

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DO RIO PARIQUERA-AÇU, VALE DO
RIBEIRA DE IGUAPE, SP, EM DIFERENTES PERÍODOS HIDROLÓGICOS**

**Aluno: Davi Gasparini Fernandes Cunha
Orientadora: Profª Tit. Maria do Carmo Calijuri**

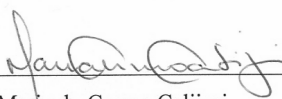
**Monografia apresentada ao curso de
graduação em Engenharia Ambiental
da Escola de Engenharia de São
Carlos, da Universidade de São
Paulo (EESC-USP).**

**SÃO CARLOS, SP
2007**

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Davi Gasparini Fernandes Cunha

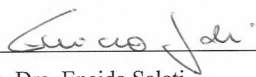
Monografia defendida e aprovada em: 14 de novembro de 2007 pela Comissão Julgadora:



Profa. Dra. Maria do Carmo Calijuri



Profa. Dra. Carla Daniela Câmara



Profa. Dra. Eneida Salati



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina SHS-0342- Trabalho de Graduação

Dedico esta monografia à Prof^a Tit. Maria do Carmo Calijuri, por me iniciar no admirável mundo da pesquisa com entusiasmo, confiança, dedicação, profissionalismo e amizade.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, e em especial, à Prof^a Tit. Maria do Carmo Calijuri, pela confiança, pelo profissionalismo, pelo apoio irrestrito, pela oportunidade única de aprendizado e crescimento profissional e, sobretudo, pela amizade construída ao longo de mais de três anos de agradável convívio.

À Prof^a Dra. Carla Daniela Câmara e à Prof^a Dra. Eneida Salati, pela disponibilidade em participar da banca julgadora.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de iniciação científica (Processo 06/53550-4) e pelo suporte financeiro (Processo 02/13449-1).

A toda a equipe do Projeto Temático (Processo Fapesp 02/13449-1): “Estudo dos Sistemas Naturais e Artificiais Redutores de Cargas Poluidoras para a Sustentabilidade dos Recursos Hídricos do Baixo Ribeira do Iguape, SP”, que agregou pesquisadores de diversas instituições, Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP), Instituto de Ciências Biomédicas (ICB-USP), Universidade Federal de Viçosa (UFV-MG) e Universidade de Santo Amaro (UNISA-SP), e possibilitou o crescimento profissional e o amadurecimento científico de todos os participantes.

À Adriana Cristina Poli Miwa pela amizade, pelas críticas e sugestões de extrema importância para o desenvolvimento desta pesquisa e, também, pelas valiosas contribuições em artigos, treinamentos para atividades de campo e análises em laboratório.

À Juliana Moccellin pela amizade, por compartilhar comigo o mesmo rio estudado e, justamente por isso, por dispensar inestimável apoio nas análises em laboratório e na discussão dos resultados.

A todos os colegas do laboratório Biotace: Adriana Barbosa, Caroline Gomes da Cunha, Ive Ciola Ferraz, Natália Furlan, Patrícia Bortoletto de Falco, Paulo Vagner dos Santos, Roseli Frederigi Benassi, Simone Pereira Casali e Yugo Matsuda pela dedicação à pesquisa e pela seriedade nas mais diversas atividades desenvolvidas em parceria. Em especial, agradecimento à Luci Aparecida Queiroz, técnica do laboratório Biotace, pela constante disponibilidade em ajudar e, sobretudo, pela distinta competência profissional.

Aos técnicos 'Miro' (Waldomiro Antônio Filho) e 'Betão' (José Roberto Maramarque) e ao motorista 'Benê' (Benedito Patracon), por todo o apoio nas atividades de campo.

Ao Eng^o Osvaldo Beltrame Filho, da Sabesp de Registro (SP), pela ajuda concedida nos trabalhos de campo.

Aos futuros engenheiros ambientais da EESC-USP (1^o, 2^o, 3^o, 4^o e 5^o anos), grandes e inigualáveis amigos e pessoas fundamentais em minha vida.

A toda minha família, em especial aos meus pais, Cristina Salata Gasparini Fernandes Cunha e Paulo Cesar Fernandes Cunha, à minha irmã, Claudia Gasparini Fernandes Cunha, e aos meus avós maternos, Janete Amália Gasparini e Wilson Antonio Gasparini. Além de exemplos a serem seguidos, cada um teve, à sua maneira, participação fundamental neste trabalho, mesmo que inconscientemente. Pelo amor, pela atenção, pela alegria, pela força e estímulo transmitidos, pela fé, pela dedicação integral, pela preocupação, pelo apoio irrestrito, cada um deles contribui, diariamente, para a minha formação como profissional e como ser humano.

Enfim, meus sinceros agradecimentos a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, consciente ou inconscientemente, para a realização desta pesquisa.

Para ser grande, sê inteiro;
nada teu exagera ou exclui.
Sê todas as coisas.
Põe quanto és no mínimo que fazes.
Assim em cada lago a lua toda brilha
porque alta vive.

- Fernando Pessoa

SUMÁRIO

Lista de Abreviaturas.....	i
Lista de Figuras.....	ii
Lista de Tabelas.....	v
Resumo.....	viii
Abstract.....	ix
1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	2
3. Justificativa.....	3
4. Área de estudo.....	5
5. Revisão da literatura.....	10
6. Materiais e Métodos.....	20
6.1. Variáveis climatológicas.....	23
6.2. Variáveis hidrológicas.....	23
6.3. Variáveis da água.....	23
6.3.1. Análises estatísticas.....	24
6.4. Variáveis do sedimento.....	25
7. Resultados e discussão.....	25
7.1. Variáveis climatológicas.....	27
7.2. Variáveis hidrológicas.....	29
7.3. Variáveis da água.....	31
7.3.1. Comparação entre métodos de determinação de clorofila- <i>a</i>	53
7.3.2. Análises estatísticas.....	56
7.4. Variáveis do sedimento.....	59
8. Conclusões.....	67
9. Recomendações.....	69
10. Referências bibliográficas.....	71

LISTA DE ABREVIATURAS

Biotace.....	Laboratório de Biotoxicologia em Águas Continentais e Efluentes
Cl-a.....	Clorofila- <i>a</i>
DP.....	Desvio Padrão
Eh.....	Potencial Redox
ETE.....	Estação de Tratamento de Esgoto
IAC.....	Instituto Agronômico de Campinas
IET.....	Índice de Estado Trófico
Igeo.....	Índice de Geoacumulação
LD.....	Límite de Detecção
MO.....	Matéria Orgânica
Ntot.....	Nitrogênio total
OD.....	Oxigênio Dissolvido
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄ i.....	Fosfato inorgânico (ortofosfato)
Ptot.....	Fósforo total
Sabesp.....	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
T.....	Temperatura

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo e dos municípios, no estado de São Paulo.....	5
Figura 2 – Mapa hidrográfico da área de estudo, com destaque para os rios Guaraú, Jacupiranguinha, Jacupiranga e Pariquera-Açu.....	6
Figura 3 - Plantações de chá e banana, que constituem a principal atividade econômica desenvolvida na área de estudo. Fotos: Davi Gasparini Fernandes Cunha (ano: 2007).....	7
Figura 4 - Transporte e transformação de contaminantes em sedimentos. Fonte: Adaptado de Eggleton e Thomas (2004).....	18
Figura 5 - Pontos de coleta no rio Pariquera-Açu. Ponto 1 (P1): próximo à nascente do rio Pariquera-Açu (S 24° 44' 54" e WO 47° 56' 58"). Ponto 2 (P2): zona rural, Sítio São Geraldo (S 24° 43' 46" e WO 47° 56' 28"). Ponto 3 (P3): antes da município de Pariquera-Açu (S 24° 43' 36" e WO 47° 54' 26"). Ponto 4 (P4): ponto de captação de água de abastecimento pela Sabesp (S 24° 43' 00" e WO 47° 53' 40"). Fotos: Davi Gasparini Fernandes Cunha (ano: 2007).....	21
Figura 6 - Pontos de coleta no rio Pariquera-Açu. Ponto 5 (P5): antes da Estação de Tratamento de Esgoto (S 24° 42' 07" e WO 47° 52' 55"). Ponto 6 (P6): depois da Estação de Tratamento de Esgoto (S 24° 42' 03" e WO 47° 52' 55"). Ponto 7 (P7): depois do município de Pariquera-Açu (S 24° 37' 57" e WO 47° 50' 59"). Ponto 8 (P8): próximo ao Parque Estadual Campina do Encantado (S 24° 36' 41" e WO 47° 46' 38"). Ponto 9 (P9): foz do rio Pariquera-Açu, antes do encontro com o rio Ribeira de Iguape (S 24° 37' 56" e WO 47° 44' 12"). Fotos: Davi Gasparini Fernandes Cunha, com exceção da foto do Ponto 8, tirada por Patrícia Bortoletto de Falco (ano: 2007).....	22
Figura 7 - Precipitação total mensal (mm) e média das temperaturas máximas e mínimas do ar (°C) nos meses de janeiro a dezembro de 2006 e de janeiro a julho de 2007. Fonte: CIIAGRO (2007).....	27
Figura 8 - Precipitação diária (mm) entre os dias 12/01/2007 e 24/01/2007, com destaque para os dias em que foi efetuada a coleta de janeiro: 17/01/2007, 18/01/2007 e 19/01/2007. Fonte: CIIAGRO (2007).....	28
Figura 9 - Precipitação diária (mm) entre os dias 20/07/2007 e 31/07/2007, com destaque para os dias em que foi efetuada a coleta de julho: 25/07/2007, 26/07/2007 e 27/07/2007. Fonte: CIIAGRO (2007).....	28

Figura 10 – Velocidade média de escoamento (m.s^{-1}) da água do rio Pariquera-Açu em alguns pontos de amostragem para os três dias da coleta de janeiro de 2007.....	29
Figura 11 - Velocidade média de escoamento (m.s^{-1}) da água do rio Pariquera-Açu em alguns pontos de amostragem para os três dias da coleta de julho de 2007.....	30
Figura 12 - Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007.....	31
Figura 13 - Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007.....	31
Figura 14 - Potencial hidrogeniônico (pH) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007.....	33
Figura 15 - Potencial hidrogeniônico (pH) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007.....	33
Figura 16 - Oxigênio dissolvido (%) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007.....	34
Figura 17 - Oxigênio dissolvido (%) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007.....	35
Figura 18 - Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007.....	35
Figura 19 - Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007.....	36
Figura 20 - Potencial redox (mV) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007.....	36
Figura 21 - Potencial redox (mV) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007.....	37
Figura 22 - Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007.....	37
Figura 23 - Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007.....	38

Figura 24 - Turbidez (NTU) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007.....	38
Figura 25 - Turbidez (NTU) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007.....	39
Figura 26 - Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos diversos pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu para a coleta de janeiro de 2007.....	49
Figura 27 - Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos diversos pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu para a coleta de julho de 2007.....	49
Figura 28 - Correlação entre as concentrações de clorofila-a determinadas por dois diferentes métodos, Nush (1980) e Arar e Collins (1997), para as coletas de janeiro e julho de 2007.....	54
Figura 29 - Dendograma da análise de agrupamento (<i>clustering analysis</i>) das médias das variáveis abióticas da água do rio Pariquera-Açu em janeiro de 2007.....	58
Figura 30 - Dendograma da análise de agrupamento (<i>clustering analysis</i>) das médias das variáveis abióticas da água do rio Pariquera-Açu em julho de 2007.....	58
Figura 31 - Matéria orgânica (%) no sedimento do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nas coletas de janeiro e julho de 2007.....	59
Figura 32 - Nitrogênio total (mg.g^{-1}) no sedimento do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nas coletas de janeiro e julho de 2007.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Etapas de desenvolvimento econômico do Vale do rio Ribeira de Iguape. Fonte: elaborada a partir de Braga (1999).....	8
Tabela 2 - Taxa (%) de alguns problemas sociais enfrentados pelo município de Pariquera-Açu dentro de um contexto regional (Vale do rio Ribeira de Iguape) e estadual (estado de São Paulo). Fontes: Benício e Monteiro (1997), Arias (1999), IBGE (2000) e Chabaribery et al. (2004).....	9
Tabela 3 - Classes do Índice de Estado Trófico (IET) de acordo com os estados de trofia do sistema aquático. Fonte: Carlson (1974).....	13
Tabela 4 - Classificação do IET. Fonte: Toledo et al. (1983).....	15
Tabela 5 - Classificação limnológica do estado trófico através das faixas de variação das variáveis clorofila-a, fósforo total e ortofosfato na água. Fonte: Toledo et al. (1983).....	16
Tabela 6 - Limites sugeridos para classificação de graus de trofia de rios temperados. Fonte: Adaptado de Dodds, Jones e Welch (1998).....	16
Tabela 7 – Alguns metais pesados e elementos-traço e seus efeitos à saúde humana. Fonte: CUT-RJ (2000).....	19
Tabela 8 - Classificação do Igeo, conforme o grau de poluição. Fonte: Moreira e Boaventura (2003).....	20
Tabela 9 - Ocupação das margens direita e esquerda do rio Pariquera-Açu e características gerais, observadas em campo, dos nove pontos de amostragem, durante a coleta de janeiro de 2007.....	26
Tabela 10 – Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) do rio Pariquera-Açu em alguns pontos de amostragem para os três dias da coleta de janeiro e de julho de 2007.....	30
Tabela 11 - Nitrogênio total ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico.....	40
Tabela 12 - Nitrogênio total ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico.....	40
Tabela 13 - Fósforo total ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico.....	41
Tabela 14 - Fósforo total ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico.....	42
Tabela 15 - Ortofosfato ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico.....	43

Tabela 16 - Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico.....	44
Tabela 17 - Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico.....	45
Tabela 18 - Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico.....	45
Tabela 19 - Matriz de correlação entre as variáveis da coluna de água do rio Pariquera-Açu (Ntot., Ptot., PO_4 i., Cl-a, OD, Eh, pH e T) para as coletas de janeiro e julho de 2007.....	47
Tabela 20 - IET médio para cada ponto de amostragem e sua respectiva classificação segundo Toledo et al. (1983).....	48
Tabela 21 - Potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD, mg.L^{-1}), fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) estabelecidos pela legislação Brasil (2005) para rios de Classe 2 e comparação com os valores encontrados nos pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu.....	52
Tabela 22 - Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu, por espectrofotometria e por fluorimetria, para o último dia de cada coleta: 19/01/2007 e 27/07/2007.....	55
Tabela 23 - Matriz de correlação entre as concentrações de clorofila-a determinadas pelo método fluorimétrico (RAW) e a turbidez da água do rio Pariquera-Açu, para as coletas de janeiro e julho de 2007.....	56
Tabela 24 – Análise de Variância (ANOVA) para o rio Pariquera-Açu, considerando as duas coletas efetuadas e os três dias consecutivos de amostragem em cada uma delas.....	57
Tabela 25 - Fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no sedimento do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 18 de janeiro e 27 de julho de 2007.....	61
Tabela 26 - Concentrações (mg.kg^{-1}) de cádmio, cobre, chumbo, manganês e mercúrio nos nove pontos de amostragem do sedimento do rio Pariquera-Açu, em janeiro de 2007.....	62
Tabela 27 - Comparação entre as máximas concentrações de alguns metais pesados no sedimento do rio Pariquera-Açu e do rio Jacupiranguinha.....	63
Tabela 28 - Limites propostos por diferentes pesquisadores e instituições para os metais cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb), manganês (Mn) e mercúrio (Hg) em sedimentos de rios.....	64

Tabela 29 - Matriz de correlação entre cobre (Cu), chumbo (Pb), manganês (Mn), mercúrio (Hg), matéria orgânica (MO), fósforo total (P) e nitrogênio total (N) no sedimento do rio Pariquera-Açu para a coleta de janeiro de 2007.....	65
Tabela 30 - Concentrações de <i>background</i> para o cálculo do Igeo dos metais quantificados no sedimento do rio Pariquera-Açu.....	66
Tabela 31 - Índices de Geoacumulação (Igeo) para todos os metais pesados quantificados no sedimento do rio Pariquera-Açu, em janeiro de 2007..	66

RESUMO

CUNHA, D.G.F. **Avaliação do estado trófico do rio Pariquera-Açu, Vale do Ribeira de Iguape, SP, em diferentes períodos hidrológicos.** Monografia apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. 97f.

A qualidade da água, que é um bem mineral de domínio público, deve ser garantida por meio da gestão integrada dos recursos hídricos, considerando os seus usos múltiplos e incorporando, nos planos de manejo e gerenciamento das bacias hidrográficas, as premissas da sustentabilidade ambiental. Desenvolvida na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, região mais pobre do estado de São Paulo, esta pesquisa teve como objetivo primordial avaliar o estado trófico do rio Pariquera-Açu em diferentes períodos hidrológicos, por meio de coletas realizadas em janeiro e julho de 2007. O uso e ocupação do solo na região de entorno se resumem a práticas agropecuárias (cultivo de chá e banana e criação de gado) e à presença de aglomerado urbano (município de Pariquera-Açu). Para a avaliação do estado trófico do rio, foi calculado o Índice de Estado Trófico médio (IETm), que agrega algumas variáveis da coluna de água, possibilitando a classificação de cada ponto de amostragem em oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Além disso, foram utilizados, individualmente, diversos indicadores de estado trófico de sistemas lóticos, que incluem variáveis da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, potencial redox, condutividade, turbidez, concentração de fósforo e nitrogênio totais e de clorofila-*a*) e do sedimento (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo totais, além de alguns metais pesados e elementos-traço). Os resultados do IETm revelaram tendência de aumento do nível de trofia do ecossistema desde sua nascente (IETm = 40, oligotrófico, em janeiro e IETm = 46, oligotrófico, em julho) até a foz (IETm = 72, eutrófico, em janeiro e IETm = 76, eutrófico, em julho). A variação espacial do estado trófico, portanto, foi nítida nas duas coletas, influenciada, sobretudo, pela proximidade da nascente do rio, pela influência do município, pelo lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e pelo comportamento lântico do rio no último ponto de amostragem (Ponto 9). Quanto aos metais pesados, as máximas concentrações de cobre, chumbo, manganês e mercúrio no sedimento foram de 14,0 mg.kg⁻¹, 26,0 mg.kg⁻¹, 424,0 mg.kg⁻¹ e 0,014 mg.kg⁻¹, respectivamente. O cálculo do Índice de Geoacumulação revelou que o sedimento do rio não esteve poluído por nenhum dos metais quantificados no período estudado. Espera-se que a caracterização abrangente do sistema aquático, alvo desta pesquisa, possa oferecer subsídios à implementação de projetos que promovam a melhoria das condições de vida da população local, aliada à conservação do valioso patrimônio ambiental da região.

Palavras-chave: índice de estado trófico; metais pesados; rios tropicais; sedimentos de rios; Vale do rio Ribeira de Iguape.

ABSTRACT

CUNHA, D.G.F. Trophic state assessment of Pariquera-Açu River, Ribeira do Iguape Watershed (São Paulo state, Brazil) in different hydrologic periods.

Course Conclusion Monograph, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. 97s.

The water quality, which is a public mineral good, must be guaranteed by an integrated management plan of the hydric resources, considering their multiple uses and incorporating the sustainability premises. Developed in Ribeira do Iguape Watershed, the poorest region in São Paulo state, Brazil, this research aimed to assess the trophic state of Pariquera-Açu River during different hydrological periods, through two sampling campaigns, in January and July, 2007. The use and occupation of the surrounding area are represented by agriculture practices (mainly tea cultivation), cattle breeding and by Pariquera-Açu municipal district. For the river trophic state assessment, MTSI (Mean Trophic State Index) was calculated, aggregating some water variables. So, the environment could be classified as oligotrophic, mesotrophic or eutrophic. Besides, many trophic state indicators of lotic aquatic systems were considered individually, including water variables (temperature, pH, dissolved oxygen, redox potential, conductivity, turbidity, total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll-a concentrations) and sediment ones (organic matter, total phosphorus and total nitrogen and also some heavy and trace metals). MTSI results revealed a tendency of increasing trophic state from the spring of Pariquera-Açu River (MTSI = 40, oligotrophic, in January and MTSI = 46, oligotrophic, in July) to its end (MTSI = 76, eutrophic, in January and MTSI = 72, eutrophic, in July). There was clear spatial variation of trophic state, which was mainly influenced by the proximity of the river spring, and of the urban area (municipal district), by the effluent discharge of the WTP (Wastewater Treatment Plant) and by the lentic behavior presented by the river in the SS9 (Sampling Station 9). When it comes to the metals in the sediment, the highest concentrations of copper, lead, manganese and mercury were 14.0 mg.kg^{-1} , 26.0 mg.kg^{-1} , 424.0 mg.kg^{-1} and 0.014 mg.kg^{-1} , respectively. The Igeo (Geoaccumulation Index) calculation revealed that Pariquera-Açu River sediment was not polluted by these metals. The characterization of the aquatic ecosystem, primary aim of the present research, might offer subsidies to the implementation of projects that could improve the life quality of the local population and promote the conservation of the rich natural resources in the region.

Key-Words: trophic state index; heavy metals; tropical rivers; river sediments; Ribeira do Iguape Watershed.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos, de modo geral, têm grande significado ecológico, econômico e social. O gerenciamento, conservação e recuperação destes sistemas são, portanto, de importância fundamental, com reflexos na economia, na sociedade e nos usos múltiplos. Este gerenciamento é muito complexo, uma vez que depende de uma base de dados consistente e do desenvolvimento de mecanismos de transferência do conhecimento científico básico para a aplicação.

Nos últimos anos, é crescente o número de estudos ambientais que procuram não apenas caracterizar e compreender os processos que ocorrem na área investigada, mas também apresentar propostas e destacar as melhores opções a serem feitas no contexto do gerenciamento integrado do ambiente, visando à sustentabilidade (LINDENSCHMIDT, 2006). A qualidade dos ecossistemas aquáticos, mais especificamente, é função das atividades humanas realizadas nas redondezas e da distribuição geográfica da população. De acordo com Schulz et al. (2004), a origem das perturbações na qualidade da água se deve a várias causas simultâneas, decorrentes de ações antrópicas e de condicionantes naturais, como o aumento da densidade populacional, a influência de marés e a precipitação pluviométrica em certas épocas do ano.

Tratando-se mais especificamente de rios, que são ecossistemas abertos em constante interação com a atmosfera e com o ecossistema terrestre circundante, a investigação da qualidade das águas e dos sedimentos é de inegável importância, constituindo ferramenta ímpar e extremamente esclarecedora no contexto da sustentabilidade ambiental. Kontas (2006) ressalta que os sedimentos são excelentes indicadores de poluição ambiental. Lemes (2001) enfatiza que a ação antrópica sobre o meio aquático é a responsável pela maioria das alterações nos recursos hídricos. A entrada de nutrientes e de outros materiais alóctones, como matéria orgânica e contaminantes, ocorre de forma pontual (despejo de esgotos) ou difusa (lixiviação de áreas agrícolas e urbanas) e pode causar alterações na qualidade da água (DORNFELD, 2002). Assim, a caracterização de um sistema aquático, como no caso desta pesquisa, só tem a contribuir para o estabelecimento de um plano de manejo coerente e adequado para a região estudada, oferecendo

subsídios para que este plano concilie desenvolvimento sócio-econômico e qualidade ambiental.

Tendo-se em mente a caracterização abrangente do ecossistema aquático, a avaliação do estado trófico de rios tem-se revelado uma ferramenta interessante, sobretudo quando se estabelece um estudo comparativo, em contexto regional, como os realizados por Marques et al. (2003) e Garnier et al. (2005). Na avaliação do estado trófico de um rio, é necessário o estudo de características não apenas da coluna de água, mas também do sedimento, destacando-se a íntima relação e a contínua interação entre estes dois compartimentos.

Quanto às características físicas e químicas da água, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, potencial redox, turbidez, concentrações de nitrogênio e fósforo totais e clorofila-a são variáveis de inigualável importância. No que se refere ao sedimento de um rio, a quantificação de matéria orgânica, fósforo, nitrogênio e metais pesados permite uma visão esclarecedora dos variados tipos de processos predominantes na bacia hidrográfica estudada e a influência destes na qualidade do sistema aquático local, da sub-bacia. As concentrações de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio permitem avaliar a carga poluente que chega ao sistema aquático, além de possibilitarem a compreensão de como as características físicas e químicas da coluna de água interferem na concentração destas substâncias no sedimento. A determinação das concentrações de metais pesados, por sua vez, permite identificar os impactos negativos originados por atividades mineradoras e por efluentes tóxicos gerados por indústrias e por outras formas de intervenção humana.

