

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**POTENCIAL DE POLUIÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS POR
FONTES NÃO PONTUAIS DE FÓSFORO NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL, LIMEIRA-SP**

Tese de Doutorado submetida à banca examinadora
para obtenção do título de Doutor em Engenharia
Agrícola, na área de concentração Água e Solo.

MARIA TERESA CASTILHO MANSOR
Orientador: DENIS MIGUEL ROSTON
Co-orientador: JOSÉ TEIXEIRA FILHO

CAMPINAS
MARÇO DE 2005

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

M318p Mansor, Maria Teresa Castilho
Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP .--Campinas, SP: [s.n.], 2005.

Orientadores: Denis Miguel Roston e José Teixeira Filho.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Água - Qualidade. 2. Água - Poluição. 3. Nutrientes inorgânicos. 4. Eutrofização. 5. Escoamento superficial. I. Roston, Denis Miguel. II. Teixeira Filho, José. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. IV. Título.

Titulo em Inglês: Pollution potential of non point sources of phosphorus at the Ribeirão do Pinhal watershed, Limeira-SP, Brazil

Palavras-chave em Inglês: Runoff, Eutrophication , Inorganic nutrients, Water – Pollution, Water - Quality

Área de concentração: Água e solo

Titulação: Doutorado

Banca examinadora: Plínio B. de Camargo, Jener Fernando Leite de Moraes, José Euclides Stipp Paterniani e Dirceu Brasil Vieira

Data da defesa: 11/03/2005

*O arco-íris bebe água lá no mar
Quando ele quer despejar
É lá por cima da serra*

*As nuvens gela
Faz sua circulação
Quando ela cair no chão
A gente apanha e bebe dela*

(Mestre Virgínia, **Canções do Brasil**, Produção Palavra Cantada)

Ao Flávio, Rafael e Rosa,
dedico.

Agradecimentos

Ao Prof. Denis, pela orientação e amizade,

Ao Prof. Teixeira, pela co-orientação, e por ter dividido comigo idéias e conhecimentos,

Ao Prof. Steve Hamilton, pela acolhida na Michigan State University e imensa ajuda na discussão e interpretação dos resultados deste trabalho,

Aos técnicos Sérgio Lopes, pelo apoio nas coletas de campo e em hidrologia, Sr. Róbison, pelo apoio em desenho técnico, Angélica, Célia, Júnior e Túlio, pelo apoio em logística e assuntos gerais,

Aos colegas de doutorado Chris, Marcão e Marcelo, pelas preciosas discussões sobre o projeto,

Ao aluno de iniciação científica Jeferson L. Fernandes, pela dedicação ao projeto,

A todos os demais funcionários da FEAGRI, que participaram e/ou viabilizaram este trabalho,

À FAPESP e Convênio Internacional CAPES/Fulbright pela concessão das bolsas de estudo,

Ao CRHEA-USP, São Carlos-SP, pela colaboração no levantamento de campo,

Ao Departamento de Recursos Hídricos da Secretaria de Agricultura, Abastecimento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Prefeitura Municipal de Limeira-SP, pela concessão de dados hidrológicos,

À empresa Águas de Limeira, pela concessão de dados de qualidade da água,

À empresa Usina Açucareira Estér S.A., pela concessão de dados de pluviometria,

À empresa Companhia Energética Salto do Lobo – ENGEP, pela concessão de dados hidrológicos, e em especial à Sra. Lourdes,

Ao Prof. Evaldo, da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, pela concessão de dados de levantamento batimétrico,

Aos grandes amigos da FEAGRI, que neste tempo dividiram comigo não só conhecimentos, mas também frustrações, e, sem dúvida, momentos de descontração,

E aos meus pais, sempre...

Faço reverências aqui, e com imensa alegria

Agradeço.

Índice

| | |
|--|-------------|
| LISTA DE FIGURAS | IX |
| LISTA DE TABELAS | XI |
| LISTA DE SÍMBOLOS | XII |
| LISTA DE ABREVIATURAS | XIII |
| RESUMO | XV |
| ABSTRACT | XVII |
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1. Hipótese | 6 |
| 2. OBJETIVOS | 7 |
| 3. REVISÃO DE LITERATURA | 8 |
| 3.1. Cargas difusas de poluição | 8 |
| 3.1.1. Introdução | 8 |
| 3.1.2. Histórico | 9 |
| 3.1.3. Fósforo | 12 |
| 3.1.4. Modelagem | 15 |
| 3.1.5. Coeficiente de exportação | 22 |
| 3.2. Eutrofização dos corpos d'água | 28 |
| 3.2.1. Introdução | 28 |
| 3.2.2. Nutriente limitante | 32 |
| 3.2.3. Relações empíricas nutriente-fitoplâncton | 34 |
| 3.2.4. Índice de qualidade | 39 |
| 3.3. Legislação sobre cargas difusas | 40 |
| 3.3.1. Teores máximos de nutrientes | 41 |
| 3.4. Recursos hídricos no Estado de São Paulo | 42 |
| 3.4.1. Impacto das atividades agrícolas | 42 |
| 3.4.2. Monitoramento ambiental | 45 |
| 4. MATERIAL E MÉTODOS | 47 |

| | |
|---|------------|
| 4.1. Estudo preliminar de cargas difusas de N e P na bacia hidrográfica do rio Jaguari | 48 |
| 4.1.1. Área de estudo | 48 |
| 4.1.2. Modelo de avaliação | 52 |
| 4.1.3. Cargas de base | 53 |
| 4.2. Fluxo de P na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal | 54 |
| 4.2.1. Área de estudo | 54 |
| 4.2.2. Caracterização da bacia | 59 |
| 4.2.3. Variáveis físicas e químicas | 60 |
| 4.2.4. Hidrologia | 64 |
| (a) Vazão | 64 |
| (b) Precipitação | 65 |
| 4.2.5. Solos | 67 |
| 4.3. Caracterização do reservatório da PCH Tatu | 68 |
| 4.3.1. Morfometria | 68 |
| 4.3.2. Tempo de residência | 70 |
| 4.3.3. Nível da água | 71 |
| 4.3.4. Levantamento do perfil | 72 |
| 4.3.5. Porcentagem de mudanças observadas | 73 |
| 4.3.6. Clorofila- <i>a</i> | 74 |
| 4.3.7. Índice de Estado Trófico | 74 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 76 |
| 5.1. Estudo preliminar de cargas difusas de N e P na bacia hidrográfica do rio Jaguari | 76 |
| 5.1.1. Cargas diárias de N_{total} | 76 |
| 5.1.2. Cargas diárias de P_{total} | 78 |
| 5.1.3. Contribuições pontuais de nutrientes na bacia do Jaguari | 80 |
| 5.1.4. Contribuições difusas de nutrientes na bacia do Jaguari | 81 |
| 5.1.5. Relação N_{total}/P_{total} | 83 |
| 5.2. Fluxo de P na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal | 84 |
| 5.2.1. A área de estudo | 84 |
| 5.2.2. Caracterização da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal | 86 |
| (a) Dinâmica de uso e ocupação | 86 |
| (b) P aplicado ao solo | 91 |
| 5.2.3 Hidrologia | 98 |
| (a) Vazão | 98 |
| (b) Precipitação | 99 |
| 5.2.4. Variáveis físicas e químicas | 100 |
| (a) Cargas de SS_{totais} | 107 |
| (b) Cargas de P_{total} | 109 |
| 5.3. Caracterização do reservatório da PCH Tatu | 115 |
| 5.3.1. Morfometria | 115 |
| 5.3.2. Tempo de residência | 116 |

| | |
|--|------------|
| 5.3.3. Levantamento do perfil do reservatório | 119 |
| 5.3.4. Porcentagem de mudanças observadas | 124 |
| 5.3.5. Nutriente limitante | 127 |
| 5.3.6. Clorofila-<i>a</i> | 128 |
| 5.3.7. Índice de Estado Trófico | 131 |
| | |
| 6. CONCLUSÕES | 136 |
| | |
| 6.1. Sugestões de trabalhos futuros | 137 |
| | |
| 7. LITERATURA CONSULTADA | 139 |
| | |
| DOCUMENTOS ANEXOS | 157 |

Lista de Figuras

| | |
|---|-----|
| FIGURA 1. RIO JAGUARI NO ESTADO DE SÃO PAULO; ENCONTRO COM O RIO ATIBAIA PARA FORMAÇÃO DO RIO PIRACICABA (FONTE: PROJETO PIRACENA, 23/08/2004)..... | 49 |
| FIGURA 2. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAGUARI, COM LOCALIZAÇÃO DO LIMITE INTERESTADUAL, DA BARRAGEM DO SISTEMA CANTAREIRA, DO POSTO 4D-001 (DAEE) E DO PONTO JAGR02800 (CETESB)..... | 52 |
| FIGURA 3. LOCALIZAÇÃO DA BACIA DO RIBEIRÃO DO PINHAL - FONTE: ADAPTADO DE IAC, LABORATÓRIO DE GEOPROCESSAMENTO | 55 |
| FIGURA 4. VARIAÇÃO DE ALTITUDE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL – FONTE: BRANDÃO (2001) | 57 |
| FIGURA 5. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL - FONTE: ADAPTADO DE BRANDÃO (2001)..... | 58 |
| FIGURA 6. IMAGEM LANDSAT-7 MOSTRANDO EM DESTAQUE A BACIA DO RIBEIRÃO DO PINHAL COM OS 5 PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS (D, E, F, G E I) – FONTE: ADAPTADO DE IAC, LABORATÓRIO DE GEOPROCESSAMENTO | 61 |
| FIGURA 7. MÉDIA DIÁRIA DA ALTURA DA COLUNA DE ÁGUA À MONTANTE E À JUSANTE DA BARRAGEM DO RESERVATÓRIO DO TATU – FONTE: ENGEPE ... | 72 |
| FIGURA 8. MODELO MATEMÁTICO AJUSTADO DE CARGA DIÁRIA DE N_{TOTAL} | 77 |
| FIGURA 9. VALIDAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO AJUSTADO DE N_{TOTAL} | 77 |
| FIGURA 10. CARGA MÉDIA DIÁRIA DE N_{TOTAL} , VALORES OBSERVADOS E ESTIMADOS | 78 |
| FIGURA 11. MODELO MATEMÁTICO AJUSTADO DE CARGA DIÁRIA DE P_{TOTAL} | 79 |
| FIGURA 12. VALIDAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO AJUSTADO DE P_{TOTAL} | 79 |
| FIGURA 13. CARGA MÉDIA DIÁRIA DE P_{TOTAL} , VALORES OBSERVADOS E ESTIMADOS | 80 |
| FIGURA 14. SUB-BACIAS COMPONENTES DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL..... | 85 |
| FIGURA 15. ESQUEMA DA BACIA..... | 88 |
| FIGURA 16. CALENDÁRIO DA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR | 92 |
| FIGURA 17. CALENDÁRIO DA CULTURA DE LARANJA | 93 |
| FIGURA 18. RELAÇÃO ENTRE AS VAZÕES DO RIBEIRÃO DO PINHAL E RIBEIRÃO DOS PIRES | 99 |
| FIGURA 19. PRECIPITAÇÃO MENSAL EM COSMÓPOLIS-SP E REGIÃO (FONTE:USINA AÇUCAREIRA ESTÉR S.A.); DESCARGA MENSAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL..... | 100 |
| FIGURA 20. VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS NA BACIA..... | 101 |
| FIGURA 21. RELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÃO E VAZÃO NO RIBEIRÃO DO PINHAL (PONTO F) | 102 |
| FIGURA 22. RELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÃO E VAZÃO NA ENTRADA DO RESERVATÓRIO (PONTO E) | 102 |
| FIGURA 23. VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE P_{TOTAL} NA BACIA | 104 |

| | |
|--|-----|
| FIGURA 24. VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE P_{TOTAL} NO RIBEIRÃO DO PINHAL | 105 |
| FIGURA 25. RELAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE $SS_{TOTALIS}$ E P_{TOTAL} NO RIBEIRÃO DOS PIRES (PONTO G) | 106 |
| FIGURA 26. RELAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE $SS_{TOTALIS}$ E P_{TOTAL} NA SAÍDA DO RESERVATÓRIO (PONTO D) | 106 |
| FIGURA 27. FLUXO ANUAL DE FÓSFORO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL | 112 |
| FIGURA 28. TEMPO DE RESIDÊNCIA TEÓRICO NO RESERVATÓRIO DA PCH TATU – MAIO/2001 A ABRIL/2004 | 117 |
| FIGURA 29. PERFIL DE T NA CABECEIRA | 123 |
| FIGURA 30. PERFIL DE OD NA CABECEIRA | 123 |
| FIGURA 31. PERFIL DE T NO MEIO | 123 |
| FIGURA 32. PERFIL DE OD NO MEIO | 123 |
| FIGURA 33. PERFIL DE T NA BARRAGEM | 123 |
| FIGURA 34. PERFIL DE OD NA BARRAGEM | 123 |
| FIGURA 35. RELAÇÃO ENTRE A VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE P_{TOTAL} E O τ NO RESERVATÓRIO DO TATU | 125 |
| FIGURA 36. RETENÇÃO DO P_{TOTAL} NO RESERVATÓRIO DO TATU EM FUNÇÃO DO τ | 126 |
| FIGURA 37. CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A NO RESERVATÓRIO DO TATU | 129 |
| FIGURA 38. COMPARAÇÃO ENTRE A RELAÇÃO $CLA \times P_{TOTAL}$ OBTIDA POR PRIDMORE E MCBRIDE (1984, CITADO POR KALFF, 2002) – CURVA 1 - E AQUELA OBTIDA A PARTIR DOS DADOS DE CAMPO DESTE EXPERIMENTO – CURVA 2 - EM ESCALA LOGARÍTIMA | 130 |

Lista de Tabelas

| | |
|--|-----|
| TABELA 1. VALORES TÍPICOS DE COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO DE N_{TOTAL} E P_{TOTAL} EM $KG.KM^{-2}.ANO^{-1}$ E RAZÃO MÉDIA DE N_{TOTAL}/P_{TOTAL} EM MASSA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM VÁRIOS TIPOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E CLIMA | 24 |
| TABELA 2. CLASSES DE USO DO SOLO E COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO DE N_{TOTAL} E P_{TOTAL} CORRESPONDENTES, EM $KG.KM^{-2}.ANO^{-1}$ | 25 |
| TABELA 3. RAZÕES MÉDIAS MOLARES E MÁSSICAS DE SUPRIMENTO (S) DE N_{TOTAL}/P_{TOTAL} A PARTIR DE FONTES POTENCIAS DE NUTRIENTES PARA AS ÁGUAS SUPERFICIAIS E RAZÃO MÉDIA DE DEMANDA (D) DO PROTOPLASMA DE ORGANISMOS | 33 |
| TABELA 4. CULTURAS PRODUZIDAS NO ESTADO DE SÃO PAULO NO ANO DE 2001 | 44 |
| TABELA 5. PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA..... | 62 |
| TABELA 6. MEDIDA DE VAZÃO NOS PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA..... | 65 |
| TABELA 7. CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO, SEGUNDO O ÍNDICE DE CALRSON MODIFICADO - FONTE: CETESB (24/10/2004)..... | 75 |
| TABELA 8. CARGAS MÉDIAS ANUAIS PONTUAIS E DIFUSAS ($N_{TOTAL} - P_{TOTAL}$)..... | 82 |
| TABELA 9. ÁREA DAS SUB-BACIAS COMPONENTES DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL, EM KM^2 | 86 |
| TABELA 10. ÁREAS OCUPADAS PELAS PRINCIPAIS CULTURAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL..... | 90 |
| TABELA 11. CÁLCULO DA QUANTIDADE DE P APLICADO À CANA-DE-AÇÚCAR EM UM ANO | 95 |
| TABELA 12. CÁLCULO DA QUANTIDADE DE P APLICADO À LARANJA EM UM ANO | 96 |
| TABELA 13. VALORES MÉDIOS DE P APLICADO NAS PRINCIPAIS CULTURAS DA BACIA DO RIBEIRÃO DO PINHAL..... | 97 |
| TABELA 14. DETALHAMENTO DO FLUXO ANUAL DE SS_{TOTALS} NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL..... | 109 |
| TABELA 15. DETALHAMENTO DO FLUXO ANUAL DE P_{TOTAL} NO PONTO E (ENTRADA DO RESERVATÓRIO DA PCH TATU) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO PINHAL - 27/FEV/2003 A 26/FEV/2004 | 114 |
| TABELA 16. TEMPO DE RESIDÊNCIA MÉDIO NO RESERVATÓRIO DA PCH TATU, EM DIAS..... | 118 |
| TABELA 17. COMPARAÇÃO ENTRE PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS DE RESERVATÓRIOS | 118 |
| TABELA 18. RELAÇÃO N_{TOTAL}/P_{TOTAL} | 128 |
| TABELA 19. TRANSPARÊNCIA (M) , CLA ($\mu G.L^{-1}$), P_{TOTAL} ($\mu G.L^{-1}$) E SS_{TOTAL} ($MG.L^{-1}$) NO RESERVATÓRIO..... | 131 |

Lista de Símbolos

Cl_a – clorofila *a*, em $\mu\text{g.l}^{-1}$

N – nitrogênio, em mg.l^{-1}

N_{total} – nitrogênio total, concentração em mg.l^{-1} e carga em $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$

Na – sódio, em mg.l^{-1}

OD – oxigênio dissolvido, em mg.l^{-1}

P – fósforo, em $\mu\text{g.l}^{-1}$

$P_{\text{dissolvido}}$ - fósforo dissolvido, concentração em $\mu\text{g.l}^{-1}$

P_{total} – fósforo total, concentração em $\mu\text{g.l}^{-1}$ e carga em $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$

P_2O_5 – pentóxido de difósforo, em Kg

Q – vazão, em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$

S – enxofre

SS_{totais} – sólidos suspensos totais, concentração em mg.l^{-1} e carga em $\text{ton.Km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$

T – temperatura, em $^{\circ}\text{C}$

Z – profundidade média do reservatório, em m

τ – tempo de residência teórico no reservatório, em dias ou anos

τ_e - tempo de residência na zona eufótica, em dias ou anos

Lista de Abreviaturas

APP - Áreas de Proteção Permanente

BMPs - Práticas Ótimas de Manejo (*Best Management Practices*)

CATI - Coordenadoria de Assistência Técnica Integral do Estado de São Paulo

CESP - Companhia Energética do Estado de São Paulo

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CRHEA – Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da USP, São Carlos-SP

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo

DEPRN – Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A.

ETA – Estação de Tratamento de Água para Abastecimento

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade de Campinas

IAP - Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público

IB - Índice de Balneabilidade

IET – Índice de Estado Trófico

IPMCA - Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática

IQA - Índice de Qualidade das Águas

ISTO - Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas

IVA - Índice de Preservação da Vida Aquática

PCH – Pequena Central Hidrelétrica

PCJ – Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá

PEMBH - Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas

PNE - Potencial Natural de Erosão

RUSLE - *Revised Universal Soil Loss Equation* (Equação Universal de Perda do Solo Revisada)

SIG - Sistema de Informação Geográfica

SIGRH - Sistema Integrado de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo

STPP – tripolifosfatos de sódio

UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

USDA - Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*United States Department of Agriculture*)

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency*)

Resumo

Em áreas rurais onde há intensa atividade agrícola, a eutrofização de corpos de água pode ser acelerada pelo influxo de nutrientes, provenientes de fertilizantes, transportados por escoamento superficial. A eutrofização pode provocar mudanças indesejáveis na estrutura e funções do ecossistema, bem como na qualidade da água destinada ao abastecimento. O controle dos níveis de P nas águas superficiais é tido como a melhor maneira de minimizar a eutrofização, uma vez que o P é identificado como um nutriente limitante para o crescimento de algas. As águas da bacia do rio Piracicaba recebem grande aporte de efluentes domésticos e industriais pontuais, bem como grande aporte de efluentes agrícolas difusos, tendo sido documentado aí um elevado grau de eutrofização. Uma avaliação preliminar das contribuições difusas de nutrientes às águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Jaguari - formador do rio Piracicaba – feita a partir de dados oficiais em uma área de estudo de 3394 Km², mostrou que 68,2% da carga total anual de N_{total} e 77,3% da carga total anual de P_{total} foram transportados nos meses de chuva. Ao se estimar a razão entre a carga média anual de origem rural (difusa) e urbana (pontual), obteve-se o valor de 1,3 para o N_{total} e 2,6 para o P_{total}; os coeficientes de exportação a partir da área rural foram estimados em 2,3 Kg N_{total}.ha⁻¹.ano⁻¹ e 0,4 Kg P_{total}.ha⁻¹.ano⁻¹. A área de drenagem da bacia do ribeirão do Pinhal - afluente do rio Jaguari e manancial de abastecimento de Limeira, SP – foi o foco principal deste estudo, ocorrido entre fevereiro de 2003 e fevereiro de 2004. Estimou-se, para uma área de 301,4 Km² de ocupação majoritariamente agrícola, a quantidade de P aplicada ao solo como fertilizante, obtendo-se um total de 820 ton.ano⁻¹, dos quais inferiu-se que 23% foram exportados pela biomassa. Monitorou-se, no mesmo período, as concentrações de P_{total} e SS_{totais} em cinco pontos da bacia do ribeirão do Pinhal, objetivando a estimativa de fluxos. As cargas anuais de P_{total} e SS_{totais} obtidas na entrada do reservatório do Tatu foram iguais a 5,7 e 2160 ton.ano⁻¹, respectivamente, sendo que 67,5% do P_{total} e 84,5% dos SS_{totais} foram transportados no período chuvoso. Os coeficientes de exportação obtidos na entrada do reservatório foram iguais a 0,2 KgP_{total}.ha⁻¹.ano⁻¹ e 7,4 tonSS_{totais}.Km⁻².ano⁻¹. Ao se inferir sobre as cargas difusas de P_{total} transportadas por escoamento superficial pelo ribeirão do Pinhal, obteve-se uma razão de 0,6 entre a carga anual de origem difusa e aquela pontual, apontando a importância desta última na bacia. Por fim, fez-se um levantamento limnológico do reservatório do Tatu, e observou-se

que o IET referente ao P_{total} e à clorofila a indicou estado eutrófico na cabeceira e barragem; entretanto, é provável que a alta taxa de descarga esteja limitando a proliferação de algas no reservatório. De modo geral, verificou-se preliminarmente a importância da poluição difusa de P_{total} , de origem rural, na degradação das águas superficiais da bacia do rio Jaguari. Por outro lado, focando na bacia do ribeirão do Pinhal, concluiu-se que as altas concentrações de P_{total} aí obtidas foram influenciadas pela atividade industrial e ocupação humana, influência esta que se sobrepôs àquela do arraste de partículas causado pelo escoamento superficial decorrente das precipitações.

Palavras-Chave – carga difusa; nutrientes; escoamento superficial, eutrofização.

POLLUTION POTENTIAL OF NON POINT SOURCES OF PHOSPHORUS AT THE RIBEIRÃO DO PINHAL WATERSHED, LIMEIRA-SP, BRAZIL

Abstract

Intensive agricultural activities are known to cause anthropogenic inputs of nutrients to surface waters in rural areas. The nutrient enrichment of water bodies, or eutrophication, can lead to highly undesirable changes in ecosystem structure and function, as well as in water quality for human consumption. It is known that nutrient loading restriction – specially the limiting nutrient phosphorus – is the essential cornerstone of aquatic eutrophication control. In a preliminary study, official water quality and flow data from Jaguari River were used to assess the diffuse loads of nutrients from rural areas into surface waters. Results showed that, in average, 68.2% of the TN annual loads and 77.3% of the TP annual loads were transported through a 3394 Km² area during the raining season. The annual diffuse loads obtained – coming primarily from rural sources – were equivalent to 55.1% and 69.4% of the total annual loads of TN and TP transported through the sub-basin, respectively. The mean export coefficients from diffuse loads were equal to 2.3 Kg TN.ha⁻¹.year⁻¹ and 0.4 Kg TP.ha⁻¹.year⁻¹. The main part of this study was realized at the *Ribeirão do Pinhal* - a Jaguari River affluent - from February 2003 to February 2004. The annual phosphorus load applied as fertilizer to an area of 301.4 Km² of the ribeirão do Pinhal watershed was estimated to be 820 ton.year⁻¹, and 23% of it was calculated to be exported by the biomass of the agricultural fields. These results were based on the soil use and occupation of the area, mainly rural, producing basically sugarcane and citrus. The field sampling of *Ribeirão do Pinhal* superficial waters was done twice a month, in five locations at the watershed. Samples were analyzed for TP and TSS; the total loads obtained were equal to 5.7 e 2160 ton.year⁻¹, respectively, at the entrance of Tatu reservoir; 67.5% of TP and 84.5% of TSS were transported during the raining season (October-March). The export coefficients obtained were equal to 7.4 ton TSS.Km⁻².year⁻¹ and 0.2 Kg TP.ha⁻¹.year⁻¹. A limnological profile of the Tatu reservoir was determined through field sampling in three locations on both dry and wet periods; results showed a eutrophic state at the entrance of the reservoir as well as at the dam. Yet, the flushing rate is the possible limiting factor for the occurrence of eutrophication at the reservoir. In general, the importance of diffuse pollution, originally from rural areas, was verified at the Jaguari River watershed.

On the other hand, at the *Ribeirão do Pinhal* watershed, the high TP concentrations observed were mostly influenced by the industrial and human activities occurring in the area.

Keywords – diffuse load; nutrients; runoff, eutrophication.

1. Introdução

A preocupação com a gestão democrática e sustentável da água é tema atual em várias instâncias, em nível mundial. A este respeito, pode-se afirmar que a gestão dos recursos hídricos encontra-se em plena evolução também no Brasil. Em um breve histórico, até 1976 houve a predominância de medidas específicas e pontuais de gestão, como o atendimento às demandas setoriais, a execução de obras hidráulicas e de programas de desenvolvimento regional. Entre 1976 e 1986, avançou-se no conceito de gestão de recursos hídricos, partindo-se do pressuposto de que a água tinha demandas múltiplas, e de que, portanto, as questões a ela relacionadas deveriam estar calcadas em discussões colegiadas. A visão técnica de gestão, que se tinha até então, tornou-se uma visão sistêmica, com coexistência e integração de ações em recursos hídricos. A partir da constituição federal de 1988 a água passou a ser um bem público, de domínio dos estados da federação (no caso de rios contidos dentro de um só estado) ou da união (no caso de rios fronteiriços do Brasil e de rios cruzando mais de um estado, como o Piracicaba, com nascentes em Minas Gerais e foz em São Paulo).

No Estado de São Paulo, a constituição de 1989 seguiu os preceitos da constituição federal, e a gestão das águas passou a ser descentralizada, participativa e integrada, com decisões colegiadas feitas em diversos níveis, a saber nos comitês de bacia hidrográfica, nos conselhos estaduais e no conselho federal de recursos hídricos. Hoje, a base legal para as políticas e sistemas de gestão de recursos hídricos no Estado de São Paulo está na lei estadual nº7663 de 1991 e na lei federal nº9433 de 1997. Ambas prevêem a constituição de comitês de bacias, porém apresentam pontos discordantes. A própria defasagem entre a publicação da lei federal em relação à lei estadual se refletiu em sua aplicação, de modo que a criação do primeiro comitê de bacias do Estado de São Paulo, o Comitê Estadual das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (CBH-PCJ), se deu em 18/nov/1993, há onze anos, enquanto a criação do Comitê Federal das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ-FEDERAL) se deu em 31/mar/2003, há menos de dois anos. Hoje a composição destes dois comitês se sobrepõe parcialmente, de modo que no futuro

eles possam ser integrados. A implementação do CBH-PCJ e PCJ-FEDERAL foram calcadas em alguns instrumentos de gestão, entre os quais a outorga de direito de uso dos recursos hídricos, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (captação, consumo e diluição), a definição de penalidades aos infratores da legislação e a determinação do rateio de custos de obras de uso múltiplo. Entre os pontos mais polêmicos da gestão dos recursos hídricos hoje no Brasil está a cobrança pelo uso, cujas normas, em nível federal, são estabelecidas pela lei nº9984 de 2000, e no Estado de São Paulo, pelo projeto de lei PL676 de 2000, este último ainda em tramitação. Atualmente estão implantados em todo o Brasil 100 comitês de bacia hidrográfica, porém a cobrança pelo uso da água ainda não está implementada, ocorrendo isoladamente, como no caso da bacia do rio Paraíba do Sul-SP, desde 2003. Prevê-se, para 2005, o início da cobrança pelo uso da água nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, onde serão classificados como usuários, a princípio, as prefeituras, as indústrias e os agricultores. A bacia do rio Piracicaba é responsável, sozinha, por quase 10% do PIB e do Valor de Transformação Industrial do Brasil. Esta bacia é qualificada com o principal vetor de desconcentração industrial metropolitana de São Paulo, apresentando alta demanda hídrica (incluindo aí a exportação de cerca de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para a região metropolitana de São Paulo) e pressão crescente em termos de degradação ambiental. A cobrança pelo uso da água é uma medida considerada improrrogável na bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, e deverá ser eficiente para alavancar ações que visem manter a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos na região – o recurso arrecadado com a cobrança será, a princípio, aplicado na própria bacia, no desenvolvimento de projetos de proteção e recuperação dos mananciais.

No Estado de São Paulo, a CETESB é responsável pela avaliação da qualidade ambiental, mantendo, entre outros, um programa de acompanhamento das condições de qualidade das águas dos principais rios e reservatórios. As informações por ela geradas subsidiam as políticas em recursos hídricos e em saúde pública, além de estimular as ações sobre a gestão ambiental, havendo hoje um progressivo estreitamento de relações entre este órgão e os 22 comitês de bacias do Estado. Seguindo as tendências de evolução da qualidade das águas interiores, a CETESB destacou como fontes de poluição das águas superficiais, em seu Relatório anual de 2003, os efluentes domésticos e industriais, e as cargas difusas urbanas

e agrícolas. Em relação às cargas difusas agrícolas, seus efeitos foram considerados dependentes do manejo de cultura adotado – incluindo-se aí a aplicação de fertilizantes – e sua magnitude foi associada em especial à contribuição de material proveniente da erosão dos solos, intensificando-se na ocorrência de chuvas em áreas rurais. O escoamento superficial de águas pluviais por solos fertilizados pode provocar o influxo de fósforo em excesso nas águas naturais. O fósforo, por sua vez, é um nutriente considerado limitante para o florescimento de comunidades fitoplanctônicas, e sua presença em excesso nas águas naturais pode favorecer a ocorrência de eutrofização. A eutrofização de corpos d'água pode levar à floração de espécies como as cianobactérias, que em ambientes aquáticos podem liberar toxinas que afetam a saúde humana, tanto pela ingestão da água, como pelo contato primário em atividades de recreação. Além disto, a presença das cianobactérias provoca a elevação de custos do tratamento de águas destinadas ao abastecimento.

A importância crescente da poluição de águas superficiais por fósforo fica bem retratada quando se observa que, considerando o padrão de classe 2 da Resolução CONAMA nº 20 – classe onde estão enquadrados os principais corpos d'água do Estado de São Paulo – a CETESB obteve 85% de resultados não conformes para fósforo total em 2003. Ainda, de 25 parâmetros de qualidade considerados, o fósforo foi o que apresentou a maior porcentagem de resultados não conformes em 2003, atrás somente do alumínio, este com 92%. Mesmo ao se tomar como referência os teores de fósforo total sugeridos na Resolução CONAMA nº20 revisada – em processo de aprovação, sob a denominação de Resolução CONAMA nº357 de 2005 – teores estes mais altos e definidos por ambiente aquático (lótico, de transição e lântico), os níveis de fósforo registrados pela CETESB em 2003 são preocupantes.

O Estado de São Paulo tem hoje 64% de suas bacias classificadas como eutróficas ou hipereutróficas – incluindo-se aí as bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, com 92% dos pontos monitorados comprometidos. Esta classificação se baseia no cálculo do Índice de Estado Trófico feito pela CETESB em 2003, considerando a concentração de fósforo total, porém desconsiderando a concentração de clorofila-*a* nas águas superficiais. Isto significa que estas bacias merecem especial atenção no que se refere às cargas de fósforo total recebidas, cujas principais fontes são, conforme mencionado anteriormente, os esgotos domésticos e a

drenagem de áreas agrícolas - enquanto a primeira das fontes, pontual, tem características já conhecidas e redução por tratamento terciário, a segunda, difusa, requer ainda estudos específicos para o estabelecimento de importância relativa, coeficientes de exportação locais e medidas redutivas. A dimensão da poluição de águas superficiais por cargas difusas de nutrientes no meio rural permanece portanto pouco estudada, apesar de já se reconhecerem como práticas universais contribuintes com tal poluição a aplicação de fertilizantes e defensivos nas lavouras, a irrigação e a criação intensiva de animais, associadas a práticas não conservativas de manejo do solo e ao regime de precipitação local.

Apesar de não haver hoje menção específica à poluição por cargas difusas nas leis ou regulamentações ambientais brasileiras, é possível destacar a necessidade de avaliação, monitoramento e controle destas fontes de poluição, e de estudo dos processos envolvidos na geração de cargas difusas, para que se atinja as metas de conservação, tanto qualitativas quanto quantitativas, descritas nas normas que legislam sobre os recursos hídricos em vigência. Entre estas normas estão a Resolução CONAMA nº20 de 1986, a lei federal nº9433 de janeiro de 1997, e a Portaria MS nº518 de março de 2004. O dimensionamento das contribuições difusas de nutrientes a partir de áreas agrícolas possibilitaria sua efetiva aplicação nos processos de tomada de decisão em gestão e licenciamento ambiental, e no estabelecimento de políticas públicas em recursos hídricos.

O estudo de temas ligados à conservação dos recursos hídricos no meio rural é extremamente oportuno no momento em que especialistas internacionais, reunidos para mapear as opções energéticas do mundo, afirmam que o futuro da energia no Brasil, nos próximos 50 anos, está na biomassa, principalmente na cana-de-açúcar, como fonte alternativa ao petróleo. O Balanço Energético Nacional de 2003 mostrou que a participação da biomassa na matriz energética brasileira foi de 27% - incluindo lenha e carvão vegetal (11,9%), bagaço de cana-de-açúcar (12,6%) e outros (2,5%). A cana-de-açúcar sozinha move hoje 307 'centrais energéticas' existentes no Brasil, 128 das quais localizadas no Estado de São Paulo. O Brasil possui uma extensão territorial com ampla disponibilidade de áreas de plantio de cana-de-açúcar, o clima favorece colheitas alternadas e a orientação para o plantio é muito bem fundamentada – a área total de cultivo hoje é de 5,5 milhões de hectares, ou seja, menos de 1%

das terras agriculturáveis do país. Há que se considerar, além disto, o crescimento das exportações brasileiras de açúcar e álcool etílico, e de suco de laranja concentrado – este último apoiado na crescente produção de citros no Estado de São Paulo – e portanto a necessidade iminente de se praticar uma agricultura intensiva porém sustentável. Segundo dados do Instituto de Economia Agrícola para o ano agrícola de 2001, 14,3% do solo rural do Estado de São Paulo (30.086,8 Km²) estavam ocupados por cana-de-açúcar destinada à indústria sucroalcooleira - ocupação esta menor somente que a de áreas de pastagem, com 49,3% - e 2,9% do solo rural estavam ocupados por laranja. Isto pode sugerir uma possibilidade de ampliação da produção destas culturas no Estado de São Paulo, que só será viável ambientalmente se praticada com sustentabilidade. A produção agrícola intensiva requer aplicação de fertilizantes, entre eles o fósforo, e cabe aqui notar que o fósforo é um macronutriente imprescindível para as culturas, sendo obtido normalmente por mineração, e que suas reservas são finitas.

Diante do exposto, propôs-se avaliar neste estudo o potencial de poluição de águas superficiais por cargas difusas de fósforo, provenientes de áreas agrícolas da bacia do rio Jaguari – um dos formadores do rio Piracicaba. O estudo se justifica porquê:

- O abastecimento de municípios na bacia do Piracicaba se dá quase que exclusivamente por captação de águas superficiais;
- A eutrofização já é notada de modo geral na bacia do Piracicaba, cuja principal cultura produzida é a cana-de-açúcar;
- É incipiente ainda o conhecimento sobre a importância relativa das fontes difusas de fósforo para as águas superficiais em relação às fontes pontuais;
- O fósforo é identificado como o nutriente limitante para o florescimento do fitoplâncton.

Dois regiões foram selecionadas para o estudo, estando ambas inseridas na bacia do rio Jaguari. Uma delas - a maior - possui seção de controle no próprio rio Jaguari, próximo à sua foz, englobando 78,6% da área total da bacia do rio Jaguari. A outra – menor - possui seção de controle no ribeirão do Pinhal, afluente da margem direita do Jaguari, englobando 7% da área total da bacia do rio Jaguari e 99,5% da área total da bacia do ribeirão do Pinhal.

Ambas as regiões foram consideradas majoritariamente rurais, com base em classificação de uso e ocupação do solo obtida na literatura científica: a bacia com seção de controle no rio Jaguari, a maior área de estudo, possui pelo menos 40% da área ocupada por pastagens e campos antrópicos e pelo menos 20% da área ocupada por agricultura temporária e perene; e a bacia com seção de controle no ribeirão do Pinhal, a menor área de estudo, possui quase 90% da área ocupada por cana-de-açúcar e citros. A área de drenagem da bacia do ribeirão do Pinhal está hoje protegida pela lei de Uso e Ocupação do Solo do município de Limeira, devido à sua importância como manancial de abastecimento, importância esta ratificada pela recente implantação de um novo ponto de controle de qualidade de água da CETESB em sua foz no Jaguari.

1.1. Hipótese

O influxo de fósforo às águas superficiais da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal se dá de forma primordialmente difusa - o transporte de fósforo para os corpos d'água ocorre por escoamento superficial causado pelas precipitações, que provocam o arraste de partículas do solo a partir de áreas agrícolas fertilizadas. A magnitude do influxo de fósforo às águas superficiais está associada, neste caso, à contribuição de material proveniente da erosão, devido à tendência de adsorção do fósforo proveniente de fertilizantes às partículas do solo.

2. Objetivos

Este projeto foi desenvolvido com os objetivos primordiais de se:

1. Avaliar, de modo preliminar, a origem e magnitude das cargas de nitrogênio total (N_{total}) e fósforo total (P_{total}) transportadas pela bacia hidrográfica do rio Jaguari;
2. Verificar a origem e magnitude das cargas de P_{total} e sólidos suspensos totais (SS_{totais}) transportadas pela bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal;
3. Fazer um levantamento limnológico do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica do Tatu.

3. Revisão de Literatura

3.1. Cargas difusas de poluição

3.1.1. Introdução

A percepção e a importância relativa das cargas difusas de poluentes às águas superficiais têm aumentado à medida que se procede à identificação e ao subsequente controle das cargas pontuais, como documentam as recentes publicações científicas sobre o assunto (CARPENTER et al., 1998; MACLEOD e HAYGARTH, 2003; WITT e BEHRENDT, 1999; TANIK et al., 1999; SILVA e PORTO, 2003; DIOGO et al., 2003).

As cargas pontuais de poluição estão associadas a qualquer meio perceptível, confinado ou desviado de transporte de poluentes – especialmente de águas residuárias domésticas e industriais - para as águas superficiais. Diferentemente destas, as cargas difusas são aquelas geradas em áreas extensas, sendo normalmente associadas às precipitações pluviométricas, e que, portanto, chegam aos corpos de águas superficiais de forma intermitente.

A poluição das águas superficiais por cargas difusas pode ter natureza urbana, rural ou atmosférica. Em áreas urbanas, a poluição difusa tem composição complexa - de metais e óleos a sólidos, constituindo-se numa fonte de poluição tanto maior quanto mais deficiente for a coleta de esgotos ou mesmo a limpeza pública. Já na área rural, a poluição difusa é devida em grande parte à drenagem de precipitações pluviométricas a partir de solos agrícolas e ao fluxo de retorno da irrigação, sendo associada aos sedimentos (carreados quando há erosão do solo), aos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e aos defensivos agrícolas. A drenagem de precipitações pluviométricas a partir de áreas de pecuária é associada, ainda, aos resíduos da criação animal. A deposição atmosférica de poluentes - especialmente nitrogênio - provenientes de emissões industriais e queimadas de matas/cana-de-açúcar, e o arraste de partículas e gases da atmosfera por águas pluviais, também são considerados fontes difusas de poluição (MACLEOD e HAYGARTH, 2003, 2003; DALCANALE, 2001; MARTINELLI et al., 2002; CETESB, 22/10/2004).

De acordo com DALCANALE (2001), incluem-se como fontes não pontuais – ou difusas - de poluição na regulamentação norte-americana:

- o fluxo de retorno de áreas de irrigação;
- o escoamento superficial de áreas agrícolas e silvícolas que não incluam operações com animais confinados;
- o escoamento superficial de áreas de pastagem com animais não confinados;
- a drenagem urbana de comunidades com população abaixo de 100.000 habitantes;
- a drenagem urbana de áreas não conectadas à rede de drenagem;
- o escoamento de áreas de construção civil menores que 20.000 m² (2 ha);
- o transbordamento de fossa séptica;
- a deposição atmosférica sobre a superfície da água;
- o escoamento superficial a partir de áreas de mineração abandonadas;
- as atividades no solo que possam gerar contaminantes, como: desmatamento, drenagem de pântanos, canalização de cursos d'água, e outras.

MACLEOD e HAYGARTH (2003) definiram fontes difusas de fósforo como sendo, no geral, aproximadamente equivalentes a ambos:

- (a) o fósforo proveniente de todas as fontes exceto os esgotos domésticos e industriais;
- (b) o fósforo proveniente de atividades agrícolas e do solo.

Entretanto, dependendo do autor do trabalho ou dado de campo, as fontes difusas podem também incluir esgotos não coletados pela rede (descartados diretamente no curso d'água ou via tanque séptico) e as fontes pontuais podem incluir fósforo agrícola proveniente do esterco animal e de unidades de confinamento animal (MACLEOD e HAYGARTH; 2003).

3.1.2. Histórico

Até os anos 50, grande parte da produção agrícola mundial era proveniente de pequenas propriedades familiares, onde se aplicavam fertilizantes orgânicos no solo, e os resíduos gerados eram essencialmente assimilados pelo próprio solo e pelos corpos d'água receptores. No período pós-anos 50, observou-se uma tendência mundial à produção agrícola

intensiva, baseada em propriedades maiores, e em regime de monocultura, o que ocasionou um grande aumento da produção agrícola. Entretanto, para sustentar o aumento da produção e da produtividade, lançou-se mão de grandes quantidades de fertilizantes químicos e defensivos agrícolas. As conseqüentes mudanças no manejo agrícola do solo para adequação à produção intensiva resultaram em um aumento da erosão e da perda de solo. Além disto, as águas superficiais e subterrâneas se tornaram vulneráveis também à poluição difusa por compostos químicos aplicados nas culturas, bem como à poluição difusa proveniente do manejo de animais não confinados. NOVOTNY (1999) exemplificou esta situação com a evolução do uso de fertilizantes na produção de cereais no Brasil: em 1970, utilizava-se em média menos de 50 Kg/ha de fertilizantes para produzir menos de 1,5 ton/ha de cereais; em 1990, passou-se a utilizar aproximadamente 150 Kg/ha de fertilizantes para produzir 2 ton/ha de cereais.

A partir dos anos 50, passou a ocorrer também o desmatamento de áreas nativas em grande escala, sendo as terras desmatadas convertidas ao uso agrícola – sobretudo em países em desenvolvimento – e ocupação urbana. Ao mesmo tempo, iniciou-se uma migração massiva da população, das áreas rurais para as cidades, pois o novo modelo de produção no campo tornou a agricultura familiar economicamente inviável. Esta conversão de uso do solo, de vegetação nativa para agricultura, gerou degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas no meio rural (NOVOTNY, 1999).

Em uma escala global, a agricultura usa hoje cerca de 70% de todo o suprimento de água doce mundial, o que a torna o maior consumidor deste recurso natural. Águas superficiais e subterrâneas são utilizadas para a irrigação de culturas, e a drenagem inadequada de áreas agrícolas já resultou na salinização dos solos em várias áreas. Ainda, a produção intensiva baseada no uso de fertilizantes químicos e de defensivos agrícolas em monoculturas, a partir dos anos 50, tornaram o fluxo de retorno da irrigação um risco permanente de poluição difusa às águas superficiais (NOVOTNY, 1999).

Estas mudanças na agricultura ocorreram, a princípio, sem se considerar uma produção e produtividade ambientalmente sustentáveis, e uma das conseqüências disto foi a degradação ambiental causada pelo enriquecimento dos corpos d'água com nutrientes - especialmente o nitrogênio (N) e o fósforo (P) – provenientes de áreas agrícolas fertilizadas e do manejo de

animais no campo. Antes dos anos 60, os rios e lagos no meio rural eram razoavelmente limpos e as águas subterrâneas podiam ser usadas diretamente para consumo humano nos Estados Unidos e em certos países do oeste da Europa. Porém, as mudanças na agricultura pós-anos 50 favoreceram a eutrofização nas águas superficiais e a contaminação das águas subterrâneas com altos níveis de nitrato – com a subsequente contaminação do escoamento de base de rios drenando áreas agrícolas. É importante citar ainda como consequência destas mudanças na agricultura a contaminação das águas subterrâneas por compostos orgânicos provenientes de defensivos agrícolas, muitos dos quais carcinogênicos e atualmente banidos do mercado (NOVOTNY, 1999).

Os principais problemas de poluição difusa em países tropicais e subtropicais em desenvolvimento são causados pelo desmatamento e conversão de terras desmatadas à agricultura, e pela erosão de terras agrícolas. A conversão de uso do solo pode aumentar em várias ordens de magnitude a produção de sedimentos em bacias hidrográficas. Em adição à perda de solo, a conversão de mata nativa à agricultura acarreta mudanças na composição química do solo, que podem levar à perda significativa de substâncias estocadas, como por exemplo a nitrificação de nitrogênio orgânico do solo, com conseqüente liberação de nitrato para as águas subterrâneas (NOVOTNY e OLEM, 1993).

Dentre os impactos ambientais da erosão excessiva de terras agrícolas está o carreamento de nutrientes adsorvidos aos sedimentos, que pode acelerar o processo de eutrofização das águas superficiais. O sedimento – especialmente as frações finas – é um carreador primário de poluentes, tais como os fosfatos e os íons amônio (este último em menor grau), além de metais, e muitos compostos orgânicos tóxicos (por exemplo compostos organoclorados persistentes, como os defensivos agrícolas aldrin e dieldrin). Outros impactos ambientais da erosão são a deterioração e destruição de habitats aquáticos, bem como a perda rápida da capacidade de estocagem de reservatórios, ambos por deposição de sedimentos, além do aumento da turbidez, que reduz a fotossíntese no ambiente aquático.

Os resíduos provenientes da criação de animais são importante fontes de nutrientes para os corpos d'água no meio rural. Nos Estados Unidos, a concentração típica de nitrogênio total (N_{total}) e fósforo total (P_{total}) no escoamento superficial de pastos é de 4,5 e 7 $mg.l^{-1}$,

respectivamente. A produção típica de fósforo por uma vaca leiteira é igual a 18 Kg.ano⁻¹, sendo que parte significativa deste total pode atingir os cursos d'água. Porém, as cargas de nutrientes não são os únicos poluentes associados à criação animal, há também o material orgânico (responsável pela depleção de oxigênio dissolvido) e os patogênicos (como o *Cryptosporidium*) provenientes do manejo de animais, entre outros (NOVOTNY, 1999). No Brasil é comum a criação extensiva de gado, e muitas vezes há acesso livre a corpos d'água para dessedentação.

3.1.3. Fósforo

Há muito é conhecida a importância do fósforo nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através de fosfolipídios) (ESTEVES, 1988).

A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente sob a forma de fosfato. Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta- e outros polifosfatos), e fosfatos organicamente ligados. Eles podem ocorrer em solução, em partículas ou detritos, ou nos corpos de organismos aquáticos (APHA; AWWA & WEF, 1995). Estas formas de fosfato têm várias origens. A quantidade de fosfato de fonte natural presente em ecossistemas aquáticos continentais depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários das rochas - especialmente apatita ($\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$) - da bacia de drenagem. O fosfato liberado da rocha por intemperização é carregado pelas águas de escoamento superficial e atinge os diferentes ecossistemas aquáticos. Outros fatores naturais que permitem o aporte de fosfato podem ser apontados, a saber o material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. A liberação de fosfato inorgânico, a partir de matéria orgânica, é catalisada por enzimas denominadas fosfatases, produzidas

principalmente por bactérias. Algumas bactérias e fungos produzem fitases, que podem ter grande importância na reciclagem do fosfato inorgânico a ortofosfato (ESTEVEES, 1988).

As principais fontes artificiais de fosfato para os ecossistemas aquáticos continentais são:

- os esgotos domésticos. Pequenas quantidades de ortofosfato ou certos fosfatos condensados são adicionados à água de abastecimento em estações de tratamento (ETAs). Quantidades maiores dos mesmos compostos (tripolifosfatos de sódio, ou STPP) podem ser adicionadas à água através dos detergentes em pó, uma vez que estes compostos são constituintes principais de muitas formulações de limpeza comerciais. Fosfatos orgânicos são formados primariamente por processos biológicos, estando presentes em excreções humanas e restos de alimentos;
- os esgotos industriais. Fosfatos são extensivamente usados no tratamento de água destinada a caldeiras. Fosfatos orgânicos são formados primariamente por processos biológicos, e podem ser formados a partir de ortofosfato em processos de tratamento biológico;
- os fertilizantes agrícolas. Ortofosfatos são aplicados como fertilizantes a solos agrícolas cultivados, sendo carregados para as águas superficiais por escoamento superficial causado pelas precipitações;
- o material particulado de origem industrial e agrícola (ESTEVEES, 1988; APHA; AWWA e WEF, (1995); MELO e DIAS, 2002).

Em muitas regiões, notadamente naquelas industrializadas e com elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são mais importantes do que as naturais.

De acordo com MELO e DIAS (2002), do total de STPP produzido no país, 88,1% são direcionados para a fabricação de fertilizantes, e apenas 2,1% são usados na produção de detergentes em pó. A média de STPP utilizado nos fertilizantes é de 10 a 15%, sendo que as plantas e vegetais absorvem de 5 a 30% do fósforo, enquanto o restante fica no solo, e boa parte acaba sendo levada pelas chuvas para rios, lagos e mananciais.

O balanço nutricional aparente de uma cultura em relação ao fósforo (P_2O_5 ou P) é feito da seguinte forma, em base anual (SÁ, 2004):

- 1 – Calculando-se a exportação de P por tonelada de biomassa colhida e extrapolando este valor para a produção anual total (pode-se encontrar na literatura científica o valor médio de P exportado via biomassa para determinadas culturas);
- 2 – Subtraindo-se da quantidade total de P aplicada anualmente o valor obtido em 1;
- 3 – Calculando-se o estoque de P_2O_5 no solo a partir do teor de P medido no solo multiplicando o teor de P (massa/volume) pela densidade do solo (massa/volume) e pelo volume total de solo para a profundidade de 20 cm (volume);
- 4 – Estimando-se um coeficiente de aproveitamento do P aplicado, para verificar se este está compatível com o P exportado e com o P fornecido pelo solo.

O fósforo presente em águas continentais encontra-se em diferentes formas, cujas nomenclaturas variam de autor para autor. Dentre as classificações mais aceitas estão aquelas de OHLE (citado por ESTEVES, 1988), que apresenta diferentes formas de fosfato em cada fase de uma amostra filtrada em membrana de $0,45\mu m$ de diâmetro, e aquela de STUMM e MORGAN (1996), que agrupam os fosfatos inorgânicos e orgânicos nas principais formas solúveis e insolúveis presentes em águas continentais. Atualmente, a maioria dos autores tem se utilizado de uma classificação mais sumária, que agrupa as várias formas de fosfato em apenas cinco: fosfato particulado (P-particulado), fosfato orgânico dissolvido (P-orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P-total dissolvido) e fosfato total (P-total). O P-orto é a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos, podendo se apresentar sob diferentes espécies iônicas em função do pH do meio: H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} . Como em águas continentais a faixa de pH mais freqüente situa-se entre 5 e 8, as espécies iônicas predominantes são $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-} . A presença do P-orto nas águas continentais é muito baixa, e depende da densidade e da atividade de organismos aquáticos - principalmente os fitoplanctônicos e as macrófitas, que, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades destes íons. Ainda, em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, acelerando ainda mais a assimilação e incorporação do P-orto à biomassa (ESTEVES, 1988).

A tensão superficial da água decresce com o aumento da temperatura e com a quantidade de substâncias orgânicas dissolvidas. Dentre estas substâncias, as mais importantes são os ácidos húmicos e as substâncias excretadas por algumas algas e macrófitas aquáticas. Assim, lagos com floração de algas ou ricos em macrófitas aquáticas podem ter a tensão superficial sensivelmente reduzida. De acordo com ESTEVES (1988), atualmente os detergentes e os sabões em pó, dentre outros compostos que contêm substâncias tensoativas, são os principais responsáveis por alterações na tensão superficial da água em ecossistemas aquáticos – a tensão superficial pode ser reduzida a níveis tão baixos a ponto de afetar as comunidades que vivem na superfície da água (neuston e pleuston). Em lagos tropicais, cujas temperaturas são quase sempre superiores a 25° C, os organismos planctônicos – especialmente o fitoplâncton - devem desenvolver mecanismos mais eficazes para reduzir o tempo de afundamento do que aqueles desenvolvidos por organismos de lagos temperados, uma vez que a uma temperatura de 30°C um organismo planctônico afunda duas vezes mais rápido (nas mesmas condições) do que a 5 °C, fato este de grande significado ecológico. Nos lagos tropicais, a distribuição das diferentes frações de fósforo na coluna d'água parece não estar estreitamente relacionada com o estado trófico, diferentemente dos lagos das regiões temperadas (ESTEVES, 1988).

3.1.4. Modelagem

O controle do excesso de nutrientes de origens difusas é mais complexo do que aquele de origens pontuais, uma vez que as emissões difusas são determinadas não só pela quantidade e distribuição das fontes, mas também pelas condições que afetam o transporte de N e P do solo para as massas de água (WITT e BEHRENDT, 1999). A magnitude das contribuições de fontes difusas de nutrientes em uma bacia hidrográfica de ocupação agrícola está intimamente ligada à ocupação e ao manejo do solo, os quais por sua vez estão relacionados às interações solo-água-nutriente e às condições climáticas, topográficas, pedológicas e geológicas locais (ROSSI PISA et al., 1999). Um número significativo de trabalhos aplicando os diversos métodos e modelos de simulação de cargas difusas de nutrientes em diversos níveis de

complexidade estão publicados na literatura científica internacional, porém no Brasil está-se ainda iniciando este processo.

DIOGO et al. (2003) afirmam que um largo espectro de técnicas de simulação pode ser utilizado na quantificação das contribuições difusas para as águas superficiais, desde simples funções de carga até modelos de simulação mais complexos, que demandam grande quantidade de dados. De acordo com NOVOTNY (1999), os modelos de simulação podem se dividir em cinco níveis:

- I. procedimentos estatísticos simples e cargas unitárias sem interação com processos físicos (baseados no ciclo hidrológico) e químicos;
- II. procedimentos simplificados com alguma interação com processos físico-químicos;
- III. modelos determinísticos simplificados, contínuos ou orientados para eventos;
- IV. modelos sofisticados de eventos;
- V. modelos contínuos sofisticados.

Entre os trabalhos de modelagem aplicada divulgados na literatura científica internacional, é comum o uso dos modelos sofisticados considerados públicos (ou seja, abertos), muitos deles desenvolvidos nos Estados Unidos por agências governamentais ou universidades. Entre os modelos sofisticados de simulação de cargas difusas para áreas rurais, alguns dos mais citados são:

(a) BASINS (*Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources*), o modelo mais recente publicado pela Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (USEPA), atualmente na versão 3.1 (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 26/09/2004); trabalha com plataforma *Windows* e tem acesso a dados baseado na rede mundial de computadores - *web*. O modelo integra cargas pontuais e difusas de poluição em uma ferramenta única, e inclui uma interface e várias ferramentas integradas ao Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcView®. Este modelo pode ser usado tanto para estudos complexos como para análises mais simples, havendo a possibilidade de se personalizar a escala de trabalho e se utilizar seus componentes separadamente (DALCANALE, 2001);

(b) SWRRBWQ (*Simulator for Water Resources in Rural Basins – Water Quality*), o simulador para recursos hídricos em áreas rurais do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA). A interface *Windows* do modelo foi desenvolvida pela USEPA em 1993. O modelo simula componentes hidrológicas, sedimentação e o transporte de nutrientes e pesticidas em bacias rurais grandes e complexas. Este modelo opera em uma escala de tempo contínua e permite a sub-divisão de bacias para considerar diferenças, por exemplo, nos solos, uso e ocupação e precipitação (CEE et al., 26/09/2004);

(c) AGNPS (*Agricultural Non-Point Source Pollution Model*), é um conjunto de modelos computacionais desenvolvido pelo USDA (U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE a, 27/09/2004), para prever cargas de poluentes provenientes de fontes não pontuais em bacias agrícolas. Ele contém um simulador contínuo de escoamento superficial designado para auxiliar na determinação de Práticas Ótimas de Manejo (*Best Management Practices* ou BMPs), na padronização das cargas máximas diárias totais e nas análises de risco e custo/benefício. O conjunto de programas consiste, entre outros, de um modelo anual de cargas de poluentes para bacias relacionadas à agricultura, denominado AnnAGNPS (*Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution Model*). Na versão mais atual, 3.4, a interface AGNPS-Arcview® está mais bem integrada para desenvolver conjuntos de dados no AnnAGNPS. Além disto, as capacidades da Equação Universal de Perda do Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation* ou RUSLE) - usadas para avaliar o grau de erosão em campos agrícolas e para guiar o desenvolvimento de planos de conservação e controle de erosão - foram incorporadas ao AnnAGNPS.

(d) ANSWERS-2000 (*Aerial Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation*), desenvolvido na Virginia Tech. (U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE b, 27/09/2004);

(e) CREAMS (*Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*) desenvolvido pelo USDA (U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE c, 27/09/2004), entre outros.

A literatura científica internacional apresenta ainda a modelagem matemática de cargas difusas de bacias agrícolas a partir de procedimentos simplificados, porém baseados em SIG. LÉON et al. (2001) e DIOGO et al. (2003) desenvolveram trabalhos neste sentido, extraindo dados de SIG e aplicando na escala de uma bacia hidrográfica.

Enquanto EIGER et al. (1999) e DIOGO et al. (2003) basearam-se em procedimentos estatísticos simples e cargas unitárias, respectivamente, para avaliar cargas difusas de nutrientes, DALCANALE (2001) e SILVA e PORTO (2003) as simularam aplicando modelos sofisticados, desenvolvidos por agências governamentais norte-americanas. Nestes quatro últimos exemplos – todos, exceto DIOGO et al. (2003), desenvolvidos no Brasil - os trabalhos resultaram em análises consideradas preliminares, quer pela pouca disponibilidade de dados de monitoramento para as bacias estudadas, quer por utilização de índices, coeficientes e padrões desenvolvidos para países de clima temperado. Neste último aspecto, PESSA et al. (1997) compilaram os modelos matemáticos e simuladores sofisticados mais citados por pesquisadores agropecuários na década de 90 - dos quais vários aplicáveis à análise de cargas difusas – tendo sido todos, sem exceção, desenvolvidos em países de clima temperado.

DIOGO et al. (2003) estimaram as cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe-Portugal, de 1500 Km², com base em coeficientes de exportação de nutrientes associados a classes de uso do solo. As taxas de exportação de N_{total} e P_{total} aplicadas, referente às classes de uso do solo da carta Corine Land Cover – carta com maior detalhamento usada no estudo - variaram entre 1,5 e 5 Kg N_{total} .ha⁻¹.ano⁻¹ e 0,3 e 1 Kg P_{total} .ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente. As taxas de exportação de N_{total} e P_{total} aplicadas, referente às classes de uso do solo da carta da Direcção Geral de Florestas (DGF) - carta com menor detalhamento usada no estudo - foram iguais a 10 Kg N_{total} .ha⁻¹.ano⁻¹ e 0,3 Kg P_{total} .ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente. Em relação às cargas pontuais, as contribuições urbanas totais afluentes a cada seção de controle foram estimadas com base em taxas de exportação por área urbana de município da bacia. Os escoamentos médios anuais das seções de controle foram estimados com base em uma carta de escoamento superficial. O estudo apresentou uma componente cartográfica significativa, e toda a metodologia foi implementada com recurso ao sistema ArcView® 3.2. Dado o objetivo do estudo, que foi a avaliação de fontes agrícolas difusas de

nutrientes, somente as cargas com origem em solos de uso agrícola foram consideradas, sendo excluídas aquelas provenientes de solos com classes de uso improdutivo, inculto, florestal, pastagem e vegetação arbustiva, conforme classificação dos autores. A metodologia utilizada permitiu a estimativa de cargas e concentrações médias anuais de N_{total} e P_{total} em cada seção considerada, e a aferição dos resultados foi feita com dados de concentração obtidos em campo. A comparação entre as concentrações de P_{total} estimadas e observadas em cada seção de controle permitiu verificar que houve uma boa aproximação ao se utilizar a carta de uso e ocupação com menor detalhamento (DGF). Observou-se, a este respeito, que as cargas de P_{total} com origem agrícola assumiram diferentes importâncias - em relação às cargas urbanas e outras - de acordo com a carta de uso do solo utilizada. A utilização da carta de maior detalhamento (Corine) conduziu a uma carga agrícola significativamente superestimada, aproximadamente 5 vezes maior que a carga urbana. Por outro lado, a carga agrícola assumiu um papel aproximadamente tão importante quanto a urbana com a utilização da carta da DGF. O maior detalhe de descrição do uso do solo da carta Corine não se refletiu necessariamente em melhores resultados nas estimativas de carga produzidas, o que poderia ser explicado pela utilização de taxas de exportação mais específicas, estas por vezes apenas disponíveis em estudos relativos a regiões agrícolas muito particulares - da Europa Central e do Norte, e dos Estados Unidos - e pouco adaptáveis ao caso de Portugal. A pouca disponibilidade de dados de campo de N_{total} dificultou de forma significativa uma avaliação consistente dos resultados para este parâmetro. Concluiu-se que a metodologia implementada, apesar de abordar simplificada o problema da poluição difusa, conduziu a resultados importantes para a definição de estratégias de intervenção com vistas à sua redução, face às lacunas de informação existentes em Portugal e à conseqüente dificuldade na implementação de metodologias mais complexas. Por fim, os autores afirmaram que, apesar da alternativa apresentada ser viável, a procura por coeficientes e taxas de exportação de nutrientes em Portugal deve se assentar na melhoria do monitoramento de águas superficiais ao nível dos parâmetros dos ciclos do N e do P.

EIGER et al. (1999) avaliaram as cargas de esgoto doméstico pontuais e as cargas difusas de P_{total} , N_{total} e sólidos suspensos totais (SS_{totais}) na bacia hidrográfica do rio do Peixe

– SP. A área de drenagem da bacia é igual a 1142 Km², sendo 41,1% da área ocupados por Solo e Gramínea, 22,9% por Mata, 18,2% por Gramínea Alta e Baixa, 10,4% por Solo Exposto e 6,3% por Eucalipto. Dados mensais de qualidade de água foram coletados em 11 pontos da bacia entre abril-97 e abril-99. As cargas calculadas para o ponto central da bacia, próximo ao posto fluviométrico 5E-012 do Departamento de Água e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE) foram correlacionadas com medições simultâneas de vazão, e depois simuladas a partir de medições diárias de vazão do DAEE. EIGER et al.(1999) assumiram que as cargas de P_{total} e N_{total} diárias neste ponto igualavam-se à soma da carga de base (proveniente do esgoto doméstico lançado pontualmente) e da carga decorrente do escoamento superficial (L_{es}). Admitiu-se a equação $L_{es}=k.Q_{total}^n$ para o cálculo das cargas de P_{total} e N_{total} referentes ao escoamento superficial a partir da vazão diária, calibrando-se os parâmetros *k* e *n* com dados mensais de campo. Os valores estimados para as massas de P_{total} e N_{total} escoadas por carga difusa no ponto central da bacia foram iguais a 42,6 ton P_{total}.ano⁻¹ e 752 ton N_{total}.ano⁻¹, equivalentes a 0,72 KgP_{total}.ha⁻¹.ano⁻¹ e 12,7 KgN_{total}.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente. As cargas potenciais urbanas de nutrientes existentes no esgoto doméstico gerado para o ponto central da bacia foram estimadas, e verificou-se que estas foram cerca de dez vezes menores que as cargas difusas anuais estimadas para a bacia. EIGER et al. (1999) estimaram a carga anual de SS_{totais} escoados de forma difusa da mesma forma que o fizeram para os nutrientes, obtendo como resultado a carga específica de 170 KgSS_{totais}.ha⁻¹.ano⁻¹. Observou-se que, para os SS_{totais}, a carga difusa foi cerca de seis vezes maior do que a carga de base estimada. Por fim, verificou-se que as cargas de nutrientes apresentaram uma correlação significativa com as cargas de SS_{totais}, o que, segundo os autores, reforçou a hipótese de que as cargas de nutrientes devem ter o mesmo mecanismo gerador para as situações de cheia, observação esta de grande valia para a gestão de uso e ocupação do solo desta bacia.

DALCANALE (2001) selecionou um modelo de simulação de cargas difusas de acesso público para estimar os resultados de aplicações de Práticas Ótimas de Manejo (BMPs) na microbacia do rio Ariranha-SC. A microbacia, de 25 Km² de extensão, tem ocupação agrícola, com destaque para a produção de milho, e pecuária, com destaque para a suinocultura. Baseada na compatibilidade entre as exigências de modelos de simulação de cargas difusas e a

pouca disponibilidade de dados para a microbacia, a autora optou pelo uso do modelo AnnAGNPS. Os dados de entrada no modelo foram fornecidos pela EPAGRI e EMBRAPA de Santa Catarina. Duas BMPs foram testadas - remoção do esterco produzido pela suinocultura e plantio direto como prática de conservação do solo - executadas separadamente e em conjunção, a partir do módulo de operações do modelo. A microbacia foi subdividida em células homogêneas considerando-se o tipo e uso do solo, e a direção do escoamento. A calibragem do modelo foi feita com base nas concentrações de sedimento e de P, uma vez que não havia dados de vazão disponíveis. O ajuste da concentração de sedimentos foi efetuado alterando-se os coeficientes da RUSLE, e o ajuste da concentração de P foi feito alterando-se os índices de adubação e de nutrientes encontrados no esterco. Os resultados do modelo foram dados em termos de cargas totais geradas por eventos críticos de chuva (uma vez que a precisão dependia do volume escoado), e as concentrações foram calculadas dividindo-se as cargas totais pelo escoamento superficial gerado pelo modelo. Os resultados obtidos para eventos críticos e diferentes alternativas de manejo mostraram redução na concentração de sedimentos entre 25 e 35% e redução na concentração de P entre 40 e 60%. A autora concluiu que a simulação de cargas difusas em bacias rurais é bastante complexa, e que as exigências de dados dos modelos analisados são muito altas comparadas à disponibilidade de informações para a maioria das bacias rurais brasileiras. A falta de dados de vazão na bacia estudada, entre outros, prejudicou a calibragem do modelo e a confiabilidade dos resultados, bem como possibilitou somente uma análise qualitativa, e não quantitativa, da bacia. Porém, DALCANALE (2001) mostrou que um programa que introduz práticas simples de manejo pode melhorar sensivelmente a qualidade da água de bacias rurais na região oeste do Estado de Santa Catarina.

MACLEOD e HAYGARTH (2003) compilaram vários estudos desenvolvidos na Europa sobre a importância de fontes difusas de P provenientes de atividades agrícolas e do solo, e demonstraram que estas fontes contribuíram com 29 a 60% da carga total de P observada nas águas superficiais das bacias consideradas. ECE (citado por NOVOTNY, 1999) afirma que os resíduos da criação de animais são responsáveis em média por 30% da carga de P_{total} às águas interiores da Europa – os resíduos de animais confinados são considerados

fontes pontuais de poluição - e o resto da agricultura por adicionais 17% da carga de P_{total} . Por outro lado, o N proveniente de fontes difusas agrícolas na Holanda é responsável por 71% do N_{total} gerado naquele país.

CARPENTER et al. (1998) estudaram as fontes difusas de nutrientes nos Estados Unidos, e concluíram que 82% e 84% dos descartes de N_{total} e P_{total} , respectivamente, nas águas superficiais, provêm de fontes difusas majoritariamente rurais (acima de 90%). A diminuição das fontes difusas de poluição, provenientes de áreas agrícolas, pode e deve ser conduzida no contexto da mudança na direção da agricultura sustentável, e algumas tendências nesta direção já estão emergindo nos Estados Unidos e na Europa (NOVOTNY, 1999).

3.1.5. Coeficiente de exportação

Os coeficientes de exportação de nutrientes representam a perda anual de nutrientes por unidade de área da bacia de drenagem, sendo representados normalmente por $Kg.Km^{-2}.ano^{-1}$ ou $Kg.ha^{-1}.ano^{-1}$ ($1 Km^2 = 100 ha$). Eles variam com o coeficiente de exportação de água (medido em $m^3.Km^{-2}.ano^{-1}$), a densidade de drenagem (calculada pelo comprimento total dos canais sobre a área da bacia de drenagem), o clima, o relevo, a geologia regional e o uso e ocupação do solo - cada categoria deste último envolve diferentes tipos de solo, geologia local e morfometria (tamanho e declividade) da bacia de drenagem. Além disto, bacias de drenagem individuais apresentam uma variação considerável na precipitação sazonal e interanual ($mm.ano^{-1}$), e portanto na exportação de água (escoamento superficial) e em quantidades de nitrogênio (N), fósforo (P) e outros materiais exportados por unidade de área e por tempo (KALFF, 2002). De um modo geral a exportação de nutrientes por bacias hidrográficas aumenta com o tamanho da bacia, o declive e o escoamento superficial; ainda, é afetada pela geologia superficial (estrutura do solo) e pelo uso e ocupação do solo.

A determinação precisa da exportação de nutrientes depende de medidas precisas de descarte do rio ($m^3.d^{-1}$) e de concentração de nutrientes ($g.m^{-3}$) a diferentes descartes. Estimativas ruins de uma ou ambas as variáveis produzem estimativas de exportação com erros de mais de 100% em relação ao valor real. As imprecisões no coeficiente de exportação são normalmente atribuídas a incertezas na determinação do descarte, uma vez que este tende

a variar mais com o tempo do que a concentração de nutrientes [concentração x descarte = exportação ($\text{Kg}\cdot\text{ano}^{-1}$)]. Tempestades não registradas causam erros importantes no balanço de nutrientes porque metade da exportação anual, ou até mais que isto, ocorre durante os dias ou semanas de mais alto descarte. A quantidade exportada ($\text{Kg}\cdot\text{ano}^{-1}$) dividida pela área da bacia de drenagem (Km^2) produz o coeficiente de exportação específico. Em bacias hidrográficas com um monitoramento diário ou contínuo da descarga, a principal incerteza na determinação da exportação de nutrientes está na variação da concentração de nutrientes no tempo (KALFF, 2002).

O P exportado por bacias hidrográficas de ocupação agrícola está em grande parte adsorvido a partículas. A este respeito, PRAIRIE e KALFF (citado por KALFF, 2002) observaram que em média somente 16% - num intervalo de 2 a 56% - do P exportado a partir de 116 bacias hidrográficas agrícolas não estavam absorvidos a partículas. Em bacias onde o P permanece retido no solo, a importância da deposição atmosférica direta em lagos e áreas alagadas torna-se relativamente maior.

Nas zonas de clima temperado, a alta retenção de N e P em sistemas preservados e bem vegetados significa que quantidades relativamente pequenas destes nutrientes são exportadas para os rios e lagos. Rios que cortam florestas, recebendo grandes quantidades de matéria orgânica alóctone mas pouca quantidade de N e P da sua bacia de drenagem são caracterizados por uma alta razão de descarte de C:N e C:P. Lagos recebendo estas pequenas quantidades de N e P são oligotróficos, apresentando uma pequena biomassa de fitoplâncton e uma baixa produção primária da comunidade. Disto resulta uma alta transparência da água (em águas com pouca matéria húmica) e uma baixa produtividade da comunidade de zooplâncton, animais bênticos e peixes (KALFF, 2002). Inversamente, sistemas aquáticos localizados em bacias de drenagem de ocupação agrícola, com solos ricos, e com aplicação de fertilizantes, bem como aquelas bacias que drenam áreas urbanas, recebem cargas muito altas de nutrientes.

A Tabela 1 mostra coeficientes de exportação de P_{total} e N_{total} típicos, e valores médios da razão $N_{\text{total}}/P_{\text{total}}$ em massa para bacias hidrográficas com ocupação do solo e clima específicos.

Bacias de drenagem com ocupação agrícola, que possuem tubulação de drenagem instalada abaixo da superfície do solo, exportam quantidades excepcionalmente altas de N e P para as águas receptoras. Um exemplo disto são os valores extremos de coeficiente de exportação, da ordem de 30.000 Kg N_{total}. Km⁻².ano⁻¹ e 1.000 Kg P_{total}.Km⁻².ano⁻¹, observados na Holanda, em áreas agrícolas altamente fertilizadas e em área de pecuária intensiva com densidades extremas de animais (KALFF, 2002).

Tabela 1. Valores típicos de coeficientes de exportação de N_{total} e P_{total} em Kg.Km⁻².ano⁻¹ e razão média de N_{total}/P_{total} em massa em bacias hidrográficas com vários tipos de uso e ocupação do solo e clima

| Uso/ocupação do solo | N _{total} | Variação | P _{total} | Variação | N _{total} /P _{total} | Clima |
|----------------------|--------------------|-----------|--------------------|----------|--|-----------------|
| Floresta | 300 | 130-500 | 10 | 5-12 | 38 | Temperado |
| Agricultura | 660 | 500-1000* | 18 | 5-50** | 13 | Temperado |
| Floresta/savana | 126 | | 7,7 | | 16 | Trop. semiárido |
| Floresta | 998 | | 46 | | 22 | Tropical úmido |
| Urbana | 700 | 500-880 | 480 | 30-1660 | 5 | Temperado |

* altos coeficientes de exportação de N são característicos em solos agrícolas ricos.

** altos coeficientes de exportação de P adsorvido são característicos em solos ricos sujeitos à erosão.

Fonte: adaptado de KALFF (2002).

A Tabela 2 mostra coeficientes de exportação mais detalhados em relação aos usos agrícolas do solo, compilados por DIOGO et al. (2003).

Os métodos de coeficientes (que utilizem taxas de exportação e concentrações médias) são recomendados para situações que considerem áreas extensas, em que existam poucos dados disponíveis e limites de orçamento, e em que o objetivo seja uma primeira abordagem. Estes métodos podem ser utilizados numa perspectiva de planejamento ou mesmo tendo em vista a ligação a modelos de simulação de águas superficiais, de modo a serem estudados os impactantes da poluição difusa nos meios receptores.

Tabela 2. Classes de uso do solo e coeficientes de exportação de N_{total} e P_{total} correspondentes, em $Kg.Km^{-2}.ano^{-1}$

| Uso do solo | N_{total} | P_{total} | Fonte |
|---|-------------|-------------|---|
| Áreas agrícolas com culturas anuais | 500 | 100 | NOVOTNY (1994) |
| Áreas agrícolas com culturas permanentes | 270 | 30 | NOVOTNY (1994) |
| Áreas agrícolas heterogêneas | 390 | 70 | NOVOTNY (1994) |
| Florestas | 200 | 10 | TANIK et al. (1999) |
| Pastagens | 150 | 90 | NOVOTNY (1994) |
| Zonas com vegetação arbustiva ou herbácea | 270 | 30 | NOVOTNY (1994) |
| Territórios artificializados | 70 | 20 | CASTRO (citado por DIOGO et al. (2003) |
| Agricultura | 1000 | 30 | TANIK et al. (1999) |

Fonte: DIOGO et al. (2003)

PIÃO (1995) realizou um estudo sobre este tema, que teve como objetivos:

1. analisar o papel dos eventos hidrológicos, propriedades do solo, características morfológicas e os usos do solo como principais fatores responsáveis pelo controle de exportação de nutrientes de fontes não pontuais;
2. quantificar a exportação de nutrientes (N e P) e sedimentos trazidos pelo Ribeirão dos Carrapatos e também por uma fonte pontual (esgoto doméstico da cidade de Itaí);
3. elaborar um modelo que pudesse descrever a exportação e deposição de nutrientes (N e P) e sedimentos no braço do Taquari, trazidos pelo ribeirão dos Carrapatos.

Na análise de classes de uso do solo, PIÃO (1995) definiu três categorias:

- Culturas perenes – ciclo longo entre o plantio e a renovação de talhões, representada predominantemente por café, e em segundo plano pela fruticultura; como podem ser encontradas em vários estágios de crescimento, foram incluídas duas sub-categorias, uma com cobertura total e outra com cobertura parcial do solo.

- Cana-de-açúcar – semi-perene com ciclo médio de 4 anos, podendo cobrir totalmente o solo ou não; apresenta alturas variadas em função do estágio de desenvolvimento, por isso engloba duas sub-categorias, cana nova e adulta.
- Culturas temporárias – anuais, plantas de ciclo curto; agrupa duas sub-categorias, visto que o terreno pode estar quase totalmente coberto (época da colheita) ou não (época do preparo do solo).

Um dos fatores climatológicos de maior importância na compreensão da exportação de nutrientes e sólidos é a precipitação, pois esta altera o regime hidrológico dos rios e é responsável pela remoção deste material da bacia para os ecossistemas lóticos via escoamento. A introdução de nutrientes e sedimentos pode alterar-se segundo a época (estações secas e chuvosas) e acarretar uma deposição distinta de acordo com o período de tempo examinado. No trabalho de PIÃO (1995), a quantia total de nutrientes transportada pelo curso de água anualmente foi calculada pela somatória das cargas diárias (concentrações x vazões respectivas), medidas em todos os meses do ano, multiplicadas pelo número de dias entre os períodos de amostragem. A exportação total por unidade de área, isto é, o coeficiente de exportação, foi obtido dividindo-se a quantia total de nutrientes carregados ($\text{Kg}\cdot\text{ano}^{-1}$) pela área de drenagem correspondente (Km^2). A área de drenagem foi medida por planimetria em cartas topográficas 1:50.000, cuja delimitação foi baseada nos divisores de água.