2. OBJETIVOS

O objetivo primordial desta pesquisa foi avaliar o estado trófico do rio Pariquera-Açu, localizado no Vale do Ribeira de Iguape, SP, Brasil. Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos secundários:

- i. Utilizar diversos indicadores de estado trófico de sistemas lóticos, que incluem variáveis da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, potencial redox, condutividade elétrica, turbidez, concentração de fósforo

total, ortofosfato, nitrogênio total e clorofila-*a*) e do sedimento (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo totais, além de alguns metais pesados, como cádmio, cobre, chumbo, manganês e mercúrio);

- ii. Avaliar a dinâmica sazonal das variáveis da água e do sedimento e observar se ocorrem mudanças no estado trófico do sistema nas estações seca e chuvosa.

3. JUSTIFICATIVA

Primeiramente, vale mencionar que avaliações do estado trófico de rios são bastante raras. Este tipo de abordagem é mais comum para sistemas aquáticos lênticos, como os estudos desenvolvidos por Quirós (1990), Neto e Coelho (2002), Pálsson e Granéli (2004), Liou e Lo (2005) e Mariani (2006) para lagos e reservatórios, além de estudos para sistemas estuarinos e oceânicos, como os realizados por Wolff, Koch e Isaac (2000), Bricker, Ferreira e Simas (2003), Schernewski e Neumann (2005) e Coelho, Gamito e Pérez-Ruzafa (2006). Para rios temperados, as pesquisas desenvolvidas por Young et al. (1999), Dodds (2006), Jarvie, Neal e Withers (2006), Neal et al. (2006), Wysocki et al. (2006) e Billen et al. (2007) foram importantes contribuições. Entretanto, há uma carência de estudos que tratem de ecossistemas lóticos tropicais.

Estudos a respeito do nível trófico de sistemas aquáticos são inexistentes na área abrangida pela presente pesquisa. Trata-se de uma área relativamente preservada, em comparação com os demais ecossistemas do estado de São Paulo, de maneira geral, daí o interesse em observar a variação sazonal do grau de trofia de um sistema desse tipo. O rio possui mata ciliar em grande parte de seu curso.

As principais interferências antrópicas neste sistema aquático são o lançamento de esgoto tratado pela Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Pariquera-Açu, a qual é monitorada pela Sabesp, além de atividades agrícolas (plantações de chá e banana) e pecuárias (criação de bovinos e bubalinos) nas adjacências do rio, ao longo de seu curso. Vale citar, também, que o rio atravessa o município de Pariquera-Açu, onde sofre impactos da ação antrópica. Em visita

prévia, não foram observadas indústrias na região. Assim, aparentemente o rio Pariquera-Açu não recebe efluentes industriais.

Justamente por se tratar de um ecossistema aquático ainda relativamente preservado, foi possível avaliar o estado de trofia do sistema e compará-lo com os de outros ecossistemas impactados e poluídos, estudados por diferentes pesquisadores. Fato é que pouco se sabe a respeito do impacto potencial das alterações nos padrões de uso e ocupação do solo sobre os ciclos biogeoquímicos que ocorrem em ecossistemas aquáticos tropicais (TWILLEY e DAY, 1998). A quantificação de variáveis da água e do sedimento foi utilizada para a investigação dessas alterações. Essas variáveis constituem indicadores, que são, como destacou Leonardo (2003), um conjunto complexo de atributos ou medidas que personificam um aspecto particular do componente de interesse. Assim, os indicadores devem ser vistos como uma ferramenta de informação e podem ser qualquer variável ou componente do ecossistema.

Um dos indicadores do nível de trofia do rio Pariquera-Açu foi a concentração de clorofila-*a* na coluna de água. Nesta pesquisa, como um apêndice, foi feita a comparação entre dois diferentes métodos de determinação de clorofila na água, o método espectrofométrico e o fluorimétrico. Dos Santos et al. (2003) também compararam diferentes métodos de determinação de clorofila em amostras de água. Assim, foi possível confrontar os dados deste artigo com os resultados obtidos na presente pesquisa.

Além disso, o estudo de metais pesados no sedimento é de fundamental importância, conhecida a toxicidade elevada destes compostos. Alguns metais determinados nesta pesquisa são recalcitrantes, bem como xenobióticos, isto é, não são reconhecidos pelas células e, por isso, são extremamente tóxicos. Foi possível comparar as concentrações de metais pesados no sedimento do rio Pariquera-Açu com as concentrações destas substâncias determinadas no sedimento do rio Jacupiranguinha, localizado no município de Cajati, também na região do Vale do Ribeira de Iguape. Este rio não apresenta mata ciliar e atravessa regiões que abrigaram, há algumas décadas, atividades mineradoras e industriais. Segundo Miwa (2007), Cajati ainda enfrenta uma série de problemas com os efluentes de esgoto, já que as sub-bacias próximas recebem grande carga de esgoto não tratado.

4. ÁREA DE ESTUDO

O rio Pariquera-Açu se localiza no município de mesmo nome e faz parte da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape (Figura 1). Os principais rios abrangidos pela área de estudo são os rios Canha, Guaraú, Jacupiranguinha, Jacupiranga e Pariquera-Açu (Figura 2).

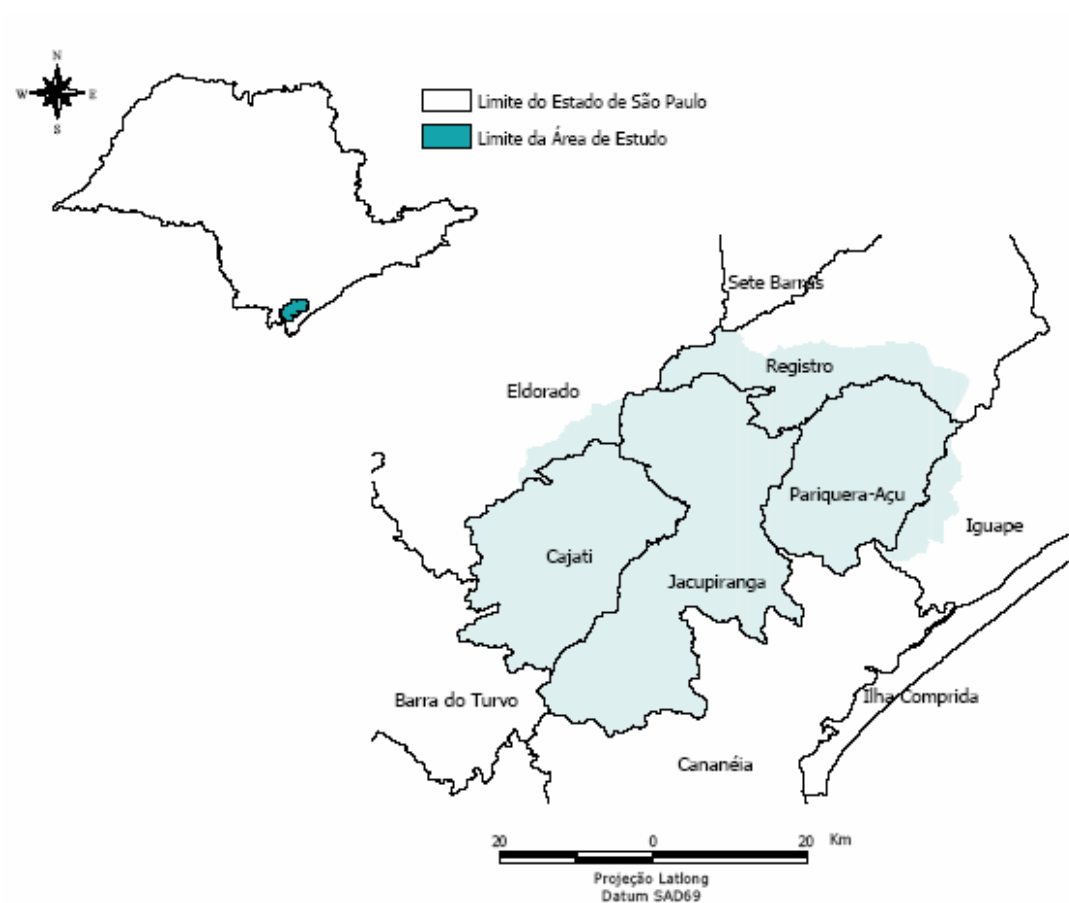


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo e dos municípios, no estado de São Paulo

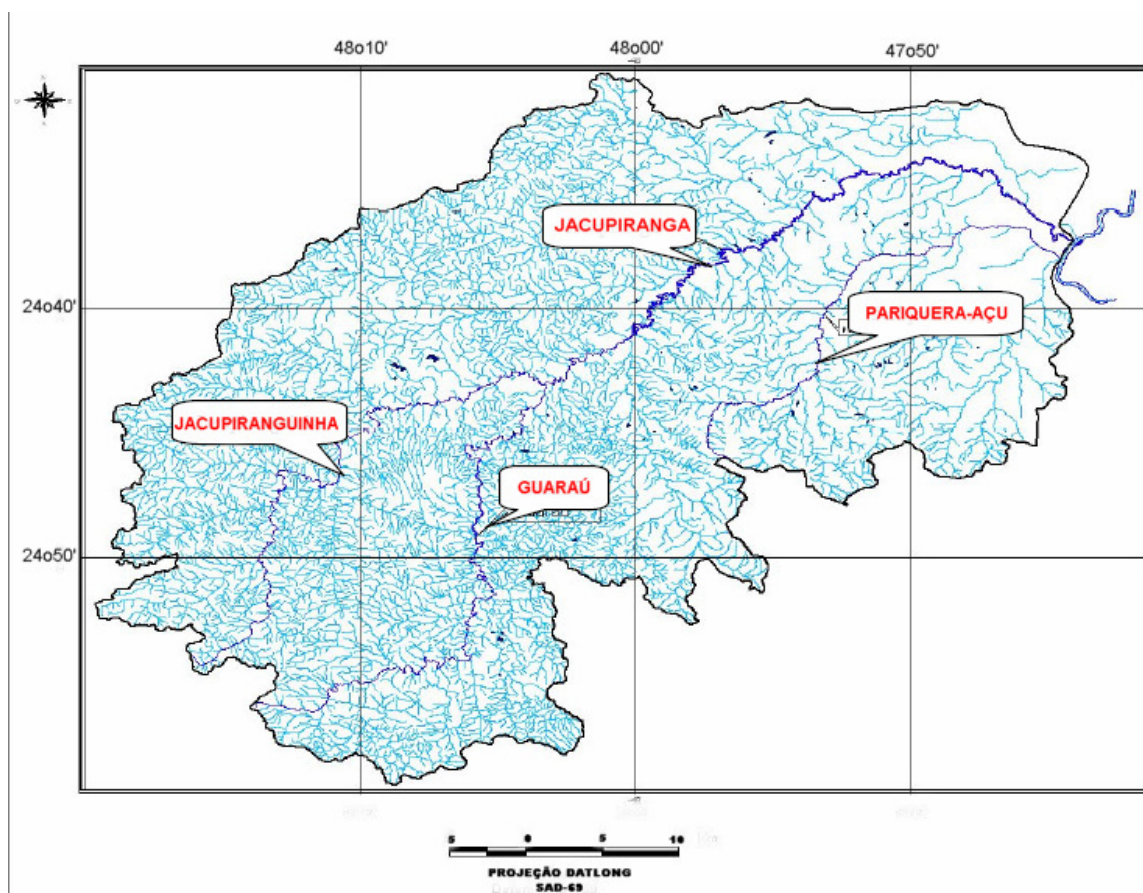


Figura 2 – Mapa hidrográfico da área de estudo, com destaque para os rios Guaraú, Jacupiranguinha, Jacupiranga e Pariquera-Açu

A região da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape tem como coordenadas geográficas: latitudes 23°30' e 25°30'S e longitudes 46°50' e 50°00'W (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2002). De acordo com a mesma fonte, o município de Pariquera-Açu possui área de 370 km² e, segundo SEADE (2005), população residente de 20.004 habitantes, dos quais 14.177 habitantes vivem em área urbana, refletindo uma taxa de urbanização de cerca de 71%. A principal atividade econômica desenvolvida na região é a agricultura, com cultivo de banana e chá (Figura 3), além da pecuária.



Figura 3 - Plantações de chá e banana, que constituem a principal atividade econômica desenvolvida na área de estudo. Fotos: Davi Gasparini Fernandes Cunha (ano: 2007)

De acordo com Chabaribery et al. (2004), o principal confronto teórico identificado na questão do desenvolvimento regional do Vale Ribeira refere-se concretamente à necessidade de cercar ou não a natureza para manter a diversidade biológica. Vale mencionar que a região de estudo abrangida por esta pesquisa apresenta significativos fragmentos de Mata Atlântica. São mais de 2,1 milhões de hectares de florestas, equivalente a aproximadamente 21% dos remanescentes de Mata Atlântica do país, 150 mil hectares de restingas e 17 mil hectares de manguezais, além de abrigar um dos mais importantes patrimônios espeleológicos (formações de cavernas) do Brasil (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2002). Chabaribery et al. (op. cit.) destacaram que esses recursos florestais comportam uma fauna diversificada e parte é mantida em Unidades de Conservação de várias categorias, contemplando diversos usos que vão do lazer para a população em geral até o uso restrito para a pesquisa científica.

Todo este patrimônio ambiental, contudo, contrasta com uma série de graves problemas sociais e econômicos enfrentados pela região. Braga (1999) destacou que o Vale do Ribeira é a região mais pobre do estado de São Paulo, com indicadores de pobreza similares aos encontrados no nordeste brasileiro. Neste contexto, recorrer a uma breve descrição cronológica das fases de desenvolvimento da região (Tabela 1) é bastante interessante e esclarecedor, pois permite o entendimento dos motivos que, desde o século XVI, conduzem a região a permanecer como uma das mais pobres e menos desenvolvidas do Brasil.

Tabela 1 - Etapas de desenvolvimento econômico do Vale do rio Ribeira de Iguape

Século	Caracterização econômica
XVI	Povoamento restrito ao litoral. Economia limitada à pesca, coleta e lavoura de subsistência. Região vista como ponto estratégico, pois se situa no limite territorial demarcado pelo antigo Tratado de Tordesilhas: funções de defesa, ocupação e expansão do território pelos portugueses;
XVII	Mineração no Baixo Ribeira promove impulso na economia da região. Inicia-se o “ ciclo do ouro ”. Povoamento, antes restrito ao litoral, avança para regiões do interior. Após o “ciclo do ouro”, ao final do século XVII, desenvolve-se, na região, um ciclo econômico de curta duração, restrito à zona litorânea: o “ ciclo da construção naval ”;
XVIII	Retomada da mineração, que passou a ser desenvolvida no Alto Ribeira, onde foi encontrado ouro de aluvião. Com o esgotamento dos aluviões, a região passa por profunda estagnação econômica ;
XIX	Inicia-se o "ciclo do arroz", mais pronunciado no Baixo Ribeira. A rizicultura, no entanto, tem curta duração e a região entra, novamente, em estagnação econômica a partir de 1870;
XX	Retomada da mercantilização regional com a introdução de novas culturas, como chá e banana, trazida por japoneses. A teicultura e a bananicultura impõem-se, desde então, como as principais atividades econômicas da região.

Fonte: elaborada a partir de Braga (1999)

Tratando-se mais especificamente de Pariquera-Açu, vale mencionar que o município apresenta graves problemas sociais. Alguns deles são apresentados na Tabela 2.

A evasão escolar no Ensino Fundamental e no Ensino Médio é alarmante, atingindo, em 1999, 8,40% e 13,10%, respectivamente. Deve-se destacar, também, a elevada porcentagem de domicílios não atendidos pela rede de abastecimento de água, 32,30%, enquanto a média para o estado de São Paulo é de 6,50%. Chama a atenção, positivamente, o Índice de Unidades de Saúde para o município de Pariquera-Açu, 1,42%, mais de seis vezes maior que o índice médio para o estado de São Paulo. Freitas (2005) ressaltou que a tendência de concentração das instituições de saúde, de produção científica e dos grupos de pesquisas se combina com a tendência de concentração de pesquisas sobre determinados

problemas (mercúrio em áreas onde há garimpo de ouro, por exemplo), e em determinados municípios e localidades que possuam alguma característica peculiar (presença de vetores de doenças no município de Pariquera-Açu, em São Paulo, por exemplo).

Tabela 2 - Taxa (%) de alguns problemas sociais enfrentados pelo município de Pariquera-Açu dentro de um contexto regional (Vale do rio Ribeira de Iguape) e estadual (estado de São Paulo)

Problemática/fator social	Pariquera-Açu	Média para o Vale do Ribeira de Iguape	Média para o estado de São Paulo
Desnutrição entre crianças menores de 5 anos, em 1991	6,66	8,30	-
Coeficiente de mortalidade infantil ¹ de crianças menores de 1 ano em 1996/2001	22,22/21,88	26,81/18,84	22,74/15,85
População indigente, em 1996	3,90	7,20	3,90
Evasão escolar no Ensino Fundamental, em 1999	8,40	8,00	2,20
Evasão escolar no Ensino Médio, em 1999	13,10	14,80	6,30
Ausência de esgotamento sanitário, em 2000	1,80	4,00	0,40
Domicílios não atendidos pela rede geral de abastecimento de água, em 2000	32,30	34,00	6,50
Índice de Unidades de Saúde ² , em 1999	1,42	0,82	0,23

¹ Coeficiente por 1.000 nascidos vivos

² Número de Unidades de Saúde por 1.000 habitantes

Fontes: Benício e Monteiro (1997), Arias (1999), IBGE (2000) e Chabaribery et al. (2004)

Assim, a complexa e intrincada realidade do Vale do Ribeira de Iguape e dos seus municípios constituintes, relacionada à biodiversidade característica do local,

aos baixos indicadores sociais e aos sérios problemas econômicos enfrentados pela região, remete à necessidade de, com urgência, buscar alternativas ao desenvolvimento da área, o qual deve ser limitado e direcionado pelas peculiaridades previamente descritas e pelos fatores anteriormente mencionados. Nesse sentido, faz-se necessário que os pesquisadores estimulem a população que vive nas comunidades do Vale do Ribeira de Iguape a se organizarem, em parceria com o poder público, em busca de projetos sustentáveis que promovam a melhoria de suas condições de vida e que permitam a conservação do inestimável patrimônio ambiental que a região ainda possui. A presente pesquisa teve como objetivo precípua fornecer subsídios a este tipo de projetos.

5. REVISÃO DA LITERATURA

Para o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos, um princípio fundamental é a adoção da bacia hidrográfica como unidade físico-territorial básica. Assim, a abordagem dos recursos hídricos através do recorte de uma bacia hidrográfica tem papel fundamental na gestão ambiental porque a água é um indicador que pode ser submetido a modelagens de simulação. É possível reproduzir o funcionamento hidráulico e ambiental a partir de uma base técnica: informação sobre apropriação da água (uso e poluição), além das características fisiográficas da bacia e do corpo de água em si.

Tratando das características físicas e químicas da água, segundo Cetesb (2006), a temperatura é uma variável extremamente importante, uma vez que condiciona as influências de uma série de variáveis físico-químicas da coluna de água. Já o oxigênio dissolvido na água também é um importante fator a ser considerado, pois permite inferir a respeito dos impactos ambientais na área, tais como despejos de efluentes domésticos, por exemplo.

A condutividade elétrica, por sua vez, fornece uma indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral. No que se refere ao pH, sua influência sobre os ecossistemas aquáticos naturais se dá diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies (CETESB, 2006). O efeito indireto é importante, uma vez que determinadas condições de pH contribuem para a precipitação de elementos químicos tóxicos,

como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre a solubilidade de nutrientes e contaminantes. Portanto, como ressaltou Rodríguez (2001), o pH é uma importante variável na avaliação da qualidade da água, já que é influenciada e influencia os processos químicos e biológicos que ocorrem no corpo de água.

De acordo com Wetzel (1983), o potencial redox representa uma medida da atividade dos elétrons liberados por reações bioquímicas. De acordo com Cetesb (2006), fósforo e nitrogênio aparecem em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários e de efluentes de diversas indústrias, como as de fertilizantes, por exemplo. Por fim, a clorofila-*a* é um dos pigmentos, além dos carotenóides e ficobilinas, responsáveis pelo processo fotossintético. A sua concentração na coluna de água é, portanto, um indicador da atividade fotossintética e, conseqüentemente, do estado de trofia do sistema biológico.

Lemes (2001) destacou que as fontes de poluição das águas estão associadas ao tipo de uso e ocupação do solo, e que cada uma destas fontes possui características próprias quanto aos poluentes que carregam. Outrossim, a avaliação das variáveis físicas e químicas da água permite a compreensão da influência das atividades humanas predominantes no local e o nível de impacto ocasionado por estas intervenções antrópicas.

O processo de eutrofização consiste num enriquecimento de nutrientes em excesso na água, especialmente compostos de fósforo e nitrogênio, provenientes da respectiva bacia de drenagem (WETZEL, 1983), resultante de aporte de nutrientes provenientes de áreas urbanas (i.e. *runoff* de aglomerados urbanos, efluentes de estações de tratamento de efluentes), atividades agrícolas (i.e. *runoff* de áreas rurais) e industriais (RÄIKE et al., 2003; KHAN e ANSARI, 2005; WOOD, HEATHWAITE e HAYGARTH, 2005; PETZOLDT e UHLMANN, 2006; SCHINDLER, DILLON e SCHREIER, 2006). Como conseqüência, há um crescimento acelerado de cianobactérias, algas e plantas superiores, afetando a composição e abundância das espécies de organismos presentes, provocando declínios nos níveis de oxigênio, produção de toxinas e uma degradação da qualidade da água, constituindo, eventualmente, uma ameaça para a saúde pública.

Em síntese, os principais efeitos da eutrofização aos ecossistemas aquáticos são (SMITH, 2003; BRICKER, FERREIRA e SIMAS, 2003; CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006):

- Aumento significativo da produtividade do sistema e da biomassa de fitoplâncton, com conseqüente incremento nas concentrações de clorofila-*a*;
- Alterações na composição da comunidade por florações de determinadas espécies, como algas e cianobactérias. Muitas dessas espécies podem tornar a água imprópria para o consumo humano, por meio da produção de toxinas;
- Danos à estrutura dos corais de ecossistemas marinhos;
- Diminuição da transparência da coluna de água;
- Aumento da condutividade elétrica da água;
- Mudanças no pH;
- Sabor e odor desagradáveis;
- Depleção de oxigênio, sobretudo com o aumento da profundidade;
- Ocorrência de anoxia e anaerobiose;
- Danos estéticos ao sistema aquático;
- Impactos econômicos negativos, incluindo desvalorização de propriedades e inibição de usos recreacionais.

Biggs (2000) destacou que as pesquisas sobre eutrofização são mais comuns em lagos e reservatórios e, justamente por isso, o enriquecimento de nutrientes em rios é motivo de grande preocupação. Desta forma, a eutrofização de sistemas aquáticos é alvo de inúmeros estudos, em diversos países, como as recentes pesquisas realizadas por Arfi (2005), Hilton et al. (2006), Jarvie, Neal e Withers (2006), Wang (2006) e Potapova e Charles (2007).

A eutrofização ocorre mais freqüentemente em sistemas lênticos, que favorecem, pelas suas características intrínsecas, o crescimento de algas. Porém, a eutrofização em ecossistemas lóticos não deve ser negligenciada. Segundo Smith (2003), é inverídica a idéia de que as características físicas dos sistemas lóticos, tais como a limitação de luz e o baixo tempo de residência da água, restringem o potencial de respostas biológicas (crescimento de biomassa) ao incremento de nutrientes no rio. O autor enfatizou que o aporte de nutrientes aos ecossistemas aquáticos lóticos é capaz de modificar substancialmente a biomassa presente no

sistema, além de alterar toda a estrutura da comunidade fitoplanctônica do ambiente aquático.

Os estudos sobre a eutrofização normalmente utilizam a avaliação do estado trófico da massa de água, realizada por meio da determinação da concentração de nutrientes no meio, além da verificação da resposta biológica a estas concentrações, através das concentrações de clorofila-*a*, que é um pigmento presente em todos os organismos que realizam fotossíntese (STREIT et al., 2005).