De um modo geral, estudos sobre a importância das cargas difusas de N_{total} e P_{total} em bacias rurais, com uso e ocupação agrícola, são ainda incipientes no Brasil. A grande maioria dos dados a este respeito, encontrados na literatura científica, dizem respeito a trabalhos desenvolvidos em condições de clima temperado, em países onde o tratamento do esgoto doméstico/industrial atinge normalmente um percentual muito alto do total produzido, e as cargas pontuais destes nutrientes são conhecidas.

Dentre os estudos desenvolvidos no Brasil, os métodos de determinação de carga difusa mais divulgados na literatura científica são normalmente baseados em dados de campo obtidos com a seguinte frequência:

- monitoramento diário de vazão do corpo de água - em geral média diária de duas leituras;

- monitoramento semanal, quinzenal ou mensal do parâmetro cuja carga se deseja determinar, ou ainda monitoramento menos frequente no período de estiagem e monitoramento programado de acordo com a variação do nível do corpo de água (ou seja, monitoramento contínuo) no período chuvoso.

Obtidos os dados de campo, a literatura científica mostra que, normalmente, segue-se um dos seguintes procedimentos simplificados para determinação das cargas difusas transportadas e do coeficiente de exportação:

- estimam-se as cargas usando equações empíricas calibradas com dados de campo, obtendo-se valores diários;
- estimam-se as cargas aplicando relações estatísticas obtidas a partir de dados de campo, obtendo-se valores diários;
- estimam-se as cargas aplicando-se regras de interpolação a partir dos dados de campo, obtendo-se valores diários;

Pode-se, ainda, aplicar funções de carga unitárias pré-estabelecidas, associadas às classes de uso do solo, para determinação das cargas difusas transportadas, validando-se os resultados com os dados de campo.

Em todos os casos a carga pontual, quando desconhecida, é normalmente estimada por função de carga unitária, ou por contribuição medida no escoamento de base.

Além disto, há a possibilidade de se aplicar *softwares* abertos ou não, normalmente desenvolvidos no exterior, para simular as cargas difusas em uma bacia hidrográfica. Este procedimento envolve em geral um maior número de variáveis que afetam o transporte difuso - sendo portanto de maior complexidade - e exige uma quantidade de informações e dados em muitos casos indisponíveis para bacias hidrográficas brasileiras.

3.2. Eutrofização dos corpos d'água

3.2.1. Introdução

Dentre os principais componentes nutricionais e estruturais da biota – carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), oxigênio (O) e enxofre (S) - o P é o menos abundante, e aquele que comumente limita a produtividade biológica dos sistemas aquáticos (WETZEL, 2001). Porém, os ciclos biogeoquímicos, especialmente aqueles do C, N e P, têm sofrido um profundo desequilíbrio em decorrência de atividades humanas. Em áreas agrícolas, os fluxos de P estão sujeitos a desequilíbrios causados pela excessiva aplicação de fertilizante e composto animal, e seu conseqüente acúmulo no solo. Isto pode implicar em um aumento da produtividade dos sistemas aquáticos, uma vez que a quantidade total de P exportado por escoamento superficial de áreas de drenagem para águas superficiais aumenta linearmente com o seu conteúdo no solo (SMITH et al., 1999).

O aumento da produtividade de um sistema aquático, ou o processo de crescimento excessivo das plantas aquáticas a níveis tais que interfiram com os usos desejáveis do corpo de água, é denominado eutrofização. A eutrofização é mais freqüente em lagos e represas que em rios, devido às condições ambientais mais favoráveis (baixa turbidez e menor velocidade da água) para o crescimento de algas e outras plantas (VON SPERLING, 1995). Entre os problemas causados pela eutrofização de um lago ou reservatório estão as condições de anaerobiose no fundo - com predominância de condições redutoras - e a presença de gás sulfídrico e ferro (Fe), manganês (Mn) e fosfato na forma solúvel. Eventualmente, em períodos de inversão térmica ou de ausência de fotossíntese, pode haver condições de anaerobiose no corpo de água como um todo, com grande deterioração da sua qualidade. Por outro lado, condições de pH elevado, freqüentes durante períodos de intensa fotossíntese, favorecem a presença de amônia na forma livre (NH₃). A estes problemas, somam-se a presença de secreções tóxicas de certas algas, os distúrbios com mosquitos e insetos e a mortandade de peixes no corpo de água. Há, por fim, a tendência irreversível ao desaparecimento gradual do corpo de água como um todo, em decorrência da eutrofização e

do assoreamento, a qual pode ser abruptamente acelerada pela interferência do homem (VON SPERLING, 1995).

A evolução do processo de eutrofização de um lago ou reservatório está associada ao uso e ocupação do solo predominantes na bacia hidrográfica. De um modo geral, a ocupação por matas e florestas representa uma baixa carga de P, baixa concentração de algas e pouco assoreamento no lago ou reservatório. Os nutrientes provenientes do decaimento da vegetação lixiviam pelo solo, que tem alta capacidade de infiltração, e são absorvidos pelas raízes das plantas, permanecendo em equilíbrio o ecossistema. A ocupação agrícola representa usualmente uma etapa intermediária no processo de deterioração de um corpo d'água, trazendo um aumento da carga de P, da concentração de algas e do assoreamento no lago ou reservatório. Neste caso, para compensar o desequilíbrio do ecossistema pela retirada da vegetação, e tornar a agricultura mais intensiva, são adicionadas elevadas quantias de fertilizantes, freqüentemente superiores à capacidade de assimilação dos vegetais. A substituição das matas e florestas por vegetais agricultáveis e o tipo de manejo adotado podem causar também uma redução da capacidade de infiltração do solo, e conseqüentemente um aumento do escoamento superficial, que tende a causar erosão, carreando os nutrientes adicionados em excesso nas culturas para os corpos de água. A ocupação urbana representa usualmente a etapa mais avançada em termos de promoção da deterioração de um corpo d'água (BRANCO, 1991; VON SPERLING, 1995).

SALAS e MARTINO (1991) afirmam que a maioria dos lagos tropicais da América Latina tem produtividade limitada por P. Porém, de acordo com VON SPERLING (1995), a quantificação do estado trófico é especialmente difícil em corpos de água tropicais, que apresentam uma maior capacidade de assimilação de P que aqueles de clima temperado.

A caracterização do estágio de eutrofização de um lago ou reservatório requer a adoção de um sistema classificatório de níveis de trofia, baseado normalmente nas concentrações de P_{total} e clorofila *a* (C*la*), e na transparência medida com disco de Secchi.

A C*la* - pigmento clorofilado dominante nas algas - além de ser usada para caracterizar o estado de trofia no corpo de água, pode ser usada para estimar a composição da biomassa algal (população fitoplanctônica). Porém, deve-se observar que a concentração de pigmentos

das algas pode variar amplamente, dependendo do metabolismo, luz, temperatura, disponibilidade de nutrientes, além de muitos outros fatores. Além disto, pigmentos clorofilados se degradam a produtos relativamente estáveis – as feofitinas - que interferem com métodos de determinação da *Chl a* (WETZEL,2001).

O P ocorre em inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos, tanto na forma dissolvida como particulada. A diferenciação de formas é baseada na sua reatividade com molibdato, facilidade de hidrólise e tamanho de partícula. A ciclagem do P é complexa. Grande parte do P encontrado em água doce está na fase particulada da biota viva, primariamente as algas. Compostos instáveis de baixo peso molecular são secretados por esta fase particulada como uma fração coloidal transitória. Parte desta fração coloidal, bem como uma parcela do P da fração particulada, é perdida da zona produtiva por sedimentação, e parte é hidrolisada a ortofosfato solúvel. Este último pode ser assimilado rapidamente pela biota, e, portanto, a concentração de ortofosfato a um determinado momento é normalmente muito baixa em corpos de água doce. Perdas de P coloidal e particulado são repostas pela regeneração de P solubilizado por decomposição, por liberação de P dos sedimentos, macrófitas, algas, animais e bactérias, e por P contido na precipitação e em correntes de água influentes ao lago, reservatório ou rio (WETZEL, 2001).

A literatura apresenta uma série de modelos empíricos simplificados para se estimar a concentração de P em um lago ou reservatório, em função da carga afluyente, tempo de residência (τ) e características geométricas. Os modelos empíricos podem ser utilizados primordialmente para se obter uma estimativa do estado trófico ou uma estimativa da carga máxima admissível para que a concentração de P resultante esteja dentro de um valor inferior ao da eutrofia (VON SPERLING, 1995). A abordagem empírica tem sido mais utilizada que a conceitual, devido à dificuldade de se elaborar modelos de base física para o P em um lago ou reservatório, bem como de se obter os valores dos coeficientes e dados de entrada necessários (RECKHOW e CHAPRA, 1999). VON SPERLING (1995) apresenta, para o cálculo da concentração de P no corpo d'água, a equação n^o 1, uma adaptação do modelo empírico de VOLLENWEIDER (1968) para lagos tropicais, utilizando a relação obtida por SALAS e MARTINO (1991) para o coeficiente de perda de P por sedimentação:

$$\text{Conc.P} = L \cdot 10^3 / [V \cdot (1/\tau + 2/\tau^{1/2})] \quad (1)$$

Sendo:

Conc.P = concentração de fósforo no corpo d'água (g.m^{-3})

L = carga afluyente de fósforo (Kg.ano^{-1})

V = volume do reservatório (m^3)

τ = tempo de residência, ou tempo de detenção hidráulica (ano)

Uma maneira de combater a eutrofização e melhorar a qualidade da água de reservatórios é a instalação de “pré-barragens”, que, localizadas imediatamente à montante dos reservatórios, melhoram a qualidade de águas influentes por reduzir as cargas difusas de $\text{SS}_{\text{totais}}$ e de nutrientes dissolvidos, especialmente o ortofosfato (P-orto). Entretanto, o efeito de ambos os processos - a sedimentação de partículas (que podem conter P adsorvido) e a eliminação de nutrientes dissolvidos pela sua incorporação à biomassa do fitoplâncton - está fortemente relacionado ao τ na pré-barragem. Uma ótima redução de P-orto é esperada para τ longos o suficiente que permitam o desenvolvimento de espécies de fitoplâncton que se sedimentem rapidamente (como as diatomáceas) mas curto o suficiente a fim de prevenir o desenvolvimento de espécies que têm uma lenta sedimentação (como as cianobactérias) ou o zooplâncton (LOTHAR, 2003). Comparado àquele dos reservatórios, o τ em pré-barragens é considerado curto, sendo normalmente de alguns dias. BENNDORF e PUTZ (1987) afirmam que a média anual de redução do P-orto pode ser aproximadamente estimada pela equação nº 2:

$$\% \text{ mudança P-orto} = 60 * [1 - e^{-0,41*\tau_e}] \quad (2)$$

Sendo:

τ_e = tempo de residência nos 3 metros superficiais do reservatório, considerados a zona eufótica típica de pré-barragens

Partindo da equação sugerida por BENNDORF e PUTZ (1987), LOTHAR obteve a equação nº3 com $R^2=0,55$ e $p<0,002$, para 15 dados coletados no verão – em clima temperado - em uma pré- barragem, e τ_e variando de 4 a 8 dias:

$$\% \text{ mudança P-orto} = 79,8 * [1 - e^{-0,37*\tau_e}] \quad (3)$$

Isto significa que houve uma remoção de quase 80% do P-orto na pré-barragem durante o verão – a remoção anual ficou em torno de 60%. Os resultados obtidos por LOTHAR (2003) mostraram que a remoção de P-orto aumenta com o aumento do τ_e , sendo mais alta no verão do que quando se considera o ano todo. Estes fatos indicaram um forte efeito dos processos biológicos, principalmente do desenvolvimento do fitoplâncton, na remoção do P-orto. LOTHAR (2003) afirma que a remoção de P_{total} em pré-barragens, entretanto, é bem mais baixa que aquela de P-orto.

Um dos problemas do estudo de remoção de nutrientes e sólidos em reservatórios é a amostragem simultânea da entrada e saída, o que significa analisar diferentes massas de água. Neste sentido, LOTHAR (2003) assumiram que amostragens a cada 3 semanas, pelo menos, são necessárias para que se atinja um desvio médio da carga anual de P menor que mais ou menos 20%, a partir do valor de referência.

3.2.2. Nutriente limitante

Razões de suprimento de N_{total}/P_{total} são tipicamente altas em bacias hidrográficas bem drenadas e despoluídas, localizadas em médias e altas latitudes. Estas razões de suprimento estão bem acima da razão de demanda do protoplasma do fitoplâncton, conforme mostra a Tabela 3, sugerindo ser o P o nutriente mais comumente limitante no crescimento das algas – na Tabela 1, item 3.1.5, citou-se também algumas razões mássicas N_{total}/P_{total} , de acordo com KALFF (2002). Apesar da Tabela 3 não contemplar intervalos, existe uma considerável variação na razão ótima de demanda de N_{total}/P_{total} determinada em laboratório, tanto entre espécies como para uma única espécie. Conseqüentemente, assume-se que uma razão de

suprimento molar maior que 16/1 (ou uma razão mássica maior que 7/1) reflete limitação por P, e uma razão molar menor que 10/1 reflete limitação por N. Valores intermediários indicam um crescimento aproximadamente balanceado. Uma razão N_{total}/P_{total} apropriada seria baseada na quantidade disponível de nutrientes e não nas quantidades totais de N e P, que incluem as pequenas frações disponíveis. Ainda assim, P_{total} é a medida que melhor prediz a biomassa (clorofila *a*) produzida em longo termo. Presume-se que isto se deve ao fato de P_{total} melhor refletir a quantidade de nutriente que se torna disponível na decomposição (KALFF, 2002).

Tabela 3. Razões médias molares e mássicas de suprimento (S) de N_{total}/P_{total} a partir de fontes potencias de nutrientes para as águas superficiais e razão média de demanda (D) do protoplasma de organismos

| Fonte | N_{total}/P_{total} (molar) | N_{total}/P_{total} (mássica) | Tipo de razão |
|---|----------------------------------|------------------------------------|------------------|
| Escoamento superficial de terrenos não fertilizados | 547 | 247 | S |
| Exportação por solos fertilizados (moderado) | 166 | 75 | S |
| Exportação por áreas florestadas | 157 | 71 | S |
| Exportação por áreas rurais e culturas | 135 | 61 | S |
| Exportação por solos férteis | 74 | 33 | S |
| Floresta tropical | 52 | 23 | S |
| Exportação a partir de bacias agrícolas | 44 | 20 | S |
| Macrófitas/culturas | 24 | 11 | D |
| Algas não deficientes em P | 22 | 10 | D |
| Fitoplâncton (razão de Redfield) | 16 | 7 | D |
| Fertilizante (média) | 17 | 8 | S |
| Pasto e escoamento superficial de área urbana | 10 | 4 | S |

Fonte: adaptado de KALFF (2002).

Uma limitação primária por P é comum em regiões temperadas bem drenadas, caracterizadas por uma razão de suprimento de N_{total}/P_{total} bem acima da razão de demanda das

algas (bem acima de 16/1, em moles). Uma limitação primária por N é mais provável em áreas urbanas e de agricultura, onde o escoamento superficial é rico em nutrientes e caracterizado por uma baixa razão de suprimento N_{total}/P_{total} (abaixo da razão de demanda das algas). No caso de sistemas eutróficos ($P_{total} > \sim 30-100 \mu\text{g.l}^{-1}$), a razão de suprimento N_{total}/P_{total} em regiões temperadas é em geral suficientemente baixa para permitir uma limitação primária por N. Fora da zona temperada, uma limitação primária por N é mais provável em regiões onde a geologia superficial é rica em P, em áreas de drenagem localizadas em regiões semi-áridas de baixas altitudes onde os solos liberam desproporcionalmente baixas quantidades de N, e em alguns lagos tropicais (KALFF, 2002). O crescimento de algas sob condições precárias de iluminação ou sob altas taxas de descarga (*flushing rate*) pode não ser limitado por nutrientes, e sim por estas condições físicas.

3.2.3. Relações empíricas nutriente-fitoplâncton

De acordo com RECKHOW e CHAPRA (1983), em uma série temporal, para um amplo intervalo de concentrações de P, deve-se esperar uma relação linear entre P e *Cla* na região em que P é o nutriente limitante. Fora desta região (isto é, para altas concentrações de P), não deveria haver aumento em *Cla* para aumentos em P. Porém, pode-se levantar a hipótese de que um aumento nos níveis de P pode levar ao domínio do ambiente aquático por uma espécie de alga que é mais eficiente na produção de *Cla* por unidade de P.

O suprimento externo de nutrientes a uma bacia de drenagem, tão importante na predição da biomassa algal e na predição da produção das águas interiores, é primordialmente obtido via fluxos de entrada (rios, ribeirões). Exceções incluem lagos e áreas alagadas com uma razão de drenagem particularmente baixa, recebendo a maioria dos nutrientes via atmosfera. Ainda, lagos/áreas alagadas localizados em baixas latitudes, com razões de drenagem mais altas porém sujeitos a altas taxas de evapotranspiração nos fluxos de entrada, sendo primariamente dependentes da precipitação direta na superfície da água. Por fim, as áreas alagadas e lagos localizados em bacias de drenagem profundas e porosas, que recebem a

maioria de suas águas e uma significativa porção do suprimento de nutrientes via águas subterrâneas (KALFF, 2002).

O reconhecimento da importância das bacias de drenagem neste contexto levou VOLLENWEIDER e outros a desenvolverem modelos quantitativos simples ligando a biomassa de fitoplâncton ao suprimento externo de P_{total} (KALFF, 2002). Em 1968, Vollenweider produziu modelos empíricos simples ligando a exportação de P da bacia de drenagem à concentração de P da água do lago. Ainda, produziu modelos ligando as concentrações de P na água à biomassa do fitoplâncton. Os modelos de Vollenweider e outros modelos similares tiveram um grande impacto em gerenciamento de lagos, no direcionamento da pesquisa fundamental em ciclagem de nutrientes e no efeito de nutrientes e razões de nutrientes na sucessão de espécies (KALFF, 2002; VOLLENWEIDER, 1968).

A maioria dos modelos empíricos relaciona as concentrações médias de P_{total} ou N_{total} em rios ou lagos à biomassa algal média (clorofila *a*) porque a obtenção de medidas de concentração é muito mais simples do que a obtenção de estimativas de carga de nutrientes a partir da área de drenagem ou da atmosfera (KALFF, 2002). KALFF (2002) apresenta um grande número de modelos que predizem uma ampla variação de quantidade de *Chl a* por unidade de nutriente (N e/ou P). Diferenças nas curvas de regressão, além da intersecção e da dispersão dos dados, receberam considerável atenção no desenvolvimento destes modelos, mas permanecem pobremente resolvidas. Entretanto, é evidente que lagos e rios diferem muito entre regiões para que haja um único modelo empírico que caracterize esta relação em qualquer localidade. Uma considerável variação na relação entre P_{total} e biomassa algal dentro de um único sistema é parcialmente resultante de diferenças em escala temporal e espacial, bem como nos intervalos de concentração. Diferenças em clima, morfometria do lago, suprimento de nutrientes e interações biológicas são também responsáveis por variações. Entre os modelos apresentados por KALFF (2002) para a predição de *Chl a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no verão a partir da concentração de P_{total} ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na primavera ou verão em sistemas lênticos estão:

- Modelo desenvolvido por CANFIELD (citado por KALFF, 2002) para a Flórida, USA, com $r^2=0,59$ e $n=223$ (equação n°4):

$$\log_{10} (Cla) = 0,74.\log_{10} (P_{total}) - 0,15 \quad (4)$$

- Modelo desenvolvido por QUIRÓS (citado por KALFF, 2002) para lagos argentinos com P_{total} maior que $30 \mu\text{g.l}^{-1}$, com $r^2=0,44$ e $n=40$ (equação n°5):

$$\log_{10} (Cla) = 1,06.\log_{10} (P_{total}) - 2,03 \quad (5)$$

- Modelo desenvolvido por QUIRÓS (citado por KALFF, 2002) para lagos argentinos com P_{total} menor ou igual a $30 \mu\text{g.l}^{-1}$, com $r^2=0,75$ e $n=57$ (equação n°6):

$$\log_{10} (Cla) = 1,44.\log_{10} (P_{total}) - 2,60 \quad (6)$$

As relações empíricas entre P_{total} e Cla são muito usadas em pesquisa e em gerenciamento de recursos hídricos, porém há várias observações a este respeito a serem feitas (KALFF, 2002):

1. as relações são aplicadas somente a sistemas primariamente deficientes em P, e não deveriam ser usadas se a produção de fitoplâncton é limitada em sua maioria por algum outro fator (por exemplo N, luz, taxa de descarga da água);
2. as relações não são precisas; os modelos empíricos refletem o comportamento médio dos sistemas examinados e não podem ser usados para prever como as mudanças nas cargas ou concentrações de P irão afetar a biomassa algal em um corpo de água específico. Para o gerenciamento de corpos de água individuais, informações disponíveis para aquele sistema deveriam ser obtidas e preferidas. Decisões de gerenciamento nunca deveriam ser baseadas somente em relações P_{total} e Cla ;
3. as melhores relações para propósito de gerenciamento (preditivas) são modelos desenvolvidos regionalmente, os quais normalmente melhor representam o clima local, hidrologia, geologia, uso e ocupação do solo, morfometria do sistema e a biota das águas a serem gerenciadas.

PRIDMORE e McBRIDE (1984, citado por KALFF, 2002) desenvolveram um modelo de regressão transversal para mostrar a relação empírica entre a máxima concentração de *Cla* observada e a concentração média de P_{total} durante o verão na zona eufótica de 82 lagos europeus, norte-americanos e neozelandeses, com $r^2 = 0,83$ e $n=82$ (equação n^o7):

$$\log_{10} (Cla_{max}) = 1,178 \cdot \log_{10} (P_{total}) - 0,389 \quad (7)$$

A profundidade da zona eufótica neste caso foi definida como equivalente a duas vezes aquela da leitura do Disco de Secchi.

O gerenciamento de recursos hídricos objetivando o aumento da transparência da água pela diminuição do descarte de efluentes ricos em P é normalmente bem sucedido quando a concentração de P_{total} nos rios e lagos pode ser reduzida a valores bem inferiores a $100\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, sendo mais efetivo em lagos que não tenham recebido altas quantidades de nutrientes por muitos anos. Porém, é improvável que tenha efeito nas concentrações de *Cla* em sistemas hipereutróficos ($P_{total} > 100\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$); nestes casos, reduções na carga de N podem resultar em grandes reduções da biomassa algal.

Sistemas rasos podem ser dominados tanto por macrófitas como por fitoplâncton num amplo intervalo de concentração de P_{total} (50 a $150\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), mas a probabilidade de domínio algal aumenta com o aumento de P_{total} . A biomassa algal bêntica em sistemas lóticos é geralmente mantida abaixo de níveis prejudiciais, ou seja, abaixo de $100\mu\text{g}\text{Cla}\cdot\text{m}^{-2}$, quando as concentrações de P_{total} na água são mantidas abaixo de $30\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (e conc. $N_{total} < 350\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$).

As concentrações máximas de biomassa encontradas no verão em certos lagos eutróficos ou rios ricos em nutrientes e com baixa velocidade de escoamento são de grande importância quando se trata de gerenciamento de saúde pública. Exemplo de um mau gerenciamento relacionado à água foi o grave acidente ocorrido de 1996 em Caruaru-PE, decorrente da ação da *Microcystina LR*, uma toxina de ação letal e cancerígena, liberada por cianobactérias na água destinada ao abastecimento do município. Na ocasião, a água de abastecimento, proveniente da barragem do rio Tabocas-PE, não passou pelo ciclo completo de tratamento da ETA antes de ser direcionada à clínica de hemodiálise do município, e as

cianobactérias presentes e não removidas liberaram a toxina letal, causando a morte de mais de 50 pacientes (CRUZ et al., 1996).

As algas de água doce consistem de um grande número de espécies (>10.000), a maioria delas encontradas no plâncton. As coberturas fotossintéticas, ou concentrações de algas, podem atingir aprox. 300 a 1000 $\mu\text{gCl}a.\text{m}^{-2}$ e são primariamente encontradas em lagos de águas doces, mornas e hipereutróficas, e lagoas salinas rasas ($z < 1,5\text{m}$), localizados em baixas ou médias latitudes, recebendo alta irradiação e não sujeitos a muita ressuspensão de sedimentos. Valores mais altos (até 2000 $\mu\text{g}.\text{I}^{-1}$) provavelmente representam um acúmulo local de algas em lagos devido à ação dos ventos ou à ressuspensão de organismos recentemente sedimentados. Poucas águas interiores têm cobertura fotossintética que exceda 100-200 $\mu\text{gCl}a.\text{m}^{-2}$. Isto é atribuído a uma ou mais das seguintes razões: (a) insuficiência de nutrientes; (b) baixas temperaturas; (c) insuficiência de radiação de entrada; (d) razão entre profundidade da zona eufótica e da zona de mistura desfavorável; (e) alta herbivoria planctônica ou bêntica; (f) alta velocidade de escoamento da água (taxa de descarga), prevenindo acumulação da biomassa algal. Uma alta concentração de biomassa é normalmente dominada por colônias ou filamentos de grandes cianobactérias durante períodos de estratificação estável. Pesquisas em laboratório mostraram que a quantidade máxima de biomassa ganha aumenta com o tamanho da unidade. O empacotamento da biomassa em unidades maiores reduz a extinção de luz e aumenta a razão entre profundidade da zona eufótica e da zona de mistura, permitindo portanto um aumento na biomassa da comunidade e uma produção integrada com a profundidade. Nem todos os sistemas altamente eutróficos são dominados por grandes cianobactérias durante a estação quente. Lagos de água doce hipereutróficos e lagoas de águas residuárias com concentrações de $P_{\text{total}} > 1000 \mu\text{g}.\text{I}^{-1}$ - os quais são invariavelmente rasos (não estratificados) - podem ser dominados no verão por uma biomassa nanoplanctônica de clorofitas (*Chlorophyta*) ou uma mistura de clorofitas e cianobactérias grandes (KALFF, 2002).

3.2.4. Índice de qualidade

Os índices de qualidade das águas são ferramentas que funcionam como indicadores fundamentais nos processos decisórios de políticas públicas. Neste sentido, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza, desde 1975, o Índice de Qualidade das Águas (IQA), que reflete, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos por lançamento de esgotos domésticos, visando a utilização da água para abastecimento público. Porém, tanto na Legislação Estadual - Decreto Estadual nº 8468 de 1976 - quanto na Federal - Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 18 de junho de 1986 - está estabelecido que os usos preponderantes dos recursos hídricos são, entre outros, o abastecimento público e a preservação do equilíbrio das comunidades aquáticas. Visando superar as limitações do IQA quanto à preservação do equilíbrio das comunidades aquáticas, e quanto à consideração de parâmetros tais como metais pesados, compostos orgânicos com potencial mutagênico e potencial de formação de trihalometanos, entre outros, aprovou-se em 13 de agosto de 1998 a Resolução SMA/65, que criou:

1. o Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP), que pondera os resultados atuais do IQA e os resultados do Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO);
2. o Índice de Balneabilidade (IB);
3. o Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA), que pondera os resultados do Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) e os resultados do Índice de Estado Trófico (IET) de CARLSON, modificado por TOLEDO (citado por CETESB, 22/10/2004).

O IVA é um indicador mais adequado visando a proteção da fauna e flora aquáticas, que considera, com ponderação significativa, parâmetros como toxicidade e eutrofização, e fornece informações em termos ecotoxicológicos e sobre grau de trofia. O IET, um dos componentes do IVA ao lado do IPMCA, tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por

nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas. Este índice utiliza três avaliações de estado trófico, em função dos valores obtidos para as seguintes variáveis: transparência (disco de Secchi), Cl_a e P_{total} . A CETESB (22/10/2004) considera que a transparência muitas vezes não é representativa dos graus de trofia, uma vez que pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão, e não apenas pela densidade de organismos planctônicos. De acordo com a CETESB (22/10/2004), no IET, os resultados correspondentes a P_{total} devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. Os resultados correspondentes à Cl_a , por outro lado, devem ser considerados como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento das algas que tem lugar em suas águas. Assim o IET engloba a causa e o efeito do processo de eutrofização.

3.3. Legislação sobre cargas difusas

Nos Estados Unidos, a conscientização pública e a preocupação em controlar a poluição das águas nas décadas de 60 e 70 conduziram ao decreto de emendas ao *Federal Water Pollution Control Act* em 1972. Esta lei, de 1948, se tornou comumente conhecida como *Clean Water Act*, após emenda feita em 1977, em que foram oferecidos subsídios a tecnologias alternativas e inovadoras para construções que não gerassem poluição. Muitas leis subseqüentes alteraram partes do *Clean Water Act*, e, em 1987 foi aprovada a seção 319, que tratava de programas de gerenciamento de fontes difusas de poluição, prevendo a avaliação das fontes e o controle das mesmas por parte dos estados componentes daquela nação. Esta lei estabeleceu a estrutura básica para a regulamentação do descarte de poluentes e deu à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) autoridade para implementar programas de controle de poluição. Além disto, a lei avançou nos requerimentos para estabelecer padrões de qualidade para todos os contaminantes das águas superficiais e reconheceu a necessidade de planejamento para gerenciar os problemas críticos causados por fontes difusas de poluição (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 10/09/2004; DALCANALE, 2001).

A menção às fontes difusas de poluição pode também ser encontrada em leis ambientais de vários países da Europa, além da Austrália (DALCANALE, 2001).

No Brasil, as normas federais que legislam sobre os recursos hídricos em vigência hoje, a saber a Resolução 20/86 do CONAMA, e a lei federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, não fazem referência direta às cargas difusas de poluição. Para a primeira, que dispõe sobre classificação e enquadramento dos corpos de água do Território Nacional, há atualmente uma proposta de alteração (Resolução 357/05), visando sua melhor aplicação. A segunda – que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamentou o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e alterou o artigo 1 da Lei 8001 de 13/mar/1990 que modificou a Lei 7990, de 28/dez/1989 - configura um marco que reflete uma profunda mudança valorativa no que se refere aos usos múltiplos da água, às prioridades desses usos, ao seu valor econômico, à sua finitude e à participação popular na sua gestão (BRASILa, 05/01/2002; BRASILb, 05/01/2002; HENKES, 16/09/2004). De acordo com DALCANALE (2001), apesar de não haver menção específica sobre as cargas difusas nos artigos da resolução ou da lei acima citadas, está implícita nelas a necessidade da avaliação da poluição causada por cargas difusas e a necessidade da recuperação de áreas degradadas por este tipo de poluição.

3.3.1. Teores máximos de nutrientes

O N e o P são tidos como macronutrientes para os processos biológicos, por serem, após o carbono, os elementos exigidos em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados em águas superficiais, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil e possibilitando o florescimento muito intenso de comunidades fitoplanctônicas, num processo denominado eutrofização. A eutrofização, por sua vez, acarreta riscos de florações de espécies potencialmente tóxicas, podendo por isto causar limitações significativas no uso da água, quer por liberação de substâncias tóxicas pelas algas, quer pelo esgotamento do oxigênio da água, entre outros (MACLEOD e HAYGARTH, 2003; CETESB, 22/10/2004; AGUJARO e ISAAC, 2002). Não existe uma concentração crítica de N e P internacionalmente aceita para as águas superficiais, a fim de se evitar a eutrofização. No Brasil, a Resolução CONAMA

20/86 estabelece atualmente, para rios classe 2, teores máximos permitidos de nitrato e P_{total} iguais a 10 e 0,0025 $mg.l^{-1}$, respectivamente. A proposta de alteração desta Resolução – denominada CONAMA 357/05 - considera os diferentes ambientes aquáticos e apresenta, para rio classe 2, teores máximos de P_{total} em ambientes lântico/transição/lótico iguais a 0,030/0,050/0,100 $mg.l^{-1}$, teor máximo de nitrito igual a 1 $mg.l^{-1}$, e nitrogênio amoniacal total de 0,5 a 3,7 $mg.l^{-1}$, de acordo com o pH; o teor de nitrato permitido permanece inalterado.

A Agência Ambiental da Inglaterra e País de Gales propôs um padrão de 0,085 $mg.l^{-1}$ de P_{total} para sistemas lânticos e 0,200 $mg.l^{-1}$ de fósforo reativo solúvel (P-orto) para sistemas lóticos, com o intuito de evitar a eutrofização (MACLEOD e HAYGARTH, 2003).

3.4. Recursos hídricos no Estado de São Paulo

3.4.1. Impacto das atividades agrícolas

No Estado de São Paulo, a expansão da cultura cafeeira do século 19, e, mais recentemente, a expansão da cultura canavieira, bem como o progresso industrial e o crescimento urbano do século 20, alteraram sobremaneira o meio ambiente, comprometendo em especial a cobertura vegetal natural e os recursos hídricos. É intrínseca à expansão da atividade agrícola uma mudança no equilíbrio ambiental, e, atualmente, há que se buscar o desenvolvimento rural sustentável, aliando a produção agrícola à conservação do meio ambiente. Neste contexto, a proteção da água no meio rural deveria ser garantida pela preservação e recuperação das matas ciliares, aliadas às práticas de conservação e ao manejo adequado do solo, reduzindo os riscos da erosão - uma das principais fontes de contribuições difusas de nutrientes para os corpos de água no meio rural - e integrando a atividade agrícola ao gerenciamento das bacias hidrográficas.

Criado com este intuito, o Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas (PEMBH), desenvolvido pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo por meio da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI), e financiado pelo Banco Mundial, objetiva a recomposição de Áreas de Proteção Permanente (APP) em microbacias hidrográficas

selecionadas na área rural. As APPs são áreas protegidas pela Lei 4771 de 1965 - que instituiu o Código Florestal - com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, entre outros, tendo como consequência a diminuição das cargas difusas. O âmago do PEMBH é desenvolver ações e implantar tecnologias que proporcionem o desenvolvimento rural sustentável, aliando a produção agrícola à conservação do meio ambiente, com o aumento da renda e qualidade de vida das famílias rurais. Um dos principais objetivos do PEMBH é contribuir para a proteção das nascentes e dos mananciais, por meio da recomposição da cobertura vegetal no Estado de São Paulo, a fim de:

- controlar a erosão nas margens dos cursos d'água, evitando o assoreamento dos mananciais;
- minimizar os efeitos de enchentes;
- manter a quantidade e a qualidade das águas;
- auxiliar na proteção da fauna local;
- filtrar os possíveis resíduos de produtos químicos como agrotóxicos e fertilizantes.

Porém, o PEMBH não está ainda implantado na bacia do rio Piracicaba, de modo que suas ações, entre elas o combate às cargas difusas de nutrientes, não abrangem a região de desenvolvimento deste projeto.

O estudo das cargas difusas geradas no meio rural envolve o entendimento de processos complexos e apresenta altos custos financeiros. A contribuição difusa proveniente de uma determinada área agrícola é fruto da interação de diversos fatores, a saber o tipo de solo, o uso do solo, as práticas agrícolas adotadas, a fisiografia do terreno e a intensidade e duração da precipitação (DIOGO et al., 2003). Focando no uso do solo e nas práticas agrícolas adotadas hoje no Estado de São Paulo, tem-se que ambos são estreitamente relacionados e freqüentemente definidos por fatores econômicos e políticas governamentais, entre outros. A Tabela 4 mostra as culturas que ocupavam área maior que 1% do solo rural do Estado de São Paulo no ano agrícola de 2001.

Embora as práticas agrícolas sejam em geral peculiares a cada propriedade, e, além de serem definidas por fatores econômicos, dependam também da cultura produzida, do tipo de

solo e clima e da fisiografia do terreno, existem tendências atuais em relação ao manejo do solo que podem alterar as características das contribuições difusas provenientes destas áreas.

Tabela 4. Culturas produzidas no Estado de São Paulo no ano de 2001

| Cultura | Área (Km²) | Área (%) |
|--------------------------|------------------------------|-----------------|
| Perenes | | |
| Laranja | 6.081,6 | 2,9 |
| Café beneficiado | 2.495,9 | 1,2 |
| Semi perenes | | |
| Cana para industria | 30.086,8 | 14,3 |
| Anuais | | |
| Milho em grão | 7.861,7 | 3,7 |
| Soja | 5.206,8 | 2,5 |
| Milho em grão (safrinha) | 3.363,7 | 1,6 |
| Florestais | | |
| Mata Natural | 26.734,1 | 12,7 |
| Eucaliptus | 7.440,5 | 3,5 |
| Cerrado | 2.622,3 | 1,2 |
| Cerradao | 2.230,7 | 1,1 |
| Pastagem | | |
| Área pastagem | 103.483,5 | 49,3 |
| Total | 197.607,4 | 94,2 |

Fonte: INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLAa (13/09/2004); INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLAb (13/09/2004).

Algumas destas tendências atuais em relação ao manejo do solo no Estado de São Paulo estão expostas a seguir:

- A expansão dos canaviais e das usinas de processamento que os acompanham está-se refletindo no incremento da aplicação da torta de filtro e do vinhoto - ambos subprodutos da produção de álcool etílico - no solo. A torta de filtro é aplicada como matéria orgânica úmida, por conter 70% de água, e também como fertilizante, por conter 1,5% de P₂O₅ na matéria seca. O vinhoto, quando misturado à água de lavação

da cana-de-açúcar na proporção 1:6, é utilizado na fertirrigação dos canaviais, por conter grande quantidade de K, além de quantidades apreciáveis de N, P, Ca, Mg e sulfato; Zn, Fe, Mn e Cu também estão presentes, em quantidades menores. O vinhoto, que também pode ser aplicado sem diluição na cana, apresenta um alto conteúdo de matéria orgânica, pH normalmente ácido (corrigido antes da aplicação) e condutividade elétrica bastante elevada. A cada litro de álcool etílico produzido pelas usinas geram-se em média 11 a 12 litros de vinhoto. Além destes dois sub-produtos da fabricação do álcool etílico, há que se mencionar as queimadas dos canaviais anteriores à colheita, e o conseqüente lançamento de partículas no ar; porém, a complexidade da medição do efeito disto nas contribuições difusas de áreas agrícolas está a princípio além do escopo deste trabalho;

- A expansão da agroindústria cítrica está abrindo espaço, em alguns casos, à prática da fertirrigação de glebas agrícolas sucessivas com efluentes líquidos. Estes efluentes líquidos, gerados na fabricação de suco concentrado e aplicados “in natura” nos solos, apresentam normalmente altas concentrações de sódio (Na).

Apesar de ainda não haver monitoramento sistemático da poluição difusa proveniente de áreas agrícolas no Brasil - e mais particularmente no Estado de São Paulo - já existe um reconhecimento incipiente de que ela deve ser adequadamente avaliada e controlada, como mostram os trabalhos de PIÃO e HENRY, 1995; EIGER et al., 1999; DALCANALE, 2001; entre outros. Estudos das contribuições difusas de nutrientes de origem agrícola se fazem necessários, a fim de apontar manejos que sejam menos impactantes e ofensivos aos solos e aos recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos.