No contexto de avaliação do estado trófico do rio, é importante destacar o Índice de Estado Trófico (IET). De acordo com Cetesb (2006), este índice tem por finalidade classificar corpos de água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e cianobactérias, ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas. Para a classificação deste índice, são adotados os seguintes estados de trofia: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Classes do Índice de Estado Trófico (IET) de acordo com os estados de trofia do sistema aquático

Estado Trófico	Especificação	Classe do IET
Oligotrófico	Corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem (ou ocorrem minimamente) interferências indesejáveis sobre os usos da água.	1
Mesotrófico	Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.	2
Eutrófico	Corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, em função das quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos.	3

Fonte: Carlson (1974)

A classificação do estado trófico envolve o estabelecimento de níveis ou limites baseados no grau ou intensidade do processo de eutrofização e das suas conseqüências. Dessa maneira, de acordo com Toledo et al. (1983), a tarefa de estabelecer tais níveis pode ser largamente subjetiva, dependendo muitas vezes do julgamento individual de cada investigador. Além disso, a grande maioria dos sistemas de classificação do estado trófico de um ecossistema aquático se destina a lagos e reservatórios, sistema lênticos. São raras as classificações disponíveis para sistemas lóticos, de acordo com Dodds, Jones e Welch (1998).

Nesta pesquisa, uma das formas de avaliação do estado trófico do rio Pariquera-Açu foi com base no índice proposto por Carlson (1974) e modificado por Toledo et al. (1983), que incluíram, no cálculo do IET, a concentração de ortofosfato (fosfato inorgânico) em água, que é a forma fosfatada prontamente assimilada pelo fitoplâncton. O cálculo considera, originalmente, as seguintes variáveis: transparência (medida através do disco de Secchi), fósforo total e clorofila-a. Vale mencionar que este índice modificado por Toledo et al. (1983) foi estabelecido para ecossistemas tropicais, o que minimiza prováveis erros que a aplicação de outros índices, desenvolvidos com base em dados de ambientes de região temperada, possam apresentar quando aplicados para ambientes tropicais, como ressaltou Pamplin (2004). Contudo, o índice modificado por Toledo et al. (op. cit.) foi desenvolvido para sistemas lênticos. Nesta pesquisa, foi possível verificar a aplicabilidade deste índice para ambientes lóticos.

Para o rio Pariquera-Açu, não foi considerada variável transparência, devido às inconsistências encontradas em resultados de estudos de diversos ambientes, as quais decorrem, principalmente, da presença de sólidos em suspensão, orgânicos ou inorgânicos. Este tipo de ocorrência é particularmente significativa em ambientes lóticos, como já verificado por Zagatto et al. (1999).

O cálculo do IETm (Índice de Estado Trófico médio) pode ser feito de acordo com a Equação 1.

$$IETm = \frac{IET (PT) + IET (PO_4) + IET (CL)}{3} \quad (1)$$

Onde:

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

$$IET (PO_4) = 10 \left[6 - \frac{\ln \left(\frac{21,67}{PO_4} \right)}{\ln 2} \right] \quad (3)$$

$$IET(CL) = 10 \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \ln(CL)}{\ln 2} \right) \right] \quad (4)$$

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

PO₄: concentração de ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

CL: concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

ln: logaritmo natural

A classificação do IETm encontra-se na Tabela 4.

Tabela 4 - Classificação do IET

Estado Trófico	Critério
Oligotrófico	$IET \leq 44$
Mesotrófico	$44 < IET < 54$
Eutrófico	$IET \geq 54$

Fonte: Toledo et al. (1983)

Toledo et al. (1983) propôs em seu artigo, além da modificação do IET, uma classificação limnológica do estado trófico com base em faixas de variação das concentrações de clorofila-*a*, fósforo total e ortofosfato (Tabela 5).

Tabela 5 - Classificação limnológica do estado trófico através das faixas de variação das variáveis clorofila-*a*, fósforo total e ortofosfato na água.

Classificação	Clorofila-<i>a</i> (média, µg.L⁻¹)	Fósforo total (média, µg.L⁻¹)	Ortofosfato (média, µg.L⁻¹)
Oligotrófico	≤ 4,0	≤ 27,0	≤ 7,3
Mesotrófico	4,1 – 9,9	27,1 – 51,9	7,4 – 13,9
Eutrófico	≥ 10,0	≥ 52,0	≥ 14,0

Fonte: Toledo et al. (1983)

Existe, também, uma classificação alternativa, apresentada por Dodds, Jones e Welch (1998). Tal classificação foi elaborada para sistemas lóticos, mas proposta, pelos autores, para rios temperados. Dodds, Jones e Welch (op. cit.) utilizaram a distribuição de frequência de nutrientes e clorofila-*a* de um número significativo de amostras de rios de ambientes temperados (286 amostras para quantificação de clorofila-*a* e 1.366 amostras para determinação das concentrações de fósforo total) para definir três categorias de estado trófico: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Valendo-se da distribuição de frequência dos valores, o primeiro terço foi adotado para definir o limite da categoria de rios oligotróficos, o segundo terço, o limite da categoria mesotrófica e o último terço, o limite da categoria eutrófica (Tabela 6).

Tabela 6 - Limites sugeridos para classificação de graus de trofia de rios temperados

Classificação	Clorofila-<i>a</i> (média, µg.L⁻¹)	Fósforo total (média, µg.L⁻¹)	Nitrogênio total (média, µg.L⁻¹)
Oligotrófico	≤ 10,0	≤ 25,0	≤ 700,0
Mesotrófico	10,1 – 29,9	25,1 – 74,9	700,1 – 1.499,9
Eutrófico	≥ 30,0	≥ 75,0	≥ 1.500,0

Fonte: Adaptado de Dodds, Jones e Welch (1998)

A adoção de uma metodologia eficaz para determinação do estado de trofia de um ecossistema é de fundamental importância, para que essa avaliação possa ser utilizada como suporte para a definição de políticas públicas, no contexto de usos múltiplos da água e para que forneça critérios para identificar os sistemas com alto grau de risco em razão de nutrientes em excesso ou outros poluentes (BRICKER, FERREIRA e SIMAS, 2003; DUC et al., 2007).

Os sedimentos dos rios são grandes reservatórios de nutrientes e contaminantes e, em razão de sua íntima e contínua relação com a coluna de água, estão predispostos a estabelecer trocas dessas substâncias com o compartimento água, com marcante dinâmica espaço-temporal, como enfatizado por Macklin et al. (2006). Além disso, principalmente no caso de lagos e reservatórios, o sedimento freqüentemente pode ser relacionado ao estado trófico do ambiente aquático, já que a concentração da maioria dos elementos químicos é maior neste compartimento, em comparação com a coluna de água. No sedimento, ainda, ocorre grande número de reações químicas, além de processos físicos e biológicos com relação à ciclagem de nutrientes e ao fluxo de energia (BOLLMANN, CARNEIRO e PEGORINI, 2005).

No que concerne aos metais pesados, sua quantificação em sedimento se faz necessária, considerando os efeitos deletérios destas substâncias sobre a saúde humana e levando-se em conta que determinadas condições observadas na coluna de água podem acarretar a disponibilização destes compostos para a água e para toda a comunidade biológica presente. Normalmente, o aporte de metais pesados aos sistemas aquáticos está vinculado a fontes antrópicas situadas no ambiente terrestre, como atividades mineradoras, industriais, efluentes domésticos em geral, além da poluição difusa gerada em áreas urbanas e agrícolas (DALMAN, DEMIRAK e BALCI, 2006).

Os sedimentos são normalmente tratados como um compartimento de retenção de metais pesados, porém em certas condições podem liberar todos esses contaminantes para a coluna de água, como, por exemplo, após ressuspensão (i.e. dragagem de sedimentos) ou após mudanças drásticas nas características físicas e químicas na interface com a coluna de água (CAETANO, MADUREIRA E VALE, 2003; CAPLAT et al., 2005; SEGURA et al., 2006). Duó et al. (2006) destacaram que os elevados índices de toxicidade de alguns metais para os organismos, mesmo em baixas concentrações, associados a sua relativa facilidade de entrar e permanecer nas cadeias tróficas por longos períodos, reforçam a importância de estudos que determinem suas concentrações em ambientes aquáticos.

De acordo com Eggleton e Tomas (2004), os contaminantes apresentam diferentes afinidades com as diversas frações da fase sólida do sedimento. A

maioria dos metais possui afinidade com materiais particulados, tais como argilas, óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, substâncias orgânicas e material biológico, como algas e bactérias, por exemplo. A Figura 4 apresenta, de maneira esquemática, as possibilidades de distribuição de contaminantes em um rio, tanto na fase aquosa (água intersticial, água superficial) como na fase sólida (sedimento, material particulado suspenso e biota). Este esquema também é válido para os metais pesados.

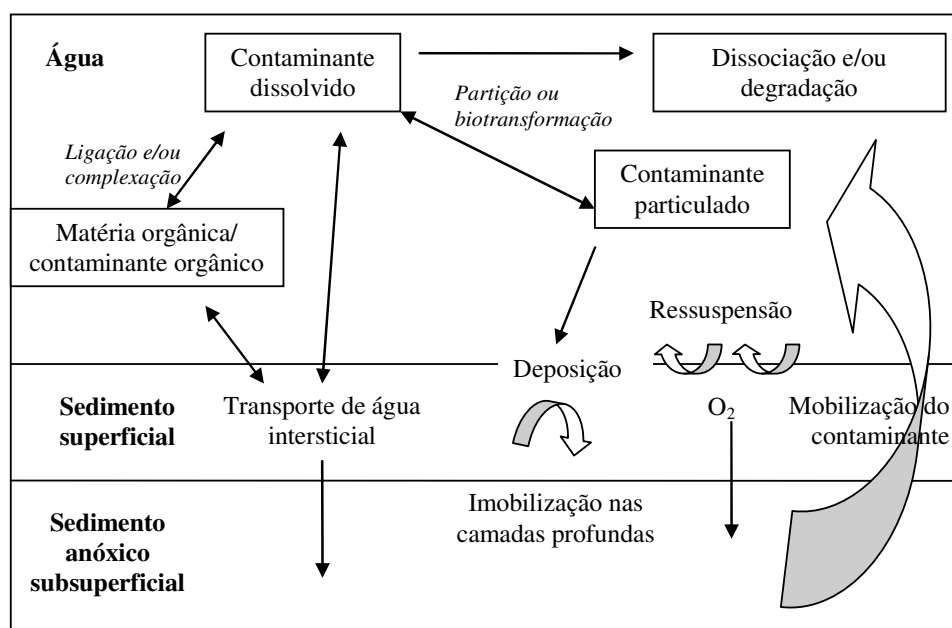


Figura 4 - Transporte e transformação de contaminantes em sedimentos.

Fonte: Adaptado de Eggleton e Thomas (2004)

A Tabela 7 apresenta alguns metais que podem estar presentes no sedimento de um rio, bem como os principais efeitos adversos ocasionados por eles à saúde humana. Destaca-se a elevada toxicidade do mercúrio ao Sistema Nervoso Central. Azevedo (2003) considera que os sedimentos de rios poluídos com mercúrio são perigosos porque este metal confinado pode permanecer ativo para a metilação por cerca de cem anos, mesmo após a eliminação da fonte de poluição. A persistência do metilmercúrio (CH_3Hg^+) nos peixes é relativamente alta porque ele é biotransformado muito lentamente.

Tabela 7 – Alguns metais pesados e elementos-traço e os seus efeitos à saúde humana

Metal	Efeitos no ser humano
Cádmio	Aumenta incidência de câncer de pulmão e próstata, além de ocasionar lesão nos rins
Chumbo	Causa doença denominada Saturnismo, caracterizada por cólicas abdominais, tremores, fraqueza muscular, lesões renal e cerebral
Cobre	Ocasiona irritação e corrosão de mucosas, problemas hepáticos, renais, irritação do sistema nervoso e depressão
Manganês	O bióxido de manganês, usado nas pilhas alcalinas, provoca anemia, dores abdominais, vômitos, crises nervosas, dores de cabeça, seborréia, impotência sexual, tremor nas mãos, perturbação emocional
Mercúrio	Causa danos ao sistema nervoso central

Fonte: CUT-RJ (2000)

O Índice de Geoacumulação (Igeo) representa uma ferramenta interessante e esclarecedora em estudos de sistemas biológicos impactados por metais pesados, sendo empregado por diversos pesquisadores (SINGH et al., 1997; HOWARY e BANAT, 2001; BERMEJO, BELTRÁN e ARIZA, 2003; BURTON, PHILLIPS e HAWKER, 2005). De acordo com Moreira e Boaventura (2003), o Igeo é amplamente usado em pesquisas de avaliação geoquímica de ambientes que sofreram interferência antrópica. A Tabela 8 apresenta a relação entre o valor de Igeo e o grau de poluição da área de estudo. O Igeo pode ser calculado de acordo com a Equação 5.

$$I_{geo} = \log_2 \times \left(\frac{C_n}{1,5 \times C_b} \right) \quad (5)$$

Na Equação 5, C_n é a concentração medida do metal na fração fina do sedimento (<63mm) e C_b é o valor geoquímico de *background* desse metal, baseado na composição média dos folhelos. O fator 1,5 da equação é utilizado para compensar possíveis variações dos dados de *background* devido a efeitos litogênicos (FÖRSTNER, 1983).

Tabela 8 - Classificação do Igeo, conforme o grau de poluição

Classificação	Classe do Igeo	Valor do Igeo
Extremamente Poluído	6	> 5
Fortemente a Extremamente Poluído	5	> 4 a 5
Fortemente Poluído	4	>3 a 4
Moderadamente a Fortemente Poluído	3	> 2 a 3
Moderadamente Poluído	2	> 1 a 2
Não Poluído a Moderadamente Poluído	1	> 0 a 1
Praticamente Não Poluído	0	< 0

Fonte: Moreira e Boaventura (2003)

Em síntese, pode-se dizer que esta pesquisa contemplou áreas muito importantes e permitiu a obtenção de dados bastante esclarecedores. O manejo responsável e ambientalmente coerente de uma bacia só é viável a partir do momento em que se tem total conhecimento da área onde se vai atuar. No caso da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, a avaliação do estado trófico do rio Pariquera-Açu oferecerá subsídios para a elaboração de planos de manejo da bacia, que satisfaçam as necessidades humanas e ao mesmo tempo levem em consideração as questões relativas ao meio ambiente.

6. MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta pesquisa, foram realizadas duas amostragens de água e de sedimento no rio Pariquera-Açu, durante três dias consecutivos, ao longo do eixo longitudinal do rio, possibilitando a observação da dinâmica sazonal de todas as variáveis

estudadas. Em visita prévia, em outubro de 2006, foram demarcados 9 pontos ao longo da área de estudo, cujas fotografias e coordenadas geográficas são apresentadas nas Figuras 5 e 6. As duas coletas foram efetuadas nos meses de janeiro e julho de 2007.



Figura 5 - Pontos de coleta no rio Pariquera-Açu. Ponto 1 (P1): próximo à nascente do rio Pariquera-Açu (S 24° 44' 54" e WO 47° 56' 58"). Ponto 2 (P2): zona rural, Sítio São Geraldo (S 24° 43' 46" e WO 47° 56' 28"). Ponto 3 (P3): antes do município de Pariquera-Açu (S 24° 43' 36" e WO 47° 54' 26"). Ponto 4 (P4): ponto de captação de água de abastecimento pela Sabesp (S 24° 43' 00" e WO 47° 53' 40"). Fotos: Davi Gasparini Fernandes Cunha (ano: 2007)

A escolha dos pontos foi feita com base na presença de alguns elementos de interesse, como a presença da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), por exemplo. Foram escolhidos dois pontos, um antes e outro após a ETE, possibilitando a avaliação do impacto gerado pelo efluente. Além disso, o ponto de captação de água pela Sabesp para abastecimento público também foi alvo de estudo, por se tratar de um ponto estratégico.

P5



P6



P7



P8



P9



Figura 6 - Pontos de coleta no rio Pariquera-Açu. Ponto 5 (P5): antes da Estação de Tratamento de Esgoto (S 24° 42' 07" e WO 47° 52' 55"). Ponto 6 (P6): depois da Estação de Tratamento de Esgoto (S 24° 42' 03" e WO 47° 52' 55"). Ponto 7 (P7): depois do município de Pariquera-Açu (S 24° 37' 57" e WO 47° 50' 59"). Ponto 8 (P8): próximo ao Parque Estadual Campina do Encantado (S 24° 36' 41" e WO 47° 46' 38"). Ponto 9 (P9): foz do rio Pariquera-Açu, antes do encontro com o rio Ribeira de Iguape (S 24° 37' 56" e WO 47° 44' 12"). Fotos: Davi Gasparini Fernandes Cunha, com exceção da foto do Ponto 8, tirada por Patrícia Bortoletto de Falco (ano: 2007)

As análises realizadas nas amostras de água e sedimento estão descritas a seguir, além da forma de análise das variáveis hidrológicas e climatológicas. São descritos, também, os procedimentos de análise estatística que foram desenvolvidos.

6.1. Variáveis climatológicas

Os dados climatológicos foram obtidos de um posto do IAC, Instituto Agrônomo de Campinas (CIIAGRO, 2007). São apresentados dados de precipitação pluviométrica mensal, diária, além de médias de temperaturas máximas e mínimas do ar. O posto meteorológico do IAC localiza-se no município de Parquera-Açu.

6.2. Variáveis hidrológicas

Para o rio Parquera-Açu, a vazão foi determinada em três pontos de amostragem, julgados representativos, a citar: Ponto 1, que é a estação amostral mais próxima da nascente do rio, Ponto 3, que é um ponto antes do município de Parquera-Açu e Ponto 5, que é situado a montante do lançamento do efluente da ETE e que já sofre influência do aglomerado urbano. O método utilizado para determinação das vazões foi baseado no levantamento do perfil de velocidades, sendo a vazão determinada pelo somatório do produto entre cada velocidade média e a sua área de influência, seguindo as recomendações de Studart (2003).

6.3. Variáveis da água

Com o auxílio da Multi-Sonda da marca Yellow Springer®, modelo 556, foram medidas algumas variáveis da água *in situ*, tais como: temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (% de saturação e mg.L⁻¹), potencial redox (mV), condutividade elétrica (µS.cm⁻¹). A turbidez da água (NTU) foi medida por meio de um turbidímetro Marconi®, de bancada. As análises das concentrações de clorofila-a (µg.L⁻¹), por sua vez, foram efetuadas por meio de dois métodos: o método convencional, de espectrofotometria, com a utilização de etanol para a extração, seguindo as recomendações de Nush (1980), e o método de fluorimetria, seguindo o protocolo descrito por Arar e Collins (1997). Foi possível comparar os resultados obtidos para

cada um dos protocolos seguidos. Foram determinadas, também, as concentrações de nitrogênio e fósforo totais e ortofosfato na água, seguindo os métodos descritos por APHA (2002).

É importante mencionar que todas as variáveis de água foram determinadas para amostras dos três dias de coleta (17, 18 e 19 de janeiro de 2007 e 25, 26 e 27 de julho de 2007). A determinação de clorofila-*a* por fluorimetria só foi realizada para as amostras de um dia de coleta de cada período.

Foi possível comparar a aplicabilidade de diferentes classificações de nível trófico de sistemas aquáticos: uma para sistemas aquáticos lênticos tropicais, proposta por Toledo et al. (1983), que utiliza faixas de variação de algumas variáveis da água (fósforo total, ortofosfato e clorofila-*a*) para definir limites entre ambientes oligotróficos, mesotróficos e eutróficos; outra desenvolvida para sistemas lóticos temperados (DODDS, JONES e WELCH, 1998), cuja avaliação também foi feita diretamente a partir de algumas variáveis da água (concentrações de fósforo total, nitrogênio total e clorofila-*a*); e, finalmente, uma idealizada para ambientes lênticos tropicais (Toledo et al., 1983), cuja avaliação foi realizada através de um índice médio (IETm), obtido através das concentrações de fósforo total, ortofosfato e clorofila-*a* em água.

6.3.1. Análises estatísticas

Todas as variáveis abióticas da coluna de água do rio Pariquera-Açu foram submetidas a análise de variância (ANOVA), com o intuito de verificar a existência de diferenças estatísticas significativas entre as duas coletas efetuadas, entre os pontos amostrados e, também, entre os três dias consecutivos de cada uma das duas amostragens, considerando probabilidade de 95% ($p < 0,05$).

Em seguida, em razão dos resultados obtidos no teste anteriormente descrito, os valores médios das variáveis químicas e físicas da água foram reunidos por coleta e submetidos a análise de agrupamento (*clustering analysis*), gerando dendogramas de similaridade entre as estações amostrais para as coletas de janeiro e julho de 2007, individualmente. Dentre os métodos existentes, optou-se pelo agrupamento pela associação não ponderada (UPGMA) e com coeficientes cofenéticos acima de 0,8 (LEGENDRE e LEGENDRE, 1983). Todas as análises estatísticas foram desenvolvidas no *software* Statística 6.0®.

6.4. Variáveis do sedimento

As amostras do sedimento do rio em estudo foram coletadas no dia 17 de janeiro e 27 de julho de 2007, com auxílio de uma draga Van Veen e posteriormente acondicionadas em potes plásticos até as análises no Laboratório Biotace, do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo (SHS-EESC-USP). As amostras que foram utilizadas para determinação das concentrações de metais pesados e elementos-traço foram conservadas em recipientes de vidro sob refrigeração.

Os teores de matéria orgânica nas amostras de sedimento foram determinados seguindo o método descrito por Trindade (1980). Fósforo e nitrogênio totais foram quantificados seguindo os protocolos descritos por Andersen (1976) e APHA (2002), respectivamente.

Além disso, as amostras de sedimento coletadas neste estudo foram enviadas ao Laboratório Bioagri Ambiental, em São Paulo (SP), para quantificação de cádmio, chumbo, cobre, manganês e mercúrio. Para a quantificação de cádmio, chumbo, cobre e manganês, foi seguido o método *Inductively Coupled Plasma (ICP)*. Para o mercúrio, adotou-se a *Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometric*. Destaca-se que as concentrações de metais pesados no sedimento foram determinadas apenas para as amostras da coleta de janeiro.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 9 apresenta características gerais de cada um dos nove pontos de amostragem, características que foram observadas na coleta realizada em janeiro de 2007 e anotadas nas fichas de campo. Alguns pontos apresentaram faixa de mata ciliar menor do que a estabelecida pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), que é de 30 m para cursos de água com menos de 10 m de largura.

Vale mencionar que nos dias 17 e 19 de janeiro, havia sol, enquanto no dia 18, o céu estava nublado. Houve chuva apenas na madrugada do dia 19 de janeiro. Na coleta de julho, os dias 26 e 27 estavam ensolarados, apesar das baixas temperaturas do ar, com mínimas de cerca de 9,0°C e 4,0°C, respectivamente. No dia 25 de julho, houve chuva e o tempo esteve nublado, com aparições esporádicas de sol.

Tabela 9 - Ocupação das margens direita e esquerda do rio Pariquera-Açu e características gerais, observadas em campo, dos nove pontos de amostragem, durante a coleta de janeiro de 2007

Ponto	Margem Direita	Margem Esquerda	Observações gerais
1	Estrada de terra, supressão de vegetação, com sinais de recuperação;	Vegetação (árvores de médio e grande porte);	- Rio estreito e pouco profundo; - Leito sombreado;
2	Estrada de terra, supressão de vegetação;	Vegetação (árvores de pequeno e médio porte);	- Leito do rio mais largo, pouco profundo e parcialmente sombreado;
3	Sinais de supressão de vegetação;	Sinais de supressão de vegetação;	- Rio mais largo e profundo; - Algumas casas no entorno e presença de uma ponte sobre o rio;
4	Ausência de vegetação;	Vegetação (árvores de pequeno e médio porte);	- Leito não sombreado; - Casas no entorno, plantações de banana e represamento do rio;
5	Presença de gramíneas e solo exposto;	Presença de gramíneas, sinais de regeneração da vegetação;	- Leito desprotegido; - Evidências de intervenção antrópica: queimadas na região de entorno;
6	Vegetação (árvores de pequeno e médio porte);	Gramíneas e vegetação (árvores de pequeno e médio porte);	- Leito não sombreado; - Margens instáveis;
7	Vegetação (árvores de médio e grande porte);	Gramíneas e vegetação (árvores de pequeno e médio porte);	- Margens instáveis; - Influência antrópica: ponte sobre trecho do rio;
8	Gramíneas, sinais de supressão de vegetação;	Gramíneas e vegetação de médio porte;	- Baixa velocidade da água do rio;
9	Gramíneas;	Gramíneas;	- Leito profundo (aproximadamente 3m) e baixa velocidade da água do rio; - Pouco antes do encontro com o rio Ribeira de Iguape;

7.1. Variáveis climatológicas

A Figura 7 apresenta dados de precipitação pluviométrica média mensal na área de estudo, de acordo com CIIAGRO (2007), além das médias das temperaturas máximas e das temperaturas mínimas do ar observadas em meses dos anos de 2006 e 2007. De acordo com Viana (2005), a precipitação pluviométrica interfere em vários processos físicos e químicos dos ecossistemas aquáticos, como por exemplo, na vazão, no transporte de sedimentos, na turbidez, na condutividade, no pH, entre outras variáveis.

Os meses de janeiro e julho de 2007 apresentaram precipitação total de 274,2 mm e 149,4 mm, respectivamente. Destaca-se que o mês de julho de 2007, em comparação com o mesmo mês do ano de 2006, apresentou precipitação pluviométrica acima do esperado. Assim, embora o mês de julho seja, tradicionalmente, reconhecido como período de estiagem, julho de 2007 foi um período atípico, com níveis elevados de precipitação, superior, por exemplo, à lâmina total de água precipitada no mês de março de 2007, que normalmente é tratado como época chuvosa. A média das temperaturas máximas do ar em janeiro e em julho de 2007 foram, respectivamente, 30,3°C e 21,9°C. Já a média das temperaturas mínimas, 20,5°C e 10,8°, respectivamente.

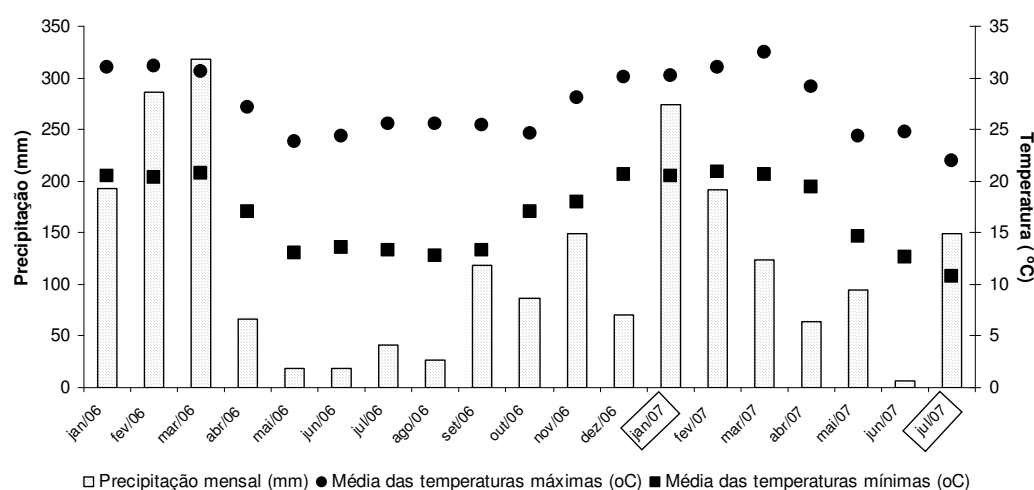


Figura 7 - Precipitação total mensal (mm) e média das temperaturas máximas e mínimas do ar (°C) nos meses de janeiro a dezembro de 2006 e de janeiro a julho de 2007. Fonte: CIIAGRO (2007)

As Figuras 8 e 9 apresentam maior detalhamento sobre a precipitação pluviométrica dos meses em que foram efetuadas as duas coletas, janeiro e julho de 2007. São apresentados dados diários de precipitação, com destaque para o montante de chuva referente aos dias específicos de cada coleta.

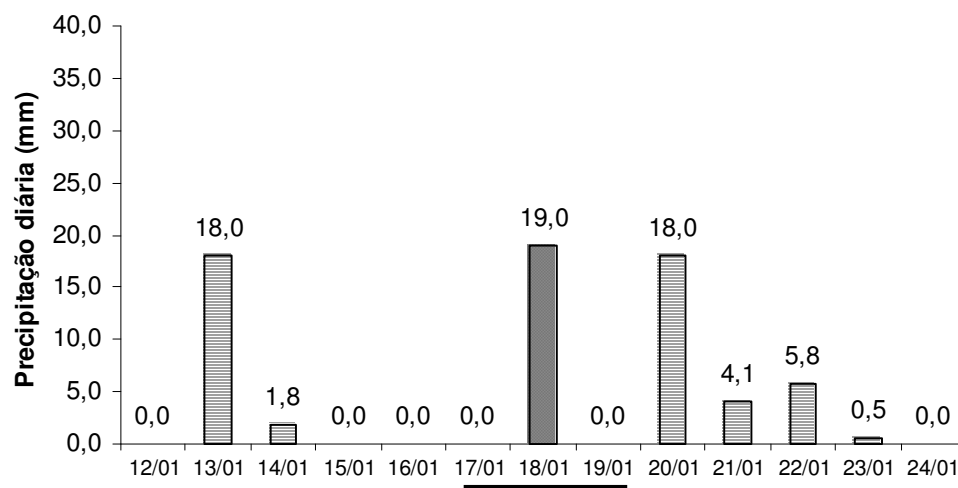


Figura 8 - Precipitação diária (mm) entre os dias 12/01/2007 e 24/01/2007, com destaque para os dias em que foi efetuada a coleta de janeiro: 17/01/2007, 18/01/2007 e 19/01/2007. Fonte: CIIAGRO (2007)

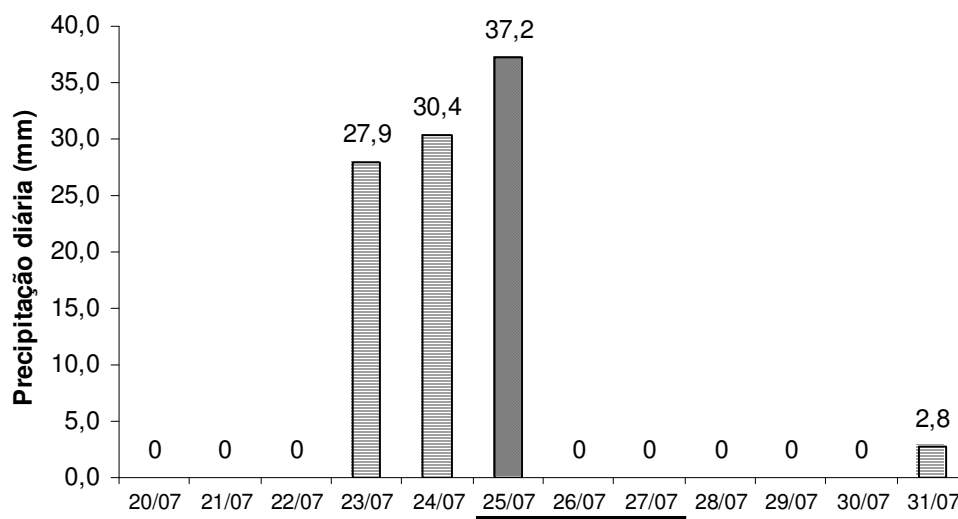


Figura 9 - Precipitação diária (mm) entre os dias 20/07/2007 e 31/07/2007, com destaque para os dias em que foi efetuada a coleta de julho: 25/07/2007, 26/07/2007 e 27/07/2007. Fonte: CIIAGRO (2007)

Pode-se observar que para a coleta de janeiro, efetuada entre os dias 17/01/2007 e 19/01/2007, só houve chuva no dia 18/01/2007, com total de 19 mm, que ocorreu ao anoitecer e, portanto, influenciou os resultados obtidos para as amostras coletadas no dia 19/01/2007. Já para a amostragem de julho, realizada entre os dias 25/07/2007 e 27/07/2007, foi possível notar que houve 39 mm de chuva no dia 25/07/2007 e, além disso, precipitação pluviométrica nos dias de véspera da coleta: 23/07/2007, com 27,9 mm, e 24/07/2007, com 30,4 mm de chuva. Reforça-se, portanto, o fato de que o mês de julho de 2007 foi atípico, já que contou com elevados níveis de precipitação, níveis estes superiores, inclusive, àqueles verificados para os dias da coleta de janeiro de 2007.

7.2. Variáveis hidrológicas

As Figuras 10 e 11 apresentam, respectivamente, as velocidades médias de escoamento da água do rio Pariquera-Açu nas coletas de janeiro e julho de 2007. Em janeiro, as velocidades variaram entre $0,27 \text{ m.s}^{-1}$ (Ponto 1) e $0,95 \text{ m.s}^{-1}$ (Ponto 5). Já em julho, oscilaram de $0,16 \text{ m.s}^{-1}$ (Ponto 3) a $1,29 \text{ m.s}^{-1}$ (Ponto 5).

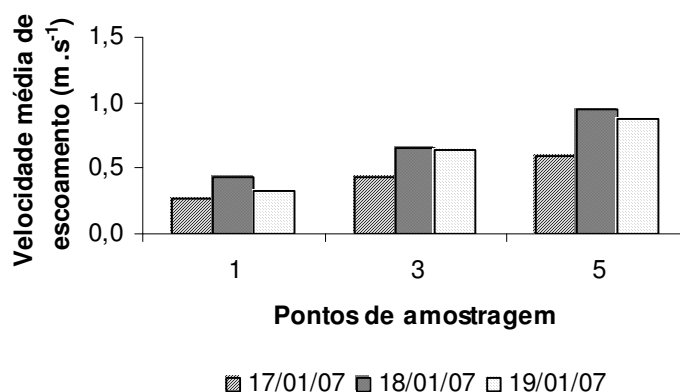


Figura 10 – Velocidade média de escoamento (m.s^{-1}) da água do rio Pariquera-Açu em alguns pontos de amostragem para os três dias da coleta de janeiro de 2007

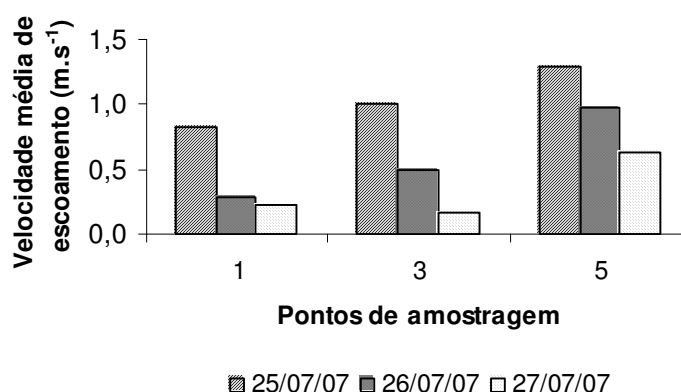


Figura 11 - Velocidade média de escoamento (m.s^{-1}) da água do rio Pariquera-Açu em alguns pontos de amostragem para os três dias da coleta de julho de 2007

A Tabela 10 apresenta a vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) do rio Pariquera-Açu em alguns pontos de amostragem. Em janeiro de 2007, o Ponto 5 apresentou a maior vazão, $4,28 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Em julho, foi notável a influência das chuvas do dia 25/07/07 na vazão do rio, fazendo com que as descargas atingissem, respectivamente para os Pontos 1, 3 e 5, $0,22 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, $28,71 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e $50,59 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Isso constata que o mês de julho foi atípico, já que se esperava vazão menor do rio, caracterizando período de estiagem. Contrariamente, as vazões nos três pontos amostrados foram maiores em julho quando comparadas às aferidas em janeiro.

Tabela 10 – Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) do rio Pariquera-Açu em alguns pontos de amostragem para os três dias da coleta de janeiro e de julho de 2007

Janeiro de 2007	Ponto	17/01/07	18/01/07	19/01/07
	1	0,02	0,07	0,03
	3	0,09	0,16	0,14
	5	0,33	0,68	4,28
Julho de 2007	Ponto	25/07/07	26/07/07	27/07/07
	1	0,22	0,03	0,02
	3	28,71	0,46	0,16
	5	50,59	2,89	1,27

7.3. Variáveis da água

As Figuras 12 e 13 apresentam a temperatura da água dos diferentes pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu, nos três dias de coleta, em janeiro e em julho de 2007, respectivamente. As maiores temperaturas da água em janeiro foram detectadas, em todos os dias, no Ponto 9 (26,5°C, 26,9°C e 27,3°C). Já a menor temperatura foi detectada na nascente do rio (Ponto 1), 21,5°C. Para o mês de julho, as temperaturas foram inferiores, variando entre 12,4°C (Ponto 1) e 17,3°C (Ponto 9).

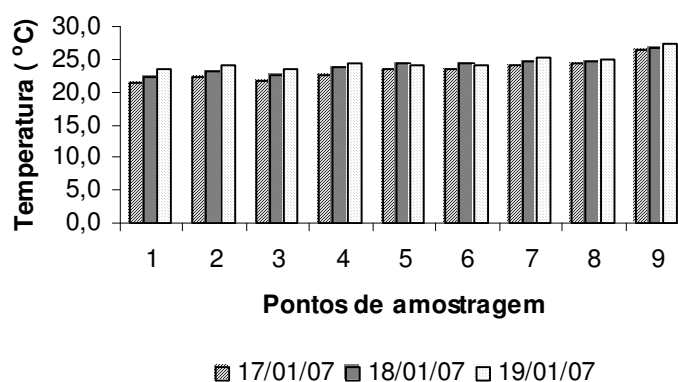


Figura 12 - Temperatura (°C) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007

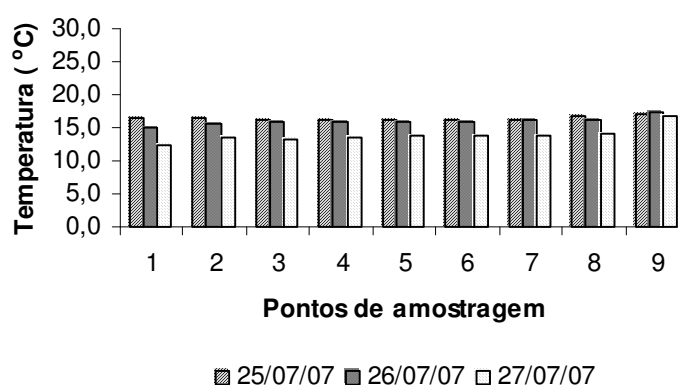


Figura 13 - Temperatura (°C) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007

Viana (2005) destacou que nos corpos de água, a temperatura normalmente varia conforme a sazonalidade e, em alguns casos, mesmo em períodos de 24 horas. A temperatura também é influenciada pela latitude, altitude, hora do dia, circulação do ar, velocidade da corrente da água e profundidade do rio. Os valores obtidos neste estudo estiveram relacionados, principalmente, à estação do ano em que se inseriu cada amostragem, verão ou inverno, e ao horário das coletas, como verificado por Moccellini (2006) para o rio Jacupiranguinha (SP), também situado no Vale do Ribeira de Iguape. Além disso, vale mencionar, como fatores que influenciaram os valores de temperatura da água, o grau de sombreamento do trecho do rio e a proximidade da nascente. Assim, para as duas coletas, foi possível observar uma tendência de incremento progressivo da temperatura da água a partir do Ponto 5. As estações amostrais subseqüentes a este ponto apresentam, sem exceção, leito desprotegido, parcialmente ou totalmente não sombreado, o que pode ter contribuído para o aumento da temperatura da água.

As Figuras 14 e 15 apresentam os valores de pH da água do rio Pariquera-Açu para as coletas de janeiro e julho de 2007. Tratando-se da primeira amostragem, foi possível observar que o Ponto 1 apresentou o pH mais elevado, 6,9. O menor valor encontrado foi 5,9, no Ponto 9. Ao longo dos três dias de medição de pH *in situ*, na coleta de janeiro, não houve variação significativa desta variável para um mesmo ponto, com exceção do Ponto 9, cujos valores de pH apresentaram variação um pouco mais acentuada, entre 5,9 e 6,6. Já para a coleta de julho, a variação dos valores de pH nos diversos pontos foi maior, entre 4,7 (Ponto 8) e 6,3 (Ponto 1).

Foi possível observar, para as duas coletas efetuadas, uma tendência de acidificação da água no sentido da nascente para a foz do rio Pariquera-Açu, sobretudo a partir do Ponto 5, que é um local que já sofre influência do município de Pariquera-Açu.

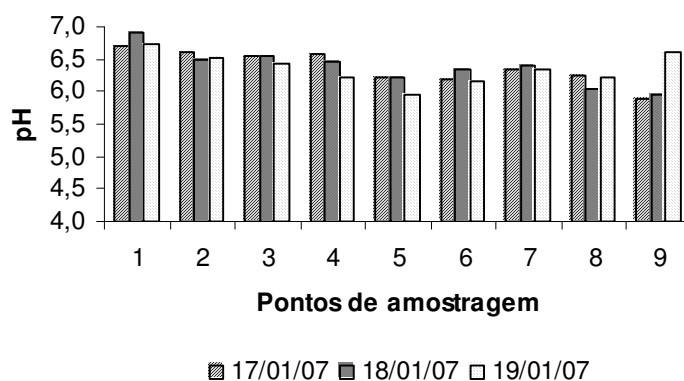


Figura 14 - Potencial hidrogeniônico (pH) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007

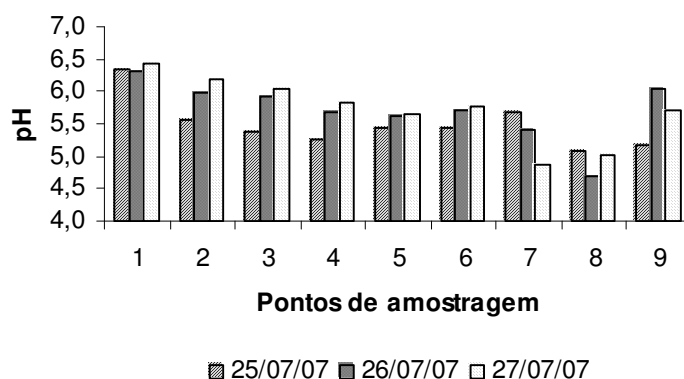


Figura 15 - Potencial hidrogeniônico (pH) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007

As Figuras 16 e 17 apresentam as concentrações de oxigênio dissolvido (%) nos diferentes pontos de amostragem de água no rio Pariquera-Açu, para as duas coletas realizadas. Em janeiro de 2007, as porcentagens de saturação variaram entre 28,1 % (Ponto 9) e 93,7 % (Ponto 1). Vale destacar que o Ponto 1, próximo à nascente do rio Pariquera-Açu apresentou as maiores concentrações de oxigênio dissolvido, enquanto o Ponto 9, que corresponde à foz do sistema aquático, apresentou as menores. No dia 19 de janeiro, último dia de coleta, a porcentagem de saturação de oxigênio no Ponto 9 aumentou consideravelmente, atingindo

78,9%, provavelmente como resultado da chuva e dos ventos do dia anterior, que podem ter promovido a oxigenação da coluna de água.

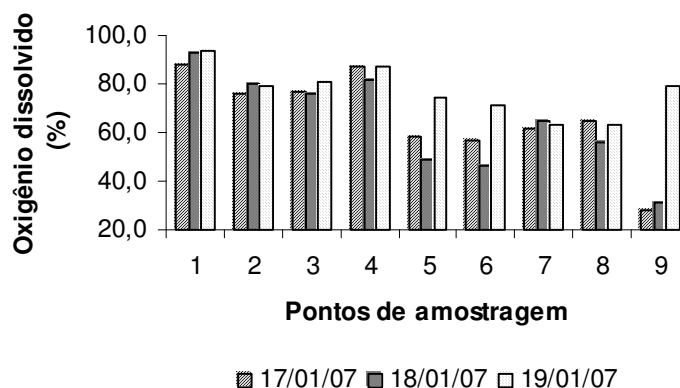


Figura 16 - Oxigênio dissolvido (%) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007

Para a coleta de julho, a situação foi semelhante. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram verificadas no Ponto 1, atingindo 99,9% e as menores foram obtidas no Ponto 9, com um mínimo de 29,9%. As concentrações mais baixas de oxigênio no Ponto 9, que corresponde à foz do rio Pariquera-Açu, podem ser explicadas, substancialmente, pelo comportamento lântico do rio nesta estação amostral. O encontro com o rio Ribeira de Iguape ocasiona diminuição da velocidade da água do rio Pariquera-Açu, propiciando, inclusive, o desenvolvimento de macrófitas aquáticas e, conseqüentemente, o aumento da intensidade das reações de decomposição na coluna de água. Ocorre, assim, depleção de oxigênio dissolvido. Em geral, as concentrações de oxigênio dissolvido na água aumentaram nos dias 26/07/07 e 27/07/07, provavelmente como resultado da atuação das chuvas que incidiram sobre a região no dia 25/07/07.

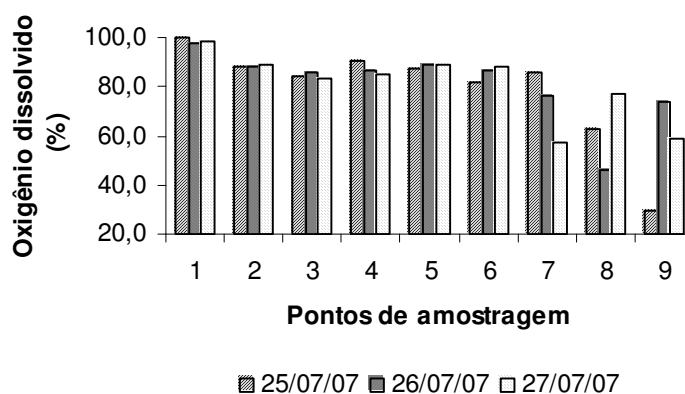


Figura 17 - Oxigênio dissolvido (%) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007

De forma análoga, as Figuras 18 e 19 trazem as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) para as duas amostragens. Similarmente à porcentagem de saturação de oxigênio na água, houve tendência de diminuição das concentrações de oxigênio da nascente à foz do rio Pariquera-Açu, as quais variaram entre 8,1 mg.L^{-1} (Ponto 1) e 2,2 mg.L^{-1} (Ponto 9) para a coleta de janeiro, e entre 10,5 mg.L^{-1} (Ponto 1) e 2,9 mg.L^{-1} (Ponto 9) para a coleta de julho de 2007. As concentrações de oxigênio dissolvido em julho de 2007 foram, majoritariamente, superiores às determinadas em janeiro. Isso pode ser associado às menores temperaturas da água em julho, o que favorece a solubilização do oxigênio, além das intensas chuvas observadas neste mês, que atuam na oxigenação da coluna de água do rio.

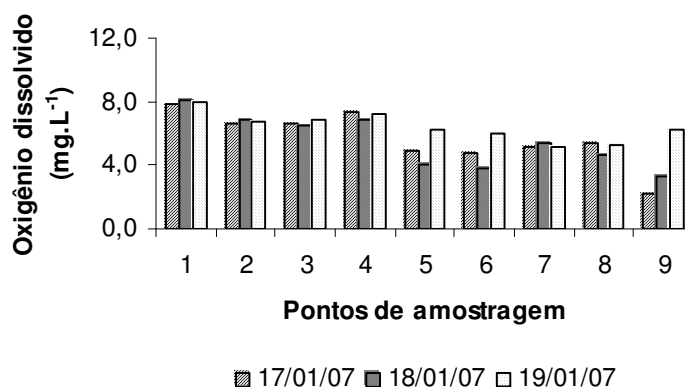


Figura 18 - Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007

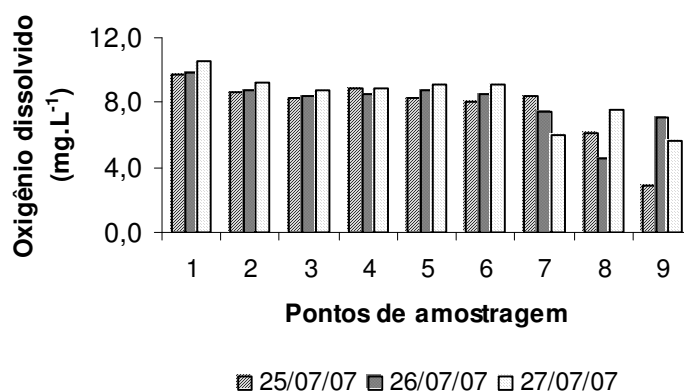


Figura 19 - Oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) na água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007

O potencial redox (mV) da água nos diversos pontos de amostragem é apresentado nas Figuras 20 (coleta de janeiro) e 21 (coleta de julho). Todos os pontos apresentaram potenciais positivos, variando entre 65,7 mV (Ponto 5) e 175,4 mV (Ponto 3) na primeira coleta e entre 170,2 mV (Ponto 2) e 358,5 mV (Ponto 8). Em julho, os potenciais foram maiores, em comparação com aqueles observados em janeiro. Isso pode estar relacionado às maiores concentrações de OD verificadas em julho, o que tornou o meio mais oxidante. Além disso, houve variação diária, para cada coleta, da variável potencial redox. Em janeiro e em julho, os maiores valores foram observados nos dias de coleta em que houve precipitação pluviométrica.