3.4.2. Monitoramento ambiental

Em 1974, a CETESB iniciou o acompanhamento da condição de qualidade das águas dos principais rios e reservatórios do Estado de São Paulo, em atendimento à Lei Estadual nº 118, promulgada em 29 de junho de 1973. No âmbito federal, a Portaria nº 1469 do Ministério da Saúde, de dezembro de 2000, exige em seu Artigo 19, que os mananciais superficiais devam conter um plano de monitoramento compatível com a legislação vigente – esta portaria

foi recentemente substituída, estando em vigor atualmente a Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. A Lei Estadual nº 7663, de dezembro de 1991, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos, dividiu o Estado de São Paulo em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHIs, entre as quais a UGRHI 5 ou UGRHI-PCJ, englobando as bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, região onde se desenvolveu este projeto.

A grande maioria das 154 estações de monitoramento da CETESB existentes hoje é manual, porém há 8 estações fixas, de monitoramento automático, localizadas nas regiões mais urbanizadas e industrializadas do Estado, incluindo-se aí a UGRHI-PCJ. Entre as estações de monitoramento da CETESB, há uma localizada fora de São Paulo, no estado de Minas Gerais, na nascente de um dos principais afluentes do rio Piracicaba, o rio Jaguari.

Em relação a avanços recentes no monitoramento ambiental, a inserção da contagem de células de cianofíceas – ou cianobactérias – na análise das comunidades fitoplanctônicas, feita pela CETESB a partir de 2003, e a consideração destes dados na interpretação dos resultados do IAP em várias UGRHIs, entre elas a UGRHI-PCJ, mostra a preocupação em complementar a avaliação da qualidade ambiental com vistas à garantia da saúde pública e à proteção da vida aquática, ampliando sobremaneira o conhecimento dos corpos d'água paulistas.

Os cursos de água de pequeno porte, como é o caso do ribeirão do Pinhal, podem ser muito importantes na regulagem química da água de grandes bacias, tal como a bacia do Jaguari, onde se insere. Não obstante, estes pequenos cursos de água estão ameaçados por serem os mais vulneráveis a distúrbios antropogênicos tais como desvios de curso, canalização, e completa eliminação em ambientes urbanos e rurais (PETERSON et al, 2001). A importância da proteção do ribeirão do Pinhal - manancial de abastecimento do município de Limeira- fica evidente ao se verificar que, em 2003, a CETESB implantou um ponto de monitoramento regional de qualidade da água no canal do ribeirão do Pinhal, o PIAL02900 (latitude 22°39'35" e longitude 47°16'33") junto à captação da empresa Águas de Limeira.

4. Material e Métodos

A fim de se iniciar este estudo com uma visão geral da bacia do Jaguari em termos de cargas difusas de P, se efetuar um balanço de P na bacia do ribeirão do Pinhal – afluente do rio Jaguari - e se determinar os efeitos da concentração de P no reservatório do Tatu – cujo principal formador é o ribeirão do Pinhal – organizou-se este trabalho em três partes:

- (1) O estudo preliminar de cargas difusas de N e P na bacia hidrográfica do rio Jaguari;
- (2) A determinação do fluxo de P na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal;
- (3) O estudo limnológico do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica do Tatu.

Na primeira parte se estimou, de modo preliminar, pela aplicação de equação de regressão estatística ajustada, as contribuições difusas de N_{total} e P_{total} às águas superficiais da bacia do rio Jaguari, a partir de dados oficiais de concentração e vazão disponíveis. Foram determinadas, ainda, as taxas de exportação de N_{total} e P_{total} , em $KgN_{total}.ha^{-1}.ano^{-1}$ e $KgP_{total}.ha^{-1}.ano^{-1}$, respectivamente.

Na segunda parte se estimou a quantidade de P aplicada ao solo como fertilizante na área de drenagem da bacia do ribeirão do Pinhal em $ton.ano^{-1}$, a partir de entrevistas com técnicos de órgãos públicos e privados locais. Calculou-se a carga anual de P_{total} transportada pela bacia do ribeirão do Pinhal em $ton.ano^{-1}$, a partir de dados de campo. Inferiu-se sobre a carga difusa de P_{total} transportada pela bacia do ribeirão do Pinhal em $ton.ano^{-1}$, a partir da variação da carga anual obtida nas estações seca e chuvosa. Estimou-se o fluxo anual de P na bacia do ribeirão do Pinhal em $ton.ano^{-1}$, a partir das entrevistas e dados de campo. Calculou-se, por fim, a carga anual de SS_{totais} transportada pela bacia do ribeirão do Pinhal em $ton.ano^{-1}$, a partir de dados de campo.

Na terceira parte fez-se um levantamento de campo estabelecendo-se o perfil do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) do Tatu em dois períodos, seco e chuvoso, a fim de caracterizar a porcentagem de mudanças aí ocorridas e possibilitar a classificação quanto ao estado trófico.

Os tópicos seguintes definem a área em que se desenvolveu cada parte deste estudo,

especificando as seções de controle das bacias hidrográficas, bem como detalham as ações implementadas para se atingir os objetivos do trabalho.

4.1. Estudo preliminar de cargas difusas de N e P na bacia hidrográfica do rio Jaguari

4.1.1. Área de estudo

O rio Jaguari tem nascentes no estado de Minas Gerais, e foz no encontro com o rio Atibaia, para formação do rio Piracicaba, no Estado de São Paulo. Ele flui de leste para oeste, e seu principal afluente é o rio Camanducaia (Figura 1). Dentro do Estado de São Paulo, o rio Jaguari está inserido no 5º grupo de Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos, formado pelas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá - UGRHI-PCJ.

A bacia do rio Piracicaba é considerada uma bacia modelo localizada em região desenvolvida - responsável por quase 10% do PIB e do Valor de Transformação Industrial do Brasil, ela é qualificada com o principal vetor de desconcentração industrial metropolitana de São Paulo. Contudo, tem ocupação bastante heterogênea, com algumas regiões tipicamente voltadas para o setor industrial, e outras para o setor agrícola, com produção intensiva. Na bacia do Piracicaba, as culturas de cana-de-açúcar e de citros, e as pastagens, são as atividades agrícolas mais importantes, em termos econômicos e em extensão. As duas primeiras culturas fornecem matéria-prima para as indústrias de açúcar/álcool e suco de laranja concentrado, respectivamente, tendo sido responsáveis pelo elevado crescimento populacional observado na bacia, em relação à média do Estado de São Paulo (DEL GRANDE et al., 2003).

Os rios da bacia do Piracicaba abastecem hoje 42 municípios - 33 por captação em mananciais de superfície - e recebem efluentes de cerca de 194 indústrias, além de efluentes domésticos de 40 municípios, dos quais somente 13 possuem algum sistema de tratamento de esgotos (MARTINELLI et al., 2002; CETESB, 22/10/2004; CBH-PCJ, 2001).

As águas da UGRHI-PCJ recebem grande aporte de efluentes domésticos e industriais pontuais, bem como grande aporte de efluentes agrícolas difusos (CBH-PCJ, 2001). AGUIARO e ISAAC (2002) documentaram aí um elevado grau de eutrofização, registrando 28 episódios de florações de algas no período de maio de 2000 a junho de 2002 - 18 florações

referentes a cianobactérias; 8 florações detectadas em captações para abastecimento - com maior ocorrência na estiagem, por causa da elevada concentração de nutrientes e baixo fluxo hídrico.

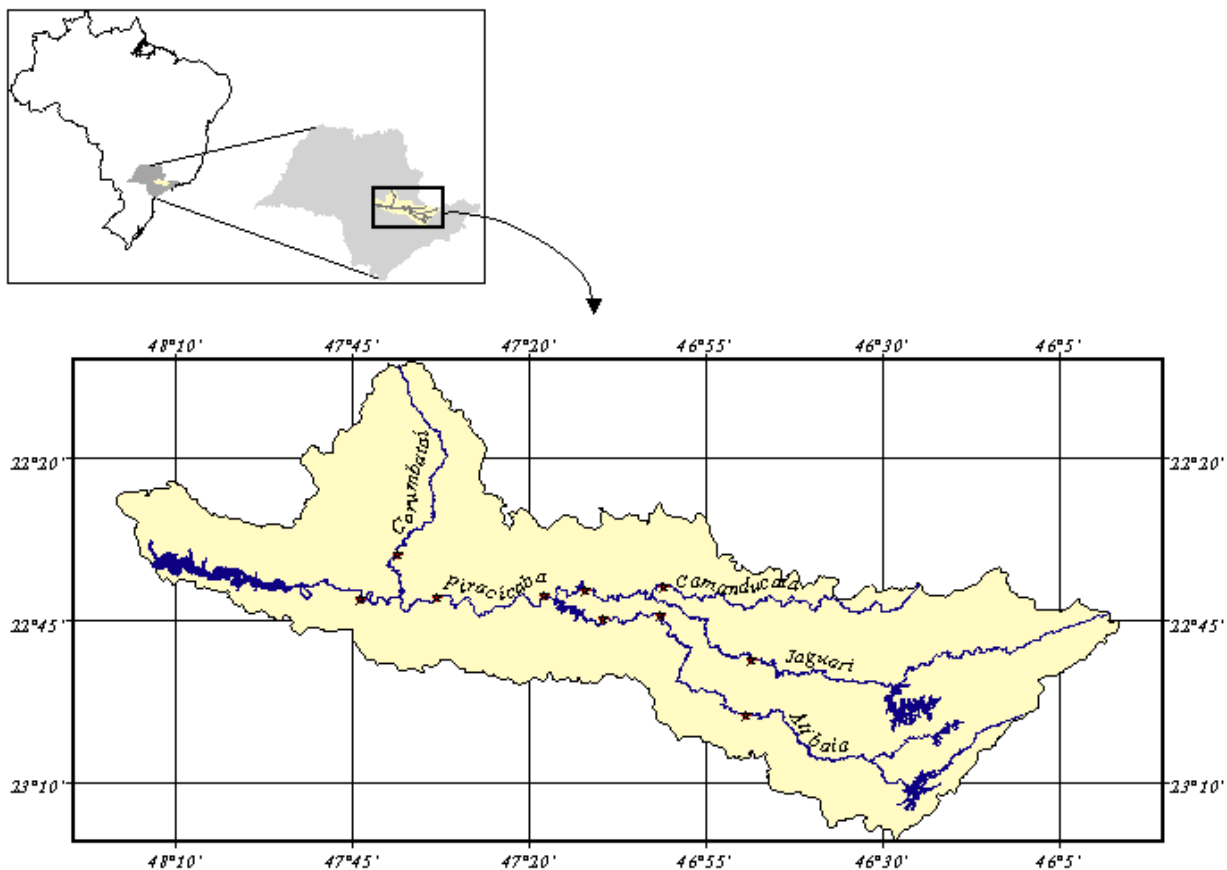


Figura 1. Rio Jaguarí no Estado de São Paulo; encontro com o rio Atibaia para formação do rio Piracicaba (Fonte: PROJETO PIRACENA, 23/08/2004)

Para reverter este quadro, AGUJARO e ISAAC (2002) recomendaram a tomada de medidas de remoção efetiva de nutrientes nas estações de tratamento dos efluentes domésticos e industriais – ou seja, tratamento terciário - e a adoção de práticas agrícolas conservativas nas áreas rurais. Estima-se que, no Estado de São Paulo, 15 a 20% do P aplicado na agricultura atinja os recursos hídricos, porém a falta de monitoramento específico para as cargas difusas

prejudica a avaliação dos impactos que a atividade agrícola vem provocando nos corpos d'água nas áreas de mananciais ou de proteção ambiental da bacia do rio Piracicaba (DAEE,1990; CBH-PCJ, 2001).

MARTINELLI et al. (2002) afirmam que hoje a pastagem cobre quase 45% da bacia do rio Piracicaba, sendo o principal uso desta região (PROJETO PIRACENA (2003); classificação digital de seis cenas de Landsat 5-TM, bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 de 1997). O segundo uso mais importante é a cana-de-açúcar, cobrindo aproximadamente 30% da região. A silvicultura cobre 10% da área e aproximadamente 9% da área é coberta por florestas naturais. A maioria dos solos da bacia do rio Piracicaba é tropical, com baixos pH e fertilidade natural. Há predominância de solos argilosos, de dois tipos: Latossolo Vermelho-Amarelo e Podzólico Vermelho-Amarelo. A bacia do Piracicaba é caracterizada por invernos secos (abril-agosto) e verões chuvosos (outubro-março). A precipitação média anual varia entre 1300 e 1800 mm; as médias mensais indicam que os meses menos chuvosos são julho e agosto, e as maiores precipitações ocorrem em dezembro e janeiro. As descargas médias finais dos rios Piracicaba, Jaguari e Atibaia, considerando o período de 1947 a 1992, foram de 143, 54 e 36 $m^3.s^{-1}$, respectivamente. A sazonalidade da descarga do rio Piracicaba segue aquela da precipitação (MARTINELLI et al., 2002).

A bacia do rio Piracicaba é responsável hoje pela reversão de 31 $m^3.s^{-1}$ de água para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), pelo Sistema Cantareira. A outorga de direito de uso da água pela RMSP foi recentemente renovada (em 2004), estabelecendo um novo acordo pelo qual haverá gestão das cabeceiras dos rios Jaguari (responsável pela reversão de 22 $m^3.s^{-1}$), Cachoeira (5 $m^3.s^{-1}$) e Atibainha (4 $m^3.s^{-1}$); além disto, mensalmente o Grupo Cantareira determinará as vazões a serem retiradas de cada rio.

A bacia do Jaguari é voltada para o setor agrícola, e apesar de apresentar sinais visíveis de princípio de degradação, comparativamente com os demais mananciais da bacia do Piracicaba, é ainda a mais preservada (CBH-PCJ, 2001). Este princípio de degradação está bem retratado em CETESB (22/10/2004), que apresentou, para o ano de 2003, uma concentração média de P_{total} de 0,793 $mg.l^{-1}$ no ponto JAGR02800 (Figura 2) - rio Jaguari na captação de Limeira, 4,5 Km à montante da confluência com o rio Atibaia, com Latitude 22°

40' Sul e Longitude 47° 12' Oeste - enquanto a média dos últimos 10 anos foi igual a 0,146 mg.l⁻¹. No mesmo ponto, a concentração média de nitrato observada em 2003 foi igual a 1,77 mg.l⁻¹, e a média dos últimos 10 anos igual a 0,83 mg.l⁻¹. Por fim, a média anual do IET – que considera as concentrações de P_{total} e Cla - indicou aí estado eutrófico.

A bacia do rio Jaguari tem área total de 4.320 Km², dos quais 70,4% localizam-se no Estado de São Paulo (Figura 2). Em território paulista, 98% da área da bacia localizam-se na zona rural, com uso e ocupação assim distribuídos: 14,2% em agricultura temporária, 15,3% em agricultura perene, 3,7% em cobertura vegetal natural, 3,5% em reflorestamentos e 61,3% em pastagens e campos antrópicos (CBH-PCJ, 2001).

A garantia da qualidade e quantidade de água no rio Jaguari – que assegure a reversão para a RMSP, bem como o abastecimento dos municípios da sua própria bacia, que drena uma região com mais de 400 mil habitantes - passa, necessariamente, pelo combate às cargas difusas de nutrientes com origem rural, uma vez que esta bacia tem ocupação agrícola e suas águas encontram-se enriquecidas por nutrientes, em especial por P. Para efeito de enquadramento na Resolução CONAMA 20, o rio Jaguari está assim classificado: *classe 1* – trechos à montante da barragem do Sistema Cantareira; *classe 2* – trecho à jusante do Sistema (Figura 2).

Para desenvolvimento desta parte do estudo, determinou-se como seção de controle no rio Jaguari o posto fluviométrico 4D-001 do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE), denominado *Usina Estér*, com Latitude 22°39'26" Sul e Longitude 47°12'53" Oeste – Figura 2. A área de drenagem da bacia do Jaguari com seção no ponto 4D-001 é igual a 3.394 Km², ou seja, 78,6% da área total da bacia do Jaguari. O ponto de amostragem de água considerado - JAGR02800 da CETESB - não é coincidente geograficamente com o posto 4D-001 do DAEE; entretanto, as áreas de drenagem estabelecidas por ambos são muito próximas, sendo possível considerá-las semelhantes para os propósitos deste estudo.

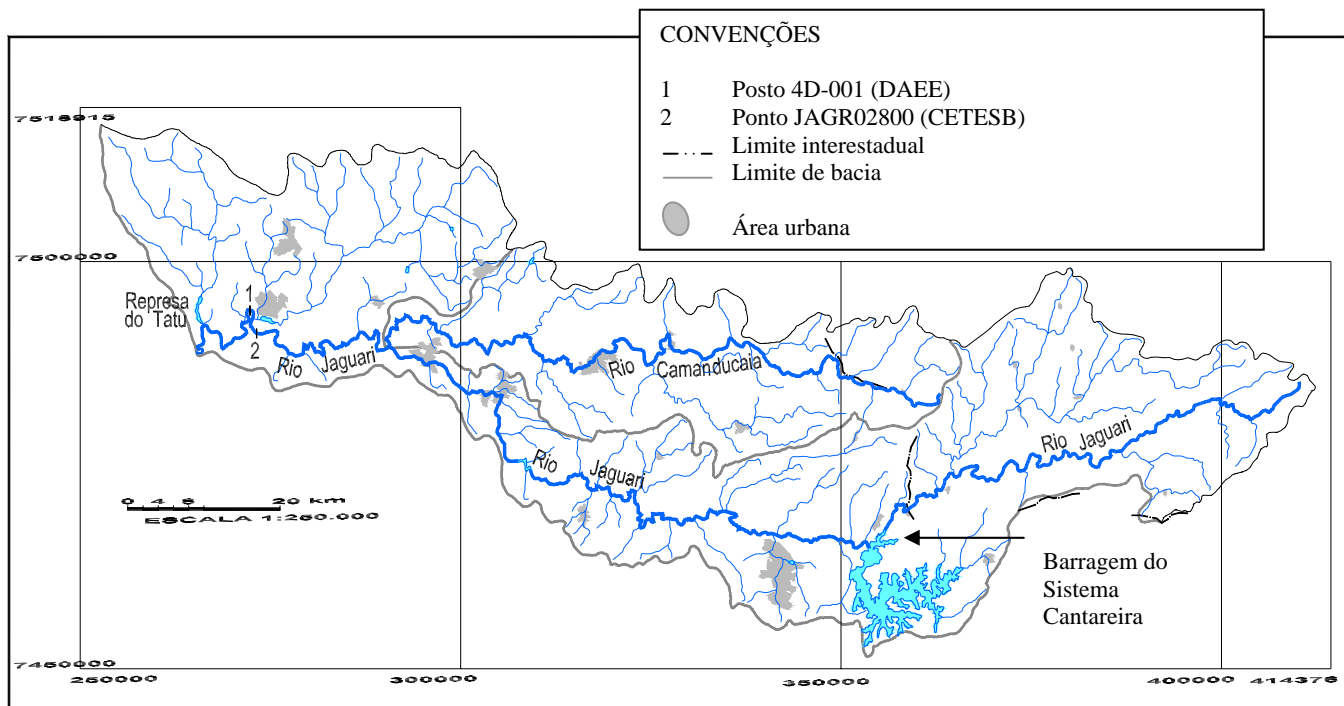


Figura 2. Bacia hidrográfica do rio Jaguarí, com localização do limite interestadual, da barragem do Sistema Cantareira, do posto 4D-001 (DAEE) e do ponto JAGR02800 (CETESB)

4.1.2. Modelo de avaliação

Os dados de qualidade de água utilizados no desenvolvimento da equação de regressão ajustada das contribuições difusas de N_{total} e P_{total} às águas superficiais da bacia do rio Jaguarí se referem à estação JAGR02800, mantida pela CETESB. Os dados utilizados foram amostrados entre janeiro de 1996 e setembro de 2002 por coleta simples, com frequência bimensal (janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro). Os parâmetros considerados nesta parte do estudo foram N_{total} , P_{total} e resíduos não filtráveis. Os dados de vazão média diária do Rio Jaguarí no posto 4D-001, referentes ao período de janeiro de 1996 a setembro de 2002, foram obtidos junto ao DAEE.

(a) Processo de calibração

Para se gerar a equação de regressão ajustada, inicialmente os dados de campo de vazão do posto 4D-001 e de concentração de N_{total} e P_{total} do posto JAGR2800 foram usados no cálculo de cargas diárias totais de N_{total} e P_{total} . Uma regressão estatística foi então aplicada para relacionar as cargas diárias de N_{total} e P_{total} transportadas pelo rio Jaguari e as correspondentes vazões médias diárias - as dimensões da bacia em estudo permitiram fazer este tipo de avaliação. O processo de calibração foi feito com dados de campo obtidos no período de janeiro/99 a setembro/02.

(b) Processo de validação

A validação da equação de regressão ajustada gerada foi feita com dados de campo obtidos no período de janeiro/96 a novembro/98. Os dados de vazão do posto 4D-001 e de concentração de N_{total} e P_{total} do ponto JAGR2800 foram usados no cálculo de cargas diárias totais de N_{total} e P_{total} ; estas cargas diárias totais de N_{total} e P_{total} foram então comparadas com aquelas correspondentes estimadas pela equação de regressão ajustada a partir da vazão.

4.1.3. Cargas de base

As bacias do PCJ recebem grande aporte de efluentes domésticos e industriais pontuais e grande aporte de efluentes agrícolas difusos (CBH-PCJ, 2001; AGUJERO e ISAAC, 2002). A partir desta afirmação, e de outros estudos deste gênero, como em MACLEOD e HAYGARTH (2003), assumiu-se que as cargas diárias de base de N_{total} e P_{total} , transportadas pela bacia hidrográfica do rio Jaguari em estudo, tivessem origem preponderantemente doméstica e industrial, isto é, origem pontual. Assim, estabeleceu-se que as cargas diárias de base de N_{total} e P_{total} fossem iguais às médias das cargas diárias calculadas pelos modelos de regressão estatística para os meses de julho e agosto dos anos de 1996 a 2002. Nesses meses a contribuição difusa de nutrientes, proveniente das regiões rurais, foi considerada ínfima, pela diminuição de escoamento superficial provocado por precipitações na bacia. As cargas de base foram portanto consideradas pontuais, de origem urbana.

4.2. Fluxo de P na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

4.2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal é uma sub-bacia do rio Jaguari, situada na Depressão Periférica do Estado de São Paulo, pertencente ao município de Limeira-SP (Figura 3).

Os principais afluentes do ribeirão do Pinhal são os ribeirões Pires e Tabajara (Figura 3). De acordo com BRANDÃO (2001), a bacia do ribeirão do Pinhal ocupa uma área de aproximadamente 303Km², e altitudes que variam entre 520 e 740 m (Figura 4).

Para poder responder efetivamente à questão do risco de degradação dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, BRANDÃO (1991) utilizou-se de um SIG para gerar o Potencial Natural de Erosão (PNE), a adequação de uso das terras e o plano de manejo agrícola da área.

O PNE estima o risco potencial de erosão de um solo, considerando não apenas suas propriedades intrínsecas, mas também as condições climáticas e topográficas às quais o solo está sujeito - esta análise não considera a cobertura vegetal ou as práticas conservacionistas. Utilizando o PNE para avaliar as áreas de risco de degradação dos recursos hídricos, BRANDÃO (2001) observou que 60,4% da área apresentam baixo risco de degradação; 18,6% apresentam médio risco e 21% apresentam alto risco de degradação. O alto risco neste caso está fortemente relacionado ao comprimento e grau de declive e à erodibilidade dos solos Podzólicos.

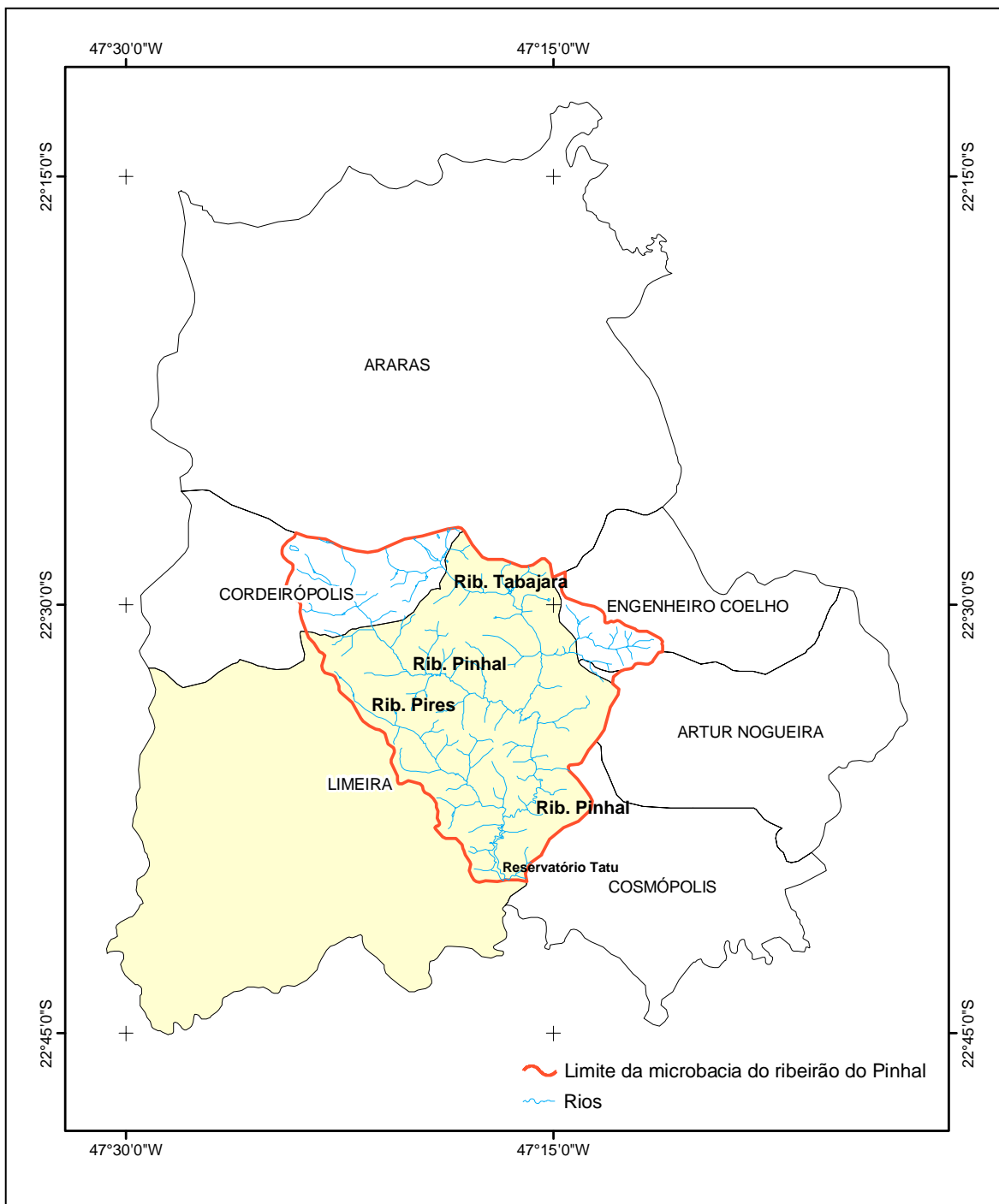


Figura 3. Localização da bacia do ribeirão do Pinhal - Fonte: Adaptado de IAC, Laboratório de Geoprocessamento

Para o cálculo da adequação de uso das terras BRANDÃO (2001) considerou que a área de estudo apresenta um nível relativamente elevado de manejo, isto é, as práticas agrícolas ali adotadas refletem um alto nível tecnológico, com uso de mecanização e de fertilizantes, adoção de práticas conservacionistas e combate às doenças e pragas. A adequação de uso pode ser considerada a utilização de um ecossistema de acordo com sua oferta ambiental. A aptidão agrícola foi calculada considerando a declividade do terreno (área possui relevo suave sem grandes variações de cotas altimétricas), os tipos de solo presentes e as limitações por deficiência de fertilidade (a maior parte da área possui sérias restrições quanto à fertilidade - 75% classificada como forte a muito forte), deficiência de água (não há restrições na área), deficiência de oxigênio (99,6% dos solos da bacia não apresentam restrições, tendo boa drenagem), suscetibilidade à erosão (17,5% apresentam moderada restrição, 8,1% forte e 2,4% muito forte) e impedimentos à mecanização (25,6% apresentam moderada restrição e 2,4% apresentam forte restrição). Isto considerado, BRANDÃO (2001) avaliou as áreas de risco de degradação dos recursos hídricos pela adequação de uso das terras, observando que 73,9% da área apresenta baixo risco de degradação (uso atual adequado ou áreas sub-utilizadas) e 26,1% alto risco de degradação (áreas sobre-utilizadas). A sobre-utilização está muito relacionada aos tipos de solos encontrados na bacia e à declividade nas encostas nas áreas de drenagem. De forma geral, uma grande parte da área sobre-utilizada encontra-se cultivada com citros.

Quanto ao plano de manejo agrícola, BRANDÃO (2001) analisou os procedimentos de produção e concluiu que 42,9% da área apresentam alto risco de contaminação dos recursos hídricos enquanto 57,1% apresentam baixo risco de contaminação.

Por fim, BRANDÃO (2001) conclui que as áreas críticas quanto ao risco de degradação dos recursos hídricos - geradas pela combinação do PNE, adequação de uso das terras e plano de manejo agrícola - representam 21% da bacia e estão localizadas preferencialmente nos fundos dos vales, onde o material carregado se acumula, e nas encostas, devido às maiores declividades e aos tipos de solos mais frágeis (como é o caso dos Podzólicos).

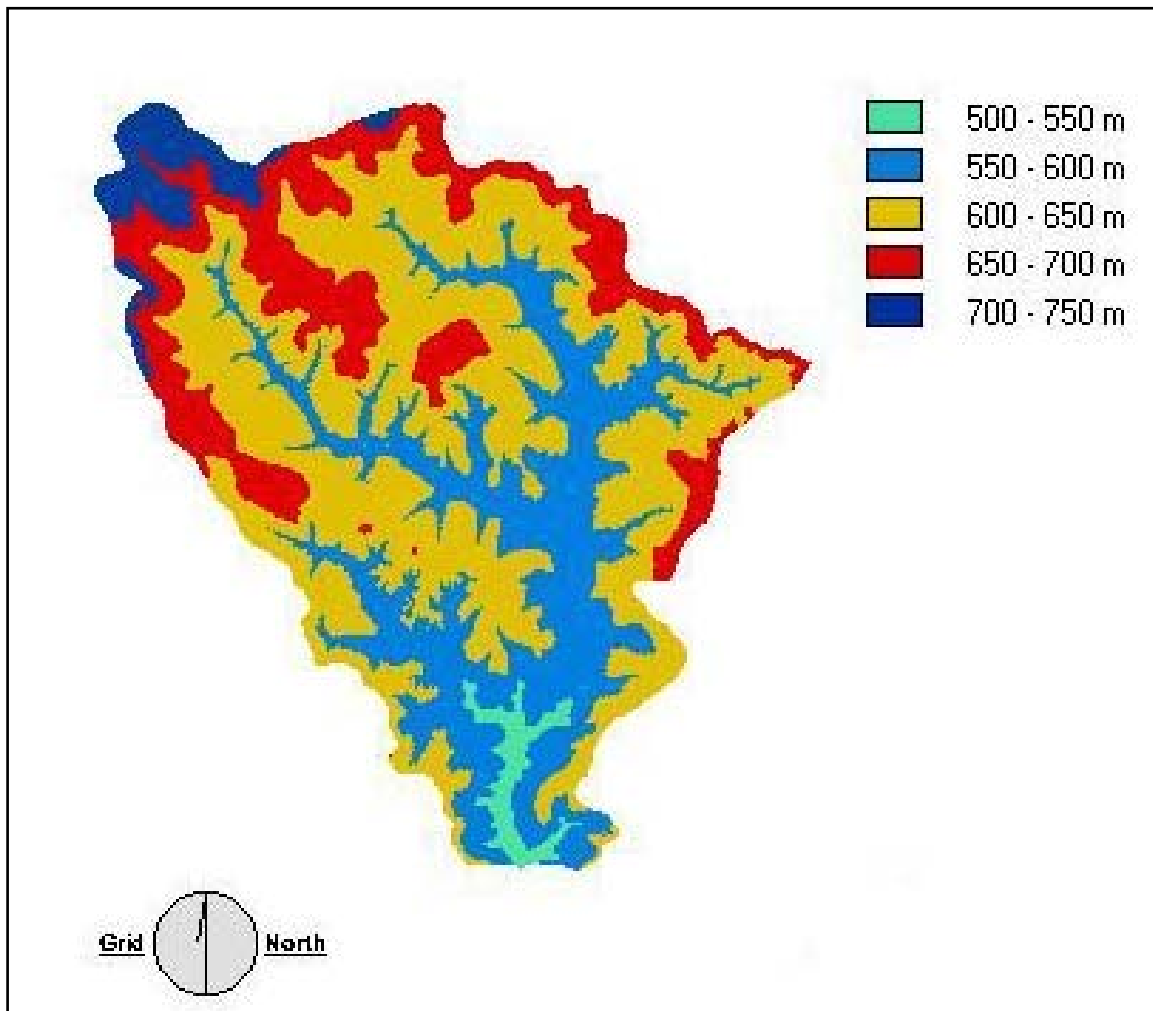


Figura 4. Variação de altitude na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal – Fonte: BRANDÃO (2001)

A área de drenagem da bacia está situada entre as coordenadas UTM Leste 249.000 m a 276.000 m, e UTM Norte 7.490.000 m a 7.520.000. O clima local é do tipo tropical de altitude – Cwa, segundo a classificação de Köeppen, apresentando como principais características verão quente e úmido e inverno frio e seco, com temperatura média anual em torno de 25°C. A precipitação pluviométrica média anual do período de janeiro/66 a dezembro/97- registrada no posto Limeira, prefixo D4-064 e altitude 640 m - foi de 1240 mm. O uso e ocupação do solo foram obtidos por BRANDÃO (2001) a partir da imagem TM/Landsat 220-076 de 16/07/1999 (escala 1:50.000), com o auxílio de fotos aéreas de 1998 (escala 1:25.000) – Figura 5.

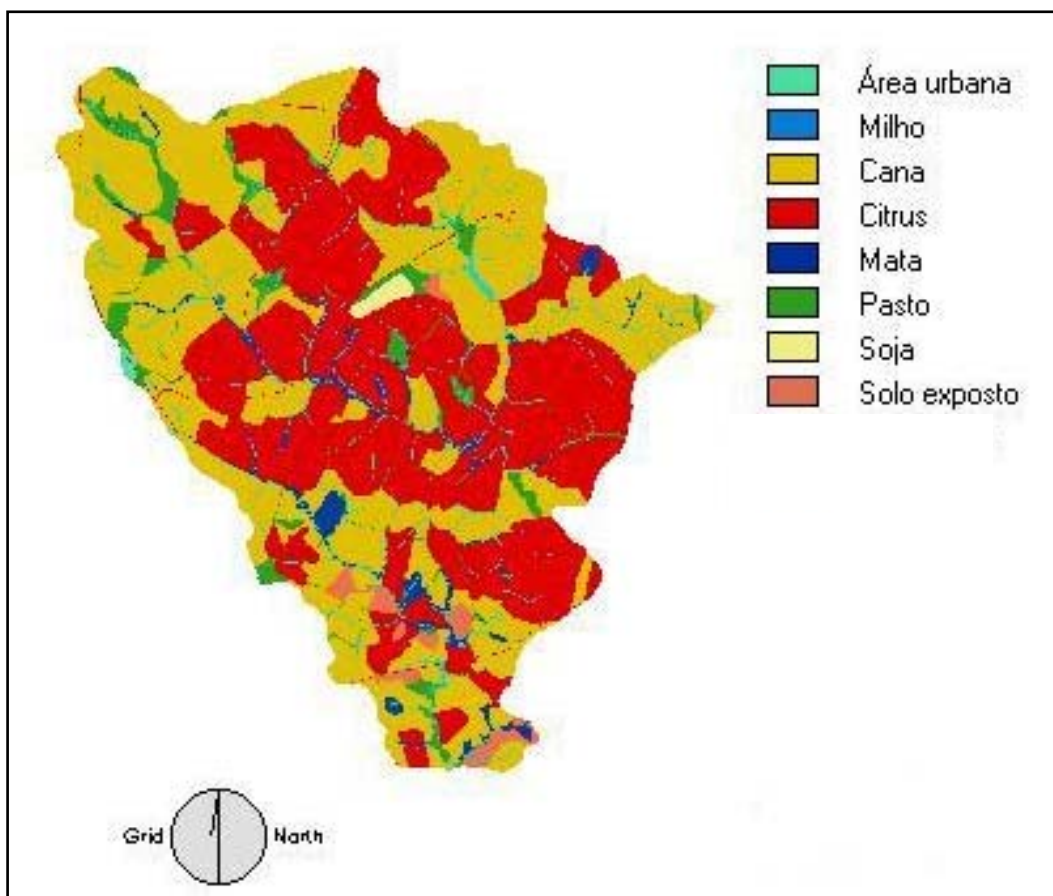


Figura 5. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal - Fonte: Adaptado de BRANDÃO (2001)

A maior ocupação após a cana-de-açúcar (13.488 ha ou 44,6% da área) dá-se com o citros (12.937 ha ou 42,7%), seguido por pastagem (1.370 ha ou 4,5%), mata ciliar (753 ha ou 2,5%) e outras culturas em pequena escala.

Atualmente, as áreas de matas remanescentes possuem extensões muito restritas, geralmente associadas às declividades mais acentuadas, que dificultam a ocupação antrópica. De modo geral, na parte central da bacia concentram-se pequenos e médios produtores de citros, enquanto a produção de cana-de-açúcar se concentra nas partes justante e montante da bacia, em propriedades arrendadas pertencentes a usinas de açúcar e álcool: na parte extrema de montante localiza-se a Usina São João de Araras-SP e na parte extrema de jusante a Usina Açucareira Estér de Cosmópolis-SP. A Usina Estér, que tem suas instalações em uma bacia hidrográfica adjacente, está presente na região desde 1898. Somente parte dos 15.800 ha (ou 2.644 talhões) desta Usina, destinados à produção de cana-de-açúcar, estão inseridos na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal. As áreas de produção de cana-de-açúcar adjacentes ao reservatório do Tatu pertencem à Usina Estér.

De acordo com BRANDÃO (2001), apenas uma indústria possui lançamento pontual na bacia – a Citrosuco Paulista.

A área delimitada para se desenvolver esta parte do estudo tem seção de controle na barragem do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) do Tatu (Figura 3). O reservatório tem como principal tributário o ribeirão do Pinhal, sendo localizado nas proximidades da confluência deste com o rio Jaguari; a capacidade de armazenamento do reservatório é de aproximadamente 1.000.000 m³ de água (COIADO, 1986).