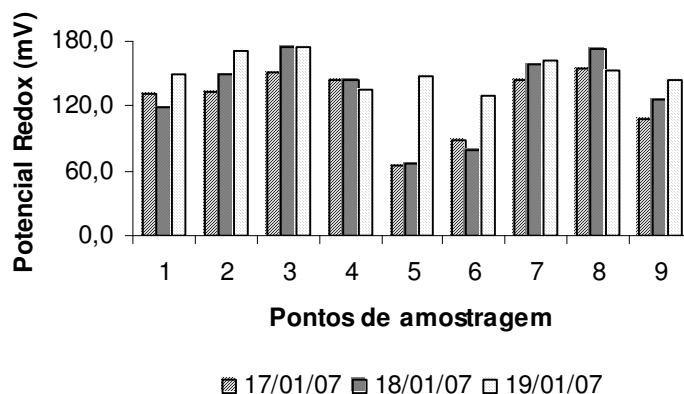


Figura 20 - Potencial redox (mV) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007

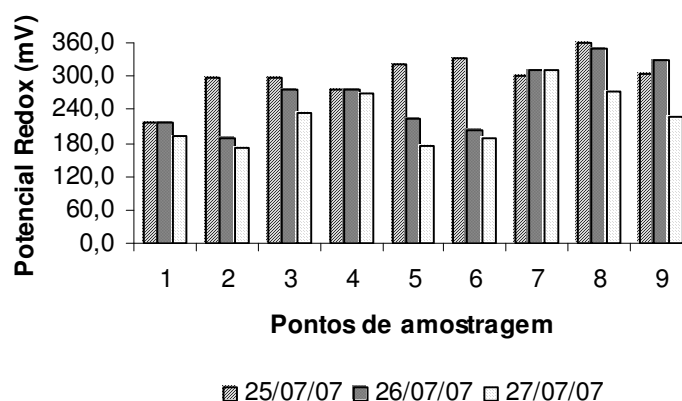


Figura 21 - Potencial redox (mV) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007

As Figuras 22 e 23 apresentam os valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) durante os dois períodos amostrais. Os valores oscilaram entre $59,0 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (Ponto 4) e $123,5 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (Ponto 6) para a coleta de janeiro e entre $38,4 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (Ponto 4) e $94,9 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (Ponto 9) durante a amostragem de julho. Não houve variação significativa desta variável ao longo dos três dias amostrados para cada coleta. Os valores de condutividade foram menores em julho, comparados com janeiro. Isto pode estar associado ao efeito de diluição gerado pelas intensas chuvas que ocorreram durante a coleta de julho. Moccilin (2006) obteve condutividade elétrica máxima da água de $1.255,0 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ no rio Jacupiranguinha (SP).

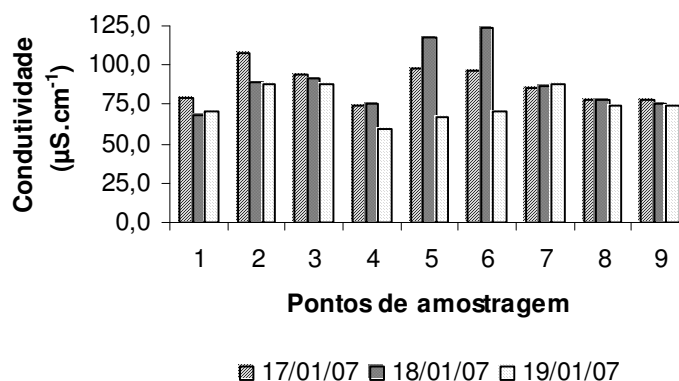


Figura 22 - Condutividade ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007

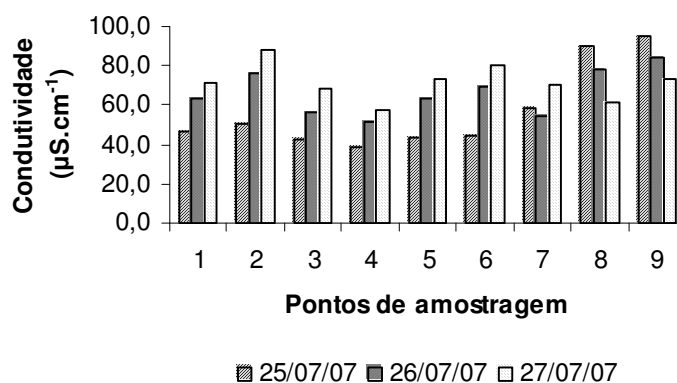


Figura 23 - Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007

As Figuras 24 e 25 apresentam os valores de turbidez (NTU) da água para as coletas de janeiro e julho, respectivamente. Para a coleta de janeiro, houve oscilação entre 6,6 NTU (Ponto 1) e 143,0 NTU (Ponto 5). Nessa ocasião, não houve medição de turbidez nos Pontos 1, 2, 3, 4 e 5 no dia 17/01/07. Já para a coleta de julho, os valores estiveram entre 9,3 NTU (Ponto 1) e 718,0 (Ponto 7). Nessa amostragem, os valores de turbidez foram maiores no dia 25/07/07.

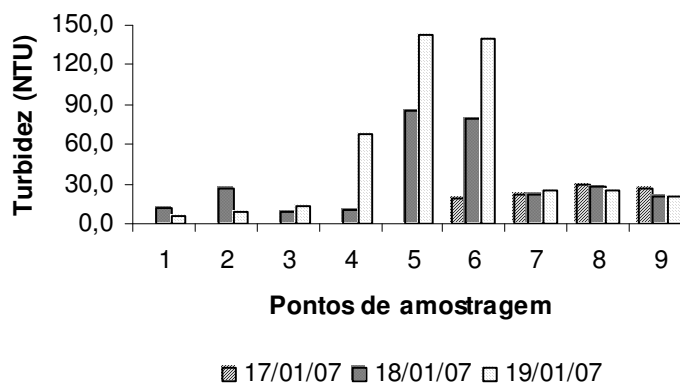


Figura 24 - Turbidez (NTU) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 17, 18 e 19 de janeiro de 2007

Foi possível observar que a variável turbidez apresentou oscilações significativas entre os três dias consecutivos de cada coleta, em especial nos

pontos que apresentam o leito mais desprotegido, com ausência total ou parcial de mata ciliar e margens com solo exposto, como é o caso dos Pontos 4, 5, 6 e 7, principalmente. As chuvas que incidiram nas coletas de janeiro e julho foram capazes de elevar os valores de turbidez da água principalmente nestas estações amostrais, em função do aporte de sólidos lixiviados e material particulado à coluna de água. Em julho, a turbidez no Ponto 7 atingiu 718,0 NTU, o que pode ser associado às fortes chuvas do dia 25/07/07 e à elevada instabilidade das margens do rio nesta estação amostral.

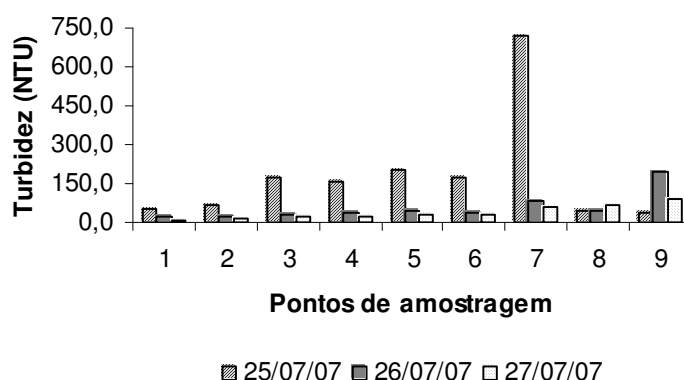


Figura 25 - Turbidez (NTU) da água do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 25, 26 e 27 de julho de 2007

A Tabelas 11 e 12 apresentam as concentrações de nitrogênio total na água do rio Pariquera-Açu para os três dias de amostragem nas coletas de janeiro e julho de 2007, respectivamente. Na primeira coleta, as concentrações variaram entre 653,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 1) e 3.640,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 2). Já em julho, oscilaram entre 560,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 7) e 2.426,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 9). Por meio da classificação proposta por Dodds, Jones e Welch (1998), os Pontos 1, 3, 4 e 7 foram considerados mesotróficos e os demais foram classificados como mesotróficos, em janeiro. Em julho, apenas os Pontos 7 e 9 foram classificados como mesotróficos e os demais, como eutróficos. Ferrareze e Nogueira (2006) obtiveram, em geral, concentrações menores de nitrogênio total em sistemas lóticos da bacia do rio Paranapanema (SP), entre 345,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 1.703,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Tabela 11 - Nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	17/01/07	18/01/07	19/01/07	Média	DP	Classificação do estado trófico*
1	1.026,7	653,3	1.866,7	1.182,2	621,5	mesotrófico
2	1.400,0	3.640,0	2.053,3	2.364,4	1.152,0	eutrófico
3	653,3	1.586,7	1.400,0	1.213,3	493,9	mesotrófico
4	1.400,0	933,3	1.400,0	1.244,4	269,4	mesotrófico
5	1.306,7	1.493,3	2.053,3	1.617,8	388,6	eutrófico
6	2.146,7	1.680,0	1.866,7	1.897,8	234,9	eutrófico
7	1.493,3	1.586,7	933,3	1.337,8	353,4	mesotrófico
8	2.146,7	2.146,7	2.893,3	2.395,6	431,0	eutrófico
9	1.120,0	1.026,7	2.706,7	1.617,8	944,2	eutrófico

*Classificação segundo Dodds, Jones e Welch (1998)

Tabela 12 - Nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	25/07/07	26/07/07	27/07/07	Média	DP	Classificação do estado trófico*
1	2.146,7	1.213,3	1.680,0	1.680,0	466,7	eutrófico
2	2.240,0	1.586,7	1.773,3	1.866,7	336,5	eutrófico
3	1.400,0	1.866,7	1.866,7	1.711,1	269,4	eutrófico
4	1.680,0	1.866,7	1.306,7	1.617,8	285,1	eutrófico
5	1.400,0	2.053,3	1.586,7	1.680,0	336,5	eutrófico
6	1.866,7	2.053,3	653,3	1.524,4	760,2	eutrófico
7	1.493,3	1.773,3	560,0	1.275,6	635,3	mesotrófico
8	1.306,7	1.773,3	1.866,7	1.648,9	300,0	eutrófico
9	840,0	2.426,7	746,7	1.337,8	944,2	mesotrófico

* Classificação segundo Dodds, Jones e Welch (1998)

É importante mencionar que as mudanças no uso e na ocupação do solo podem acarretar alterações no ciclo biogeoquímico do nitrogênio em sistemas aquáticos tropicais. Downing et al. (1999) destacaram que o incremento de nitrogênio em ambientes aquáticos decorre de atividades humanas, as quais geram efluentes agrícolas e industriais, além da poluição difusa, representada pelo escoamento superficial em áreas agrícolas e urbanas, por exemplo. No caso do rio

Pariquera-Açu, foram obtidas concentrações variadas de nitrogênio total na água ao longo do eixo longitudinal do rio, que não configuraram padrão definido durante as estações do ano amostradas, corroborando o que foi verificado por Moccellini (2006) no rio Jacupiranguinha (SP).

As Tabelas 13 e 14 apresentam as concentrações de fósforo total na água do rio Pariquera-Açu para os três dias de cada coleta. Em janeiro, as concentrações variaram entre 10,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 1) e 646,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 9) e em julho, entre 43,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 1) e 594,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 9). Destacaram-se, nas duas coletas, as concentrações de fósforo total no Ponto 9, que atingiram o máximo de 646,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Essas elevadas concentrações podem ser associadas às condições lânticas do escoamento da água neste ponto, em função do encontro com o rio Ribeira de Iguape, o que favorece a proliferação de macrófitas aquáticas. As macrófitas que povoam os ambientes aquáticos podem contribuir significativamente para o aumento das concentrações de fósforo tanto na água como no sedimento (DEMARS e HARPER, 1998; BOLLMANN, CARNEIRO e PEGORINI, 2005; LIMA, REISSMANN e TAFFAREL, 2005; XAVIER et al., 2005).

Tabela 13 - Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	17/01/07	18/01/07	19/01/07	Média	DP	Classificação do estado trófico *	Classificação do estado trófico **
1	10,3	35,7	62,7	36,2	26,2	mesotrófico	mesotrófico
2	33,3	59,6	33,3	42,1	15,2	mesotrófico	mesotrófico
3	52,1	70,3	65,1	62,5	9,4	eutrófico	mesotrófico
4	37,0	40,2	110,6	62,6	41,6	eutrófico	mesotrófico
5	117,3	222,6	141,0	160,3	55,3	eutrófico	eutrófico
6	156,8	219,7	110,0	162,2	55,1	eutrófico	eutrófico
7	102,6	80,2	156,5	113,1	39,2	eutrófico	eutrófico
8	97,4	94,3	108,8	100,2	7,6	eutrófico	eutrófico
9	435,0	340,5	646,7	474,1	156,8	eutrófico	eutrófico

* Classificação segundo Toledo et al. (1983)

** Classificação segundo Dodds, Jones e Welch (1998)

Tabela 14 - Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	25/07/07	26/07/07	27/07/07	Média	DP	Classificação do estado trófico *	Classificação do estado trófico **
1	54,1	49,2	43,4	48,9	5,3	mesotrófico	mesotrófico
2	71,8	50,0	45,0	55,6	14,3	eutrófico	mesotrófico
3	101,5	32,8	43,8	59,4	36,9	eutrófico	mesotrófico
4	88,5	33,7	47,6	56,6	28,5	eutrófico	mesotrófico
5	116,7	54,0	50,1	73,6	37,4	eutrófico	mesotrófico
6	109,1	84,1	90,8	94,7	13,0	eutrófico	eutrófico
7	229,3	77,9	85,1	130,8	85,4	eutrófico	eutrófico
8	92,2	71,6	79,8	81,2	10,4	eutrófico	eutrófico
9	156,6	594,2	480,9	410,5	227,1	eutrófico	eutrófico

* Classificação segundo Toledo et al. (1983)

** Classificação segundo Dodds, Jones e Welch (1998)

Foi possível comparar as classificações de estado trófico propostas por Toledo et al. (1983) e Dodds, Jones e Welch (1998). Em janeiro, apenas os Pontos 3 e 4 mostraram discordância, já que foram classificados como eutróficos por Toledo et al. (op. cit.) e como mesotróficos por Dodds, Jones e Welch (op. cit.). Já em julho, quatro dos nove pontos receberam classificações discordantes de acordo com cada pesquisador: os Pontos 2, 3, 4 e 5 foram classificados como eutróficos por Toledo et al. (op. cit.) e como mesotróficos por Dodds, Jones e Welch (op. cit.).

Lembrando-se que a classificação de Toledo et al. (1983) foi desenvolvida para ambientes aquáticos tropicais e a de Dodds, Jones e Welch (1998), para ecossistemas temperados, vale mencionar que as faixas delimitadas pelo segundo pesquisador são mais amplas. Assim, para um ambiente ser considerado eutrófico, por exemplo, as concentrações de fósforo total na água devem ser maiores do que aquelas necessárias para que o primeiro pesquisador considere o ecossistema com este nível trófico. Portanto, a comparação entre as duas classificações indica que Dodds, Jones e Welch (op. cit.) podem subestimar o nível de trofia do ecossistema

aquático tropical em análise, o rio Pariquera-Açu, uma vez que as faixas de oscilação das variáveis da água foram estabelecidas para ambientes temperados, nos quais as respostas do sistema às concentrações de nutrientes tendem a ser mais lentas.

As Tabelas 15 e 16 apresentam as concentrações de ortofosfato (fosfato inorgânico) na água do rio Pariquera-Açu. Para a amostragem de janeiro, as concentrações de ortofosfato variaram entre 9,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, observada no Ponto 2, e 484,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 9). Todos os pontos foram classificados como eutróficos, segundo Toledo et al. (1983). Já para a coleta de julho, as concentrações oscilaram entre 7,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 1) e 523,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Ponto 9).

Em geral, as concentrações de ortofosfato foram inferiores na coleta de julho, o que pode ser explicado, majoritariamente, pelo efeito de diluição originado pelas chuvas intensas neste período da amostragem. Além disso, as elevadas concentrações de ortofosfato, em especial no Ponto 9, podem estar relacionadas com o comportamento lântico do rio nesta estação amostral, o que estimula o acúmulo da forma fosfatada, em função da liberação de fosfato como resposta às menores concentrações de oxigênio dissolvido na água.

Tabela 15 - Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	17/01/07	18/01/07	19/01/07	Média	DP	Classificação do estado trófico*
1	12,6	21,7	27,8	20,7	7,7	eutrófico
2	9,0	17,1	19,2	15,1	5,4	eutrófico
3	15,8	43,5	22,3	27,2	14,5	eutrófico
4	7,8	15,0	20,9	14,6	6,6	eutrófico
5	26,9	51,1	24,0	34,0	14,9	eutrófico
6	55,0	64,8	36,4	52,1	14,4	eutrófico
7	32,5	44,5	49,7	42,2	8,8	eutrófico
8	39,0	133,7	37,4	70,0	55,1	eutrófico
9	193,4	233,5	484,3	303,7	157,7	eutrófico

* Classificação segundo Toledo et al. (1983)

Tabela 16 - Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	25/07/07	26/07/07	27/07/07	Média	DP	Classificação do estado trófico*
1	7,4	10,7	13,3	10,5	3,0	mesotrófico
2	10,7	7,8	8,8	9,1	1,4	mesotrófico
3	10,1	6,7	8,8	8,5	1,7	mesotrófico
4	12,0	8,1	9,5	9,9	2,0	mesotrófico
5	19,4	20,1	25,8	21,8	3,5	eutrófico
6	30,2	41,6	53,1	41,6	11,5	eutrófico
7	34,9	25,6	34,4	31,6	5,2	eutrófico
8	23,5	20,1	17,9	20,5	2,8	eutrófico
9	75,2	523,0	473,1	357,1	245,4	eutrófico

* Classificação segundo Toledo et al. (1983)

As Tabelas 17 e 18 mostram as concentrações de clorofila-*a* determinadas por espectrofotometria (NUSH, 1980) para as amostras de água coletadas em janeiro e julho de 2007, respectivamente. As máximas concentrações obtidas foram de $14,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (1ª coleta) e $15,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (2ª coleta), ambas detectadas no Ponto 6, que é o ponto situado a jusante do local do lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Petrucio, Barbosa e Thomaz (2005) encontraram concentrações de clorofila-*a* no rio Severo (Minas Gerais) que variaram entre $1,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $53,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Duc et al. (2007) obtiveram elevadas concentrações no rio Nhue (Vietnam), atingindo $84,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila-*a*.

Novamente, as classificações de Toledo et al. (1983) e Dodds, Jones e Welch (1998) mostraram-se semelhantes, com exceção dos Pontos 5 e 6, que apresentaram diferentes classificações para a coleta de janeiro de 2007 e dos Pontos 6 e 7, classificados de maneira distinta na amostragem de julho de 2007. As duas classificações evidenciam, porém, uma mudança temporária no estado de trofia do rio entre os Pontos 5 e 6, que correspondem a locais a montante e a jusante do lançamento do efluente da ETE. Reconhecem, portanto, o impacto gerado pelo efluente e a resposta do ambiente aquático ao incremento de nutrientes, resposta representada pelo aumento nas concentrações de clorofila-*a*.

Reforçando essa idéia, Owens e Walling (2002) e Neal et al. (2005) destacaram que os efluentes de ETEs, em geral, podem contribuir significativamente para o incremento nas concentrações de nutrientes no ambiente aquático.

Tabela 17 - Clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de janeiro de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	Data: 17/01/07	Data: 18/01/07	Data: 19/01/07	Média	DP	Classificação do estado trófico *	Classificação do estado trófico **
1	0,0	1,9	0,0	0,6	1,1	oligotrófico	oligotrófico
2	0,3	0,5	0,0	0,3	0,2	oligotrófico	oligotrófico
3	0,8	0,0	0,0	0,3	0,5	oligotrófico	oligotrófico
4	1,1	0,9	2,3	1,5	0,8	oligotrófico	oligotrófico
5	5,3	4,7	3,7	4,6	0,8	mesotrófico	oligotrófico
6	14,2	14,9	7,0	12,0	4,4	eutrófico	mesotrófico
7	0,8	0,9	1,4	1,0	0,7	oligotrófico	oligotrófico
8	0,8	0,0	3,3	1,4	1,7	oligotrófico	oligotrófico
9	3,6	5,1	3,3	4,0	1,0	oligotrófico	oligotrófico

* Classificação segundo Toledo et al. (1983)

** Classificação segundo Dodds, Jones e Welch (1998)

Tabela 18 - Clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu para os três dias da coleta de julho de 2007 e a classificação do estado trófico

Ponto	Data: 25/07/07	Data: 26/07/07	Data: 27/07/07	Média	DP	Classificação do estado trófico *	Classificação do estado trófico **
1	2,3	0,5	2,2	1,7	1,0	oligotrófico	oligotrófico
2	3,3	0,5	0,0	1,2	1,8	oligotrófico	oligotrófico
3	0,0	0,5	0,6	0,3	0,3	oligotrófico	oligotrófico
4	2,2	0,9	1,1	1,4	0,7	oligotrófico	oligotrófico
5	4,0	0,9	1,4	2,1	1,6	oligotrófico	oligotrófico
6	10,2	12,6	15,6	12,8	2,7	eutrófico	mesotrófico
7	2,8	4,5	6,0	4,4	1,6	mesotrófico	oligotrófico
8	4,2	3,9	2,3	3,5	1,0	oligotrófico	oligotrófico
9	2,8	1,6	0,9	1,8	0,9	oligotrófico	oligotrófico

* Classificação segundo Toledo et al. (1983)

** Classificação segundo Dodds, Jones e Welch (1998)

Quanto à variação sazonal de clorofila-*a* na água, não houve padrão definido, já que foram obtidas concentrações variadas nas duas coletas efetuadas, diferentemente do que foi observado por Ferrareze e Nogueira (2006) em rios da bacia do Paranapanema (SP), nos quais as concentrações de clorofila-*a* foram, em média, maiores no inverno. Por outro lado, a variação espacial foi nítida. Deve-se destacar que os Pontos 1, 2 e 3, que são as três estações amostrais mais próximas da nascente do rio, apresentaram concentrações de clorofila-*a* menores em janeiro e em julho de 2007. Isso pode ser explicado, sobretudo, pelo sombreamento do leito do rio nesses pontos, em razão da presença de densa mata ciliar. Assim, a baixa disponibilidade de luz provavelmente inibiu o crescimento de biomassa algal nesses locais, o que foi verificado pelas reduzidas concentrações de clorofila-*a*. Em rios sombreados, a disponibilidade de luz pode ser o principal fator que governa o desenvolvimento da comunidade perifítica e a produção primária nesses ambientes, mesmo quando há elevadas concentrações disponíveis de nutrientes (HILL, RYON e SCHILLING, 1995; QUINN et al., 1997; MOSISCH, BUNN e DAVIES, 2001; DODDS, 2006).

Tratando-se da correlação entre as variáveis da água, deve-se destacar que, para as duas coletas realizadas, as maiores concentrações de ortofosfato coincidiram com as menores concentrações de oxigênio dissolvido na coluna de água, conforme observado entre os Pontos 5 e 9, principalmente. Ressalta-se, também, a relação inversamente proporcional observada, para a coleta de janeiro de 2007, entre as concentrações de ortofosfato e os valores de pH, confirmada pela matriz de correlação apresentada na Tabela 19. A influência do pH sobre a solubilização do ortofosfatos ou fosfatos reativos ($\text{H}_2\text{PO}_4^{1-}$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}) é marcante, além de outras características da coluna de água, como sua temperatura e a composição e o teor de matéria orgânica.

Quanto à clorofila-*a*, observou-se, também por meio de uma matriz de correlação, apresentada na Tabela 19, que foram encontradas correlações mais significativas entre o pigmento fotossintético e as variáveis físicas e químicas da água (tais como oxigênio dissolvido, potencial redox e pH) para a coleta de janeiro, em comparação com a amostragem de julho de 2007, para a qual as concentrações de clorofila-*a* mantiveram baixas correlações com essas variáveis. Em outras palavras, foi possível observar que, na primeira coleta, a influência das

variáveis da água sobre as concentrações de clorofila-*a* foi mais pronunciada, quando comparada àquela verificada na segunda coleta. Admite-se, neste contexto, que a atuação das intensas chuvas no período amostral de julho de 2007 foi o fator preponderante no caso da última coleta, ou seja, nesta ocasião, a precipitação pluviométrica, e conseqüentemente a vazão do rio, tiveram peso maior na distribuição de clorofila-*a* ao longo do eixo longitudinal do rio Pariquera-Açu.

Tabela 19 - Matriz de correlação entre as variáveis da coluna de água do rio Pariquera-Açu (Ntot., Ptot., PO₄ i., Cl-a, OD, Eh, pH e T) para as coletas de janeiro e julho de 2007

		Ntot.	Ptot.	PO₄ i.	Cl-a	OD	Eh	pH	T
Janeiro de 2007	Ntot.	1,00							
	Ptot.	0,03	1,00						
	PO₄ i.	0,07	0,96	1,00					
	Cl-a	0,17	0,37	0,19	1,00				
	OD	-0,36	-0,80	-0,70	-0,54	1,00			
	Eh	0,02	-0,37	-0,15	-0,77	0,36	1,00		
	pH	-0,37	-0,62	-0,48	-0,51	0,89	0,40	1,00	
	T	0,22	0,89	0,87	0,27	-0,87	-0,17	-0,76	1,00
Julho de 2007	Ntot.	1,00							
	Ptot.	-0,67	1,00						
	PO₄ i.	-0,57	0,99	1,00					
	Cl-a	-0,32	-0,02	-0,05	1,00				
	OD	0,60	-0,77	-0,71	-0,01	1,00			
	Eh	-0,56	0,33	0,24	-0,01	-0,80	1,00		
	pH	0,35	-0,13	-0,04	-0,21	0,68	-0,87	1,00	
	T	-0,57	0,94	0,92	0,02	-0,89	0,49	-0,40	1,00

Legenda: Ntot. – nitrogênio total; Ptot. – fósforo total; PO₄ i. – ortofosfato; OD – oxigênio dissolvido; Eh – potencial redox; pH – potencial hidrogeniônico; T – temperatura; Cl-a – clorofila-*a*

Nesta pesquisa, além da classificação de estado trófico proposta por Toledo et al. (1983) e por Dodds, Jones e Welch (1998), que utilizam faixas de oscilação de algumas variáveis da água, foi analisado, também, o cálculo do Índice de Estado

Trófico, o qual foi modificado, por Toledo et al. (1983), para ambientes lênticos tropicais. A partir dos Índices de Estado Trófico médios em relação ao fósforo total [IET (PT)], ao ortofosfato [IET (PO₄)] e à clorofila-a [IET (CL)], calculados a partir das Equações 2, 3 e 4, foi possível calcular o IET médio para cada ponto de amostragem no rio Pariquera-Açu, para as duas coletas efetuadas (Tabela 20), utilizando a Equação 1. De acordo com a Tabela 4, foi possível classificar cada estação amostral como oligotrófica, mesotrófica ou eutrófica.

As Figuras 26 e 27 apresentam, para cada coleta, a síntese de todas as variáveis utilizadas no cálculo do IET médio de cada ponto de amostragem no rio Pariquera-Açu: fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), conforme proposto por Toledo et al. (1983).

Tabela 20 - IET médio para cada ponto de amostragem e sua respectiva classificação segundo Toledo et al. (1983)

Ponto	IET médio para janeiro de 2007 (Equação 1)	Classificação do IET médio para janeiro de 2007	IET médio para julho de 2007 (Equação 1)	Classificação do IET médio para julho de 2007
1	40	oligotrófico	46	mesotrófico
2	41	oligotrófico	45	mesotrófico
3	46	mesotrófico	40	oligotrófico
4	48	mesotrófico	46	mesotrófico
5	61	eutrófico	52	mesotrófico
6	66	eutrófico	63	eutrófico
7	54	eutrófico	59	eutrófico
8	58	eutrófico	54	eutrófico
9	76	eutrófico	72	eutrófico

Seguindo essa abordagem, foi possível perceber o aumento da trofia do sistema lótico da nascente à foz, de acordo com a magnitude e intensidade dos impactos que o rio Pariquera-Açu sofre ao longo de seu percurso. Esses impactos estão relacionados com as alterações no uso e na cobertura do solo, traduzidos em fontes difusas e pontuais de poluição, como observado por Prado (2004) em sistema aquático em Barra Bonita (SP). O cálculo do IET médio mostrou que a nascente do rio apresentou baixo estado de trofia (oligotrófico), enquanto a sua foz, Ponto 9, quase no encontro com o rio Ribeira do Iguape, apresentou elevado grau

de trofia (eutrófico). O Ponto 9 apresentou grandes oscilações nas concentrações de oxigênio dissolvido (Figuras 16, 17, 18 e 19), característica marcante de ambientes eutrofizados, como destacado por Dodds, Jones e Welch (1998). Os principais impactos a que o rio Pariquera-Açu está submetido são: despejo de efluente de lagoa de estabilização e ocupação das margens por moradias (possíveis ligações clandestinas de esgoto), por plantações de chá e banana e por criação de animais (principalmente bubalinos).

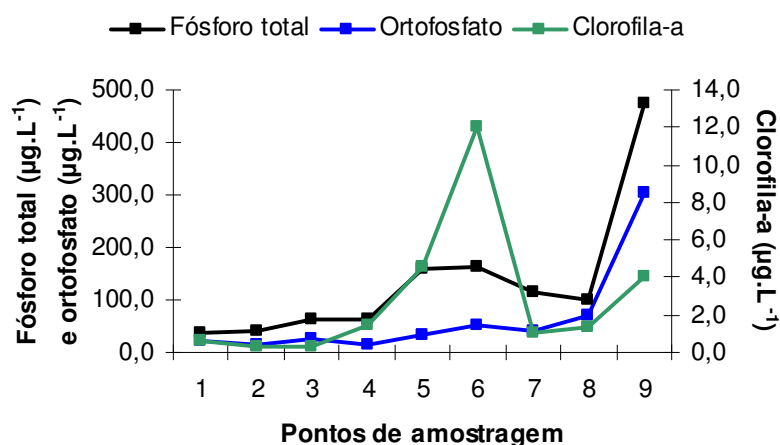


Figura 26 - Fósforo total (µg.L⁻¹), ortofosfato (µg.L⁻¹) e clorofila-a (µg.L⁻¹) nos diversos pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu para a coleta de janeiro de 2007

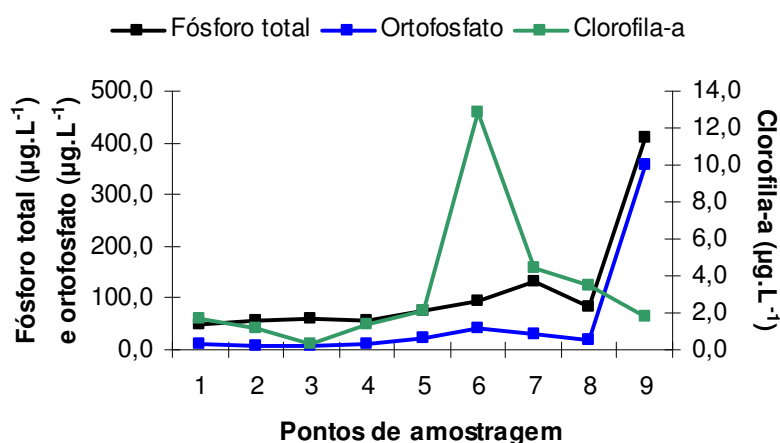


Figura 27 - Fósforo total (µg.L⁻¹), ortofosfato (µg.L⁻¹) e clorofila-a (µg.L⁻¹) nos diversos pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu para a coleta de julho de 2007

Em janeiro de 2007, o IET médio variou entre 40 (Ponto 1) e 76 (Ponto 9). Os Pontos 1 e 2 foram classificados como oligotróficos, os Pontos 3 e 4, como mesotróficos e os Pontos 5, 6, 7, 8 e 9, como eutróficos. Já em julho de 2007, o IET médio oscilou entre 40 (Ponto 3) e 72 (Ponto 9). Para esta coleta, somente o Ponto 3 foi classificado como oligotrófico. Os Pontos 1, 2, 4 e 5 apresentaram valor de IET médio típico de ambientes mesotróficos e os Pontos 6, 7, 8 e 9, de ambientes eutróficos. Conforme mencionado anteriormente, julho de 2007 foi um mês atípico, que contou com lâmina de chuva superior à esperada para um mês de estiagem. Assim, não foi possível comparar o IET médio em períodos chuvosos e de estiagem, já que julho de 2007 chegou a apresentar, nos dias de coleta, precipitação pluviométrica mais intensa que aquela verificada durante os dias de amostragem em janeiro de 2007.

Entretanto, a variação espacial do IET médio, para as duas coletas, foi nítida. A tendência geral foi de oligotrofia/mesotrofia nos pontos localizados nas proximidades da nascente do rio Pariquera-Açu, Pontos 1, 2, 3 e 4, que não sofrem intervenção antrópica significativa. Por outro lado, a partir do Ponto 5, foi possível observar um incremento nos valores do IET médio, atingindo valores máximos na foz do sistema aquático.

A análise crítica do IET médio, que aglutina três variáveis (fósforo total, ortofosfato e clorofila-*a*) em apenas um índice, em comparação com as classificações de estado trófico por faixas de oscilação de variáveis da água, as quais são consideradas isoladamente (Toledo et al., 1983; Dodds, Jones e Welch, 1998), permite concluir que, aparentemente, o cálculo do IET médio ocasiona perdas de informação. Em janeiro de 2007, o Ponto 1, por exemplo, foi considerado oligotrófico pelo cálculo do IET médio. Porém, observando as classificações isoladas para cada parâmetro, apenas a concentração média de clorofila-*a*, neste ponto, foi considerada característica de ambiente oligotrófico por Toledo et al. (op. cit.) e por Dodds, Jones e Welch (op. cit.). Por meio das concentrações das demais variáveis, como nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato, o Ponto 1 foi classificado, inclusive, como eutrófico (parâmetro ortofosfato, classificação de Toledo et al., op. cit.).

Outro exemplo é o impacto do efluente da ETE sobre o rio. Para a coleta de janeiro de 2007, considerando-se a variável clorofila-*a* isoladamente, foi possível

perceber a mudança temporária do estado trófico do rio do Ponto 5 para o Ponto 6, evidenciando o impacto gerado pelo efluente. Já o IET médio, apesar de ser maior para o Ponto 6 (IET médio = 66) em comparação com o Ponto 5 (IET médio = 61), propiciou a mesma classificação de estado trófico para os dois pontos, antes e depois da ETE: eutrófico. Já para a coleta de julho, a análise da variável clorofila-*a* separadamente também acabou por destacar o impacto do efluente da ETE sobre o rio. Porém, para esta coleta, os valores do IET médio para os Pontos 5 (IET médio = 52) e 6 (IET médio = 63) também evidenciaram este impacto.

Os resultados apontam que a avaliação do estado trófico de rios parece ser mais eficaz quando as variáveis da água são analisadas separadamente, por meio de faixas de variação, que permitem classificar o ambiente como oligotrófico, mesotrófico ou eutrófico. Além disso, deve-se levar em conta, obviamente, o conjunto de características observadas na coleta e anotadas nas fichas de campo. Já a avaliação por meio do IET médio parece ocasionar muitas perdas de informação e pode levar a conclusões equivocadas. Assim, presume-se que, ao tentar compilar muitas informações e representá-las por um único índice, o IET médio parece distorcer a realidade observada, em campo, para cada ponto.

Como uma deficiência comum aos dois métodos de análise de estado trófico, tanto o que toma por base as faixas de variação de cada variável como o que calcula o IET médio, vale citar o caso do Ponto 9. Essa estação amostral recebeu a mesma classificação, eutrófico, que outros pontos de amostragem, como os Pontos 5, 6, 7 e 8, mas deveria receber classificação distinta, que o segregasse dos demais pontos. A concentração de fósforo total nele detectada, por exemplo, foi, em média, mais de quatro vezes superior à da estação antecedente (Ponto 8) na coleta de janeiro, e mais de cinco vezes superior na coleta de julho. Para o ortofosfato, situação semelhante foi verificada, já que o Ponto 9 apresentou, em média, concentração mais de quatro vezes e mais de dezessete vezes maior que a encontrada no Ponto 8 para as coletas de janeiro e de julho, respectivamente. Portanto, o Ponto 9 deveria ser classificado como hipereutrófico.

A Tabela 21 apresenta os limites de potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 (BRASIL, 2005), para rios de Classe 2. Estes limites foram confrontados com os resultados obtidos no rio Pariquera-Açu.

Tabela 21 - Potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD, mg.L⁻¹), fósforo total (µg.L⁻¹) e clorofila-a (µg.L⁻¹) estabelecidos pela legislação Brasil (2005) para rios de Classe 2 e comparação com os valores encontrados nos pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu

BRASIL (2005)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Fósforo total (µg.L ⁻¹)	Clorofila-a (µg.L ⁻¹)
	6,0 a 9,0	≥ 5,0	≤ 100,0	≤ 30,0
Ponto				
Janeiro de 2007	1	A	A	A
	2	A	A	A
	3	A	A	A
	4	A	A	D (110,6)
	5	A	D (4,1; 4,9)	D (117,3; 141,0; 222,6)
	6	A	D (3,9; 4,8)	D (110,0; 156,8; 219,7)
	7	A	A	D (102,6; 156,5)
	8	A	D (4,6)	D (108,8)
	9	D (5,9)	D (2,2; 3,3)	D (340,5; 435,0; 646,7)
Julho de 2007	1	A	A	A
	2	D (5,6)	A	A
	3	D (5,4; 5,9)	A	D (101,5)
	4	D (5,3; 5,7; 5,8)	A	A
	5	D (5,4; 5,6; 5,7)	A	D (116,7)
	6	D (5,5; 5,7; 5,8)	A	D (109,1)
	7	D (5,7; 5,4; 4,9)	A	D (229,3)
	8	D (5,1; 4,7; 5,0)	D (4,5)	A
	9	D (5,2; 5,7)	D (2,9)	D (156,6; 594,2; 480,9)

A – O máximo ou o mínimo valor encontrado para a variável está de acordo com a Resolução Conama 357/05, apresentada em Brasil (2005)

D (X;Y,...) – O máximo ou o mínimo valor encontrado para a variável está em desacordo com a Resolução Conama 357/05, apresentada em Brasil (2005)

X, Y, ... – valores que estão em conflito com o estabelecido pela legislação

Em janeiro de 2007, considerando a variável pH, o Ponto 9 apresentou valor ligeiramente inferior ao mínimo permitido pela legislação. Foi possível observar, também para a primeira coleta, que os Pontos 5, 6, 8 e 9 apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido inferiores (mínimo de 2,2 mg.L⁻¹, no Ponto 9) ao permitido, ou seja, menores que 5,0 mg.L⁻¹. Considerando a variável fósforo total, apenas três dos nove pontos de amostragem apresentaram, na coleta de janeiro, concentrações compatíveis com a classe do rio Pariquera-Açu. Já para a clorofila-a, as concentrações verificadas em todos os pontos mostraram-se de acordo com o exigido para os rios de classe 2.

No que se refere à segunda coleta, efetuada em julho de 2007, todos os pontos de amostragem, com exceção do Ponto 1, apresentaram valores de pH incompatíveis com a legislação (mínimo de 4,7, no Ponto 8). Nos Pontos 8 e 9 foram detectadas baixas concentrações de oxigênio dissolvido (mínimo de 4,5 mg.L⁻¹ e 2,9 mg.L⁻¹, respectivamente), inferiores ao exigido pela Resolução Conama. Para a variável fósforo total, cinco pontos de amostragem estiveram em desacordo com o exigido, ou seja, apresentaram concentrações superiores a 100 µg.L⁻¹. Para a clorofila-a, assim como verificado na coleta de janeiro, todos os pontos apresentaram concentrações dentro do limite estabelecido.

7.3.1. Comparação entre métodos de determinação de clorofila-a

A Tabela 20 apresenta as concentrações de clorofila-a determinadas por espectrofotometria, através do método descrito por Nush (1980) e por fluorimetria, a partir do protocolo proposto por Arar e Collins (1997). Vale lembrar que a determinação por fluorimetria foi realizada apenas para amostras do último dia de cada coleta. A Figura 28 mostra a correlação entre as concentrações de clorofila-a determinadas pelos dois métodos. As equações lineares 6 e 7 foram geradas para as coletas de janeiro e julho de 2007, respectivamente.

$$Cle = 8,27Clf - 2,37 \quad \text{(janeiro de 2007)} \quad (6)$$

$$Cle = 9,53Clf - 2,90 \quad \text{(julho de 2007)} \quad (7)$$

Cle: Concentração de clorofila-a pelo método espectrofotométrico (µg.L⁻¹)

Clf: Concentração de clorofila-a pelo método fluorimétrico (RAW)

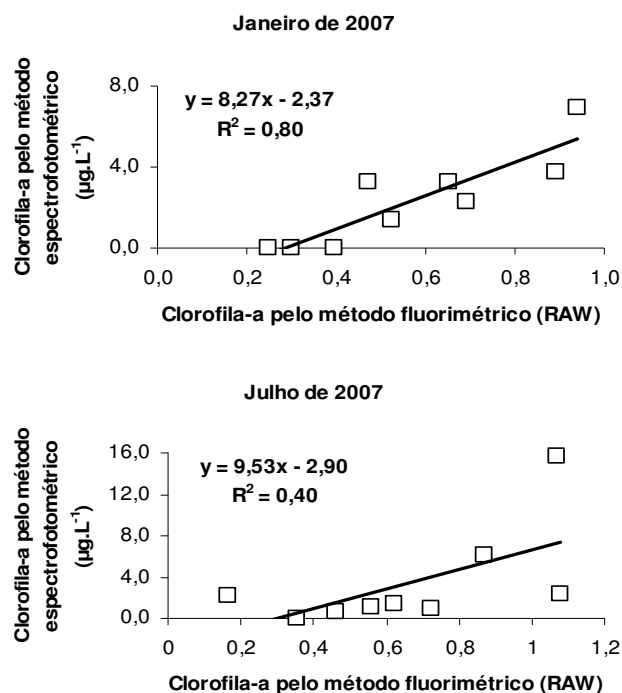


Figura 28 - Correlação entre as concentrações de clorofila-a determinadas por dois diferentes métodos, Nush (1980) e Arar e Collins (1997), para as coletas de janeiro e julho de 2007

As Equações 6 e 7 foram utilizadas para corrigir as concentrações de clorofila determinadas pelo método fluorimétrico. A Tabela 22 já apresenta os valores corrigidos de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), assim como a porcentagem de super ou subestimação de clorofila-a pelo método fluorimétrico, para cada ponto amostrado, nos dois períodos de coleta.

Apesar de comporem um conjunto amostral pequeno, comparando os dois métodos de determinação de clorofila-a, pôde-se observar que o método fluorimétrico, em geral, superestimou as concentrações do pigmento (máximo de superestimação de 43,5% e de 344,4%, respectivamente para as coletas de janeiro e julho de 2007), corroborando o que foi verificado por Dos Santos et al. (2003) para os reservatórios do Lobo e de Salto Grande. Dos Santos et al. (op. cit.) compararam três métodos de determinação de clorofila: espectrofotometria, fluorimetria e cromatografia. Os autores concluíram que o método fluorimétrico foi o mais ineficiente, uma vez que está sujeito a muitas interferências, como a presença de sólidos em suspensão, que podem distorcer os resultados. A fluorimetria só é

indicada em duas situações, quando o tempo de análise é limitado e há necessidade de rapidez na determinação das concentrações de clorofila ou quando a quantificação de clorofila está inserida em um estudo de mera comparação de dados de amostras unialgais, como por exemplo em ensaios de crescimento algas para testes de ecotoxicidade (DOS SANTOS et al., 2003; CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006).

Tabela 22 - Clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água do rio Pariquera-Açu, por espectrofotometria e por fluorimetria, para o último dia de cada coleta: 19/01/2007 e 27/07/2007

	Ponto	Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$) Espectrofotometria*	Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$) Fluorimetria**	Superestimação (+) ou subestimação (-) de clorofila- <i>a</i> pelo método fluorimétrico (%)
Janeiro de 2007	1	0,0	0,0	*
	2	0,0	0,1	*
	3	0,0	0,9	*
	4	2,3	3,3	+ 43,5
	5	3,7	5,0	+ 35,1
	6	7,0	5,4	- 22,9
	7	1,4	2,0	+ 42,9
	8	3,3	3,0	-9,1
	9	3,3	1,5	- 54,6
Julho de 2007	1	2,2	0,0	*
	2	0,0	0,5	*
	3	0,6	1,5	+ 150,0
	4	1,1	2,4	+ 118,2
	5	1,4	3,0	+ 114,3
	6	15,6	7,3	- 53,2
	7	6,0	5,4	- 10,0
	8	2,3	7,4	+ 221,7
	9	0,9	4,0	+ 344,4

*Concentração de clorofila-*a* não detectada pelo espectrofotômetro ou pelo fluorímetro

* Método descrito em Nush (1980)

** Método descrito em Arar e Collins (1997)

Para a coleta de janeiro de 2007, a correlação obtida entre as concentrações de clorofila-*a* determinadas por espectrofotometria e por fluorimetria foi elevada ($r^2 = 0,80$). Em julho, contudo, essa correlação foi inferior ($r^2 = 0,40$), provavelmente em razão da atuação mais pronunciada de interferentes como sólidos em suspensão, o que confere turbidez à água, além de outros fatores. A Tabela 23, por meio de uma matriz de correlação, confirma que as concentrações de clorofila-*a* determinadas pelo método fluorimétrico podem ser influenciadas pela turbidez da água, já que foram encontradas correlações significativas entre essas duas variáveis.

Tabela 23 - Matriz de correlação entre as concentrações de clorofila-*a* determinadas pelo método fluorimétrico (RAW) e a turbidez da água do rio Pariquera-Açu, para as coletas de janeiro e julho de 2007

		Turbidez	Clorofila- <i>a</i>
Janeiro de 2007	Turbidez	1,0	
	Clorofila- <i>a</i>	0,92	1,0
Julho de 2007	Turbidez	1,0	
	Clorofila- <i>a</i>	0,60	1,0

7.3.2. Análises estatísticas

A Análise de Variância (ANOVA) revelou que os resultados obtidos para as variáveis de água nas duas coletas foram estatisticamente diferentes ($p < 0,05$), conforme a Tabela 24. Além disso, a análise também demonstrou que os resultados dos três dias consecutivos de amostragem em cada coleta foram estatisticamente similares. Assim, as duas coletas foram analisadas separadamente e os resultados das variáveis da água do rio, nos três dias consecutivos de amostragem em cada período, foram analisados em seus valores médios. Ressalta-se, porém, o baixo coeficiente *Wilk's Lambda* obtido para a coleta de julho.

Tabela 24 – Análise de Variância (ANOVA) para o rio Pariquera-Açu, considerando as duas coletas efetuadas e os três dias consecutivos de amostragem em cada uma delas

		Dias consecutivos de amostragem em cada coleta	
		Janeiro de 2007	Julho de 2007
Ptot.	p = 0,57	p = 0,60	p = 0,45
PO ₄ i.	p = 0,09	p = 0,41	p = 0,88
NT	p = 0,91	p = 0,29	p = 0,07
OD	p < 0,05	p = 0,25	p = 0,89
Eh	p < 0,05	p = 0,18	p < 0,05
CE	p < 0,05	p = 0,08	p < 0,05
pH	p < 0,05	p = 0,99	p = 0,48
T	p < 0,05	p = 0,16	p < 0,05
Wilks' Lambda	< 0,05	0,34	0,06
		Os três dias	Os três dias
Conclusão	As duas coletas	consecutivos de	consecutivos de
	são estatisticamente	amostragem são	amostragem são
	diferentes	estatisticamente	estatisticamente
		similares	similares

Legenda: Ptot. – fósforo total; PO₄ i. – ortofosfato; NT – nitrogênio total; OD – oxigênio dissolvido; Eh – potencial redox; CE – condutividade elétrica; pH – potencial hidrogeniônico; T - temperatura

As Figuras 29 e 30 apresentam os resultados das análises de agrupamento das médias das variáveis abióticas do rio Pariquera-Açu para as coletas de janeiro e julho, respectivamente. Para as duas amostragens, os dendogramas reuniram as estações amostrais em três grupos distintos no perfil longitudinal do rio, a citar: Pontos 1, 2, 3 e 4 (grupo 1), Pontos 5, 6, 7 e 8 (grupo 2) e Ponto 9 (grupo 3).