4.2.2. Caracterização da bacia

Caracterizou-se a dinâmica de uso e ocupação da região no período de estudo, por meio de viagens a campo e por consulta a veículos públicos de informação. Ainda, estimou-se a quantidade de P aplicada ao solo como fertilizante na área de drenagem da bacia, pelo período de um ano, a partir de informações obtidas em entrevistas – realizadas entre maio e julho de 2003 - com profissionais técnicos ligados aos seguintes órgãos públicos e privados:

- Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI), escritório regional de Limeira;
- CETESB, escritório regional de Limeira;
- Cooperativa dos Cafeicultores e Citricultores de São Paulo (COOPERCITRUS), filial de Limeira;
- Departamento de Recursos Hídricos da Secretaria de Agricultura, Abastecimento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Prefeitura Municipal de Limeira;
- QUALICITRUS – Qualiciclo Agrícola LTDA, filial de Limeira;
- DRAGO Limeirense Fertilizantes LTDA, distribuidor em Limeira;
- Usina Açucareira Estér S.A. – Açúcar e Álcool, município de Cosmópolis.

4.2.3. Variáveis físicas e químicas

Além de entrevistas com profissionais técnicos, o trabalho de campo envolveu coletas de amostras de água em pontos determinados na bacia do ribeirão do Pinhal e, concomitantemente, medições de variáveis *in situ*. As viagens a campo foram realizadas em intervalos aproximadamente quinzenais, de fevereiro de 2003 a fevereiro de 2004 (Tabela 1 dos DOCUMENTOS ANEXOS - Calendário das coletas no campo).

Os pontos de amostragem de água na bacia do ribeirão do Pinhal foram escolhidos com o objetivo de mostrar o que ocorreu em cada trecho de rio em termos de transporte de partículas e fluxo de P no período de estudo. A escolha baseou-se ainda na facilidade de acesso, e em locais nos quais as vazões poderiam ser obtidas por instrumentos já instalados ou por correlação, a fim de permitir o cálculo de cargas transportadas. Por fim, o número de pontos amostrados – cinco, denominados D, E, F, G e 1, além de três pontos dentro do reservatório da PCH Tatu - e a frequência de amostragem, foram estabelecidos com base no orçamento disponível para realização deste estudo. A Figura 6 apresenta uma imagem Landsat-7 da região da bacia do ribeirão do Pinhal, localizando os pontos de coleta de amostras de água D, E, F, G e 1; a zona urbana de Limeira aparece em tons de azul a oeste na Figura.

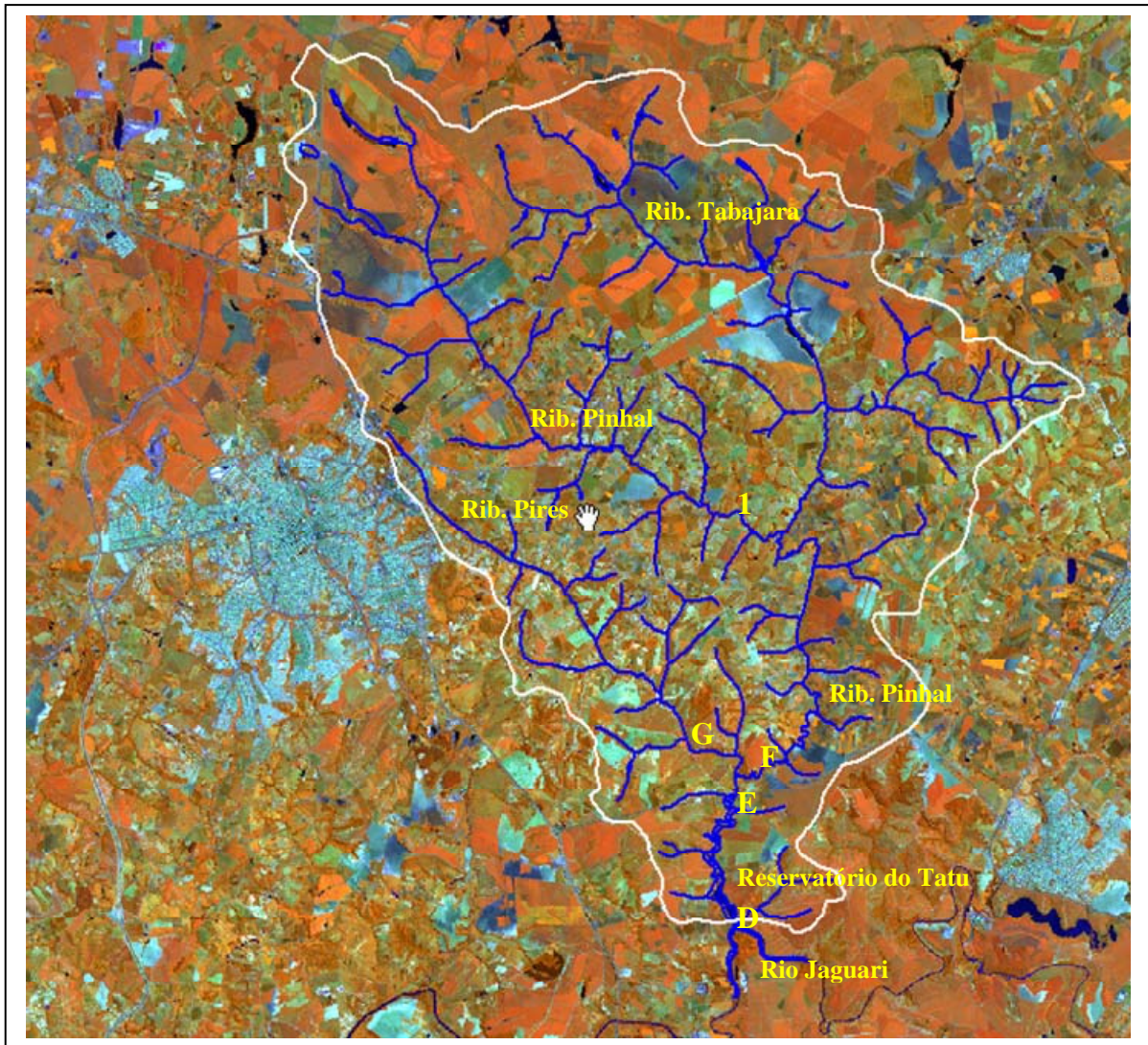


Figura 6. Imagem Landsat-7 mostrando em destaque a bacia do ribeirão do Pinhal com os 5 pontos de coleta de amostras (D, E, F, G e I) – Fonte: Adaptado de IAC, Laboratório de Geoprocessamento

A Tabela 5 descreve a localização de todos os pontos de coleta de amostras de água, de jusante à montante na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal. Ainda, apresenta datas/periodicidade das coletas em cada ponto de amostragem.

Tabela 5. Pontos de coleta de amostras de água

| Ponto de Coleta | Descrição | Localização* | Data/periodicidade das coletas |
|------------------------|---------------------------------------|-----------------------------|---|
| D | Safda do Reservatório | 23K 265908m UTM 7492253m | 24-out-02; diária e quinzenal de 19-dez-02 a 11-mar-04 |
| Cabeceira | Reservatório da PCH Tatu | | 29-set-03 e 11-fev-04 |
| Meio | Reservatório da PCH Tatu | | 29-set-03 e 11-fev-04 |
| Barragem | Reservatório da PCH Tatu | | 29-set-03 e 11-fev-04 |
| E | Entrada do Reservatório | 23K 265742m UTM 7495713m | 19-dez-02; Quinzenal de 14-jan-03 a 11-mar-04 |
| F | Ribeirão do Pinhal no Sítio Palmeiras | 23K 266198m UTM 7496314m | Quinzenal de 14-jan-03 a 11-mar-04 |
| G | Ribeirão dos Pires | 23K 265386m UTM 7496923m | Quinzenal de 11-jun-03 a 11-mar-04 |
| 1 | Ribeirão do Pinhal na Fazenda Pinhal | 22K 258532m UTM 7507352m | 26-mai-03; Quinzenal de 15-set-03 a 11-mar-04 |

* localização feita com aparelho GPS Garmin, modelo 12XL, 12 canais; data das leituras: 30 de abril, 26 de maio e 8 de julho de 2003.

A cada viagem a campo, duas amostras de 500 ml eram coletadas pela equipe da FEAGRI em cada um dos pontos acima referidos, utilizando-se um amostrador desenvolvido na FEAGRI. As amostras eram acondicionadas em garrafa de polietileno de 500 ml, sendo encaminhadas no mesmo dia ao Laboratório de Saneamento da FEAGRI. Uma das amostras de cada ponto era estocada de imediato em freezer mantido a -10°C, e posteriormente

destinada à determinação de P_{total} por digestão/colorimetria. A outra amostra, dividida em duas partes, era utilizada para:

- análise de SS_{totais} , feita no mesmo dia da coleta;
- análise de $P_{dissolvido}$, com filtragem em membrana de ésteres de 0,45 μm de diâmetro de poro feita no mesmo dia da coleta, seguida de estocagem imediata em freezer mantido a $-10^{\circ}C$, para posterior determinação por digestão/colorimetria.

Além das coletas quinzenais, um técnico da Central Geradora Hidrelétrica Ribeirão do Pinhal fez coletas diárias de amostras no ponto D, as quais foram estocadas em freezer mantido a $-10^{\circ}C$, no próprio local de coleta. Estas amostras foram posteriormente encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da FEAGRI para determinação de P_{total} . Em todas as situações - análise de P_{total} ou $P_{dissolvido}$ - manteve-se a amostra estocada por no máximo 6 meses. A Figura 1 dos DOCUMENTOS ANEXOS apresenta as etapas da análise das frações de P, destacando as frações analisadas neste estudo.

As análises de SS_{totais} foram feitas seguindo método descrito por ABDUL NOUR (1996). O P_{total} foi analisado a partir das amostras brutas, e o $P_{dissolvido}$ a partir de amostras filtradas, ambos a partir do procedimento de digestão/colorimetria adaptado por SHAFER (1997). Primeiramente, procedeu-se a digestão da amostra em autoclave, empregando-se o método de oxidação com persulfato de potássio, que permitiu a conversão dos polifosfatos condensados e fosfatos organicamente ligados a ortofosfato. Seguiu-se à digestão a determinação colorimétrica do ortofosfato, pelo método do ácido ascórbico/molibdato. A absorbância das amostras foi medida em uma célula de quartzo de 5 cm, no comprimento de onda de 885 nm, empregando-se um espectrofotômetro DR/4000 UV-VIS Hach ; os padrões utilizados variaram em concentração de 5 a 500 $\mu g/L$.

Os resultados de concentração de P_{total} e de SS_{totais} foram utilizados no cálculo das cargas totais transportadas pela bacia do ribeirão do Pinhal durante um ano. Ainda, no caso do P_{total} , calculou-se o fluxo anual na bacia e estimou-se as cargas difusas transportadas durante um ano.

Temperatura e condutividade elétrica foram medidas *in situ* a cada coleta, em $^{\circ}C$ e em $\mu S.cm^{-1}$, respectivamente, empregando-se uma Multi-sonda YIS 6820.

4.2.4. Hidrologia

(a) Vazão

A Tabela 6 explica os procedimentos seguidos para obtenção das vazões em cada ponto de coleta de amostras de água, de jusante à montante na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, bem como apresenta as fontes de obtenção dos dados.

O cálculo da vazão no ponto F foi feito utilizando-se a curva chave elaborada em 01/nov/2002 para a régua localizada no sítio Palmeiras, cedida pela empresa CONSTRUSERV – Figura 2 nos DOCUMENTOS ANEXOS. A vazão média diária do ribeirão do Pinhal no ponto F foi obtida a partir de leituras fluviométricas diárias feitas nesta régua às 7:00 e 17:00 hs; estas leituras de nível foram cedidas mensalmente pela empresa ENGEP.

O limite inferior da curva-chave apresenta como menor vazão medida em campo $0,45 \text{ m}^3$, referente à leitura de 237 cm na régua linimétrica. Porém, há uma leitura menor que esta, igual a 234 cm, que corresponde a uma vazão medida no campo de $0,587 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Isto pode ser explicado pelo represamento do rio a jusante, ou por erro inerente a este tipo de medida. A partir destes dados da curva-chave três opções apresentaram-se como possíveis, em se tratando de valores de vazão em pontos obtidos abaixo do limite inferior da curva-chave durante o período de experimentação:

1. Fixar a vazão em $0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para qualquer leitura de nível igual ou inferior a 237 cm;
2. Fixar a vazão em $0,259 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (metade da média das duas menores vazões obtidas na curva chave) para qualquer leitura de nível menor que 237 cm;
3. Fixar a vazão em $0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para qualquer leitura de nível menor que 237 cm.

Destas três opções adotou-se a número 2 nos cálculos desenvolvidos neste experimento.

Tabela 6. Medida de vazão nos pontos de coleta de amostras de água

| Ponto de coleta | Descrição do ponto | Procedimento para obtenção das medidas de vazão | Fonte dos dados |
|------------------------|---------------------------|---|---|
| D | Saída do reservatório | Soma de vazão dos pontos F e G; nível do reservatório é constante | |
| X | Reservatório do Tatu | Soma de vazão dos pontos F e G; nível do reservatório é constante | |
| E | Entrada do reservatório | Soma de vazão dos pontos F e G; nível do reservatório é constante | |
| F | Ribeirão do Pinhal | Média diária de leitura limimétrica (7 e 17 hs) | Dados cedidos mensalmente pela ENGEP, Limeira-SP. |
| G | Ribeirão dos Pires | Medida mensal usando molinete;média diária obtida por correlação com F | Dados cedidos pelo DRH da Prefeitura de Limeira. |
| 1 | Fazenda do Pinhal | Medida mensal usando molinete; média diária obtida por correlação com F | Dados cedidos pelo DRH da Prefeitura de Limeira. |

(b) Precipitação

b.1. Quantidade

A média anual de precipitação na bacia hidrográfica do rio Piracicaba está entre 1300 e 1800 mm. As taxas mais altas de precipitação ocorrem nas maiores elevações, localizadas na parte leste da bacia. Há um decréscimo das taxas de precipitação na parte central da bacia, e um aumento até 1400 a 1500 mm na parte noroeste. Em toda sua extensão, a bacia é caracterizada por invernos secos (abril a agosto) e verões chuvosos (outubro a março). Um abrupto decréscimo nas precipitações pode ser observado especialmente em julho e agosto;

inversamente, dezembro, janeiro e fevereiro são os meses em que ocorrem as maiores precipitações (PELLEGRINO et al., 2001, citado por MARTINELLI et al., 2002).

Em relação a medidas de precipitação na bacia do ribeirão do Pinhal, localizada na parte central da bacia do rio Piracicaba, optou-se aqui por trabalhar com os dados pluviométricos cedidos pela Usina Açucareira Estér S.A. (Figura 7 nos DOCUMENTOS ANEXOS), uma vez que o posto do D4-064 do DAEE, considerado no estudo desenvolvido por BRANDÃO (2001), encontra-se fora da área de estudo. A Usina Açucareira Estér S.A. cedeu a este projeto dados do acompanhamento pluviométrico feito de 1997 a 2003, e dados médios dos últimos 110 anos, para Cosmópolis e região, onde se localiza o reservatório do Tatu.

Neste estudo foram adotados dois períodos distintos com relação à precipitação, o período seco, de abril a setembro, coincidindo com o outono e o inverno, e o período chuvoso, de outubro a março, coincidindo com a primavera e o verão.

b.2. Qualidade

Há dois fatores que têm o potencial de alterar a composição atmosférica na bacia hidrográfica do rio Piracicaba:

- A agricultura, que cobre aproximadamente 85% da área total da bacia, sendo aproximadamente 30% da área total cultivada com cana-de-açúcar. Isto explica porque a poeira do solo e queima de biomassa são fatores importantes na composição da precipitação na bacia. A cada ano, há uma área relativamente grande de solo sendo exposta, facilitando a suspensão de partículas de solo no ar; soma-se a isto a exposição de solo gerada pelo rápido crescimento das áreas urbanas na bacia. Estima-se que as queimadas de cana-de-açúcar liberam 100.000 t de matéria orgânica, ou 50.000 t de C para a atmosfera anualmente;
- A atividade industrial da região (mais de 7000 indústrias), sendo uma importante e constante fonte de N e S para a atmosfera (LARA et al., 2001; MARTINELLI et al., 2002).

LARA et al. (2001) analisaram a composição da água de chuva em amostras coletadas por um ano em 4 pontos da bacia do Piracicaba (Bragança Paulista, Campinas, Piracicaba e Santa Maria). Em todos os pontos amostrados, a média de pH ponderada pelo volume foi menor que 5,6, variando de 4,4 a 4,6 – valores claramente característicos de eventos de chuva ácida, porém com origem aparentemente diferente em cada ponto. A concentração de ânions e cátions na água de chuva foi determinada por cromatografia iônica (DIONEX DX500), e não se detectou a presença do íon fosfato, sendo o limite de detecção igual a 0,1 μM (ou aprox. $10\mu\text{g.l}^{-1}$ de fosfato).

MARTINELLI et al., (2002) afirmam que a chuva ácida é um evento comum em toda a bacia hidrográfica do rio Piracicaba, e que a deposição de N que aí ocorre já é similar àquela das regiões mais desenvolvidas do mundo.

4.2.5. Solos

Os solos da bacia do rio Piracicaba, em sua maioria, são tropicais, com baixo pH e baixa fertilidade natural; dois tipos se destacam: Latossolo Vermelho-Amarelo e Podzólico Vermelho-Amarelo. Há uma predominância de solos argilosos, com poucos solos arenosos (MARTINELLI et al., 2002). Apesar de ser variável, a soma das bases encontrada para a bacia é de um modo geral baixa. De acordo com MARTINELLI et al., (2002), concentrações menores que $10\text{-}12 \text{ mmol}_c.\text{Kg}^{-1}$ foram encontradas para os tipos de solos Areia Quartzosa (AQ), Glei Pouco Húmico/Húmico (HPG/HG), Latossolo Vermelho-Escuro (LE), Latossolo Vermelho-Amarelo (LV) e Regossolos (R). As mais altas concentrações (aproximadamente $50 \text{ mmol}_c.\text{Kg}^{-1}$) foram encontradas somente em Terra Roxa Estruturada (TE). Valores de concentração intermediária ($10\text{-}30 \text{ mmol}_c.\text{Kg}^{-1}$) foram encontrados para os solos do tipo Litossolo (Li), Latossolo Roxo (LR), Podzolizado (P) e Podzólico Vermelho-Amarelo (PV).

Dentre as classes pedológicas principais encontradas na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, estão o Latossolos e os solos Podzólicos (LEPSCH, 1976; OLIVEIRA, 1979). Os tipos de solos encontrados na bacia do ribeirão do Pinhal são os Podzólicos Vermelhos Amarelos (PV) em 27,3% da área, os Latossolos Vermelhos Amarelos (LV) em 33,1% da área, os Latossolos Vermelho Escuros (LE) em 18,9% da área, Latossolos Roxos (LR) em

16,3% da área, os Litólicos (Li) em 2,8% da área, as Terras Roxas Estruturadas (TE) em 1,3% da área, e os Hidromórficos ou Gleissolos (Hi), em 0,4% da área (BRANDÃO, 2001; feito a partir de levantamento de solos do Instituto Agronômico de Campinas).

Os Latossolos são solos muito profundos (mais de 2 m de profundidade), de cor vermelha, alaranjada ou amarela, muito porosos, com textura variável, baixa capacidade de troca de cátions e fortemente intemperizados. Os teores de óxidos de ferro e alumínio são elevados. As características morfológicas mais marcantes são a grande profundidade, porosidade e pequena diferenciação entre horizontes, com transição gradual ou difusa e textura praticamente uniforme em profundidade. São destituídos de horizonte “B” de acúmulo de argila. São encontrados mais comumente nas regiões de clima tropical-úmido, sendo solos bastante envelhecidos, estáveis e intemperizados.

Os solos Podzólicos têm profundidade mediana (1,5 a 2 m), com perfis bem desenvolvidos, moderadamente a bem intemperizados, apresentando comumente diferenciação marcante entre os horizontes. Possuem um horizonte “B” vermelho a vermelho-amarelado, que mostra claramente a acumulação de argila translocada do horizonte “A” pela ação da água gravitativa. Ocorrem em regiões de florestas, de clima úmido, sendo mais encontrado no Brasil o Podzólico Vermelho-Amarelo, que freqüentemente ocorre associado ao Latossolo. Ocorre em situação de relevo mais acidentado que o Latossolo, além de possuir melhor fertilidade natural, sendo este grande grupo derivado de gnaisses e granitos.

4.3. Caracterização do reservatório da PCH Tatu

4.3.1. Morfometria

A maioria dos fenômenos limnológicos, como distribuição da biota e produtividade, está diretamente ligada às formas morfológicas da bacia hidrográfica. As medidas morfométricas são baseadas em mapas hidrográficos e, em geral, quanto maior o mapa, mais confiáveis são os dados morfométricos dele obtidos (LIND, 1979).

O reservatório da PCH Tatu está localizado na parte jusante da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, nas proximidades da confluência deste ribeirão com o rio Jaguari (Figuras 2 e 6). Ele está posicionado no vale do ribeirão do Pinhal (riverino), sendo este o seu principal tributário.

As isoietas de profundidade do reservatório foram traçadas a partir de informações obtidas em levantamento batimétrico feito pela Companhia Energética do Estado de São Paulo (CESP) em janeiro de 1986. As seções topobatimétricas utilizadas foram aquelas contidas nos documentos ES-GL-5089 (seção 1), ES-GL-5090 (seção 2), ES-GL-5091 (seção 3), ES-GL-5092 (seção 4), ES-GL-5093 (seção 5), ES-GL-5094 (seção 6) ES-GL-5095 (seção 7), com planta de situação em escala 1:10.000, H em escala 1:1000 e V em escala 1:100. A localização geográfica das seções foi obtida através da Folha SF-23-Y-A-V-1-SE-B do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo, Represa do Tatu, articulação 070/095, escala 1:10.000. As seções topobatimétricas feitas pela CESP se estendem da barragem até as coordenadas 23K, UTM 265000, 7494000. A partir da seção 7 - com base nas distâncias proporcionais das isoietas de 1, 2 e 3 m a cada margem do reservatório - estendeu-se estas isoietas até as coordenadas 23K, UTM 265500, 7494950, criando-se 10 novas seções. A profundidade máxima definida para estas 10 novas seções (<4m), foi baseada em medidas de campo feitas pelo CRHEA-USP em 29/set/2003. A partir das coordenadas 23K, UTM 265500, 7494950, definiu-se uma profundidade média de 1,25 m até as coordenadas 23K, UTM 265800, 7495750, trecho inicial do reservatório, onde passa a Rodovia SP-133. O mapa do reservatório contendo as isoietas de profundidade foi feito em escala 1:766,5.

O método preferido para o cálculo da área do reservatório é aquele do planímetro polar (LIND, 1979). Portanto, definidos os contornos nas profundidades de 1 a 7 metros, utilizou-se um planímetro digital - Tamaya Digital Planimeter, PLANIX 6, electronic roller - para o cálculo da área a cada profundidade (0 a 7m). Nestes cálculos o planímetro foi calibrado a partir de uma área de extensão conhecida no mapa.

Considerando as irregularidades do fundo de um lago, a melhor aproximação para o cálculo do seu volume total pode ser obtida pela soma dos volumes de segmentos cônicos (frustrum) que o compõem, sendo a superfície superior e inferior de cada frustrum iguais a

áreas de contorno de profundidades seqüenciais (LIND, 1979). De acordo com esta aproximação, as equações 8 e 9 representam a fórmula usada no cálculo do volume total do lago:

$$\text{Volume do lago} = \Sigma \text{Volumes dos frustrum} \quad (8)$$

$$\text{Volume do frustrum} = (h/3) * [a_1 + a_2 + (a_1 \cdot a_2)^{1/2}] \quad (9)$$

Sendo:

h = profundidade do frustrum

a₁ = área da superfície superior do frustrum

a₂ = área da superfície inferior do frustrum

4.3.2. Tempo de residência

O tempo de residência (τ) é o fator chave proposto para delimitação do comportamento do reservatório como rio ou lago. Durante o ano, em função dos eventos hidrológicos - alterações de vazão de água dos tributários decorrentes do regime de precipitação nas bacias de drenagem - ocorrem modificações nos τ . STRASKRABA (1999, citado por HENRY, 2004) considera que reservatórios com τ inferior a duas semanas são ecossistemas com comportamento similar ao de rios (alta renovação da água); aqueles com τ superior a duas semanas, porém menor que um ano, são ecossistemas com posição intermediária entre reservatório e lago; e aqueles com τ superior a um ano são ecossistemas com características bastante próximas a lacustres.

O tempo de residência teórico da água no reservatório (τ) foi calculado pela fórmula representada pela equação 10:

$$\tau = V_t / (Q * 86400) \quad (10)$$

Sendo:

τ = tempo de residência, em dias;

V_t = volume total do reservatório, em m^3 ;

Q = descarga final diária média, em $m^3 \cdot s^{-1}$.

Normalmente, a média anual do τ é usada nas comparações entre reservatórios.

4.3.3. Nível da água

A Central Geradora Hidrelétrica Ribeirão do Pinhal iniciou suas atividades de produção de energia elétrica entre final de outubro e início de novembro de 2003. Notou-se a partir daí uma instabilidade na altura da superfície da água, tanto à montante quanto à jusante da barragem do reservatório, resultado provável das manobras de operação da hidrelétrica. A Figura 7 mostra a média diária da altura da superfície da água no período de novembro de 2002 a maio de 2004 – note que para janeiro de 2003, época de transição de posse da hidrelétrica, não há dados de altura média disponíveis. A altura da superfície da água foi lida em réguas instaladas em ambos os lados da barragem, diariamente as 7 e 17 horas, por um operador da hidrelétrica. A existência de uma barragem subterrânea à jusante da barragem do reservatório, construída pela empresa Águas de Limeira para manter o nível do ribeirão do Pinhal adequado à captação de água antes do deságüe no rio Jaguari, pode ser notada no gráfico abaixo, durante o mês de fevereiro de 2003.

Com o início da operação da hidrelétrica, o fluxo de água que vertia por cima da barragem na saída do reservatório praticamente cessou, e somente na saída de fundo da barragem manteve-se um fluxo de água, afora aquele superficial direcionado às turbinas. A saída de fundo, localizada a aproximadamente 8 metros da saída da superfície, permaneceu semi-aberta durante todo o período, tendo passado por uma revisão mecânica antes do início de operação da hidrelétrica. Não há medida de vazão desta saída de fundo, porém estima-se que esta seja bem menor que a descarga superficial do reservatório. Estas mudanças certamente implicaram em alteração do ambiente lântico existente no reservatório do Tatu, porém a condução do experimento manteve-se da mesma maneira que anteriormente ao início de operação da hidrelétrica.

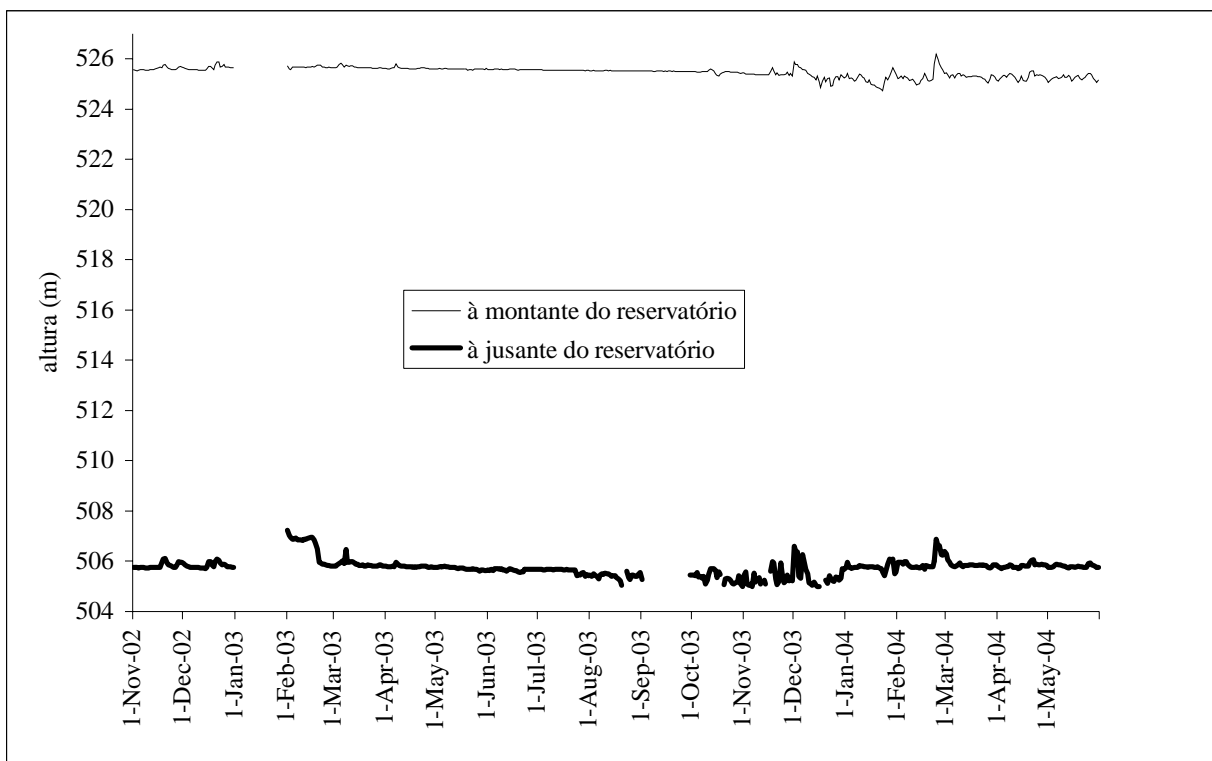


Figura 7. Média diária da altura da coluna de água à montante e à jusante da barragem do reservatório do Tatu – Fonte: ENGEPE

4.3.4. Levantamento do perfil

O levantamento do perfil do reservatório foi feito a partir de uma colaboração com o Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da USP, São Carlos-SP (CRHEA), que utilizou um barco com motor para medição de parâmetros e coleta de amostras de água em duas ocasiões, representando o período de seca, em 29/set/2003, e o período chuvoso, em 11/fev/2004.

A localização dos três pontos de coleta de amostras de água para o levantamento do perfil no reservatório do Tatu está detalhada a seguir, em coordenadas UTM:

1. Cabeceira: abaixo da linha de coordenada 7.495.000 m e entre as coordenadas 265.000 e 266.000 m, em área do início do reservatório, ainda na fase de rio, próximo à curva de nível de 525 m.
2. Meio: entre as coordenadas 7.493.000 e 7.494.000 m e entre as coordenadas 265.000 e 266.000 m, em direção ao sítio São Paulo (à esquerda do reservatório, no sentido foz do rio-barragem) e próximo a uma pequena entrada (porção mais ampla da região).
3. Barragem: em frente à barragem.

Foram coletadas também amostras de sedimento do fundo nos três pontos.

4.3.5. Porcentagem de mudanças observadas

As porcentagens de mudança ocorridas no reservatório do Tatu entre 24/out/2002 e 15/jan/2004, para os parâmetros T, condutividade, SS_{totais} e P_{total} , foram calculadas pela fórmula representada pela equação 11:

$$\% \text{ mudança} = [(x_{\text{entrada}} - x_{\text{saida}}) / x_{\text{entrada}}] * 100 \quad (11)$$

Sendo:

x_{entrada} = valor do parâmetro na entrada do reservatório;

x_{saida} = valor do parâmetro na saída do reservatório.

Verificou-se, para cada parâmetro, a existência de relação estatística entre as porcentagens de mudança observadas e o τ . Para o P_{total} , os dados de porcentagem de mudança e τ correspondentes foram ajustados a uma função exponencial negativa, para comparação com a equação 3 (item 3.2.1), sugerida por BENNDORF e PUTZ (1987) para uma estimativa aproximada da média anual de redução do P-orto.

4.3.6. Clorofila-*a*

O levantamento do perfil do reservatório incluiu análises de *Cl_a* em amostras coletadas nas duas campanhas realizadas pelo CRHEA (29/set/2003 e 11/fev/2004). Além disto, amostras coletadas pela equipe da FEAGRI no reservatório do Tatu em 15/set/2003, 30/set/2003 e 28/abr/2004 foram enviadas à CETESB para análise de clorofila-*a*. A CETESB requer amostras em duplicatas, e utiliza como metodologia de análise a norma técnica CETESB L5.306 – Determinação de Pigmentos Fotossintetizantes Clorofila-A, B e C e Feofitina-A.

4.3.7. Índice de Estado Trófico

As fórmulas utilizadas no cálculo do IET foram as representadas pelas equações 12, 13 e 14:

$$\text{IET (P}_{\text{total}}) = 10. \{6 - [\ln(80,32/\text{P}_{\text{total}})/\ln 2]\} \quad (12)$$

$$\text{IET (Cl}_a) = 10. \{6 - [(\ln 2,04 - 0,695 \cdot \ln \text{Cl}_a)/\ln 2]\} \quad (13)$$

$$\text{IET} = [\text{IET (P}_{\text{total}}) + \text{IET (Cl}_a)]/2 \quad (14)$$

Sendo:

P_{total} = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.l}^{-1}$

Cl_a = concentração de clorofila-*a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.l}^{-1}$

Ln = logaritmo natural

As médias geométricas das concentrações anuais foram utilizadas no cálculo do IET (P_{total}) e IET (Cl_a). A CETESB (24/10/2004) considera que, na ausência de dados de P_{total} ou clorofila-*a*, o IET anual pode ser considerado equivalente ao IET da variável disponível.

A CETESB (24/10/2004) adota, para a classificação deste índice, os seguintes estados de trofia: oligotrófico, eutrófico e hipereutrófico, cujos limites e características estão descritos na Tabela 7.

Tabela 7. Classificação do estado trófico, segundo o Índice de Carlson Modificado - Fonte: CETESB (24/10/2004)

| Estado trófico | Critério | Secchi (m) | P_{total} ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) | Cl_a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) |
|-----------------------|-----------------|-----------------------|---|--|
| Oligotrófico | IET \leq 44 | S \leq 1,6 | P _{total} \leq 26,5 | Cl _a \leq 3,8 |
| Mesotrófico | 44<IET=54 | 1,6>S=0,8 | 26,5< P _{total} =53 | 3,8< Cl _a =10,3 |
| Eutrófico | 54<IET=74 | 0,8>S=0,2 | 53< P _{total} =211,9 | 10,3< Cl _a =76,1 |
| Hipereutrófico | IET>74 | 0,2<S | 211,9< P _{total} | 76,1< Cl _a |

Classificar um corpo d'água como oligotrófico significa considerá-lo limpo, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água. Classificar um corpo d'água como mesotrófico significa considerá-lo como de produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos. Já a classificação como eutrófico significa considerá-lo de alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetado por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus usos múltiplos. Por fim, a classificação de um corpo d'água como hipereutrófico significa considerá-lo significativamente afetado pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado de seus usos, podendo inclusive estar associado a episódios de florações de algas e de mortandade de peixes e ter consequências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

5. Resultados e Discussão

Este item foi organizado em três partes, referentes àquelas descritas em Material e Métodos.

5.1. Estudo preliminar de cargas difusas de N e P na bacia hidrográfica do rio Jaguari

Nesta etapa inicial do trabalho, avaliou-se, preliminarmente, as contribuições difusas de N_{total} e P_{total} às águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Jaguari com seção de controle no posto fluviométrico 4D-001 do DAEE – Figura 2.

O valor médio da vazão medida no posto 4D-001, no período de 1996 a 2002, foi de $41,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Os valores médios das concentrações de N_{total} e P_{total} medidas no ponto JAGR02800, no mesmo período, foram de $1,684$ e $0,159 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, respectivamente. No caso do N_{total} , não se registrou concentrações mais altas que o teor máximo permitido pela Resolução CONAMA 20 ($10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ de nitrato) para o rio Jaguari. Porém, no caso do P_{total} , houve preponderância de concentrações acima do teor máximo estabelecido ($0,025 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ de P_{total}).

5.1.1. Cargas diárias de N_{total}

A carga diária de N_{total} transportada pelo rio Jaguari foi estimada pela relação polinomial $y = -0,0944x^2 + 107,44x$, com $R^2 = 0,8888$. Esse modelo, mostrado na Figura 8, foi construído a partir de dados de campo obtidos entre jan/1999 e set/2002. Na determinação do modelo, dois pontos extremos de concentração foram desconsiderados:

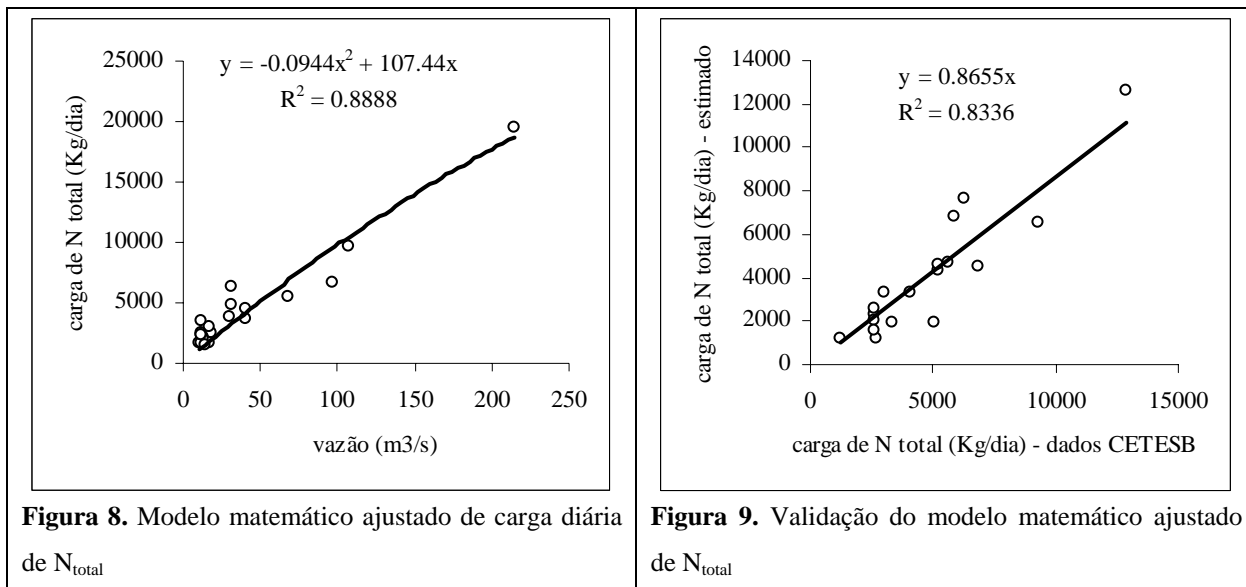
- Jan/2002, em que se observou a mais baixa concentração de N_{total} registrada de 1996 a 2002 - $0,35 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ - e uma vazão relativamente alta ($115,9 \text{ m}^3$);
- Mai/2002, em que se observou a mais alta concentração de N_{total} registrada de 1996 a 2002 - $4,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

A concentração de N_{total} variou entre $0,35$ e $4,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ no período de jan/1999 a set/2002, com média de $1,75 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$; as maiores concentrações foram observadas em época de

estiagem. A vazão variou entre 10,2 e 214,4 m³.s⁻¹, com média de 42,4 m³.s⁻¹; a sazonalidade da vazão seguiu aquela da precipitação.