Dendrograma de similaridade - Janeiro de 2007

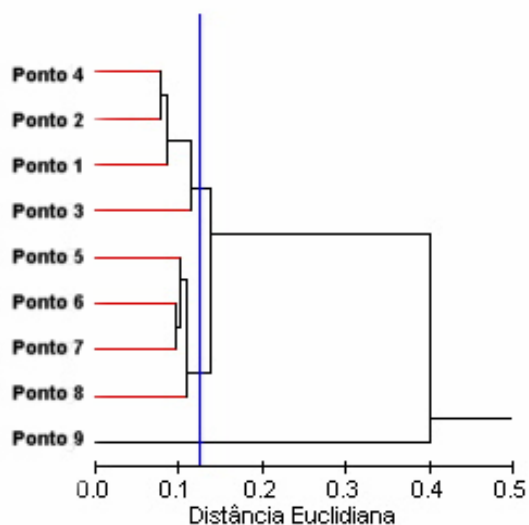


Figura 29 - Dendrograma da análise de agrupamento (*clustering analysis*) das médias das variáveis abióticas da água do rio Pariquera-Açu em janeiro de 2007

Dendrograma de similaridade - Julho de 2007

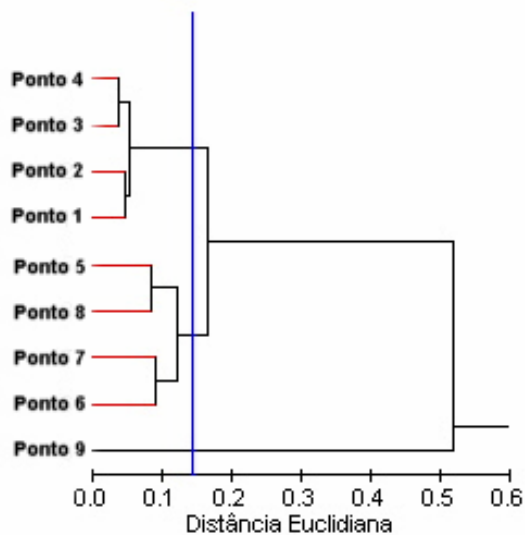


Figura 30 - Dendrograma da análise de agrupamento (*clustering analysis*) das médias das variáveis abióticas da água do rio Pariquera-Açu em julho de 2007

O agrupamento gerado nas duas coletas é coerente com a realidade observada em campo, para cada ponto de amostragem. O primeiro grupo reúne os pontos que sofrem pouca ou nenhuma influência do município de Pariquera-Açu. Já o segundo agrupamento, agrega as estações que sofrem interferência do meio urbano. Por fim, o terceiro grupo é constituído apenas pelo Ponto 9, que é um ponto diferente dos demais, por apresentar comportamento lântico, em função do encontro com o rio Ribeira de Iguape. Assim, é possível dizer que os grupamentos refletiram, principalmente, a intervenção humana sobre o sistema aquático, sobretudo na porção do rio que sofre influência do meio urbano. Moccellin (2006), que utilizou a mesma análise de agrupamento para o rio Jacupiranguinha (SP), relacionou a formação de diferentes grupos aos impactos antrópicos e à descarga de efluentes domésticos e industriais no rio.

7.4. Variáveis do sedimento

A Figura 31 mostra as porcentagens de matéria orgânica (MO) no sedimento para os diferentes pontos de amostragem no rio Pariquera-Açu. É importante mencionar que não houve amostragem de sedimento nos Pontos 8 e 9 na coleta de julho, pois a profundidade do rio nessas estações impediu a coleta.

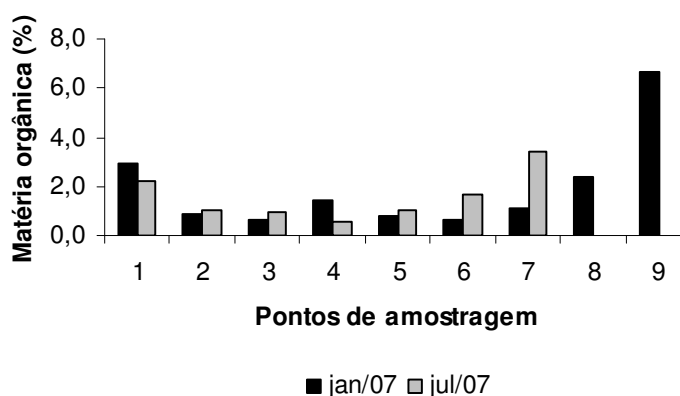


Figura 31 - Matéria orgânica (%) no sedimento do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nas coletas de janeiro e julho de 2007

Em janeiro de 2007, a máxima porcentagem de MO foi obtida no Ponto 9, na foz do rio Pariquera-Açu, 6,6 %, provavelmente em virtude da maior profundidade

do sistema aquático neste ponto, cerca de 3 m, o que reduz a oxigenação e, dessa forma, dificulta a degradação da matéria orgânica. Além disso, deve-se levar em conta, também, a contribuição das macrófitas aquáticas que povoam o ambiente aquático neste ponto.

Já a menor percentagem foi de 0,6 %, no Ponto 3. Já na coleta de julho, os teores estiveram entre 0,5 % (Ponto 4) e 3,4 % (Ponto 7). Todas as porcentagens de matéria orgânica foram inferiores a 10,0 %, o que caracteriza sedimento mineral ou inorgânico. Destacou-se o teor de 3,0 % (em janeiro) e 2,3 % (em julho) no Ponto 1, que corresponde à nascente do rio. Para este ponto, deve-se levar em conta a contribuição de material alóctone (folhas e galhos).

A Figura 32 apresenta as concentrações de nitrogênio total (mg.g^{-1}) no sedimento do rio Pariquera-Açu nos distintos pontos de amostragem para as duas coletas. Em janeiro, as concentrações variaram entre $0,04 \text{ mg.g}^{-1}$ (Ponto 5) e $0,82 \text{ mg.g}^{-1}$ (Ponto 7). Já para a coleta de julho, a oscilação foi entre $0,02 \text{ mg.g}^{-1}$ (Ponto 4) e $0,48 \text{ mg.g}^{-1}$ (Ponto 7).

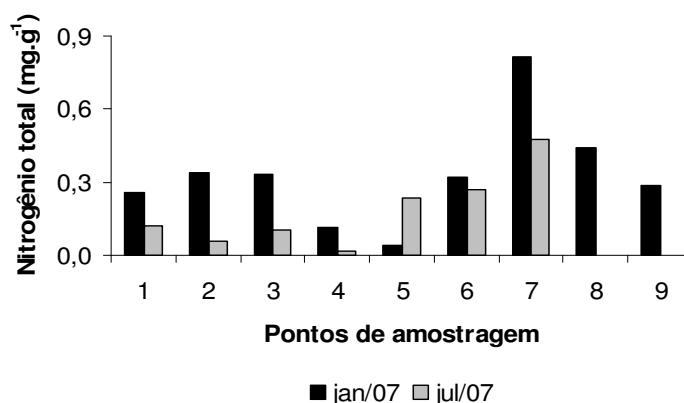


Figura 32 - Nitrogênio total (mg.g^{-1}) no sedimento do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nas coletas de janeiro e julho de 2007

Moccellin (2006) enfatizou que o uso e ocupação do solo da sub-bacia e sua cobertura vegetal interferem significativamente na qualidade da água, principalmente nas concentrações de nitrogênio e fósforo e, conseqüentemente, afetam a qualidade do sedimento. Em geral, as concentrações de nitrogênio total no sedimento foram menores no período de maior precipitação, em julho de 2007, o que deve ser associado ao aumento da vazão do rio, em função das intensas

chuvas, o que pode ter ocasionado ressuspensão do sedimento e transporte do nutriente. Moccellini (op. cit.), que estudou o rio Jacupiranguinha, também situado no Vale do Ribeira de Iguape, obteve o contrário, já que as maiores concentrações de nitrogênio total no sedimento foram encontradas no período de maior precipitação pluviométrica (máximo de 1,4 mg.g⁻¹).

A Tabela 25 apresenta as concentrações de fósforo total (µg.g⁻¹) no sedimento para os dois períodos amostrais.

Tabela 25 - Fósforo total (µg.g⁻¹) no sedimento do rio Pariquera-Açu para os diferentes pontos de amostragem nos dias 18 de janeiro e 27 de julho de 2007

Ponto	Fósforo total (µg.g⁻¹)	
	<i>Janeiro de 2007</i>	<i>Julho de 2007</i>
1	0,14	0,10
2	0,06	0,09
3	0,08	0,07
4	0,11	0,01
5	0,09	0,15
6	0,07	0,15
7	0,13	0,17
8	0,13	*
9	1,0	*

***dado indisponível**

As concentrações de fósforo no sedimento foram homogêneas em todos os pontos, com exceção do Ponto 9, que apresentou concentração destoante das demais em janeiro: 1,00 µg.g⁻¹, o que deve ser associado, novamente, ao comportamento lântico do rio neste ponto e à presença de macrófitas aquáticas. Lemes (2001), que estudou os sedimentos dos rios Mogi-Guaçu e Pardo (SP), obteve 63,3 µg.g⁻¹ como maior concentração de fósforo total. Moccellini (2006) obteve 10,5 µg.g⁻¹ de fósforo como máxima concentração no sedimento do rio Jacupiranguinha (SP). Para o rio Pariquera-Açu, as concentrações foram mais baixas e não houve variação temporal significativa nas concentrações de fósforo no sedimento.

A Tabela 26 apresenta as concentrações de metais pesados no sedimento do rio Pariquera-Açu. As concentrações de cádmio, em todos os pontos, foram inferiores ao limite de detecção (LD) do método empregado. Brigante et al. (2003) obtiveram, como máxima concentração de cádmio no sedimento do rio Mogi-Guaçu (SP), 5,0 mg.kg⁻¹. As mais elevadas concentrações de cobre, chumbo e manganês no sedimento do rio Pariquera-Açu foram detectadas no Ponto 9: 14,0 mg.kg⁻¹, 26,0 mg.kg⁻¹ e 424,0 mg.kg⁻¹, respectivamente. A máxima concentração de mercúrio foi encontrada no Ponto 8, 0,014 mg.kg⁻¹.

Tabela 26 - Concentrações (mg.kg⁻¹) de cádmio, cobre, chumbo, manganês e mercúrio nos nove pontos de amostragem do sedimento do rio Pariquera-Açu, em janeiro de 2007

Concentração do metal e LD* (mg.kg ⁻¹)	PONTOS DE AMOSTRAGEM								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cd	**	**	**	**	**	**	**	**	**
*LD – Cd	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5
Cu	7,3	**	0,9	1,1	0,6	0,9	**	**	14,0
*LD – Cu	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5
Pb	2,8	**	**	1,8	**	0,6	**	**	26,0
*LD – Pb	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5
Mn	132,0	**	37,0	55,0	12,0	15,0	4,5	1,9	424,0
*LD – Mn	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5
Hg	**	**	**	**	**	**	**	0,014	**
*LD – Hg	0,019	0,015	0,015	0,022	0,013	0,011	0,017	0,011	0,023

* LD – Limite de detecção do método para cada metal pesado

** Concentrações inferiores ao LD

Cunha, Calijuri e Miwa (2007) descreveram concentrações de cobre no sedimento rio Jacupiranguinha (SP) que variaram entre 3,1 mg.kg⁻¹ e 22,0 mg.kg⁻¹. Os mesmos autores encontraram, no sedimento do mesmo rio, concentrações de manganês que oscilaram entre 154,0 mg.kg⁻¹ e 551,0 mg.kg⁻¹.

Gaur et al. (2004) obtiveram, no sedimento do rio Gomti (Índia), concentrações de chumbo superiores às encontradas na presente pesquisa, atingindo 100,4 mg.kg⁻¹. Molisani (1999) e Tomazelli (2003), que estudaram,

respectivamente, os sedimentos dos rios Paraíba do Sul (RJ) e Piracicaba (SP), encontraram concentrações máximas de chumbo de 45,0 mg.kg⁻¹ e 233,0 mg.kg⁻¹. Quanto ao mercúrio, Cardoso, Boaventura e Silva-Filho (2001) obtiveram 0,05 mg.kg⁻¹ como maior concentração do metal no sedimento de um rio no estado do Rio de Janeiro, enquanto Mascarenhas, Brabo e Silva (2004) detectaram, no rio Acre (AC), concentração máxima de 0,20 mg.kg⁻¹. O rio Jacupiranguinha, localizado, assim como o rio Pariquera-Açu, na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, apresentou elevadas concentrações de mercúrio no sedimento, de acordo com Cunha et al. (2007). A máxima concentração obtida foi de 0,8 mg.kg⁻¹. Alguns pesquisadores vêm observando o progressivo aumento nas concentrações do metal pesado em questão no sedimento do principal rio da bacia estudada, o rio Ribeira de Iguape (MACHADO et al., 2002; MARINS, PAULA FILHO E MAIA, 2004).

A Tabela 27 compara as máximas concentrações de metais encontradas no sedimento do rio Pariquera-Açu com as máximas concentrações detectadas no sedimento do rio Jacupiranguinha (CUNHA, CALIJURI e MIWA, 2007; CUNHA et al., 2007), sistema lótico também localizado no Vale do Ribeira de Iguape. Deve-se ressaltar que as metodologias de quantificação foram as mesmas e que as amostras de sedimento foram coletadas em outubro de 2004 e janeiro de 2005, para o rio Jacupiranguinha, e em janeiro de 2007, para o rio Pariquera-Açu.

Tabela 27 - Comparação entre as máximas concentrações de alguns metais pesados no sedimento do rio Pariquera-Açu e do rio Jacupiranguinha

Rio	Máxima concentração observada (mg.kg ⁻¹)				
	Cd	Cu	Pb	Mn	Hg
Pariquera-Açu	< 0,4	14,0	26,0	424,0	0,014
Jacupiranguinha	< 0,2	22,0	7,4	551,0	0,800

As máximas concentrações de cobre, manganês e mercúrio foram superiores no rio Jacupiranguinha. Destacou-se, contudo, a máxima concentração de chumbo no sedimento do rio Pariquera-Açu, 26,0 mg.kg⁻¹, mais de três vezes superior à concentração máxima deste metal encontrada no sedimento do rio Jacupiranguinha.

Neste contexto, é importante ressaltar que não há um consenso sobre a quantidade limite de metais totais, no sedimento de um rio, para classificá-lo como poluído ou não. Isso porque a composição do sedimento varia, inclusive, com as condições naturais da bacia de drenagem, como enfatizado por Zambetta (2006). A Tabela 28 apresenta limites propostos por diversos pesquisadores e instituições que podem nortear o estudo sobre metais em sedimentos de ambientes lóticos.

Tabela 28 - Limites propostos por diferentes pesquisadores e instituições para os metais cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb), manganês (Mn) e mercúrio (Hg) em sedimentos de rios

Metal	Limite (mg.kg⁻¹)	Referência
Cd	0,2	Förstner e Wittmann (1983)
	0,2	Nascimento (2003)
	0,3	Turekian e Wedepohl (1961)
	1,0	Harte et al. (1991)
	<1,3	CETESB (2005)
	6,0	Thomas (1987)
Cu	18,0	Nascimento (2003)
	25,0	Thomas (1987)
	45,0	Turekian e Wedepohl (1961)
	60,0	CETESB (2005)
Pb	20,0	Turekian e Wedepohl (1961)
	53,8	Förstner e Wittmann (1983) e Moore e Ramamoorthy (1984)
	61,0	Nascimento (2003)
	72,0	CETESB (2005)
	90,0	Thomas (1987)
Mn	300,0	Thomas (1987)
	850,0	Turekian e Wedepohl (1961)
Hg	0,2	USEPA (1985)
	0,5	CETESB (2005)

No caso do rio Pariquera-Açu, as concentrações dos metais cádmio, cobre e mercúrio no sedimento foram inferiores a todos os limites propostos por diferentes pesquisadores/instituições (Tabela 28). Já para o metal chumbo, a máxima concentração encontrada no sedimento do rio Pariquera-Açu, 26,0 mg.kg⁻¹, é considerada característica de sistemas poluídos por Turekian e Wedepohl (1961), que estabeleceram um limite de 20,0 mg.kg⁻¹ para este metal. Para o manganês, Thomas (1987) considerou impactados os sedimentos com concentrações superiores a 300 mg.kg⁻¹. O Ponto 9 no rio Pariquera-Açu apresentou 424,0 mg.kg⁻¹ de manganês no sedimento.

A Tabela 29 apresenta uma matriz de correlação entre os metais cobre, chumbo e manganês e a percentagem de matéria orgânica no sedimento, além das concentrações de fósforo e nitrogênio totais. Os metais cádmio e mercúrio não foram incluídos na matriz, pois quase todos os pontos de amostragem apresentaram concentrações inferiores ao limite de detecção do método.

Foram obtidas correlações significativas entre os metais Cu, Pb e Mn e a matéria orgânica e o fósforo no sedimento, indicando a afinidade dos metais cobre e chumbo pelos hidróxidos de manganês e pela matéria orgânica, corroborando o que foi verificado por Cunha, Calijuri e Miwa (2007), para o rio Jacupiranguinha (SP) e por Farkas, Erratico e Viganò (2007) para o rio Pó, na Itália.

Tabela 29 - Matriz de correlação entre cobre (Cu), chumbo (Pb), manganês (Mn), mercúrio (Hg), matéria orgânica (MO), fósforo total (P) e nitrogênio total (N) no sedimento do rio Pariquera-Açu para a coleta de janeiro de 2007

	Cu	Pb	Mn	MO	P	N
Cu	1,00					
Pb	0,92	1,00				
Mn	0,98	0,98	1,00			
MO	0,95	0,93	0,95	1,00		
P	0,90	1,00	0,96	0,94	1,00	
N	-0,15	-0,10	-0,17	-0,06	-0,04	1,00

Segundo Pedrozo e Lima (2001), em sedimentos o cobre se liga, prioritariamente, à matéria orgânica, a menos que os sedimentos sejam pobres neste tipo de material. Quando o teor de matéria orgânica é baixo, como é o caso

do rio Pariquera-Açu, a concentração de minerais ou de ferro, manganês e óxidos de alumínio torna-se importante na adsorção de cobre, o que parece ter ocorrido no sedimento do rio Pariquera-Açu.

O cálculo do Índice de Geoacumulação (Igeo) dos metais quantificados nesta pesquisa utilizou os valores de *background* mostrados na Tabela 30. Algumas das referências se referem a pesquisas que não foram desenvolvidas no Brasil, o que pode acarretar algumas imprecisões. Porém, há grande carência de concentrações de *background* de alguns metais pesados para sedimentos de rios brasileiros. Assim, a única alternativa foi recorrer a pesquisas internacionais.

Tabela 30 - Concentrações de *background* para o cálculo do Igeo dos metais quantificados no sedimento do rio Pariquera-Açu

Metal	Valor de <i>background</i> (mg.kg⁻¹) para sedimentos não poluídos	Referência
Cádmio	1,0	Pádua (1997)
Cobre	20,0	Morsch (1991)
Chumbo	20,0	Morsch (op. cit.)
Manganês	300,0	Thomas (1987)
Mercúrio	0,18	Bowen (1979)

Para todos os pontos de amostragem e para todos os metais quantificados nesta pesquisa, o cálculo do Igeo resultou em valores negativos (Tabela 31).

Tabela 31 - Índices de Geoacumulação (Igeo) para todos os metais pesados quantificados no sedimento do rio Pariquera-Açu, em janeiro de 2007

Ponto	Igeo Cd	Igeo Cu	Igeo Pb	Igeo Mn	Igeo Hg
1	< -1,9	-2,0	-3,4	-1,8	< -3,8
2	< -1,6	< -5,9	< -5,9	< -9,8	< -4,2
3	< -1,9	-5,1	< -6,2	-3,6	< -4,2
4	< -1,6	-4,8	-4,1	-3,0	< -3,6
5	< -1,9	-5,6	< -6,2	-5,2	-4,4
6	< -1,9	-5,1	-5,6	-4,9	< -4,6
7	< -1,6	< -5,9	< -5,9	-6,6	< -4,0
8	< -1,6	< -5,9	< -5,9	-7,9	-4,3
9	< -1,6	-1,1	-0,2	-0,1	< -3,6

Farkas, Erratico e Viganò (2007), que estudaram a poluição por metais pesados no sedimento do rio Pó, na Itália, obtiveram, para o metal cádmio, Igeo entre 2 e 3, o que caracteriza ambientes moderadamente a fortemente poluídos pelo metal. Para o rio Pariquera-Açu, como todos os Igeo foram negativos, pode-se dizer que, segundo este índice, o sedimento do rio não é poluído por nenhum dos metais estudados, a citar: cádmio, cobre, chumbo, manganês e mercúrio.

8. CONCLUSÕES

A quantificação de diversas variáveis da água e do sedimento do rio Pariquera-Açu, Vale do Ribeira de Iguape, SP, em coletas realizadas nos meses de janeiro e julho de 2007, tendo em mente a avaliação do estado trófico do sistema aquático, permitiu que fossem estabelecidas as seguintes conclusões:

- i. A comparação entre diferentes métodos de avaliação do estado trófico, aplicados ao rio Pariquera-Açu, mostrou que a utilização de faixas de variação das variáveis de água é preferível. As faixas de variação das concentrações de clorofila-*a* na água, que estabelecem os limites entre diferentes estados de trofia do ambiente aquático, por exemplo, possibilitaram a visualização do impacto do efluente da ETE sobre o rio. Os dois critérios apresentados, por diferentes pesquisadores, para ambientes lóticos temperados e lênticos tropicais, mostraram consonâncias. Porém, ficou evidente que as faixas estipuladas para ambientes temperados podem subestimar o estado de trofia de ecossistemas aquáticos tropicais;
- ii. O cálculo do IET médio para os pontos de amostragem, por outro lado, pareceu ocasionar perdas de informação ao tentar compilar resultados diversos. Assim, os Índices de Estado Trófico médios para os nove pontos de amostragem dificultaram, em algumas ocasiões, a visualização dos impactos aos quais o rio Pariquera-Açu está submetido;
- iii. A variação temporal do estado trófico do rio Pariquera-Açu não foi nítida, comparando-se os períodos amostrados de janeiro e julho de 2007. Em

parte, isso pode ser explicado pelo fato de julho ter sido um mês atípico, que contou com elevados níveis de precipitação pluviométrica, em vez de se caracterizar como um período de estiagem, conforme esperado. A variação espacial do estado trófico do rio, por outro lado, foi bastante clara. Fatores como proximidade da nascente, lançamento de efluentes da ETE, influência do município de Pariquera-Açu, comportamento lântico em função do encontro com o rio Ribeira de Iguape, entre outros, foram determinantes para a variação do grau de trofia ao longo do eixo longitudinal do sistema aquático;

- iv. As análises de agrupamento (*cluster analysis*) das médias das variáveis abióticas da coluna de água do rio Pariquera-Açu reuniram os pontos em três grupos distintos em ambas as coletas. Os dendogramas de similaridade refletiram a realidade observada em campo ao agregarem pontos que sofrem pouca ou nenhuma influência do município (grupo 1), pontos que sofrem influência do aglomerado urbano (grupo 2), e ponto com comportamento lântico (grupo 3), que o diferencia dos demais;
- v. O método fluorimétrico de determinação de clorofila-*a*, em geral, superestimou as concentrações do pigmento na coluna de água, evidenciando que este método pode sofrer muitas interferências, como por exemplo pela turbidez da água;
- vi. A precipitação pluviométrica mostrou grande importância ao afetar uma série de variáveis da água e do sedimento. As lâminas de chuva, que foram maiores em julho de 2007, em comparação com janeiro (fato atípico), ocasionaram, por exemplo, diminuição dos valores de condutividade elétrica da água, o aumento das concentrações de OD na coluna de água, além do aumento dos valores de turbidez;
- vii. O sedimento do rio Pariquera-Açu foi considerado mineral, em virtude dos baixos (menores que 10%) teores de matéria orgânica. As concentrações de fósforo total no sedimento mantiveram-se homogêneas ao longo de todos os

pontos amostrados, com exceção do Ponto 9, no qual houve um pico em janeiro de 2007. Não foi verificada variação temporal expressiva;

- viii. As concentrações de metais pesados no sedimento do rio foram, em geral, inferiores às encontradas no rio Jacupiranguinha (SP), também situado no Vale do rio Ribeira de Iguape. Os Igeo calculados para os nove pontos de amostragem resultaram em valores negativos, indicando que, tomando por base este índice, não há contaminação do sedimento do rio Pariquera-Açu por nenhum dos metais quantificados nesta pesquisa;
- ix. Foram observadas significativas correlações entre os metais cobre, chumbo e manganês e o teor de matéria orgânica e a concentração de fósforo no sedimento, indicando a afinidade do cobre e do chumbo por compostos de manganês, além da associação, destes metais, à matéria orgânica e ao fósforo do sedimento;
- x. Quanto à legislação ambiental, houve pontos de amostragem que estiveram em desacordo com a Resolução Conama 357/05, que estipula limites para diversas variáveis da água, tais como pH, oxigênio dissolvido e fósforo total, considerando rios de classe 2.