A validação do modelo (Figura 9) foi feita com valores de carga de N_{total} calculados a partir de dados de campo obtidos entre jan/1996 e nov/1998. A análise de regressão mostrou que há uma correlação significativa entre os dados de campo e aqueles estimados com o uso da equação ajustada (p<0,05 para o coeficiente angular), com R² igual a 0,8336. Em uma primeira análise, verificou-se que o modelo apresenta uma tendência a subestimar as cargas de N_{total}. As maiores diferenças entre o valor de carga de N_{total} medida em campo e o valor estimado pelo modelo - acima de 40% em números absolutos - foram observadas quando se registraram as mais altas concentrações de N_{total} (>2 mg.l⁻¹).

A concentração de N_{total} variou entre 0,95 e 3,21 mg.l⁻¹ no período de jan/1996 e nov/1998, com média de 1,61 mg.l⁻¹; as maiores concentrações foram observadas em época de estiagem. A vazão variou entre 11 e 133 m³.s⁻¹, com média de 40 m³.s⁻¹; a sazonalidade da vazão seguiu aquela da precipitação.



O ajuste entre os valores de carga média diária de N_{total} observados e estimados ao longo do tempo foi muito bom (Figura 10), e visualmente pôde-se inferir que a carga média diária de N_{total} foi significativamente maior na época chuvosa, e que a carga difusa de N_{total} deve ter sido maior que a correspondente carga de base no período.

Avaliou-se, por fim, a dependência entre a magnitude das cargas de N_{total} e a magnitude das cargas de sólidos suspensos totais (SS_{totais}), por verificação da existência de relação estatística entre os dados de campo obtidos no período de jan/1996 a set/2002. Obteve-se R^2 igual a 0,5824 para a relação linear, o que mostrou que existe uma correlação entre as respectivas cargas, ou seja, existe dependência entre as cargas de N_{total} geradas na bacia e o escoamento superficial causado pelas precipitações pluviométricas.

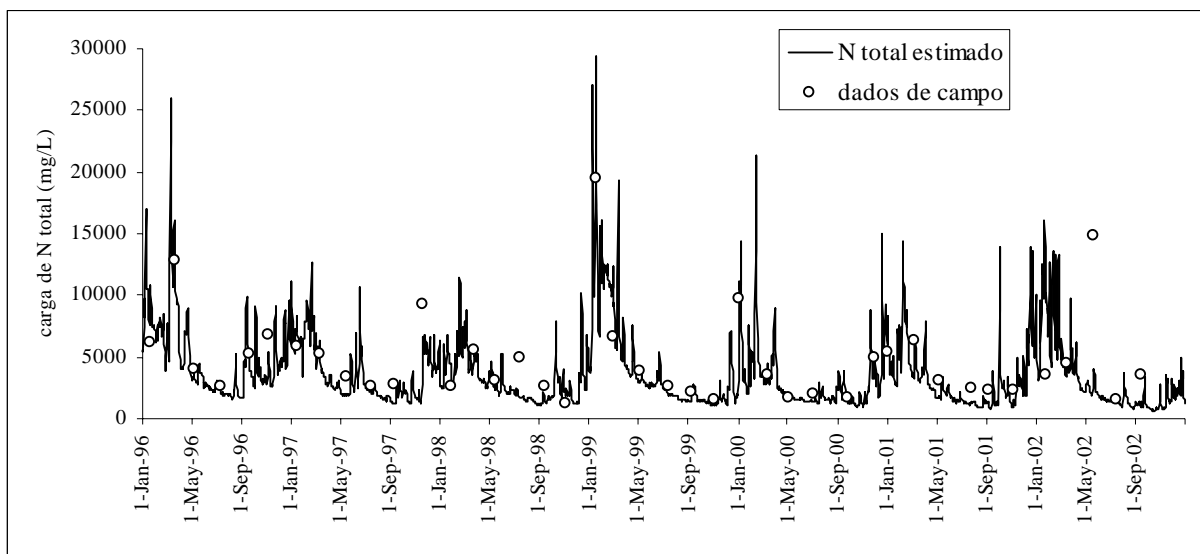


Figura 10. Carga média diária de N_{total} , valores observados e estimados

5.1.2. Cargas diárias de P_{total}

A carga diária de P_{total} transportada pelo rio Jaguari foi estimada pela relação polinomial $y=0,0932x^2 + 8,6294x$, com $R^2=0,9665$. Este modelo, mostrado na Figura 11, foi construído a partir de dados de campo obtidos entre jan/1999 e set/2002. Neste caso não houve desconsideração de pontos extremos na construção do modelo.

A concentração de P_{total} variou entre 0,008 e 0,539 mg.l^{-1} no período de jan/1999 e set/2002, com média de 0,188 mg.l^{-1} ; não se observou tendência entre o valor da concentração e a época de cheia ou estiagem. A validação do modelo (Figura 12) foi feita com valores de carga de P_{total} calculados a partir de dados de campo obtidos entre jan/1996 e nov/1998. A

análise de regressão - feita desconsiderando-se a carga referente à maior vazão registrada no período, $133 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ - mostrou que há uma correlação significativa entre os dados de campo e aqueles estimados com o uso da equação ajustada ($p < 0,05$ para o coeficiente angular), com R^2 igual a 0,6057. Em uma primeira análise, verificou-se que o modelo apresenta uma tendência a subestimar as cargas de P_{total} , como ocorrido com o N_{total} .

As maiores diferenças entre o valor de carga de P_{total} medida em campo e aquele estimado pelo modelo - acima de 42% em números absolutos - foram observadas nas datas em que se registraram as mais baixas concentrações de P_{total} ($< 0,45 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$), ou as mais altas vazões (76 e $133 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). A concentração de P_{total} variou entre $0,021$ e $0,239 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ no período de jan/1996 a nov/1998, com média de $0,121 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$; não se observou tendência entre o valor da concentração e a época de cheia ou estiagem.

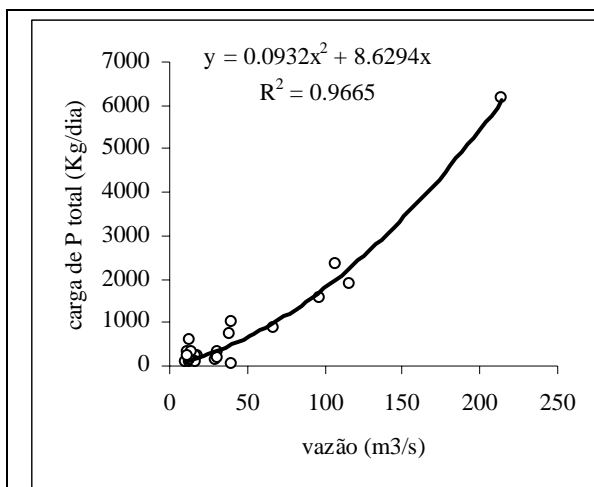


Figura 11. Modelo matemático ajustado de carga diária de P_{total}

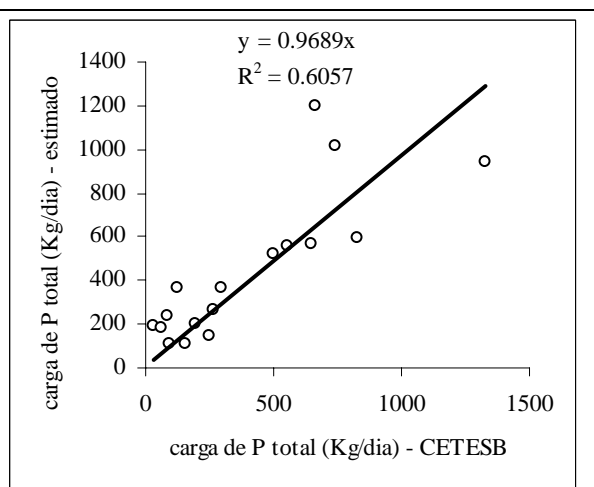


Figura 12. Validação do modelo matemático ajustado de P_{total}

O ajuste entre os valores de carga média diária de P_{total} observados e estimados ao longo do tempo foi muito bom (Figura 13), e visualmente pôde-se inferir que a carga média diária de P_{total} foi significativamente maior na época chuvosa, e que a carga difusa de P_{total} deve ter sido maior que a correspondente carga de base no período, como registrado também para o N_{total} .

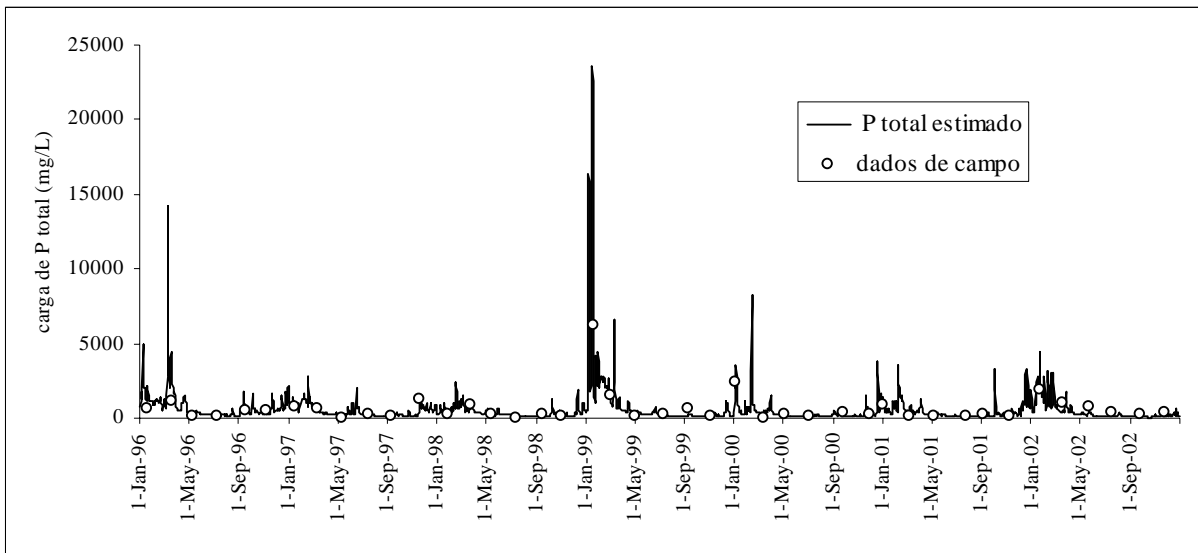


Figura 13. Carga média diária de P_{total} , valores observados e estimados

Avaliou-se por fim a dependência entre a magnitude das cargas de P_{total} e a magnitude das cargas de SS_{totais} , por verificação da existência de relação estatística entre os dados de campo obtidos no período de jan/1996 a set/2002. Obteve-se R^2 igual a 0,9461 para a relação linear, o que mostrou que existe uma forte correlação entre as respectivas cargas, ou seja, existe dependência entre as cargas de P_{total} geradas na bacia e o escoamento superficial causado pelas precipitações. A tendência de adsorção do fósforo às partículas do solo, em oposição à tendência de lixiviação do nitrato no solo, poderia explicar o resultado mais significativo obtido para o P_{total} , em relação ao N_{total} .

5.1.3. Contribuições pontuais de nutrientes na bacia do Jaguari

As cargas de base de N_{total} e P_{total} foram obtidas pelas médias das cargas diárias calculadas pelos modelos estatísticos para os meses de julho e agosto dos anos de 1996 a 2002.

A partir deste procedimento obteve-se, para N_{total} , uma carga média de base de 1706,5 $Kg.dia^{-1}$, e para P_{total} , uma carga média de base de 165,7 $Kg.dia^{-1}$. Para efeito de comparação, EIGER et al. (1999) obtiveram, para a bacia do rio do Peixe - de ocupação rural (esp.

pastagem), de área 5,7 vezes menor e população de cerca de 20 vezes menor - cargas de base para N_{total} e P_{total} iguais a 240 Kg.dia^{-1} e 12 Kg.dia^{-1} , respectivamente.

5.1.4. Contribuições difusas de nutrientes na bacia do Jaguari

A aplicação do modelo de carga diária de N_{total} entre jan/1996 e set/2002 mostrou que 31,8% da carga anual foram transportados nos meses de estiagem (abr-set), enquanto 68,2% foram transportados nos meses chuvosos (out-mar). No caso do P_{total} , 22,7% da carga anual foram transportados nos meses de estiagem, enquanto 77,3% o foram nos meses chuvosos. Estes dados demonstram a importância das cargas difusas de nutrientes na bacia do rio Jaguari. Ainda, a associação entre as cargas médias diárias de N_{total} e P_{total} medidas em campo, e as cargas de SS_{totais} correspondentes, mostraram que ambas devem ter o mesmo mecanismo gerador para as situações de cheia, conforme também observaram EIGER et al. (1999) para a bacia do rio do Peixe. Assim, assumiu-se que as contribuições difusas fossem geradas pelo escoamento superficial proveniente de áreas rurais, considerado uso e ocupação da área de estudo. As cargas difusas de N_{total} e P_{total} foram obtidas pela diferença entre as cargas diárias totais, calculadas pelos modelos para cada ano entre jan/1996 e set/2002, e as cargas médias de base (contribuições pontuais já apresentadas). Calculou-se, ainda, os coeficientes de exportação referentes às cargas difusas de origem rural. A Tabela 8 mostra estes resultados, obtidos ano a ano.

Observou-se, pela Tabela 8, a existência de uma forte correlação entre os dados de descarga total (no ponto 4D-001) e carga difusa rural (em %), tanto para N_{total} quanto para P_{total} . Em ambos os casos, observou-se uma tendência ao aumento da carga difusa total anual transportada com o aumento da descarga total anual, o que implicou em coeficientes de exportação mais altos para as maiores vazões totais anuais. A partir destes resultados do modelo matemático ajustado, calculou-se a razão entre a carga média anual de origem rural e urbana; para o N_{total} obteve-se uma razão de 1,3, e para o P_{total} , uma razão de 2,6. EIGER et al. (1999) estimaram as cargas potenciais urbanas de nutrientes existentes no esgoto doméstico da bacia do rio do Peixe e verificaram que estas foram cerca de dez vezes menores que as cargas difusas anuais estimadas por modelagem. As contribuições mais equilibradas obtidas na bacia

do Jaguari, tanto para N_{total} quanto para P_{total} , podem dever-se ao fato do número de habitantes da bacia do rio Jaguari ser cerca de 20 vezes maior que aquele da bacia do rio do Peixe.

Tabela 8. Cargas médias anuais pontuais e difusas ($N_{total} - P_{total}$)

| Ano | Volume total | Carga pontual | Carga difusa | Carga total | Carga difusa | Coefficientes |
|--------------|------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------|---|
| | (4D-001) | urbana* | rural | | rural | Exp. rural |
| | (10^9 m^3) | (ton.ano^{-1}) | (ton.ano^{-1}) | (ton.ano^{-1}) | %tot.anual | ($\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) |
| | | N - P | N - P | N - P | N - P | N - P |
| 1996 | 1,60 | 624,4 - 60,6 | 1261,1 - 243 | 1885,5 - 303,6 | 66,9 - 80,0 | 3,8 - 0,7 |
| 1997 | 1,11 | 608,6 - 58,8 | 716,6 - 111,5 | 1325,2 - 170,3 | 54,1 - 65,5 | 2,2 - 0,3 |
| 1998 | 0,95 | 598,7 - 57,7 | 538,3 - 79,4 | 1137,0 - 137,1 | 47,3 - 57,9 | 1,6 - 0,2 |
| 1999 | 1,46 | 592,3 - 56,9 | 1031,2 - 283,3 | 1623,5 - 340,2 | 63,5 - 83,3 | 3,1 - 0,9 |
| 2000 | 0,97 | 585,4 - 56,1 | 553,6 - 104,0 | 1139,0 - 160,1 | 48,6 - 65,0 | 1,6 - 0,3 |
| 2001 | 0,99 | 567,3 - 54,3 | 606,3 - 102,5 | 1173,6 - 156,8 | 51,7 - 65,4 | 1,8 - 0,3 |
| 2002 | 0,99 | 542,0 - 51,6 | 621,9 - 113,4 | 1163,9 - 165,0 | 53,4 - 68,7 | 1,9 - 0,3 |
| Média | 1,15 | 588,4 - 56,6 | 761,3 - 148,2 | 1349,7 - 204,7 | 55,1 - 69,4 | 2,3 - 0,4 |

* ou média da carga de base

Ressalta-se porém que, em números absolutos, EIGER et al. (1999) obtiveram uma carga difusa anual para o N_{total} de 752 ton., equivalente portanto àquela aqui obtida, produzida contudo em uma área 5,7 vezes menor. No caso do P_{total} , a carga obtida por EIGER et al. (1999), de 42,6 ton. anuais, foi 3,5 vezes menor que aquela obtida no rio Jaguari. Partindo destes altos valores, EIGER et al. (1999) calcularam as cargas difusas específicas para N_{total} e P_{total} , obtendo 12,7 e 0,7 $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, respectivamente, enquanto as obtidas neste estudo foram iguais a 2,3 e 0,4 $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, respectivamente. DIOGO et al. (2003) compilaram taxas de exportação de N_{total} e P_{total} por carga difusa para diferentes classes de uso do solo, a saber: 5 e 1 $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para áreas agrícolas com culturas anuais, 3,9 e 0,7 $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para áreas agrícolas heterogêneas, 2,7 e 0,3 $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para áreas agrícolas com culturas permanentes ou zonas com vegetação arbustiva ou herbácea, 2 e 1 $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para florestas

e 1,5 e 0,9 Kg.ha⁻¹.ano⁻¹ para pastagens. KALFF (2002) compilou valores típicos de coeficientes de exportação de N_{total} e P_{total} e apresentou, para bacias ocupadas por agricultura em países de clima temperado, valores de 6,6 e 0,2 Kg.ha⁻¹.ano⁻¹, com intervalo de variação de 5-10 e 0,05-0,5, respectivamente.

Os coeficientes obtidos neste estudo foram próximos àqueles apresentados por DIOGO et al. (2003) para áreas agrícolas com culturas permanentes ou zonas com vegetação arbustiva ou herbácea; no caso do N_{total}, o coeficiente obtido neste estudo foi um pouco menor, e no caso do P_{total}, foi equivante. Estes coeficientes foram calculados para uma área total de 3.394 Km² - dos quais 62,7% se situam em território paulista e o restante em Minas Gerais – sendo os principais usos pastagem e campos antrópicos.

5.1.5. Relação N_{total}/P_{total}

Partindo-se dos modelos matemáticos ajustados de cargas diárias de N_{total} e P_{total} obtidos, estimou-se a variação temporal da relação N_{total}/P_{total} molar. O valor médio estimado para a relação N_{total}/P_{total}, foi igual a 20 (variando entre 6,7 e 24,6), enquanto os dados de campo produziram um valor médio de 29 (variando entre 4,1 e 76,1). No cálculo do valor médio de campo, desconsiderou-se 3 situações nas quais os valores extremos de um nutriente não foram acompanhados por valor extremo do outro – vale comentar que os casos de concentração muito baixa de P dificilmente condizem com as atuais condições de degradação ambiental do rio Jaguari. KALFF (2002) apresentou uma relação N_{total}/P_{total} molar típica de 29 para as bacias ocupadas por agricultura em clima temperado, valor coincidente com a média dos dados de campo obtida neste estudo. A variação temporal da relação N_{total}/P_{total} mostrou uma tendência de aumento em períodos secos, conforme já haviam observado EIGER et al. (1999) para o rio do Peixe.

Por fim, a definição do nutriente limitante deste sistema foi feita considerando-se duas referências, a saber: (1) SALAS e MARTINO (2001), que estabeleceram que uma relação N_{total}/P_{total} molar maior que 20 (ou mássica maior que 9) indica limitação por P em lagos tropicais; (2) KALFF (2002), que afirma que uma razão N_{total}/P_{total} de suprimento molar maior que 16 reflete limitação por P, e uma razão de suprimento molar menor que 10 reflete

limitação por N, enquanto valores intermediários indicam um crescimento aproximadamente balanceado. Portanto, se existe um nutriente limitante para o crescimento do fitoplâncton na bacia do rio Jaguari, ele deve ser o P, o que coincide com o caso estudado por EIGER et al (1999).

5.2. Fluxo de P na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

Na segunda parte do trabalho, estimou-se a quantidade de P aplicada ao solo como fertilizante na área de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal com seção de controle na barragem do reservatório da PCH Tatu, procedeu-se o cálculo da carga anual de P_{total} e SS_{totais} transportados, inferiu-se sobre a carga difusa de P_{total} e estimou-se o fluxo anual de P na bacia.

5.2.1. A área de estudo

A região de Limeira, berço da citricultura paulista, já foi considerada o maior centro produtor de mudas – especialmente de frutas cítricas – da América Latina (BRANDÃO, 2001). Porém, de 1999 em diante muitos pomares de citros foram removidos, em consequência da proibição de produção de mudas de citros fora de estufas, e do custo proibitivo destas para muitos produtores da bacia. Entretanto, ao se percorrer a bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal ainda se observa entrepostos de vendas de mudas de frutíferas em geral.

A delimitação da bacia hidrográfica de estudo - com secção de controle na barragem do reservatório da PCH Tatu, bem próximo ao deságüe do ribeirão do Pinhal no rio Jaguari – foi feita manualmente, utilizando-se cartas topográficas do IBGE, escala 1:50.000, Folhas de Araras, Conchal, Cosmópolis e Limeira. Baseando-se nos pontos de coleta definidos para este estudo - ribeirão do Pinhal na Fazenda do Pinhal (1) e no Sítio Palmeiras (F), ribeirão dos Pires (G), entrada do reservatório (E) e saída do reservatório (ponto D) - dividiu-se a área da bacia nas seguintes sub-bacias: Ribeirão Pinhal e Tabajara; Ribeirão dos Pires; Junção dos ribeirões e Reservatório do Tatu. A Figura 14 mostra a delimitação das áreas das sub-bacias.



Figura 14. Sub-bacias componentes da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

As medidas de área foram realizadas com o auxílio de um planímetro digital (Tamaya, PLANIX 6, electronic roller), e a integração das áreas está mostrada na Tabela 9.

Tabela 9. Área das sub-bacias componentes da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, em Km²

| Ribeirão do Pinhal e Tabajara (sub-bacia 1) | Ribeirão dos Pires (sub-bacia 2) | Junção dos ribeirões (sub-bacia 3) | Reservatório do Tatu (sub-bacia 4) | soma das sub-bacias |
|---|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|---------------------|
| 239,8 | 47 | 3,5 | 11,1 | 301,4 |

5.2.2. Caracterização da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

(a) Dinâmica de uso e ocupação

Um projeto com a extensão deste aqui tratado, em que o “objeto” estudado –bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal – é peculiarmente dinâmico e complexo, tendo evolução dependente de fatores desconectados (como por exemplo, lei da proibição de produção de mudas de cítricos fora de estufas e necessidade de geração de mais energia elétrica no país), bem como de fatores inter-relacionados (como por exemplo lei de zoneamento do município de Limeira e proteção de manancial de abastecimento de água do município), deveria ser analisado, na medida do possível, considerando-se o contexto histórico, cultural e econômico em que se insere.

Em setembro de 2001, início deste projeto, a PCH Tatu pertencia à AES - empresa multinacional norte-americana - que a havia adquirido da Companhia Energética de São Paulo (CESP), como também havia adquirido vários outros empreendimentos ligados ao setor de produção de energia no país, por ocasião da privatização. A AES não investiu nas instalações da hidrelétrica, mantendo-a desativada como na época de sua aquisição. Em 1º de fevereiro de 2003, a posse da PCH Tatu foi novamente transferida, desta vez para a Companhia Energética Salto do Lobo – ENGEPE, que passou a denominá-la Central Geradora Hidrelétrica Ribeirão do Pinhal. A partir de então as instalações da hidrelétrica foram rapidamente reformuladas e

modernizadas, e a produção de energia elétrica teve início em outubro de 2003 – a capacidade de produção de energia instalada hoje é de 1,2 MW (Figura 15).

Além da instalação da hidrelétrica próxima à foz do ribeirão do Pinhal, na sua desembocadura no Rio Jaguari encontram-se as instalações da concessionária “Águas de Limeira”, que faz ali a captação de água para abastecimento do município (Figura 15). Esta concessionária, controlada pelo grupo francês Suez e pelo grupo brasileiro Odebrecht, é responsável pelo abastecimento e tratamento de esgoto em Limeira desde 1995, sendo a primeira empresa privada do país a assumir o serviço de água de uma cidade – são 76.744 ligações para o abastecimento de uma população de 250 mil pessoas. O faturamento da “Águas de Limeira” previsto para 2003 é de 40 milhões de reais (FOLHA DE SÃO PAULO, 10/07/2003).

A princípio, a captação de água para abastecimento do município seria feita pela concessionária no rio Jaguari, e o ribeirão do Pinhal serviria somente como um manancial alternativo. Porém, por razões diversas, entre elas a qualidade da água do rio Jaguari, o ribeirão do Pinhal hoje não mais se classifica como um manancial alternativo, havendo uma forte dependência de suas águas para o abastecimento do município. Existe, inclusive, uma barragem subterrânea no ribeirão do Pinhal, feita pela concessionária de modo a aumentar o nível da água e facilitar a captação – principalmente em períodos de escassez - dificultando assim a medição do fluxo para cálculo da vazão à jusante da hidrelétrica. Por causa da importância do ribeirão do Pinhal como manancial efetivo de abastecimento, o desenvolvimento urbano e a expansão de Limeira estão sendo direcionados a outras regiões, e há aí uma limitação à implantação de indústrias e assentamentos urbanos, pela lei de zoneamento do município (Lei Municipal de Uso do Solo).

De acordo com o Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, divulgado pela CETESB em 2003 (CETESB, 22/10/2004), o município de Limeira é abastecido pela empresa Águas de Limeira, que capta água em locais correspondentes a dois pontos da rede de monitoramento da CETESB: JAGR02300 (captação média anual de 671,3 l.s⁻¹) e PIAL02900 (informação sobre volume de captação indisponível para este novo ponto da rede de monitoramento).

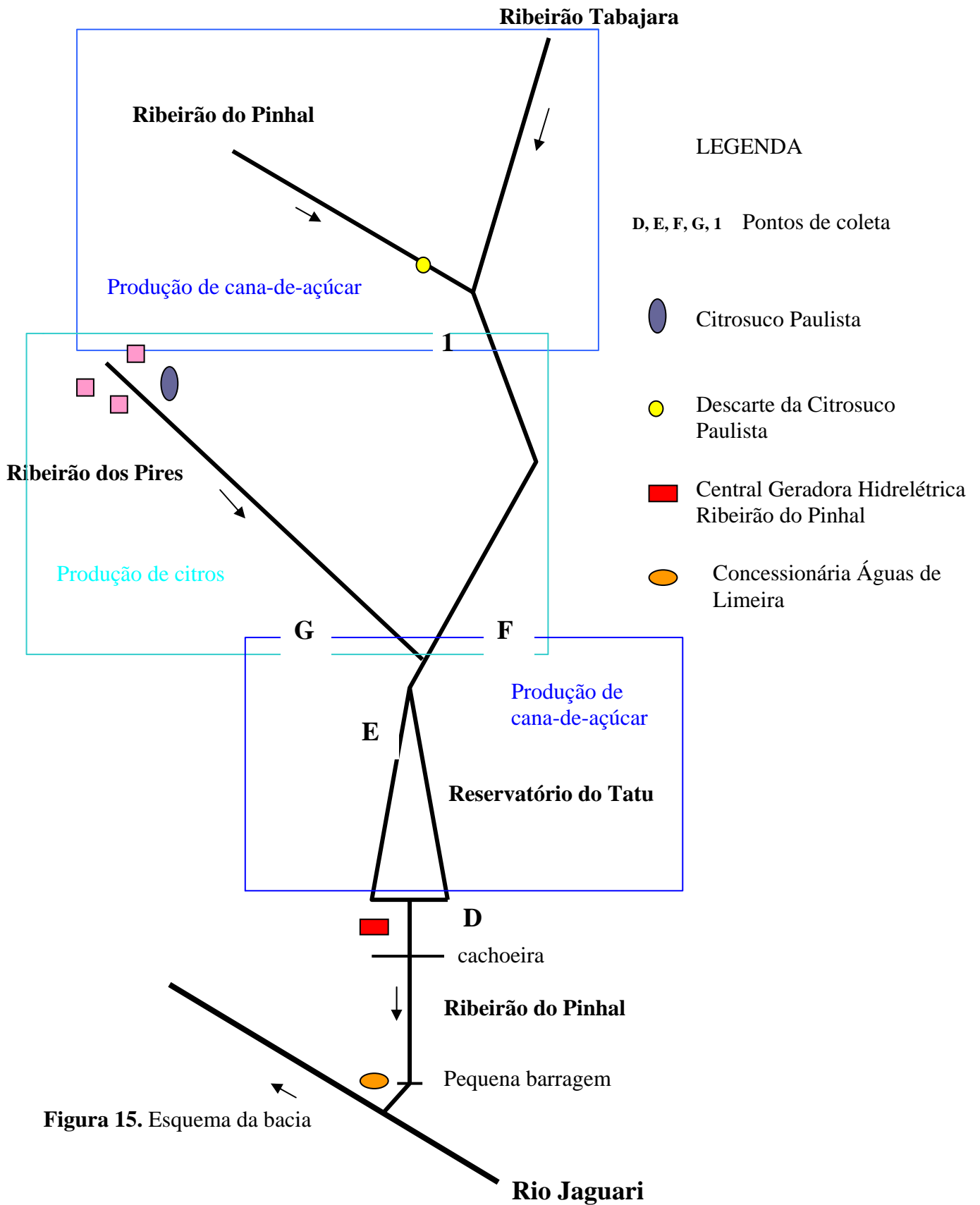


Figura 15. Esquema da bacia

O ribeirão do Pinhal está enquadrado hoje como um rio de classe 2 pela CETESB. Limeira está entre os 25 municípios participantes do Comitê Estadual da Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá que aderiu ao plano de Gestão Municipal dos Recursos Hídricos.

A bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal é composta por três ribeirões principais: do Pinhal, dos Pires e Tabajara. O Ribeirão Tabajara é o que apresenta hoje a água de melhor qualidade entre todos. Há, porém, duas situações críticas com relação à manutenção da qualidade das águas da bacia. Uma delas é a presença da indústria Citrosuco, instalada na cabeceira do ribeirão dos Pires. A carga difusa da Citrosuco atinge o ribeirão dos Pires, enquanto que o esgoto industrial é tratado e recalcado até o ribeirão do Pinhal, onde é lançado (Figura 15). A outra situação é a urbanização no entorno da cabeceira do ribeirão dos Pires. Há o bairro Jardim Nova Limeira, onde estima-se que residam 1.000 habitantes, e o bairro Egisto Raigazzi, que inclui o Shopping Center de Limeira e um mini centro industrial. Os dois bairros têm seu esgoto doméstico revertido para uma bacia adjacente, a bacia hidrográfica do ribeirão do Tatu – as duas elevatórias de esgoto foram construídas por causa da Lei Municipal de Uso do Solo.

A bacia hidrográfica do ribeirão dos Pires é ocupada por citros, e em muitos casos há a prática de agricultura não conservacionista. Além disto, há loteamentos clandestinos em locais proibidos ao longo da bacia, e chácaras de 1.000 metros que dispõem os esgotos domésticos em fossas. Há propostas de regeneração da mata ciliar do ribeirão dos Pires, porém o município está trabalhando para regularizar a situação de proprietários que têm suas áreas integralmente localizadas na faixa de regeneração (30 m para as margens do ribeirão e um raio de 50 m para nascentes).

No ribeirão do Pinhal praticamente não há mais mata ciliar, porém as usinas já têm um compromisso de regeneração a longo prazo (10-15 anos) com o Departamento de Recursos Naturais do Estado de São Paulo (DPRN). De acordo com o código Florestal, o ribeirão do Pinhal deve ter 30 m de mata ciliar em suas margens e um raio de 50 m de mata ciliar em torno das nascentes. De acordo com STRADIOTTO e VIEIRA (2002), existe hoje um déficit

de 800.000 mudas na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal – cálculo para uma faixa de 30 metros de mata ciliar nas laterais dos ribeirões.

A bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal tem extensão total de 30.300 ha (BRANDÃO, 2001), dos quais 30.141 ha compõem a bacia aqui estudada (Tabela 9). A distribuição de porcentagens determinada por BRANDÃO (2001) para o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal foi aplicada à área de estudo, e a Tabela 10 mostra as áreas ocupadas pelas principais culturas da região.

Tabela 10. Áreas ocupadas pelas principais culturas na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

| Uso e ocupação | % área | Área (Km ²) | Área (ha) |
|-----------------------|--------|----------------------------|--------------|
| Cana-de-açúcar | 44,6 | 134 | 13443 |
| citros | 42,7 | 129 | 12870 |
| mata | 5,7 | 17 | 1718 |
| pastagem | 4,5 | 14 | 1356 |
| outras | 2,5 | 8 | 754 |
| Total | 100 | 301 | 30141 |

Fonte: adaptado de BRANDÃO (2001)

Devido aos altos custos envolvidos em monitoramento ambiental de um modo geral, aos poucos dados disponibilizados por órgãos governamentais de controle ambiental (tanto em termos de variação espacial como temporal) e ao tempo disponível para se realizar este extenso estudo, solicitou-se aos órgãos privados entrevistados a disponibilização de variáveis ambientais por eles monitoradas. Estes órgãos privados, que fazem parte da dinâmica da bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal – a saber Companhia Energética Salto do Lobo – ENGEP, Águas de Limeira e Usina Açucareira Estér - e que monitoram variáveis climáticas e/ou de qualidade de água, cederam dados para desenvolvimento deste trabalho, os quais foram referenciados e analisados conjuntamente com os resultados aqui obtidos.

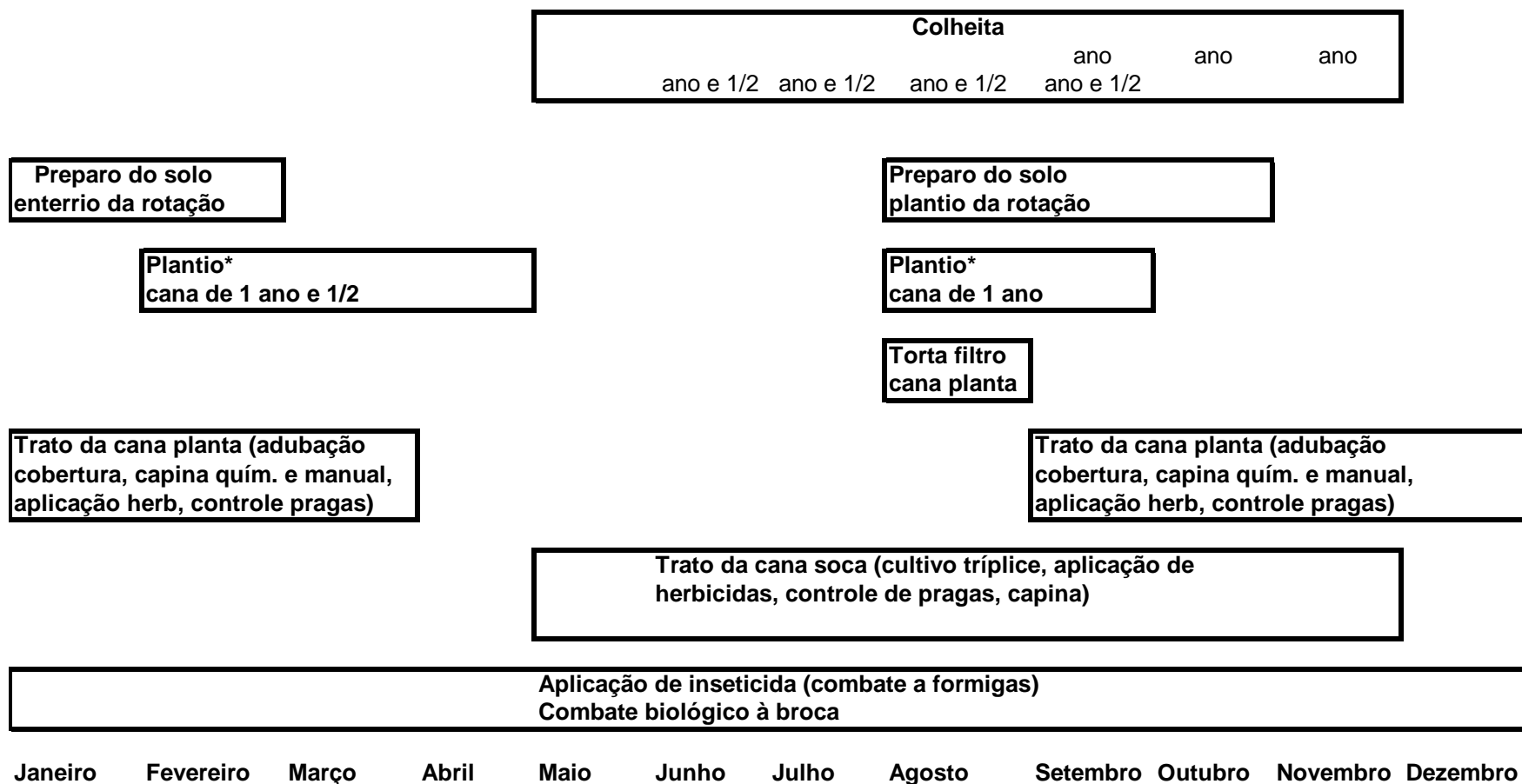
(b) P aplicado ao solo

A quantidade de P aplicada ao solo anualmente como fertilizante na área de drenagem da bacia em estudo foi estimada a partir das informações obtidas nas entrevistas.

As culturas de cana-de-açúcar e citros ocupam, juntas, 87,3% da área da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal – a primeira responde por 44,6% da área, e a segunda, por 42,7%; o restante é ocupado por mata (5,7%), pastagem (4,5%) e outras culturas (2,5%). Para o completo entendimento dos ciclos das duas principais culturas, elaborou-se fluxogramas de implantação das lavouras e tratos culturais da cana-de-açúcar e da laranja (Figuras 4 e 5 dos DOCUMENTOS ANEXOS, respectivamente), com base em INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS (1997). Partindo-se destes fluxogramas e de informações obtidas nas entrevistas, traçaram-se calendários anuais referentes às culturas de cana-de-açúcar e laranja na região (Figuras 16 e 17, respectivamente).