9. RECOMENDAÇÕES

Partindo-se da concepção da sustentabilidade dos recursos hídricos, com o objetivo de propor melhorias ambientais ao sistema aquático estudado e, ainda, pensando-se no contexto científico, com o intuito de oferecer subsídios e direcionamentos a futuras pesquisas na área, são aplicáveis as seguintes recomendações:

- i. A área de estudo, o Vale do rio Ribeira de Iguape, guarda singularidades, já que se trata de uma região extremamente carente do ponto de vista social e econômico, mas que ainda apresenta significativa parcela remanescente de ecossistemas quase extintos em âmbito nacional (Mata Atlântica). Dessa

forma, deve-se buscar, incessantemente, a adoção de um plano de desenvolvimento sustentável para a região, que vise não somente à preservação e ao uso racional do seu inigualável patrimônio natural, mas também à inclusão social e à melhoria das condições de vida da população local. Acredita-se que a realização de pesquisas na área, como a desenvolvida no rio Pariquera-Açu, pode apresentar relevante contribuição para a implementação de um plano de manejo da bacia, plano este que internalize aspectos relevantes dos pontos de vista social e ambiental;

- ii. Houve conflito com a legislação Conama 357/05, que determina limites para algumas variáveis da água em rios de classe 2. Além do pH, concentrações de OD e de fósforo total na água estiveram em desacordo com o estabelecido. Faz-se necessário, portanto, maior rigor na fiscalização de ligações clandestinas de esgoto doméstico e, também, maior controle das características físicas e químicas do efluente da ETE, lançado no rio Pariquera-Açu, bem como das práticas agropecuárias desenvolvidas na região, tendo em vista a adequação à legislação;
- iii. Em alguns pontos do rio Pariquera-Açu, houve desacordo com o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), que exige uma faixa de 30 m de vegetação nas adjacências de cursos de água com menos de 10 m de largura, como no caso do rio Pariquera-Açu. Novamente, sugere-se maior rigor na fiscalização de ocupações irregulares às margens do rio e, como ação corretiva, recomposição da mata ciliar, a qual pode garantir, ao rio, maior estabilidade de suas margens, reduzindo a incidência e a deflagração de processos erosivos (i.e. assoreamento), além de contribuir para a retenção de poluentes;
- iv. No contexto científico, sugere-se, como recomendação para pesquisas futuras na área de limnologia no Brasil, que seja desenvolvido um índice de estado trófico aplicável, especificamente, a sistemas lóticos tropicais. A utilização de índices concebidos, originalmente, para ambientes lênticos e/ou temperados não é o ideal a ser feito, já que pode haver distorções nos

resultados. A gênese de um índice de estado trófico para rios tropicais, ou o estabelecimento de faixas de variação de variáveis de água que delimitem diferentes categorias de trofia, pode auxiliar sobremaneira o desenvolvimento de pesquisas que versem sobre eutrofização de sistemas lóticos nos trópicos, em especial quando se estabelecem estudos comparativos entre diferentes ecossistemas.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSEN, J.M. (1976) – An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Resources*, v. 10, p. 329-331.

APHA (2002) – *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 20th Edition. Washington, APHA.

ARAR, E.J.; COLLINS, G.B. (1997) – “*In vitro*” determination of chlorophyll *a* and pheophytin *a* in marine and freshwater phytoplankton by fluorescence. EPA, Cincinnati. (EPA method 445.0).

ARFI, R. (2005) – Seasonal ecological changes and water level variations in the Sélingué Reservoir (Mali, West Africa). *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 30, p. 432-441.

ARIAS, A.R. (1999). *Estimativas de indigência e pobreza no Brasil no período 1990-1996: resumo metodológico e resultados*. Brasília: Projeto Rede de Pesquisa e Desenvolvimento de Políticas Públicas.

AZEVEDO, F.A. (2003) – *Toxicologia do Mercúrio*. São Carlos: RiMa. São Paulo: InterTox, 292p.

BENÍCIO, M.H.D.; MONTEIRO, C.A. (1997) – *Desnutrição infantil nos municípios brasileiros: riscos de ocorrência*. Brasília: NUPENS/USP/UNICEF. 274p.

BERMEJO, J.C.S.; BELTRÁN, R.; ARIZA, J.L.G. (2003) – Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). *Environment International*, v. 29, p. 69-77.

BIGGS, B.J.F. (2000) – Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 19, p. 17-31.

BILLEN, G.; GARNIER, J.; NÉMERY, J.; SEBILO, M.; SFERRATORE, A.; BARLES, S.; BENOIT, P.; BENOIT, M. (2007) – A long-term view of nutrient transfers through the Seine River continuum. *The Science of the Total Environment*, v. 375, p. 80-97.

BOLLMANN, H.A.; CARNEIRO, C.; PEGORINI, E.S. (2005) – *Qualidade da água e dinâmica de nutrientes*. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. (eds) – Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados. Ed. Graf. Capital, Curitiba, PR. 500p.

BOWEN, H.J.M. (1979) – *Environmental Chemistry of the elements*. Academic Press London. 333p.

BRAGA, R. (1999) – Raízes da questão regional no estado de São Paulo: considerações sobre o Vale do Ribeira. *Geografia*, v. 24, p. 43-68.

BRASIL (1965) – *Código Florestal Brasileiro*, Lei 4471, de 15 de setembro de 1965.

BRASIL (2005) – *Resolução nº 357, 17 de março de 2005*, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso: 07/07/2006

BRICKER, S.B.; FERREIRA, J.G.; SIMAS, T. (2003) – An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, v. 169, p. 39-60.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.G.; POVINELLI, J.; SILVA, M.R.C.; NOGUEIRA, A.M.; FILHO, V.A. (2003) – *Caracterização Física e Química do sedimento do rio Mogi-Guaçu*. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (eds) – Limnologia Fluvial: um estudo do rio Mogi-Guaçu. Ed. RiMa, São Carlos, SP. 430p.

BURTON, E.D.; PHILLIPS, I.R.; HAWKER, D.W. (2005) – Trace metal distribution and enrichment in benthic, estuarine sediments: Southport Broadwater, Australia. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 27, p. 369-383.

CAETANO, M.; MADUREIRA, M.J.; VALE, C. (2003) – Metal remobilisation during resuspension of anoxic contaminated sediment: short-term laboratory study. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 143, p. 23-40.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.; DOS SANTOS, A.C.A. (2006) – *Cianobactérias e cianotoxinas em água continentais*. Ed. RiMa, São Carlos, SP. 109p.

CAPLAT, C.; TEXIER, H.; BARILLIER, D.; LELIEVRE, C. (2005) – Heavy metals mobility in harbour contaminated sediments: the case of Port-en-Bessin. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p. 504-511.

CARDOSO, A.G.A.; BOAVENTURA, G.R.; SILVA FILHO, E.V. (2001) – Metal distribution in sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro - Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.*, v.12, p.767-774.

CARLSON, R.E. (1974) – *A trophic state index for lakes*. Limnological Research Center 141. University of Minnesota. 17p.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) - *Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo* (2005) – Disponível em: <<http://www.cetesb.gov.br>>. Acesso: 02/06/2007

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) (2006) - *Águas, Rios e Reservatórios: informações* (2006) – Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso: 09/01/2007

CHABARIBERY, D.; ROMÃO, D.A.; BURNIER, D.M.F.; PEREIRA, L.B.; MATSUMOTO, M.; CARVALHO, M.; ROTH, M. (2004) – *Desenvolvimento sustentável da Bacia do Ribeira de Iguape: diagnóstico das condições socioeconômicas e tipificação dos municípios*. Informações Econômicas, SP. 33p.

CIIAGRO (Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas) (2007). Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). *Balanço Hídrico da região do Vale do Ribeira* – Disponível em <<http://ciiagro.iac.sp.gov.br/ciiagroonline>>. Acesso: 01/04/2007

COELHO, S.; GAMITO, S.; PÉREZ-RUZAFÁ, A. (2006) – Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 71, p. 218-231.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; MIWA, A.C.P. (2007) – A precipitação pluviométrica como agente indutor de modificações nas características químicas do sedimento do rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira de Iguape, SP. *Revista Minerva*, v. 4, p. 41-49.

CUNHA, D.G.F.; CAPPARELLI, H.; CALIJURI, M.C.; MIWA, A.C.P.; BENASSI, R.F. (2007) – Comparison between some trace and heavy metals concentrations in sediments of a river and a natural wetland system in Ribeira do

Iguape Basin, São Paulo state, Brazil. *Engenharia Ambiental (UNIPINHAL)*, v. 4, p. 32-53.

CUT-RJ (Comissão do Meio Ambiente do estado do Rio de Janeiro) – *Metais pesados*. Disponível em <<http://www.sindipetro.org.br/extra/cartilha-cut>>. Acesso: 10/03/2006

DALMAN, O.; DEMIRAK, A.; BALCI, A. (2006) – Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic spectrometry. *Food Chemistry*, v. 95, p. 157-162.

DEMARS, B.O.L.; HARPER, D.M. (1998) – The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, v. 384, p. 75-88.

DODDS, W.K.; JONES, J.R.; WELCH, E.B. (1998) – Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, v. 32, p. 1455-1462.

DODDS, W.K. (2006) – Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, v. 51, p. 671-680.

DORNFELD, C.B. (2002) – *Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). 203p.

DOS SANTOS, A.C.A.; CALIJURI, M.C.; MORAES, E.M.; ADORNO, M.A.T.; FALCO, P.B.; CARVALHO, D.P.; DEBERDT, G.L.; BENASSI, S. (2003) – Comparison of three methods for chlorophyll determination: Spectrophotometry in samples containing pigment mixtures and Spectrophotometry in samples with separate pigments through High Performance Liquid Chromatography. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 3, p. 7-18.

DOWNING, J.A.; MCCLAIN, M.; TWILLEY, J.M.; MELACK, J.M.; ELSER, J.; RABALAIS, N.N.; LEWIS, W.M.; TURNER, R.E.; CORREDOR, J.; SOTO, D.; YANEZ-ARANCIBIA, A.; KOPASPA, J.A.; HOWARTH, R.W. (1999) – The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: current conditions and projected changes. *Biogeochemistry*, v. 46, p. 109-148.

DUC, T.A.; VACHAUD, G.; BONNET, M.P.; PRIEUR, N.; LOI, V.D.; ANH, L.L. (2007) – Experimental investigation and modeling approach of the impact of urban wastewater on a tropical river; a case study of the Nhue River, Hanoi, Viet Nam. *Journal of Hydrology*, v. 334, p. 347-358.

DUÓ, D.A.; WINKALER, E.U.; MELO, A.L.A.; MACHADO-NETO, J.G. (2006) – Determinação de metais pesados em amostras de água e sedimento do córrego dos Bagres, no município de Franca, São Paulo. *O Biológico*, v. 8, p. 326-230.

EGGLETON, J.; THOMAS, K.V. (2004) – A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environmental International*, v. 30, p. 973-980.

FARKAS, A.; ERRATICO, C.; VIGANÒ, L. (2007) – Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in superficial sediments of the River Po. *Chemosphere*, v. 68, p. 761-768.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M.G. (2006) – Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 18, p. 389-405.

FÖRSTNER, U. e WITTMAN, G.T.W. (1983) – *Metal pollution in aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin. 484p.

FREITAS, C.M. (2005) – A produção científica sobre o ambiente na saúde coletiva. *Cad. Saúde Pública*, v. 21, p. 679-701.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (2002) – *Vale do rio Ribeira de Iguape*. Disponível em: <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>. Acesso: 10/03/2006

GARNIER, J.; NÉMERY, J.; BILLEN, G.; THÉRY, S. (2005) – Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of Hydrology*, v. 304, p. 397-412.

GAUR, V.K.; GUPTA, S.K.; PANDEY, S.D.; GOPAL, K.; MISRA, V. (2004) – Distribution of heavy metals in sediment and water of river Gomti, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 102, p. 419-433.

HARTE, J.; HOLDREN, C.; SCHNEIDER, R.; SUIRLEY, C. (1991) – *Toxics A to Z*. California: University of California Press. 497p.

HILL, W.R.; RYON, M.G.; SCHILLING, E.M. (1995) – Light limitation in a stream ecosystem: responses by primary producers and consumers. *Ecology*, v. 76, p. 1297-1309.

HILTON, J.; O'HARE, M. BOWES, M.J.; JONES, J.I. (2006) – How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of The Total Environment*, v. 365, p. 66-83.

HOWARI, F.M.; BANAT, K.M. (2001) – Assessment of Fe, Zn, Cd, Hg and Pb in the Jordan and Yarmouk River sediments in relation to their physicochemical properties and sequential extraction characterization. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 132, p. 43-59.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. (2006) – Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*, v. 79, p. 239-250.

IBGE (2000) – *Censo Demográfico*. Rio de Janeiro, 2000.

JARVIE, H.P.; NEAL, C.; WITHERS, P.J.A. (2006) – Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus?. *Science of the Total Environment*, v. 360, p. 246-253.

KHAN, F.A.; ANSARI, A.A. (2005) – Eutrophication: an ecological vision. *The Botanical Review*, v. 71, p. 449-482.

KONTAS, A. (2006) – Mercury in the Izmir Bay: An assessment of contamination. *Journal of Marine Systems*, v. 61, p. 67-78.

LEGENDRE, L.; LEGENDRE, P. (1983) – *Numerical Ecology: developments in environmental modeling*, 3. Elsevier Scient. Publ. Co., Amsterdam. 435p.

LEMES, M.J.L. (2001) – *Avaliação de Metais e Elementos-Traço em águas e sedimentos das Bacias Hidrográficas dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo*. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo. 215p.

LEONARDO, H.C.L. (2003) – *Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo Cue, região oeste do estado do Paraná*. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo (ESALQ-USP). 121p.

LIMA, M.R.; REISSMANN, C.B.; TAFFAREL, A.D. (2005) – Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. – *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Ed. Graf. Capital, Curitiba, PR. 500p.

LINDENSCHMIDT, K.E. (2006) – The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling. *Ecological Modelling*, v. 190, p. 72-86.

LIOU, Y.T.; LO, S.L. (2005) – A fuzzy index model for trophic status evaluation of reservoir waters. *Water Research*, v. 39, p. 1415-1423.

MACHADO, I.C.; MAIO, F.D.; KIRA, C.S.; CARVALHO, M.F.H. (2002) – Pb, Cd, Hg, Cu and Zn in mangrove oyster *Crassostrea brasiliensis* Cananéia estuary, São Paulo – Brazil. *Rev. Inst. Adolfo Lutz*, v. 61, p. 13-18.

MACKLIN, M.G.; BREWER, P.A.; HUDSON-EDWARDS, K.A.; BIRD, G.; COULTHARD, T.J.; DENNIS, I.A.; LECHLER, P.J.; MILLER, J.R.; TURNER, J.N. (2006) – A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining. *Geomorphology*, v. 79, p. 423-447.

MARIANI, C.F. (2006) – *Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento*. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (IB-USP). 124p.

MARINS, R.V.; PAULA FILHO, F.J.; MAIA, S.R.R. (2004) – Total mercury distribution as a proxy of urban and industrial pollution along the Brazilian coast. *Quím. Nova*, v. 5, p. 763-770

MARQUES, J.C.; NIELSEN, S.N.; PARDAL, M.A.; JORGENSEN, S. (2003) – Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecological Modelling*, v. 166, p. 147-168.

MASCARENHAS, A.F.S.; BRABO, E.S.; SILVA, A.P. (2004) – Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. *Acta Amaz.*, v. 34, p. 61-68.

MIWA, A.C.P. (2007) – Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto em Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). 212p.

MOCCELLIN, J. (2006) – *A microbacia do rio Jacupiranguinha como unidade de estudo para a sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de Iguape*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). 151p.

MOLISANI, M.M. (1999) – *Geoquímica de metais pesados associados ao sedimento de fundo da porção inferior e estuário interno do rio Paraíba do Sul, RJ*. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF). 64p.

MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY, S. (1984) – *Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment*. New York: Springer-Verlag. 268p.

MOREIRA, R.C.A.; BOAVENTURA, G.R. (2003) – Regional geochemical reference for the interpretation of the chemical elements concentrations in the sediment samples from Lago Paranoá watershed - DF. *Química Nova*, v. 26, p. 812-820.

MORSCH, V.M. (1991) – *Investigação do grau de contaminação dos solos e de sedimentos das regiões de Candiota e Charqueadas (RS) com elemento traço de relevância ambiental*. UFSM, Santa Maria, RS. 134p.

MOSISCH, T.D.; BUNN, S.E.; DAVIES, P.M. (2001) – The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwater Biology*, v. 46, p. 1269-1278.

NASCIMENTO, R.L.D. (2003) – *Proposição de valores de referência para concentração de metais e metalóides em sedimentos límnicos e fluviais da bacia hidrográfica do rio Tietê, SP*. Tese (Doutorado). Instituto de Química, Universidade Federal de São Carlos (IQ-UFSCar). 142p.

NEAL, C.; JARVIE, H.P.; NEAL, M.; LOVE, A.J.; HILL, L.; WICKHAM, H. (2005) - Water quality of treated sewage effluent in a rural area of the upper Thames Basin, southern England, and the impacts of such effluents on riverine phosphorus concentrations. *Journal of Hydrology*, v. 304, p. 103-117.

NEAL, C.; HILTON, J.; WADE, A.J.; NEAL, M.; WICKHAM, H. (2006) – Chlorophyll-a in the rivers of eastern England. *Science of the Total Environment*, v. 365, p. 84-104.

NETO, J.F.B.; COELHO, R.M.P. (2002) – A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. *Acta Scientiarum*, v. 24, p. 285-290.

NUSH, E.A. (1980) – Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. *Arch. Hydrobiol.*, v. 14, p. 14-36.

OWENS, P.N.; WALLING, D.E. (2002) – The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Water Research*, v. 36, p. 685-701.

PÁDUA, H.B. (1997) – *Variáveis físicas, químicas e biológicas para caracterização das águas em sistemas abertos*. In: MARTOS, H.L.; MAIA, N.B. (eds) - Indicadores Ambientais, Sorocaba, SP. 285p.

PÁLSSON, C.; GRANÉLI, W. (2004) – Nutrient limitation of autotrophic and mixotrophic phytoplankton in a temperate and tropical humic lake gradient. *Journal of Plankton Research*, v. 26, p. 1005-1014.

PAMPLIN, P.A.Z. (2004) – *Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização*. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). 125p.

PEDROZO, M.F.M.; LIMA, I.V. (2001) – Ecotoxicologia do cobre e seus compostos. *Cadernos de Referência Ambiental*, v. 2, 128p.

PETRUCIO, M.M.; BARBOSA, F.A.R.; THOMAZ, S.M. (2005) – Bacteria and phytoplankton production rates in eight river stretches of the Middle Rio Doce hydrographic basin (Southeast Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 38, p. 487-496.

PETZOLDT, T.; UHLMANN, D. (2006) – Nitrogen emissions into freshwater ecosystems: is there a need for nitrate elimination in all wastewater treatment plants? *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, v. 34, p. 305-324.

POTAPOVA, M.; CHARLES, D.F. (2007) – Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, v. 7, p. 48-70.

PRADO, R.B. (2004) - *Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). 172p.

QUINN, J.M.; COOPER, A.B.; STROUD, M.J.; BURRELL, G.P. (1997) – Shade effects on stream periphyton and invertebrates: an experiment in streamside channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 31, p. 665-683.

QUIRÓS, R. (1990) – Factors related to variance of residuals in chlorophyll-total phosphorus regressions in lakes and reservoirs of Argentina. *Hydrobiologia*, v. 200, p. 343-355.

RÄIKE, A.; PIETILÄINEN, O.P.; REKOLAINEN, S.; KAUPPILA, P.; PITKÄNEN, H.; NIEMI, J.; RAATELAND, A.; VUORENMAA, J. (2003) – Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll *a* concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. *The Science of the Total Environment*, v. 310, p. 47-59.

RODRÍGUEZ, M.P. (2001) – *Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). 175p.

SCHERNEWSKI, G.; NEUMANN, T. (2005) – The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *Journal of Marine Systems*, v. 53, p. 109-124.

SCHINDLER, D.W.; DILLON, P.J.; SCHREIER, H. (2006) – A review of anthropogenic sources of nitrogen and their effects on Canadian aquatic ecosystems. *Biogeochemistry*, v. 79, p. 25-44.

SCHULZ, H.E.; CUNHA, A.C.; CUNHA, H.F.A.; DANIEL, L.A. (2004) – Qualidade microbiológica em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, p. 322-328.

SEADE (2005) – *Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. Secretaria de Economia e Planejamento, Governo do estado de São Paulo. População e Estatísticas Vitais*. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br>>. Acesso: 03/04/2007.

SEGURA, R.; ARANCIBIA, V.; ZÚÑIGA, M.C.; PASTÉN, P. (2006) – Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho river in Santiago, Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 91, p. 71-80.

SINGH, M.; ANSARI, A.A.; MÜLLER, G.; SINGH, I.B. (1997) – Heavy metals in freshly deposited sediments of the Gomati River (a tributary of the Ganga River): effects of human activities. *Environmental Geology*, v. 29, p. 246-252.

SMITH, V.H. (2003) – Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: A Global Problem. *Environmental Science & Pollution Research*, v. 10, p. 126-139.

STREIT, N.M.; CANTERLE, L.P.; CANTO, M.W.; HECKTHEUER, L.H.H. (2005) – As clorofilas. *Ciência Rural*, v. 35, p. 748-755.

STUDART (2003) – Escoamento superficial. Disponível em: <<http://www.deha.ufc.br/ticianahidrologia/apostila.htm>>. Acesso: 02/09/2007.

THOMAS, R.L. (1987) – A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control in situ sediment contaminants. Ecological effects of in situ sediment contaminants. *Hydrobiology*, v. 149, p.247-258.

TOLEDO, A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. (1983) – *Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização de lagos e reservatórios tropicais*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camburiú, UESC. 35p.

TOMAZELLI, A.C. (2003) – *Estudo comparativo das concentrações de cádmio, chumbo e mercúrio em seis bacias hidrográficas do estado de São Paulo*. Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo (FFCLRP-USP). 124p.

TRINDADE, M. (1980) – *Nutrientes em sedimento da represa do Lobo (Brotas-Itirapina/SP)*. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 219p.

TUREKIAN, K.K.; WEDEPOHL, K.H. (1961) – Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *GSA Bulletin*, v. 72, p. 175-191.

TWILLEY, R.R.; DAY, J.W. (1998) – *The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem*. In: YANEZ-ARANCIBIA, A. e LARA-DOMINGUEZ, A.L. (eds). *Mangrove Ecosystems in Tropical America: Structure, Function, and Management* (pp 131–156). EPOMEX Scientific Series 3, University of Campeche, Mexico.

USEPA (1985) – *Water quality for Mercury 440/5/84-026*. Washington, DC: Office of Water, US Environmental Protection Agency.

VIANA, S.M. (2005) – *Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolinho e tributários (São Carlos) e análise de sua relação com as variáveis físicas e químicas*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). 135p.

WANG, B. (2006) – Cultural eutrophication in the Changjiang (Yangtze River) plume: History and perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 69, p. 471-477.

WETZEL, R.G. (1983) – *Limnology*. Saunders College Publishing, New York, 2ed. 767p.

WYSOCKI, L.A.; BIANCHI, T.S.; POWELL, R.T.; REUSS, N. (2006) – Spatial variability in the coupling of organic carbon, nutrients, and phytoplankton pigments in surface waters and sediments of the Mississippi River plume. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 69, p. 47-63.

WOLFF, M.; KOCH, V.; ISAAC, V. (2000) – A Trophic Flow Model of the Caeté Mangrove Estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 50, p. 789-803.

WOOD, F.L.; HEATHWAITE, A.L.; HAYGARTH, P.M. (2005) – Evaluating diffuse and point phosphorus contributions to river transfers at different scales in the Taw catchment, Devon, UK. *Journal of Hydrology*, v. 304, p. 118-138.

XAVIER, C.F.; DIAS, L.N.; BRUNKOW, R.F. (2005) – Eutrofização. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. – Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados. Ed. Graf. Capital, Curitiba, PR. 500p.

YOUNG, K.; MORSE, G.K.; SCRIMSHAW, M.D.; KINNIBURGH, J.H.; MACLEOD, C.L.; LESTER, J.N. (1999) – The relation between phosphorus and eutrophication in the Tames catchment, UK. *The Science of the Total Environment*, v. 228, p. 157-183.

ZAGATTO, P.A.; LORENZETTI, M.L.; LAMPARELLI, M.C.; SALVADOR, M.E.P.; MENEGON JR., N.; BERTOLETTI, E. (1999) – Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11, p. 111-126.

ZAMBETTA, P.M.A. (2006) – *Espécies químicas inorgânicas (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Sn) no sedimento e nos sólidos em suspensão do rio Corumbataí, SP*. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', Universidade de São Paulo (ESALQ-USP). 74p.