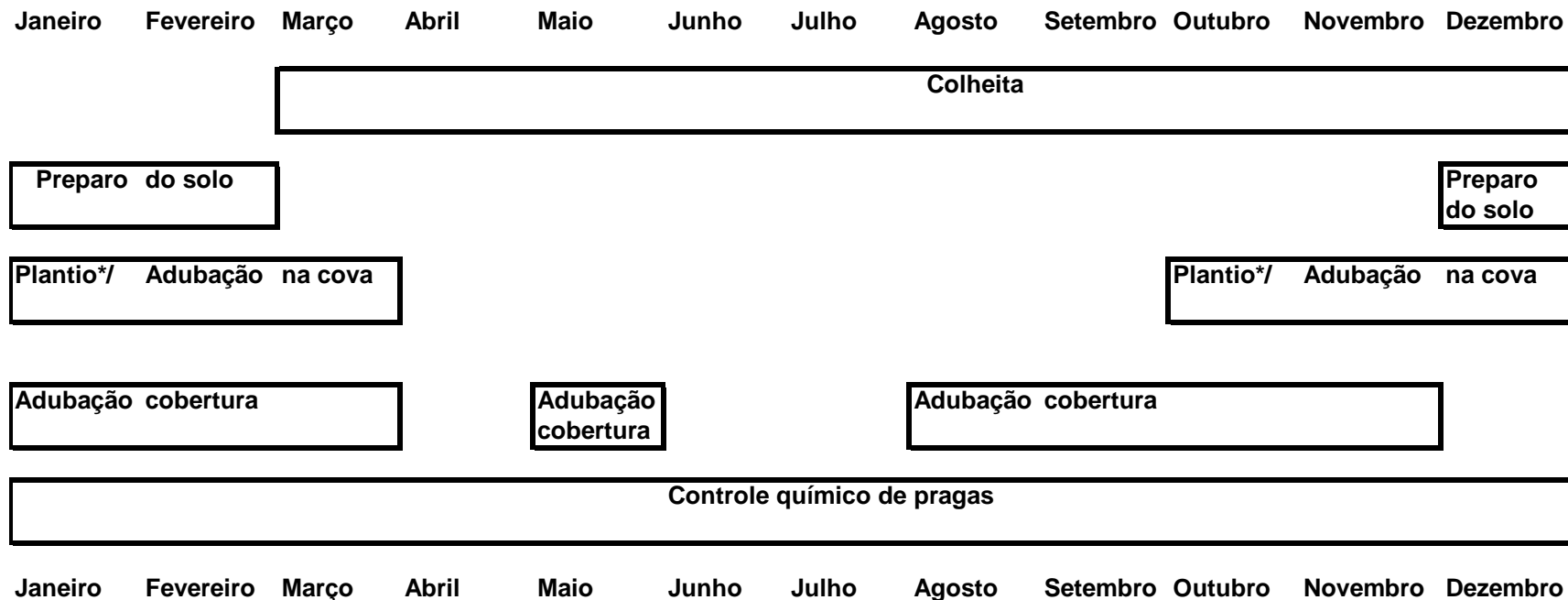
O objetivo primordial de se fazer as entrevistas foi obter uma estimativa da quantidade de P aplicada ao solo, considerando como fontes os fertilizantes, os pesticidas organofosforados e o composto animal aplicado às culturas nos 30.141 ha da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal. Porém, as entrevistas revelaram que não há produção intensiva de composto animal e nem aplicação significativa de composto nas culturas produzidas na bacia. Portanto, esta fonte foi desconsiderada como contribuinte à carga anual de P aplicada ao solo - a CETESB de Limeira, que atua em todos os empreendimentos pecuários da área (granjas e criações de suínos e bovinos), foi um dos órgãos consultados a este respeito. Em relação à aplicação de pesticidas organofosforados, esta ocorre, na maioria dos casos, se há o ataque da praga, não sendo normalmente preventiva. Decidiu-se, portanto, pela não consideração desta fonte de P no cálculo da carga aplicada na bacia, pela incerteza nas dosagens, e principalmente pelas baixas concentrações de P nas formulações eventualmente aplicadas às principais culturas.

Janeiro Fevereiro Março Abril Maio Junho Julho Agosto Setembro Outubro Novembro Dezembro



* considerou-se como área de renovação 20% da área total; 70% da cana plantada é de 1 ano e 1/2, e 30% é de 1 ano.

Figura 16. Calendário da cultura de cana-de-açúcar



* considerar-se-á como área de plantio 20% da área total de produção de laranja, ou 2587,4 ha; porém, se houver irrigação pode-se plantar o ano todo.

** primeiro ano, adubação em 4 parcelas: aos 30 dias após o plantio, aos 75 dias, aos 120 dias e aos 165 dias.

*** Março/junho: Lima, Piralima; abril/ago: Hamlin, Baianinha, Westin, Barão, Baia; julho/dez: Valência.

Figura 17. Calendário da cultura de laranja

O cálculo da quantidade de P aplicada ao solo como fertilizante nas culturas de cana-de-açúcar e laranja está mostrado nas Tabelas 11 e 12. Entrevistas com técnicos das seguintes instituições subsidiaram este cálculo: CATI-Limeira (entrevista 1), CETESB-Limeira (entrevista 2), Coopercitrus (entrevista 3), Departamento de Recursos Hídricos da Prefeitura de Limeira (entrevista 4), Qualicitrus (entrevista 5), associação Potafos (entrevista 6) e Usina Açucareira Estér (entrevista 7); além de consulta ao Boletim nº100 elaborado por INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS (1997). Os cálculos foram executados a partir de informações de aplicações médias anuais de fertilizante na área, desconsiderando-se resultados de análises de solos e consequentes recomendações específicas de complementação de nutrientes, uma vez que as análises de solo não são regularmente realizadas pelos proprietários na região. As Tabelas 11 e 12 mostram também a dosagem de pesticidas organofosforados eventualmente aplicados, mas sua contribuição não foi considerada nos cálculos de quantidade total de P aplicada.

Todas as conversões entre P, P_2O_5 e PO_4^{3-} foram feitas de acordo com fatores de conversão apresentados no *Manual Internacional de Fertilidade do Solo* (Tabela 7 dos DOCUMENTOS ANEXOS). Os resultados obtidos em toneladas de P aplicado à área total de produção em um ano variaram mais para a laranja – entre 220 e 830,39 tonP.ano⁻¹ – do que para a cana-de-açúcar – entre 105,6 e 264,01 ton P.ano⁻¹. Os dados médios obtidos foram apresentados e discutidos com vários especialistas em agronomia, adubação e P (CRESTE, 2004; KORNDORFER, 2004; MALAVOLTA, 2004; SIQUEIRA, 2004; SÁ, 2004), além de serem comparados com dados da literatura científica especializada (INFORMAÇÕES AGRONÔMICAS, 2003), passando por uma análise crítica antes de serem aqui empregados nas estimativas médias finais da carga anual de P aplicada ao solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal.

Tabela 11. Cálculo da quantidade de P aplicado à cana-de-açúcar em um ano

| Fonte | Plantio | Adubação de cobertura | Controle de ervas, pragas e doenças | Total em P2O5 (ton/ano) | Espec. P2O5 (Kg/ha.ano) | Total em P (ton/ano) | Espec. P (Kg/ha.ano) |
|------------------------------------|--|--|--|-------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|
| B.100/200 | 60-120Kg/ha 241974 | | | 241,97 | 18,00 | 105,60 | 7,86 |
| Usina Estér entrevista 7 | 120 Kg/ha 322632 | 75Kg P2O5/ha (torta de filtro) 201645 | | 524,28 | 39,00 | 228,81 | 17,02 |
| Coopercitrus enrevista 3 | 125 Kg P₂O₅/ha 336075 | 25 Kg P₂O₅/ha 268860 | Supracid: 2,5l/ha Counter: 60 Kg/ha.ano | 604,94 | 45,00 | 264,01 | 19,64 |

OBSERVAÇÕES:

- 1) 20% da área total são considerados área de plantio (ha): 2688,6
- 2) área total de produção cobre 44,6% da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal (ha): 13443
- 3)Exportação de P (intervalo): 25-30 Kg P2O5/ha
- 4)Exportação média de P: 12,0 Kg P/ha
27,5 Kg P2O5/ha
36,8 Kg PO4/ha
- 5)Exportação total pela colheita/ano: 123,68 ton P
283,42 ton P2O5
379,27 tonPO4
OBS: incluída a área de plantio;
considerada a variedade da cana (ciclo de 1 ou 1,5 anos).
- 6)Total aplicado (intervalo): 228,81 a 264,01 ton P/ano
524,28 a 604,94 ton P2O5/ano
701,55 a 809,48 ton PO4/ano
- 7)Aplicação específica média: 18,3 Kg P/ha.ano
42,0 Kg P2O5/ha.ano
56,2 KgPO4/ha.ano

* considerou-se como área de renovação 20% da área total; 70% da cana plantada é de 1 ano e 1/2, e 30% é de 1 ano.

Tabela 12. Cálculo da quantidade de P aplicado à laranja em um ano

| Fonte | Plantio (Kg P2O5) | Adubação cobertura (Kg P2O5) | Controle de ervas, pragas e doenças | Total em P2O5 (ton/ano) | Espec. P2O5 (Kg/ha.ano) | Total em P (ton/ano) | Espec. P (Kg/ha.ano) |
|---------------------------------------|--|-------------------------------------|--|----------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| B.100/200 | 80 g P2O5/cova 43243,2 | 30, 40, 50, 54,6 Kg/ha 460848,96 | | 504,09 | 39,17 | 220,00 | 17,09 |
| Qualicitrus entrevista 5 | 80-100 g P2O5/pé 48648,6 | Supersimples ou Yoorin (dose?) | Phytus K super Tamaron | incompleto | incompleto | incompleto | incompleto |
| CATI entrevista 1 | 50-60 Kg/ano. ha ou 100-120 g P205/pé 141570 | 40-50 Kg/ano. ha 463320 | | 604,89 | 47,00 | 263,99 | 20,51 |
| Coopercitrus entrevista 3 | | 184,8 Kg P2O5/ha. ano 1902700,8 | Perfection:2l/ha.ano Cefanol:3Kg/ha.ano Ofunak:2,5l/ha.ano | 1902,70 | 147,84 | 830,39 | 64,52 |
| (UNOESTE) J.E. Creste (Potafos) | | | | 772,2 | 60,00 | 337,01 | 26,19 |

OBSERVAÇÕES:

- 1) 20% da área total são considerados área de plantio (ha): 2574
- 2) Área total de produção igual a 42,7% da sub-bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal (ha): 12870
- 3) A Coopercitrus não considera o P aplicado no plantio, por estar aplicado muito profundamente no solo.
- 4) B100/200 e Qualicitrus consideram de 200 a 220 plantas/ha; CATI e Coopercitrus consideram 350 plantas/ha.
- 5) O P proveniente de pesticidas organofosforados não entrou nos cálculos por significar muito pouco em relação às quantias aplicadas como fertilizante.
- 6) Os pesticidas organofosforados são mais usados no período de seca, por serem mais susceptíveis à chuva (são arrastados).
- 7) Exportação de P: 5,81 Kg P/ha (Fonte: INFORMAÇÕES AGRONÔMICAS, 2003)
13,3 Kg P2O5/ha
17,8 Kg PO4/ha
- 8) Exportação total pela colheita/ano: 59,82 ton P OBS: excluída a área de plantio.
137,07 ton P2O5
183,42 ton PO4
- 9) Total aplicado (intervalo): 220 a 830,39 ton P/ano
504,09 a 1902,70 ton P2O5/ano
674,53 a 2546,04 ton PO4/ano
- 10) Aplicação específica média: 32,1 Kg P/ha.ano
73,5 Kg P2O5/ha.ano
98,35 Kg PO4/ha.ano

Em relação às áreas de pastagens, que ocupam 1.356 ha ou 4,5% do total, não foram consideradas aí aplicações de fertilizantes. No caso das áreas classificadas por BRANDÃO (2001) como de “outras culturas” (754 ha ou 2,5% da área), foram considerados dados médios de quantidade de fertilizantes aplicados a culturas anuais (tipo milho, mandioca, soja), na faixa de 60 a 70 Kg P/ha (INFORMAÇÕES AGRONÔMICAS, 2003). Portanto, nas áreas de “outras culturas”, a quantidade estimada de carga anual de P aplicada ao solo foi de 49010 Kg ou 49 ton. Considerou-se que a quantidade aproximada de nutrientes retirados do solo (exportação pela biomassa) para produzir uma tonelada de grãos (milho e soja) variou entre 13 e 24 KgP₂O₅.ha⁻¹ ou 17,4 e 32,1 KgPO₄³⁻.ha⁻¹ ou 5,7 e 10,5 KgP.ha⁻¹ (GODERT, 1995).

A Tabela 13 resume estes dados, mostrando os valores médios do fluxo de P nas principais culturas da bacia do ribeirão do Pinhal, entre fev/2003 e fev/2004.

CARPENTER et al (1998) divulgou um balanço de fósforo na agricultura nos Estados Unidos, em apresenta os seguintes dados médios: 39 KgP.ha⁻¹.ano⁻¹ aplicados como fertilizante e 5 KgP.ha⁻¹.ano⁻¹ exportados pela biomassa. Estes valores médios se aproximam daqueles aqui obtidos para a cultura de laranja, produzida também por aquele país.

Tabela 13. Valores médios de P aplicado nas principais culturas da bacia do ribeirão do Pinhal.

| | Cana-de-açúcar | Cítricos | Anuais |
|---|----------------|----------|--------|
| Total aplicado como fertilizante | | | |
| tonP.ano ⁻¹ | 246 | 525 | 49 |
| KgP.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ | 18 | 32 | 65 |
| Total exportado pela biomassa* | | | |
| tonP.ano ⁻¹ | 124 | 60 | 6 |
| KgP.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ | 12 | 6 | 8 |

*Fontes: INFORMAÇÕES AGRONÔMICAS (2003); MELO e DIAS (2002).

A partir da Figura 16 e Tabela 11 verificou-se que o plantio da cana-de-açúcar de 1 ano e meio (de fevereiro a abril), o enterrio da rotação (de janeiro a fevereiro) e o trato cultural da cana planta (de setembro a março) são as práticas de manejo com maior potencial para alterar

a qualidade do escoamento superficial decorrente de precipitação em termos de concentração de P. Por outro lado, o preparo do solo para o plantio da rotação, o plantio da cana-de-açúcar de 1 ano e a aplicação da torta de filtro na cana planta seriam atividades que trariam menor risco quanto a isto. Do mesmo modo, a partir da Figura 17 e Tabela 12 verificou-se que, para a laranja, o preparo do solo (de dezembro a fevereiro), o plantio e adubação na cova (de outubro a março) e a adubação de cobertura (de agosto a novembro e de janeiro a março, dependendo da espécie plantada) são as práticas de manejo com maior potencial para alterar a qualidade do escoamento superficial decorrente de precipitação em termos de concentração de P.

5.2.3 Hidrologia

(a) Vazão

A vazão média diária do ribeirão dos Pires foi obtida pela correlação mostrada na Figura 18. Os dados usados no cálculo desta relação linear entre as vazões do ribeirão do Pinhal e ribeirão dos Pires foram obtidos em campo conforme explicado anteriormente na Tabela 6, no período de maio de 2002 a março de 2004.

O coeficiente de exportação de água na bacia, calculado para o ponto E (entrada do reservatório) no período de 27/fev/2003 a 26/fev/2004, foi igual a $206830 \text{ m}^3 \cdot \text{Km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$.

A vazão média diária do ribeirão do Pinhal na Fazenda do Pinhal (ponto 1) foi obtida pela correlação: $y=0,1566x + 0,096$ com $R^2=0,6593$. Os dados usados no cálculo desta relação linear entre as vazões do ribeirão do Pinhal nos pontos F e 1 foram obtidos em campo conforme explicitado na Tabela 6, no período de maio de 2002 a março de 2004. Neste caso, de modo distinto do que ocorre entre as vazões nos pontos F e G (retratado na Figura 18), há uma diferença espacial entre os pontos relacionados, que reflete um tempo de resposta diferente à precipitação. Há ainda a influência do descarte da agroindústria, cuja água é proveniente de outra bacia hidrográfica.

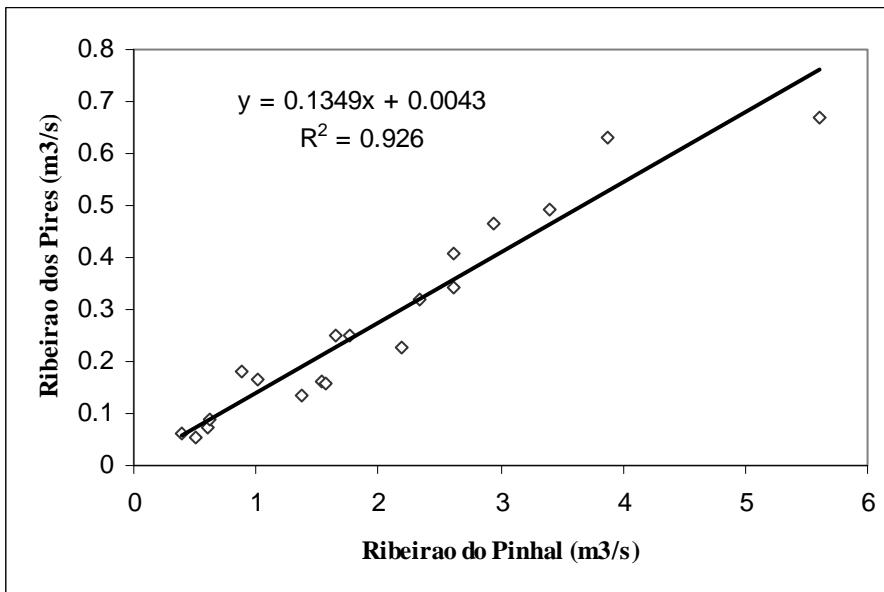


Figura 18. Relação entre as vazões do ribeirão do Pinhal e ribeirão dos Pires

(b) Precipitação

A partir dos dados de acompanhamento pluviométrico cedidos pela Usina Açucareira Estér S.A. (Figura 7 dos DOCUMENTOS ANEXOS) e da vazão no ponto E, construiu-se a Figura 19. A Figura 19 mostra que houve uma defasagem entre a precipitação e a descarga final medidas na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal – descarga medida na entrada do reservatório, no ponto E. Utilizou-se a função *cross-correlation* do software SYSTAT para calcular esta defasagem, e obtiveram-se as melhores correlações para 1 e 2 meses - 0,693 e 0,716, respectivamente. Estes cálculos estão mostrados na Figura 3 dos DOCUMENTOS ANEXOS. Levando-se em conta a dimensão da descarga final da bacia, uma defasagem entre 30 e 60 dias pode ser considerada muito grande. Porém, esta defasagem pode ser explicada pelo escoamento de base (baseflow) do ribeirão do Pinhal, uma vez que há escoamento na estação seca (medido pela altura da régua linimétrica localizada no ponto F), e/ou pelo tempo de saturação dos solos da bacia, se estes estiverem muito secos no início da estação chuvosa. Dentre as classes pedológicas principais encontradas na bacia hidrográfica do ribeirão do

Pinhal, estão os Latossolos e os Podzólicos, podendo a porosidade dos primeiros ser também uma possível explicação para a defasagem observada entre precipitação e descarga.

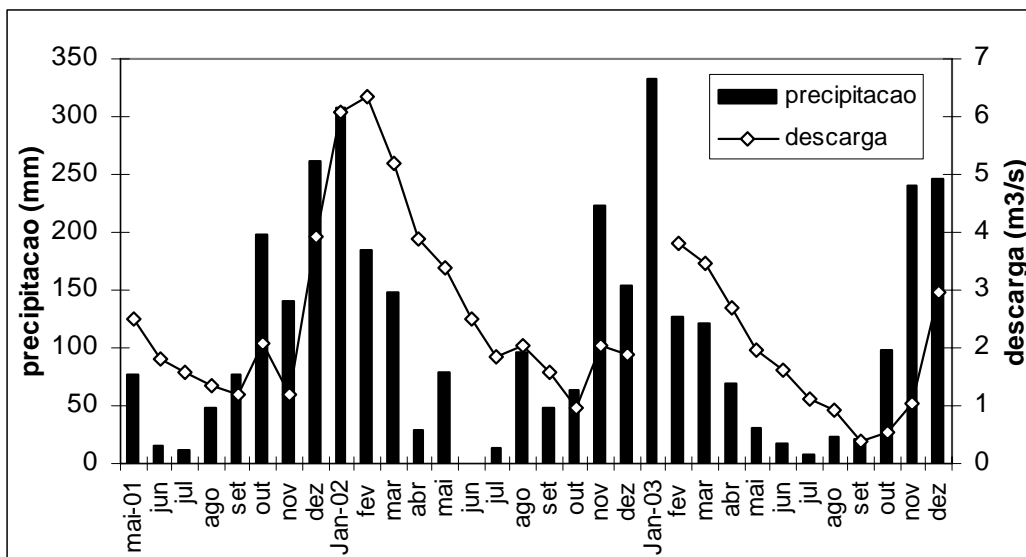


Figura 19. Precipitação mensal em Cosmópolis-SP e região (Fonte:Usina Açucareira Estér S.A.); Descarga mensal da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

Os totais precipitados, registrados pela Usina Estér em 2001, 2002 e 2003 foram, respectivamente, 1361, 1344 e 1337 mm.

5.2.4. Variáveis físicas e químicas

A Figura 20 mostra as variações das concentrações de SS_{totais} nos pontos de amostragem D, E, F, G e 1, observadas ao longo do período do estudo. O monitoramento do ribeirão do Pinhal, entrada e saída do reservatório do Tatu iniciou-se em 27/fev/2003, sendo as coletas anteriores a esta consideradas preliminares. Iniciou-se as coletas do ribeirão dos Pires em 11/jun/2003, quando os dados de vazão para este ponto foram disponibilizados pelo Departamento de Recursos Hídricos da Prefeitura de Limeira, SP. Iniciou-se as coletas no ponto 1 do ribeirão do Pinhal (Fazenda do Pinhal) em 15/set/2003, após constatação de que poderia estar havendo influências outras que não aquela do escoamento superficial sazonal na

concentração de P_{total} neste ribeirão. As concentrações mínima e máxima de $SS_{totalis}$ obtidas no período de estudo, considerados os cinco pontos de monitoramento da bacia, foram iguais a 2 mg.l^{-1} (ponto D em 13/mai, 25/jun, 8/jul e 14/nov/2003) e 217 mg.l^{-1} (ponto E em 15/jan/2004), respectivamente. Conforme confirmado pelos resultados, esperava-se obter a concentração mínima de $SS_{totalis}$ no ponto D, uma vez que aí verifica-se a influência do τ no reservatório (deposição de partículas, etc...). Os τ teóricos calculados para as datas em que se obteve a concentração mínima de $SS_{totalis}$ foram iguais a 6, 9, 11 e 40 dias, respectivamente. Observou-se nestes resultados a progressão nos τ calculados ao longo da estação seca (maio, junho e julho), até atingir-se o valor máximo calculado para o reservatório, já no início da estação chuvosa (novembro).

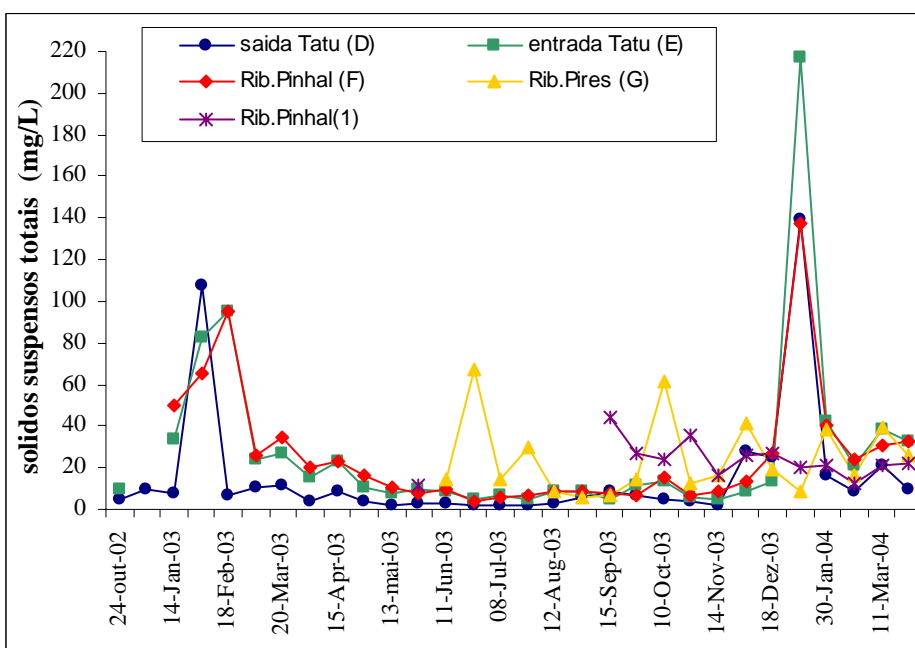


Figura 20. Variação da concentração de sólidos suspensos totais na bacia

A defasagem de 1 a 2 meses entre a precipitação e a descarga final medidas na bacia explica a observação do τ máximo no mês de novembro, associado à mínima concentração de $SS_{totalis}$. A concentração máxima de $SS_{totalis}$ observada no ribeirão do Pinhal em jan/2004, bem como as altas concentrações de $SS_{totalis}$ observadas no reservatório e ribeirão do Pinhal em

31/jan e 18/fev/2003, retratam a grande variabilidade sazonal da concentração de SS_{totais} nestes pontos. A vazão em 15/jan/2004, quando observou-se a concentração máxima de SS_{totais} , foi de $2,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, maior que o valor médio obtido para o período de estudo ($1,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), porém muito menor que o valor máximo obtido, igual a $8,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o que pode indicar neste caso influências outras que não aquela da precipitação e escoamento superficial na concentração de SS_{totais} .

Obeve-se uma relação estatística exponencial entre a concentração dos SS_{totais} e a vazão para os pontos E e F durante o período de estudo – Figuras 21 e 22. A relação mostra que a vazão tem que ser maior que um valor mínimo para mobilizar as partículas, isto é, o arraste de partículas começa acima de uma certa vazão do rio. Por outro lado, a influência antrópica pode explicar a ausência de relação estatística entre vazão e concentração de SS_{totais} no ponto 1, localizado a aproximadamente 1 Km à jusante do ponto de descarte do esgoto industrial tratado de uma agroindústria instalada próxima à nascente do ribeirão dos Pires. A influência antrópica também pode explicar a ausência de relação estatística entre vazão e concentração de SS_{totais} no ponto G, que recebe a carga difusa da agroindústria localizada em sua cabeceira, bem como a carga difusa da ocupação urbana instalada em sua parte montante.

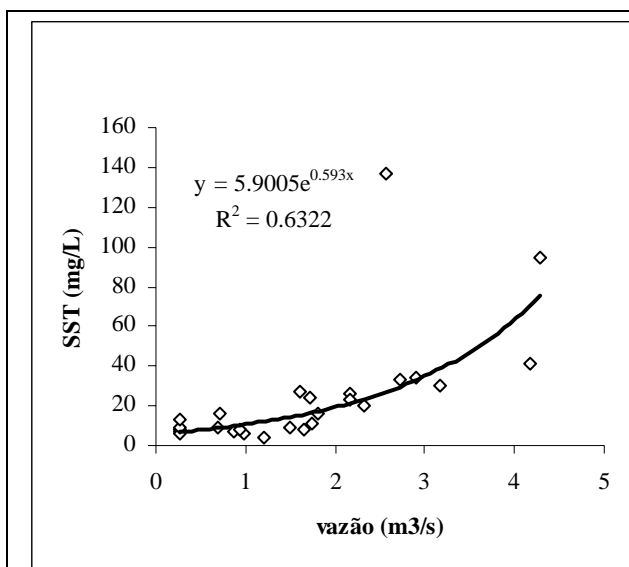


Figura 21. Relação entre concentração e vazão no ribeirão do Pinhal (ponto F)

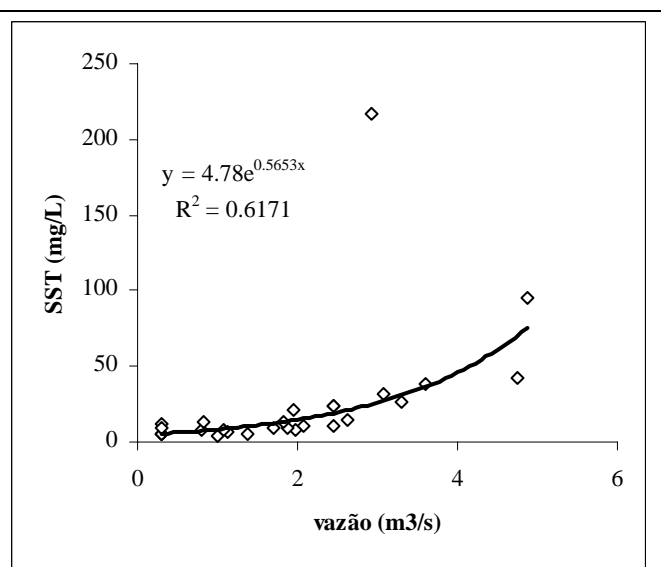


Figura 22. Relação entre concentração e vazão na entrada do reservatório (ponto E)

Diferentemente destes dois pontos, a influência do τ no reservatório (deposição de partículas, possibilidade de explosão de algas, etc...) pode explicar a ausência de relação estatística no ponto D. As concentrações médias de SS_{totais} obtidas no período para os pontos D, E, F, G e 1 foram, respectivamente, 16, 27, 27, 24 e 24 mg.l^{-1} .

A Figura 23 mostra a variação da concentração de P_{total} nos pontos de amostragem D, E, F e G observada ao longo do período do estudo – por diferença em escala de concentração de P_{total} , o ponto 1 está apresentado na Figura 24. As concentrações mínima e máxima obtidas no período, considerados os 4 pontos de monitoramento mostrados na Figura 23, foram iguais a 43 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (ponto D em 13/mai/2003) e 219 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (ponto F em 15/jan/2004), respectivamente. Para a concentração mínima de P_{total} , o local e a data coincidem com um daqueles de concentração mínima de SS_{totais} apresentadas na Figura 22, indicando uma relação entre as variáveis SS_{totais} e P_{total} . No caso da concentração máxima, a proximidade dos pontos F e E, bem como a grande influência do primeiro no segundo, podem indicar também uma relação entre as variáveis SS_{totais} e P_{total} . Conforme discutido anteriormente para o caso da concentração máxima de SS_{totais} , a vazão nesta data ficou muito aquém da máxima registrada no período de estudo, tanto no ponto F quanto no ponto E, indicando que possivelmente influências antrópicas e não da precipitação e escoamento superficial foram responsáveis pelas altas concentrações de SS_{totais} (ponto E) e P_{total} (ponto F) observadas.

As concentrações médias de P_{total} obtidas no período para os pontos D, E, F e G foram, respectivamente, 72, 97, 99 e 89 $\mu\text{g.l}^{-1}$. A concentração mínima de P_{total} observada está acima do limite indicado na Resolução CONAMA 20/86 para águas doces de classe 2, que é de 25 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Porém, considerada a proposta de alteração da Resolução CONAMA 20/86, em que os limites de P_{total} indicados para águas doces de classe 2 seriam iguais a 30 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para ambientes lênticos, 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para ambientes de transição (com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários de ambientes lênticos) e 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para ambientes lóticos, os valores médios de concentração de P_{total} dos pontos F e G estariam dentro da concentração permitida (ambientes lóticos). Porém, mesmo considerando a entrada (E) e saída (D) do reservatório como ambientes de transição, os valores médios de concentração aí encontrados estariam acima do limite indicado na proposta de alteração, igual a 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

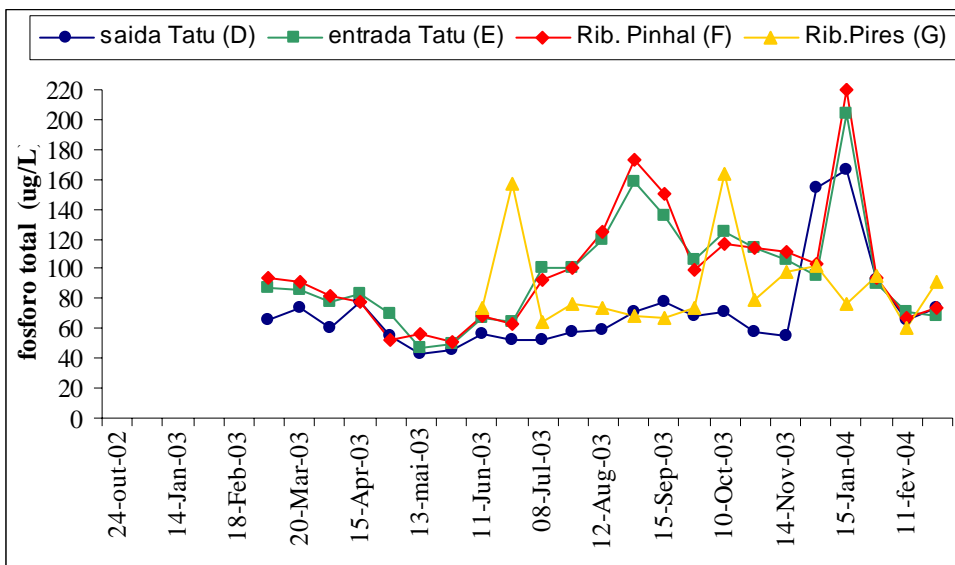


Figura 23. Variação da concentração de P_{total} na bacia

A Figura 24 mostra a variação da concentração de P_{total} no ribeirão do Pinhal, à montante na Fazenda do Pinhal (ponto 1) e à jusante no Sítio Palmeiras (ponto F). No ponto 1, obteve-se concentrações de P_{total} variando entre 45 e 1039 $\mu\text{g.l}^{-1}$, com valor médio de 355 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Para este ponto, as concentrações extremamente altas de P_{total} obtidas em 15/set, 5/nov e 14/nov/03, iguais a 797, 984 e 1039 $\mu\text{g.l}^{-1}$, respectivamente, não refletiram concentrações extremas de SS_{totais} , uma vez que os valores de SS_{totais} obtidos para estas datas foram iguais a 44, 36 e 16 mg.l^{-1} . O tipo de tratamento de resíduo adotado pela agroindústria poderia explicar os valores extremos na concentrações de P_{total} desvinculados de altas concentrações de SS_{totais} . A concentração média de P_{total} obtida no ponto 1 está em desacordo com a Resolução CONAMA 20/86 e mesmo com a proposta de alteração da resolução. Estas altas concentrações observadas refletiram claramente a influência antrópica no ponto 1, que se estendeu até o ponto F e E. A influência antrópica sobrepôs-se ao padrão sazonal de comportamento esperado para a concentração de P_{total} no ponto 1 e F ao longo do período de estudo, que seria um aumento de concentração de P_{total} durante o período chuvoso (outubro a março), acompanhando o aumento da concentração dos SS_{totais} causado pelo escoamento superficial, e uma diminuição da concentração de P_{total} no período seco (abril a setembro),

acompanhando a diminuição do escoamento superficial provocado pelas precipitações e do arraste de partículas.

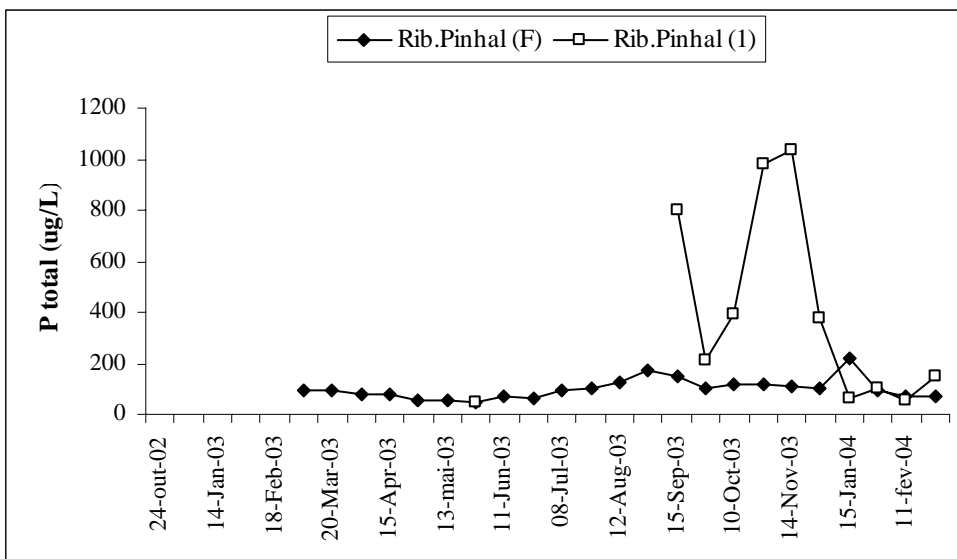


Figura 24. Variação da concentração de P_{total} no ribeirão do Pinhal

Analisando a variação da concentração de P_{total} ao longo do período de estudo no ribeirão dos Pires (Figura 23), observou-se que também neste caso a influência sazonal dos períodos seco e chuvoso foi sobreposta por influência antrópica – observar concentração de $157 \mu\text{g.l}^{-1}$ em 25/jun/2003 e $163 \mu\text{g.l}^{-1}$ em 10/out/2003, quando as vazões calculadas foram de $0,17$ e $0,10 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, ambas abaixo da média registrada para o período de estudo, igual a $0,23 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. A concentração de P_{total} no ribeirão dos Pires foi possivelmente influenciada pela carga difusa proveniente da agroindústria localizada em sua cabeceira, e da urbanização do seu entorno. A concentração de P_{total} na entrada do reservatório acompanhou aquela do Ribeirão do Pinhal no ponto F, seu maior contribuinte. A concentração de P_{total} foi no geral menor na saída do reservatório se comparada àquela da entrada, com exceção de 3 datas em 24 amostradas, a saber 18/dez/2003, 30/jan/2004 e 11/mar/2004. Duas destas exceções, 30/jan/2004 e 11/mar/2004, poderiam ser explicadas pela ressuspensão de partículas que possivelmente ocorrem no reservatório em períodos chuvosos e altas vazões - $4,7$ e $3,6 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, respectivamente. Pode-se também atribuir estas exceções a uma explosão na proliferação de algas no reservatório, porém isto seria menos provável neste caso, uma vez que as quantidades

de SS_{totais} obtidas nestas datas foram próximas ou iguais ao valor médio de 16 mg.l^{-1} (a saber, iguais a 25, 16 e 21 mg.l^{-1}). Por fim, deve-se ressaltar que amostras coletadas no mesmo dia e na mesma hora desconsideraram o τ no reservatório. Para efeito de comparação, o relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo para o ano de 2003, divulgado pela CETESB (CETESB, 22/10/2004), apresentou para o ponto PIAL02900 (Ribeirão do Pinhal – no canal do Rib. Pinhal na captação Águas de Limeira), um valor médio de P_{total} de $0,269 \text{ mg.l}^{-1}$, considerado muito alto. O resultado completo dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas para o ponto PIAL02900 encontra-se na Tabela 2 dos DOCUMENTOS ANEXOS. As Figuras 25 e 26 mostram a plotagem das concentrações de P_{total} e SS_{totais} nos pontos de amostragens em que se obteve relação linear com $R^2 > 0,6$ e valor de $P < 0,05$, a saber ribeirão dos Pires e saída do reservatório. As concentrações na saída do reservatório são influenciadas pelo τ . A relação linear nos pontos D e G indicou, de modo geral, que parte significativa das partículas maiores que $1,2 \mu\text{m}$ transportadas pelos cursos d'água da bacia – provenientes de escoamento superficial, lançamentos pontuais, e/ou ressuspensão de sedimentos – sendo elas inorgânicas ou orgânicas, continham fósforo adsorvido ou fósforo estrutural.

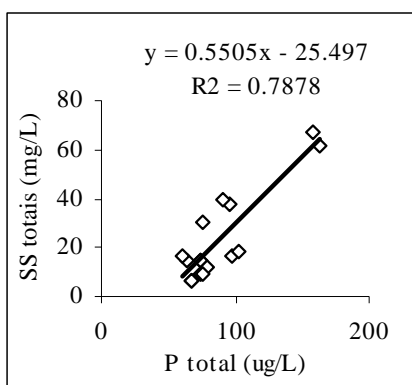


Figura 25. Relação entre as concentrações de SS_{totais} e P_{total} no ribeirão dos Pires (ponto G)

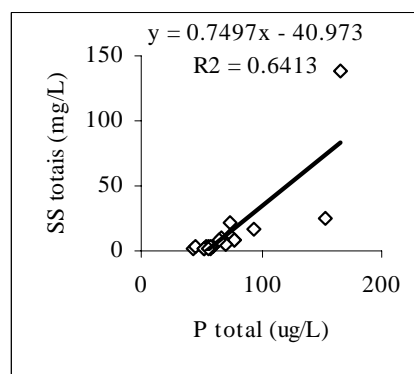


Figura 26. Relação entre as concentrações de SS_{totais} e P_{total} na saída do reservatório (ponto D)

No período de estudo – 27/fev/2003 a 26/fev/2004 - as frações médias de $P_{\text{dissolvido}}$ encontradas nos pontos D, E e F, em relação ao P_{total} , foram iguais a 62,5%, 58,5% e 57%, respectivamente. No período de 11/jun/2003 a 28/abr/2004, a fração média de $P_{\text{dissolvido}}$ encontrada no ponto G, em relação ao P_{total} , foi igual a 53,2%. Por fim, no período de

15/set/2003 a 28/abr/2004, a fração média de $P_{\text{dissolvido}}$ encontrada no ponto 1, em relação ao P_{total} , foi igual a 71%.

(a) Cargas de SS_{totais}

Para fins de cálculo das cargas de SS_{totais} transportadas pela bacia, definiu-se o ano do experimento iniciando-se em 27/fev/2003 e terminando em 26/fev/2004 – exceção feita à carga anual de SS_{totais} transportada pelo ribeirão dos Pires, que foi calculada a partir de dados de campo obtidos no período de 27/mai/2003 a 28/abr/2004.

As cargas anuais de SS_{totais} transportadas pelos diversos trechos dos rios foram obtidas pela soma do produto entre a concentração diária de SS_{totais} e a vazão média diária local, considerados 365 dias de experimento.

A Tabela 14 mostra as cargas de SS_{totais} transportadas pelo ribeirão do Pinhal no sítio Palmeiras (ponto F) e entrada do reservatório (ponto E), e pelo ribeirão dos Pires (ponto G).

Os resultados mostraram uma distinção clara entre o comportamento da sub-bacia do ribeirão do Pinhal (ponto F) e aquele da sub-bacia do ribeirão dos Pires (ponto G) no que concerne ao transporte de SS_{totais} provocado pelas precipitações. Não se encontrou relação estatística entre a concentração de SS_{totais} e a vazão para o ribeirão dos Pires – conforme já havia sido verificado no ítem anterior para um período mais extenso - indicando que aí outros fatores, que não a precipitação, possivelmente influenciaram a quantidade de SS_{totais} encontrada na água. A carga difusa proveniente da agroindústria instalada nesta sub-bacia, e/ou a carga difusa proveniente das ocupações urbanas instaladas na cabeceira do ribeirão dos Pires podem também estar influenciando a carga de SS_{totais} aí encontrada. As concentrações diárias de SS_{totais} no ribeirão dos Pires foram obtidas por interpolação balanceada das concentrações de SS_{totais} medidas em campo, sempre referentes a duas datas consecutivas, conforme mostrado no calendário das coletas no campo (Tabela 1 dos DOCUMENTOS ANEXOS), utilizando-se a fórmula representada pela equação 15:

$$SS_{\text{totais}i} - x * ((SS_{\text{totais}i} - SS_{\text{totais}ii}) / n) \quad (15)$$

Sendo:

$SS_{\text{totais}i}$ = concentração de SS_{totais} em uma determinada data;

$SS_{\text{totais}ii}$ = concentração de SS_{totais} em data consecutiva;

n = número de dias entre as duas amostragens subsequentes;

x= variável progressiva de 1 a (n-1).

Por outro lado, nos dois pontos do ribeirão do Pinhal encontrou-se relação estatística entre a concentração de SS_{totais} e a vazão – conforme já havia sido verificado no ítem anterior para um período mais extenso – neste caso $SS_{\text{totais}} = 4,2876*Q^2 - 4,507*Q + 9,8788$ com $R^2=0,78$ para o ponto F e $SS_{\text{totais}} = 3,8665*Q^2 - 6,2306*Q + 9,6057$ com $R^2=0,8265$ para o ponto E.

A área da sub-bacia do ribeirão do Pinhal (com exutório no ponto F) é 5 vezes maior que aquela da sub-bacia do ribeirão dos Pires (com exutório no ponto G), não obstante o transporte de SS_{totais} pela primeira é 9,5 vezes maior do que pela segunda, o que poderia ser explicado, entre outras coisas, pela quase inexistência de mata ciliar no ribeirão do Pinhal, e pela ocupação distinta entre elas – enquanto a sub-bacia do ribeirão do Pinhal tem maior % de área ocupada por cana-de-açúcar, a sub-bacia do ribeirão dos Pires tem maior % de área ocupada por citros, uma cultura perene, a princípio menos impactante. A carga específica obtida para o ribeirão do Pinhal - praticamente o dobro daquela obtida para o ribeirão dos Pires – e a maior porcentagem de carga transportada durante a estação chuvosa, reforçam a suposição de que o arraste de partículas, provocado pelo escoamento superficial decorrente das chuvas, é maior na sub-bacia do ribeirão do Pinhal.

A carga total anual de SS_{totais} na entrada do reservatório foi maior que a soma das cargas totais anuais obtidas nos pontos F e G, o que faz sentido, uma vez que o ponto E se encontra mais à jusante na bacia. Pode-se perceber ainda a “pouca” influência exercida pela carga de SS_{totais} transportada pelo ribeirão dos Pires na entrada do reservatório, uma vez que a vazão média deste ribeirão é cerca de 7,3 vezes menor que aquela do ribeirão do Pinhal no ponto E.

Tabela 14. Detalhamento do fluxo anual de SS_{totais} na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

| Tipo de dado | Ribeirão do Pinhal (F) | Ribeirão dos Pires (G) | Entrada do reservatório (E) |
|---|--|-------------------------------|--|
| Carga (ton.ano ⁻¹) | 1924 | 203 | 2160 |
| Carga média diária (ton) | 5,3 | 0,6 | 5,9 |
| Carga específica (ton.Km ⁻² .ano ⁻¹) | 8 | 4,3 | 7,4 |
| % carga na estação seca (abril a setembro) | 18,3 | 35,7 | 15,5 |
| % carga na estação chuvosa (outubro a março) | 81,7 | 64,3 | 84,5 |
| Área da sub-bacia (Km ²) | 240 | 47 | 290 |
| Relação matemática | Polinomial ($SS_{\text{totais}} \times \text{vazão}$) | Interpolação balanceada | Polinomial ($SS_{\text{totais}} \times \text{vazão}$) |

Um estudo feito por CARVALHO & TORRES (2002) na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul mostrou que, no período considerado, 86,7% da carga de SS_{totais} da bacia foi transportada durante a estação chuvosa e 13,3% durante a estação seca. Estes resultados são consistentes com aqueles obtidos para o ribeirão do Pinhal, tanto no Sítio Palmeiras (F) quanto na entrada do reservatório (E). EIGER et al. (1999) obtiveram uma carga específica de SS_{totais} igual a 17 ton.Km⁻².ano⁻¹ para a bacia hidrográfica do rio do Peixe - cujas características foram descritas nos itens 3.1.4 e 5.1.3 – equivalente ao dobro daquela aqui obtida para o ponto F.

(b) Cargas de P_{total}

Para fins de cálculo das cargas de P_{total} transportadas pela bacia, definiu-se o ano do experimento iniciando-se em 27/fev/2003 e terminando em 26/fev/2004.

O compartimento solo não foi considerado na apresentação do fluxo de P na bacia, uma vez que análises de solo não são regularmente feitas pelos proprietários da região nem foram incluídas na elaboração deste estudo. Portanto, o estoque de P no solo e a entrada de P via fontes antropogênicas provenientes das áreas urbanizadas e via agroindústria foram as fontes faltantes mais importantes neste estudo.

As quantias médias de P aplicadas ao solo como fertilizante para as culturas consideradas neste estudo, bem como as quantias médias exportadas pelas culturas, foram anteriormente discutidas e apresentadas na Tabela 13.

As cargas anuais de P transportadas pelos diversos trechos dos rios foram obtidas pela soma do produto da concentração diária de P_{total} e vazão média diária local, considerados 365 dias de experimento. As concentrações diárias de P_{total} foram obtidas por interpolação balanceada das concentrações de P_{total} medidas em campo, sempre referentes a duas datas consecutivas, conforme mostrado no calendário das coletas no campo (Tabela 1 dos DOCUMENTOS ANEXOS), utilizando-se a fórmula representada pela equação 16:

$$P_{totali} - x * ((P_{totali} - P_{totalii}) / n) \quad (16)$$

Sendo:

P_{totali} = concentração de P_{total} em uma determinada data;

$P_{totalii}$ = concentração de P_{total} em data consecutiva;

n = número de dias entre as duas amostragens subsequentes;

x = variável progressiva de 1 a (n-1).

No caso da saída do reservatório, as cargas anuais foram calculadas por interpolação balanceada dos resultados das análises de amostras coletadas quinzenalmente pela equipe da FEAGRI, e também por simples multiplicação da vazão diária pela concentração diária das amostras coletadas todos os dias durante um ano pelo técnico da ENGEP, com a somatória dos 365 dados no final. Nos dois casos, o resultado foi aproximadamente o mesmo, o que indica que, a princípio, a coleta quinzenal de amostras foi representativa da dinâmica do P na bacia, pelo menos no que concerne à saída do reservatório.

Todos os resultados acima mencionados compõem o fluxo anual de P na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, com exutório no ponto D, medido no período de

27/fev/2003 a 26/fev2004. Estes resultados estão apresentados a seguir, observando-se que os valores obtidos em P, PO_4^{3-} e P_2O_5 foram convertidos entre si conforme fatores de conversão apresentados pelo *Manual Internacional de Fertilidade do Solo* (Tabela 7 dos DOCUMENTOS ANEXOS), e que nas análises de P_{total} todas as formas de fósforo encontradas na água são convertidas a PO_4^{3-} antes de serem quantificadas:

- Entrada de fósforo via fertilizante aplicado ao solo (considerando 87,3% da área coberta pelas culturas de cana-de-açúcar e citros, mais 2,5% da área coberta por culturas anuais): **$246+525+49 = 820 \text{ tonP.ano}^{-1}$ ou $2514 \text{ tonPO}_4^{3-}.\text{ano}^{-1}$**
- Saída de fósforo via exportação pelas colheitas (considerando 87,3% da área, ou as culturas de cana-de-açúcar e citros): **$190 \text{ tonP.ano}^{-1}$ ou $583 \text{ tonPO}_4^{3-}.\text{ano}^{-1}$**
- Fósforo exportado pela bacia hidrográfica ao reservatório do Tatu, medido na entrada do reservatório: **$5,7 \text{ tonP}_{\text{total}}.\text{ano}^{-1}$** (amostras quinzenais)
- Fósforo medido na saída do reservatório do Tatu: **$5,0 \text{ ton P}_{\text{total}}.\text{ano}^{-1}$** (amostras diárias) e **$5,0 \text{ ton P}_{\text{total}}.\text{ano}^{-1}$** (amostras quinzenais)
- Fósforo retido no reservatório do Tatu: **$5,7 - 5,0 = 0,7 \text{ ton P}_{\text{total}}.\text{ano}^{-1}$** (considerou-se que pelo menos este valor ficou retido no reservatório, uma vez que possivelmente há contribuição direta da área de drenagem do reservatório, igual a 11 Km^2)
- Coeficiente de exportação de P_{total} , medido na entrada do reservatório: **$5688\text{KgP}_{\text{total}}/290\text{Km}^2.\text{ano} = 19,6 \text{ KgP}_{\text{total}}.\text{Km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ou $0,196 \text{ KgP}_{\text{total}}.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$**

A Figura 27 ilustra estes resultados.

As perdas de fertilizante por escoamento superficial são geralmente menores que 5% da quantidade aplicada, de acordo com CARPENTER (1998). Os resultados aqui obtidos demonstraram, neste caso, uma perda (em g P) de 0,7% do fertilizante aplicado, medida na entrada do reservatório do Tatu. Observou-se, ainda, que 23% do fósforo aplicado ao solo na bacia hidrográfica foi exportado pela biomassa.

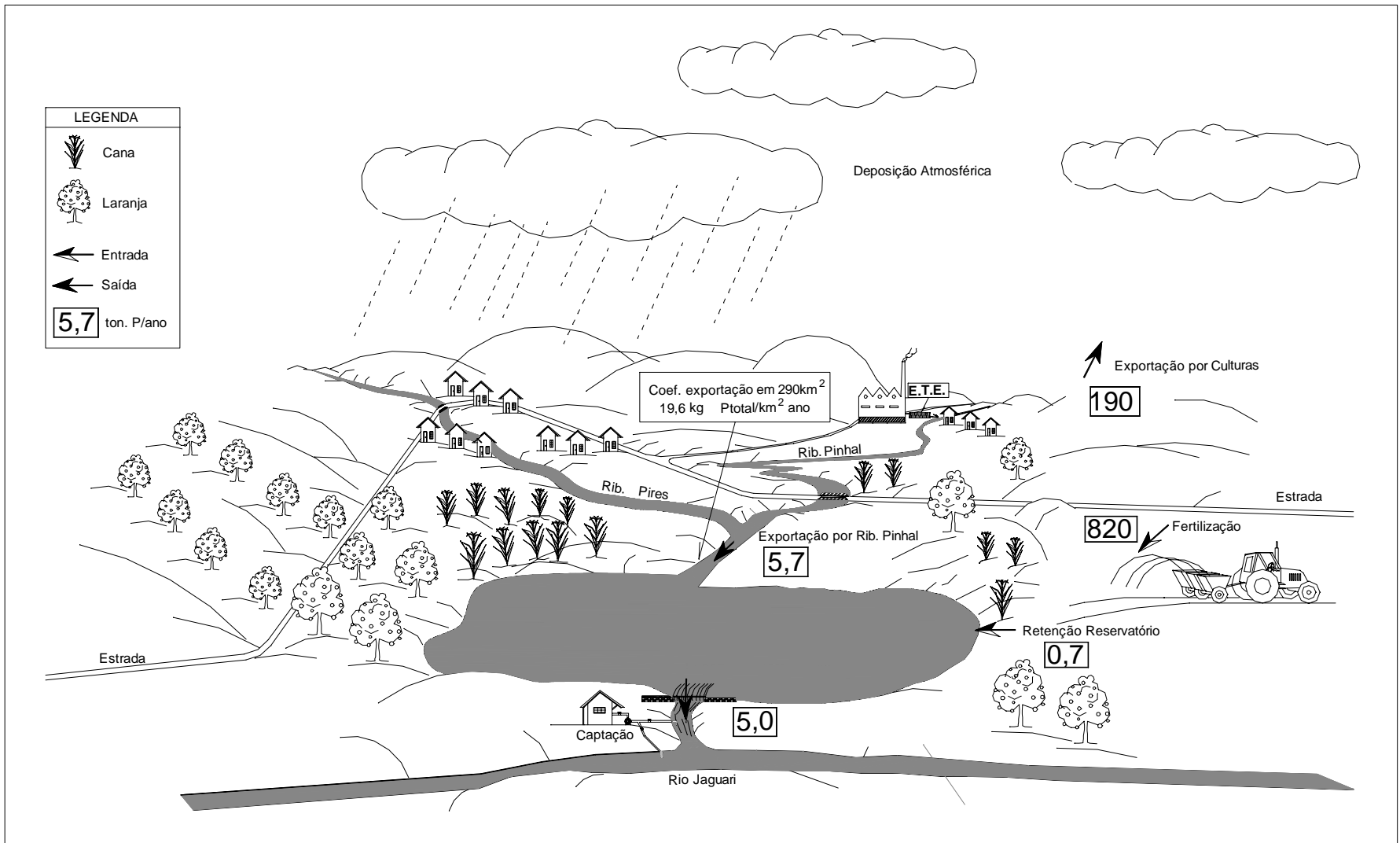


Figura 27. Fluxo anual de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal

O coeficiente de exportação de P_{total} obtido, igual a $19,6 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{Km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ (ou $0,2 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$), está bem próximo do valor típico apresentado por KALFF (2002) para áreas de agricultura em regiões de clima temperado, igual a $18 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{Km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$. Partindo de experimentos científicos realizados na Europa Central e do Norte, e nos Estados Unidos, DIOGO et al. (2003) compilaram, para áreas de agricultura, e mais especificamente para áreas agrícolas com culturas permanentes, um coeficiente de exportação de $0,3 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; para áreas agrícolas com culturas anuais, um coeficiente de exportação de $1,0 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; para áreas agrícolas heterogêneas, um coeficiente de exportação de $0,7 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; para pastagens, um coeficiente de exportação de $0,9 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e para florestas temperadas, um coeficiente de exportação de $0,1 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. No estudo aqui realizado, o coeficiente de exportação obtido ficou entre aqueles compilados por DIOGO et al. (2003) para florestas temperadas e áreas agrícolas com culturas permanentes/áreas de agricultura de um modo geral. Por fim, ao se comparar o coeficiente de exportação calculado para a bacia do ribeirão do Pinhal ($0,2 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$) com aquele estimado no item 5.1 para a bacia do Jaguari a partir da área rural ($0,4 \text{ KgP}_{total} \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$), verificou-se que o primeiro foi igual a metade do segundo, sendo a área da bacia do ribeirão do Pinhal em estudo (290 Km^2) equivalente a 8,5% da área da bacia do rio Jaguari em estudo (3394 km^2).

A quantidade de P encontrada nos rios da bacia do ribeirão do Pinhal foi considerada “ecologicamente” muito alta, o que significa que a taxa de exportação aqui calculada pode estar mais elevada do que o meio ambiente e os usos múltiplos locais podem suportar. A maior parte dos estudos em que são apresentados coeficientes de exportação de nutrientes são relativos a países da Europa Central e do Norte e Estados Unidos. Neste contexto, a procura de coeficientes de exportação de nutrientes no Brasil deveria se assentar na intensificação do monitoramento de águas superficiais em relação aos parâmetros dos ciclos do N e do P, pois atualmente ainda se verificam significativas lacunas de informação.

Para a inferência sobre as cargas difusas de nutrientes transportadas pelo ribeirão do Pinhal, assumiu-se - do mesmo modo que no item 4.1.3 para a bacia do Jaguari - que as cargas diárias de base de P_{total} transportadas tivessem origem preponderantemente doméstica e/ou industrial. Estabeleceu-se que as cargas diárias de base de P_{total} fossem iguais às médias das

cargas diárias calculadas para os meses de julho e agosto de 2003; nestes meses, a contribuição difusa de P proveniente das regiões rurais foi considerada muito pequena, pela diminuição do escoamento superficial provocado por precipitações na bacia. As cargas de base foram portanto consideradas pontuais, de origem urbana, enquanto as cargas difusas de origem preponderantemente rural. A Tabela 15 mostra os resultados destes cálculos, obtidos para o ponto E, considerado o período de 27/fev/2003 a 26/fev/2004.

Tabela 15. Detalhamento do fluxo anual de P_{total} no ponto E (entrada do reservatório da PCH Tatu) da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal - 27/fev/2003 a 26/fev/2004

| Tipo de dado | Valor | Unidade |
|--|---------|----------------------|
| Carga total transportada no período | 5688 | Kg.ano ⁻¹ |
| Carga transportada no período chuvoso | 3838,7 | Kg.ano ⁻¹ |
| (% do total) | (67,5%) | |
| Carga transportada no período de estiagem | 1849,7 | Kg.ano ⁻¹ |
| (% do total) | (32,5%) | |
| Carga média diária de julho e agosto de 2003 | 10,0 | Kg.dia ⁻¹ |
| Carga pontual | 3585,5 | Kg.ano ⁻¹ |
| (% do total) | (63%) | |
| Carga difusa | 2102,9 | Kg.ano ⁻¹ |
| (% do total) | (37%) | |

Os resultados da Tabela 15 levaram a uma razão entre carga difusa e carga pontual na bacia do ribeirão do Pinhal igual a 0,5865, razão 4 vezes menor que aquela obtida para a bacia do Jaguari, indicando que possivelmente a influência das cargas pontuais de P tem uma maior importância na primeira bacia, contrariando a hipótese deste trabalho. Observou-se que, durante o período chuvoso (outubro a março) 67,5% carga anual de P_{total} foram transportados até a entrada do reservatório da PCH Tatu. Porém, as conclusões provenientes dos resultados mostrados na Tabela 15 são limitadas pela extensão do período de coleta de dados na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, de um ano.

5.3. Caracterização do reservatório da PCH Tatu

Na terceira parte do trabalho, fez-se um levantamento limnológico do reservatório da PCH Tatu, classificando-o quanto ao estado trófico e caracterizando a porcentagem de mudanças ocorridas no parâmetro P_{total} , a partir de dados de campo.

5.3.1. Morfometria

O cálculo do volume de cada segmento do reservatório foi feito aplicando-se a fórmula apresentada no item 4.3.1, somando-se a isto o volume do cilindro com área de base igual àquela do contorno de maior profundidade em cada segmento e altura igual a 0,5 m. A soma do volume obtido em cada um dos segmentos resultou então no volume total do reservatório, a saber 1026202 m^3 . STRASKRABA (1999) classifica como reservatórios os lagos artificiais com volume $> 1.10^6 \text{ m}^3$, ou aqueles que têm uma barragem $> 15 \text{ m}$ e qualquer volume, seguindo a delimitação da *International Commission On Large Dams (ICOLD)*. Neste sentido, o reservatório da PCH Tatu, bem próximo ao limite de volume mínimo, e com barragem de aproximadamente 8 metros de altura, se encaixa nesta classificação. Ainda segundo STRASKRABA (1999), o reservatório da PCH Tatu é classificado como muito pequeno em área superficial ($< 1 \text{ Km}^2$) e pequeno em volume (10^6 - 10^8 m^3).

A profundidade máxima obtida nas seções topobatimétricas feitas pela CESP no reservatório foi de 7,4 metros (seção 4). A profundidade média de um reservatório (Z) é em geral considerada como um indicador morfométrico confiável de seu estado trófico, sendo Z inversamente relacionado à produção (LIND, 1979). A profundidade média é obtida dividindo-se o volume total do reservatório pela sua área superficial. Obteve-se, para o reservatório do Tatu, Z igual a 1,7 m.

Segundo ESTEVES (1988), são inúmeros os efeitos negativos dos grandes lagos artificiais na região a montante e sobre o próprio ambiente aquático formado, estando entre eles:

1. a elevação do lençol freático, com efeitos prováveis na agricultura regional (aumento da umidade do solo) e na epidemiologia (criação de brejos com a proliferação de mosquitos e outros insetos transmissores de doenças);
2. aumento da taxa de sedimentação à montante em seus afluentes;
3. aumento da reprodução explosiva das comunidades de macrófitas aquáticas, principalmente as flutuantes, como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia spp* e *Pistia stratiotes*;
4. aumento da possibilidade de ocorrência de processos de eutrofização, principalmente se áreas florestadas ou agrícolas forem submersas.

Além disto, na região à jusante do reservatório podem ser observadas inúmeras conseqüências com grandes implicações ecológicas. As mais importantes são decorrentes de dois fenômenos principais: (a) alteração no regime hidrológico que passa a ter regime de seca e cheia aperiódico, portanto independente do regime pluviométrico da região; (b) alterações na qualidade física e química da água (ESTEVES, 1988).

Apesar do reservatório da PCH Tatu ter as dimensões de um pequeno lago artificial, observou-se, pela carta planialtimétrica e também por viagens a campo, que à montante do reservatório há uma área alagada, provavelmente formada pela construção da barragem. À jusante do reservatório, antes do deságüe no rio Jaguari, há somente um pequeno trecho de rio, em cujas margens está situada a empresa “Águas de Limeira”, que utiliza-se destes dois corpos d’água para abastecimento do município. Este pequeno trecho de rio à jusante do reservatório, além de sofrer as implicações citadas por ESTEVES (1988), está também modificado por uma barragem subterrânea feita pela empresa de abastecimento.

5.3.2. Tempo de residência

A Figura 28 mostra o tempo de residência teórico (τ) da água no reservatório do Tatu para o período de maio de 2001 a abril de 2004.

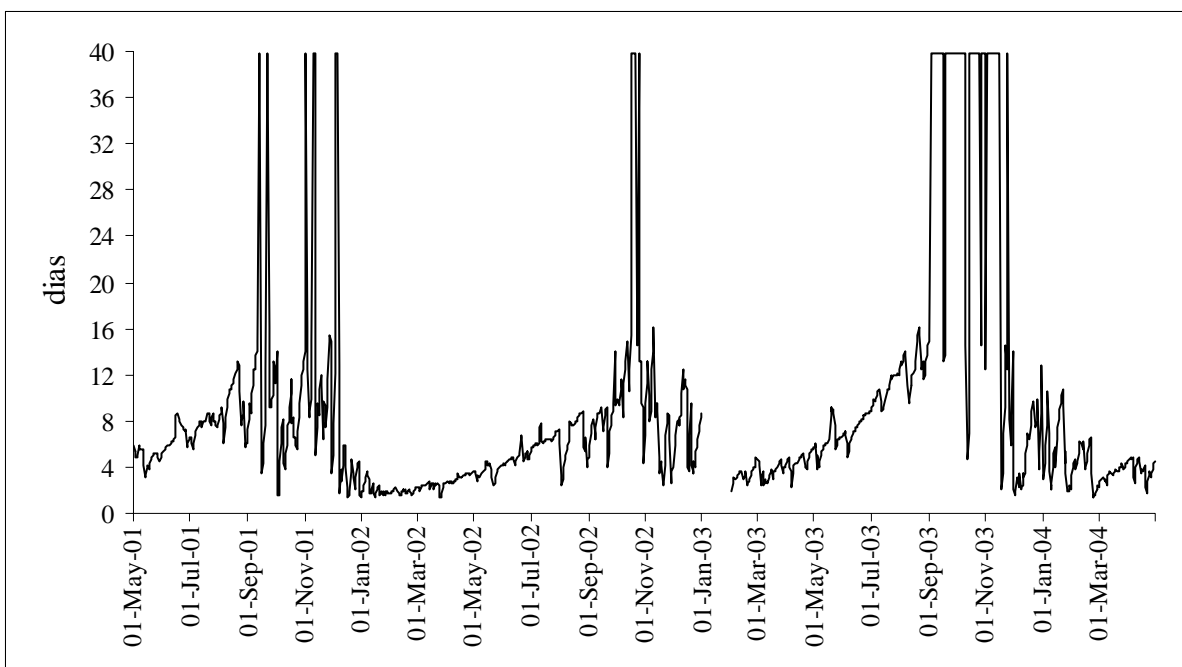


Figura 28. Tempo de residência teórico no reservatório da PCH Tatu – maio/2001 a abril/2004

As elevações abruptas presentes na Figura 28 devem-se a que adotou-se, anteriormente, uma vazão mínima de $0,259 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para qualquer leitura de nível do ribeirão do Pinhal menor que 237 cm, devido ao limite inferior da curva-chave. Conseqüentemente, o valor máximo de τ calculado, igual a 39,82 dias, corresponde à vazão mínima definida anteriormente como igual a $0,259 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Para o período considerado - maio de 2001 a abril de 2004 - o valor mínimo de τ observado foi igual a 1,3 dias, e o valor médio igual a 8,9 dias. Observou-se ainda que o valor máximo de τ calculado ocorreu entre setembro e dezembro, o que pode ser explicado pela defasagem de resposta de 1 a 2 meses entre precipitação e vazão na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal. A Tabela 16 mostra o τ médio no reservatório da PCH Tatu de fevereiro de 2003 a fevereiro de 2004.

O CONAMA, em sua proposta de alteração da Resolução 20/86, aprovada pela Câmara Técnica de Controle Ambiental do Ministério do Meio Ambiente em 14/out/2003, define como ambientes aquáticos intermediários entre lótico e lêntico aqueles com tempo de residência entre 2 e 40 dias, ao tratar de concentração de P_{total} nos corpos de água para a

classificação dos recursos hídricos. Devido ao detalhamento no que concerne às concentrações de P_{total} nos corpos de água - presente na proposta de alteração - estar estreitamente relacionado ao tema deste estudo, adotar-se-á a classificação de ambiente intermediário para o reservatório do Tatu, conforme justifica o intervalo dos valores de τ calculados. Entretanto, considerando a classificação de STRASKRABA (1999), o reservatório varia sazonalmente entre classe A, quando apresenta fluxo direto rápido (< 2 semanas) e classe B, quando apresenta τ intermediário, variando entre duas semanas e um ano. A classe A é caracterizada por mistura completa no reservatório, enquanto na classe B as condições de mistura são determinadas pela similaridade geográfica e morfológica do reservatório a lagos, modificadas em vários graus pelos efeitos do fluxo direto. Ainda na classe B, diferenciações adicionais de condições estão ligadas à profundidade da saída ou ao fluxo de saída. Em reservatórios com saída superficial, as condições são mais semelhantes àquelas de lagos, enquanto desvios consideráveis são observados quando as saídas estão a profundidades maiores.

Tabela 16. Tempo de residência médio no reservatório da PCH Tatu, em dias

| Mês | Fev | Mar | Abr | Mai | Jun | Jul | Ago | Set | Out | Nov | Dez | Jan | Fev | Valor |
|----------------|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|-------|
| ano | 03 | 03 | 03 | 03 | 03 | 03 | 03 | 03 | 03 | 03 | 03 | 04 | 04 | Médio |
| (τ dias) | 3,3 | 3,3 | 4,6 | 6,3 | 7,5 | 10,6 | 12,9 | 36,4 | 33,9 | 25,2 | 5,6 | 5,4 | 4,2 | 12,3 |

A Tabela 17 resume parâmetros morfométricos e τ do reservatório da PCH Tatu, comparados com aqueles da represa do Lobo, localizado em São Carlos, SP (CHALAR e TUNDISI, 1999).

Tabela 17. Comparação entre parâmetros morfométricos de reservatórios

| | Reservatório PCH Tatu | Represa do Lobo |
|--|-----------------------|--------------------|
| Área da bacia de drenagem (Km ²) | 301,4 | 227,7 |
| Profundidade média (m) | 1,7 | 3 |
| Área superficial (Km ²) | 0,46 | 6,8 |
| Volume (m ³) | 1x10 ⁶ | 22x10 ⁶ |
| Tempo médio de residência (dias) | 9,5 | 20 |

5.3.3. Levantamento do perfil do reservatório

Os resultados das medições e análises químicas das amostras de perfil coletadas na cabeceira, meio e barragem do reservatório, em 29/set/2003 e em 11/fev/2004, estão apresentados nos DOCUMENTOS ANEXOS (Tabelas 3 a 6). O pH do reservatório manteve-se próximo ao neutro ou ligeiramente ácido (no meio do reservatório na época de chuvas). A turbidez aumentou e se homogeneizou no período das chuvas - quando ficou entre 19 e 20 NTU, medida na superfície da água - se comparada com aquela medida no período de estiagem - 11 e 5 NTU na superfície, da cabeceira para a barragem.

As Figuras 29 a 34 mostram os perfis de T e OD observados. Na estiagem, obteve-se um perfil de oxigênio tipo clinogrado (hipolímnio anaeróbico no meio e barragem do reservatório), enquanto na época de chuvas observou-se um perfil de oxigênio do tipo ortogrado (hipolímnio aeróbico). Quanto à T, na estiagem houve uma variação de 3,4 e 4,6°C entre superfície e fundo do reservatório no meio e barragem, respectivamente; na época de chuvas a T mostrou-se homogênea. Na cabeceira do reservatório, o fluxo de água em regime de transição, de lótico para lântico, manteve homogêneas as condições de OD e T da superfície ao fundo. No meio e barragem do reservatório, as altas vazões ocorridas na época de chuvas tiveram um efeito de mistura e aeração, mas não anularam totalmente o efeito do reservatório e do τ sobre os parâmetros OD e T no perfil.

A concentração de Fe no reservatório, medida pelo CRHEA, decresceu de 1,69 a 1,45 mg.l⁻¹ da cabeceira para a barragem na estiagem (29/set/2003), e aumentou de 2,81 a 3,99 mg.l⁻¹ na época das chuvas (11/fev/2004). O Fe é padrão de potabilidade para a água, sendo a concentração limite estabelecida pela Portaria MS 518 igual a 0,3 mg.l⁻¹. A concentração de P_{total} seguiu o mesmo padrão do Fe, decrescendo da cabeceira para a barragem na estiagem e aumentando na época de chuvas. Em relação ao período de chuvas, o aumento dos teores de Fe e P_{total} observado nas águas superficiais pode dever-se ao carreamento de solos e à ocorrência de erosão das margens do corpo d'água. Já a imobilização (precipitação) do íon fosfato significa a sua exclusão de circulação nas águas continentais pela imobilização, temporária ou definitiva, no sedimento, com múltiplas implicações sobre o metabolismo de

todo o ecossistema aquático. Vários fatores físico-químicos interferem nesta imobilização, entre os quais se destacam: as concentrações de íons Fe, íons Al, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, o pH e as condições de oxi-redução. Entretanto, o íon Fe é o mais importante entre todos os íons que interferem na precipitação do fosfato. A ação dos íons Fe sobre a dinâmica do fosfato depende do seu estado de oxidação, que, por sua vez, depende da concentração do O₂ e do pH do meio. Na predominância de condições de oxidação - como se observou na época de chuvas e não na época de estiagem, onde realmente ocorreu mobilização - e pH próximo ao neutro, grande parte dos íons Fe presentes encontra-se na forma oxidada (Fe³⁺ ou íon férrico). Porém, o íon férrico é solúvel somente em pH menor que 3, o que é raro em condições naturais. Em condições menos ácidas, como na maioria das águas continentais, a maior parte dos íons Fe³⁺ encontra-se precipitada ou complexada na forma de hidróxido de ferro hidratado ($\text{Fe}^{3+} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow [\text{Fe}.6\text{H}_2\text{O}]^{3+} \rightarrow [\text{Fe}(\text{OH}).5\text{H}_2\text{O}]^{2+} + \text{H}^+$), podendo adsorver espécies fosfatadas (H₂PO₄⁻ e HPO₄²⁻) em sua superfície, precipitando-as principalmente no sedimento. Outra possibilidade freqüente de formação de hidróxido de ferro hidratado é através de bactérias ferruginosas. Os dois processos de formação de hidróxido de ferro hidratado (limonita) podem ocorrer simultaneamente, embora em pH básico predomine a forma química. Pode-se dizer, portanto, que a precipitação do fosfato, e conseqüentemente sua exclusão da dinâmica do ecossistema, através do íon férrico, ocorre por dois mecanismos básicos: adsorção química ou física de espécies fosfatadas a superfície de partículas de hidróxido de ferro hidratado. Ainda, pode haver a formação do fosfato férrico anidro – menos provável, uma vez que o íon PO₄³⁻ só ocorre em pH superior a 10,6. A quantidade de fosfato precipitado depende da concentração do íon férrico – devido à relação de valências, cada grama deste íon pode precipitar aproximadamente 0,5 mg de fosfato. Se a concentração do íon férrico é maior do que a do fosfato (como acontece neste e na maioria dos casos), a totalidade dos íons fosfato é adsorvida e co-precipitada com hidróxido de ferro hidratado. Em águas interiores brasileiras este fenômeno é muito freqüente, visto que a maioria dos corpos d'água apresenta características ácidas (o que torna mais eficiente a adsorção), alta concentração de Fe e baixa concentração de Ca – os teores de Ca obtidos no reservatório se mantiveram

constantes na época de estiagem, em torno de $1,45 \text{ mg.l}^{-1}$, e diminuíram de 1,56 para 0,96 da cabeceira para a barragem na época de chuvas.

Possivelmente, a imobilização do íon fosfato verificada na época de estiagem no reservatório não foi influenciada pelos íons Al, Mn e Ca, pois somente em águas continentais com pH abaixo de 5 o Al e o Mn podem comportar-se de maneira semelhante ao Fe, e somente em águas com pH elevado o Ca pode ter papel mais importante que o Fe, o Al e o Mn - caso em que o íon fosfato é precipitado como fosfato de cálcio ou adsorvido a cristais de carbonato de cálcio.

Entre os principais componentes do solo estão os minerais secundários em diferentes graus de intemperização. Entre as várias frações constituintes dos minerais secundários estão as argilas, que apresentam grande capacidade de adsorção de fosfato, principalmente aqueles que tem na sua constituição Fe e Al, como hematita e gipsita. A adsorção de fosfato às argilas pode compreender dois processos, a ligação química da carga negativa do fosfato com a positiva das bordas das argilas e a substituição de silicatos por fosfato nas argilas. A adsorção do fosfato à argila é maior em pH ácido ou ligeiramente ácido. Em pH elevado a taxa de adsorção se reduz sensivelmente, visto que nestas condições o fosfato, como a maioria dos demais ânions – exceto silicatos – concorre com os íons OH^- . O fenômeno de adsorção de fosfato as argilas assume grande importância em águas continentais tropicais pelo fato de a maioria dos corpos d'água receber consideráveis aportes de argila de suas bacias de drenagem. Estas argilas, ao atingirem os ecossistemas aquáticos podem precipitar grandes quantidades de fosfato, dependendo das condições físico-químicas do meio (ambiente oxigenado) e de sua concentração de Fe e Al.

Os freqüentes processos erosivos observados nos ecossistemas têm aumentado de maneira significativa a carga de argilas dos corpos d'água. Este acréscimo artificial de argila, além dos efeitos negativos sobre a concentração de fosfato, reduz fortemente a transparência da água – como se pôde observar na estação chuvosa, em que a quantidade de material em suspensão praticamente dobrou enquanto a transparência caiu para menos da metade - que se constitui em mais um importante fator na diminuição da produtividade do ecossistema.

A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anaerobiose. Estas características são freqüentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água, especialmente quando há estratificação térmica e o íon ferro se encontra na forma reduzida (Fe^{2+} ou íon ferroso). Em águas interiores com alta concentração de matéria orgânica, é comum observar-se, em situações de hipolímnio anaeróbico (perfil clinogrado), a formação de H_2S . Nestes ambientes, o íon Fe^{2+} reage com o íon sulfeto (S^{2-}), formando o sulfeto ferroso (FeS), que é um composto altamente insolúvel. Por este processo, o fosfato permanece livre na coluna d'água, porém não foi o que se observou neste caso, em que as concentrações de P_{total} e Fe diminuíram apesar da situação de hipolímnio anaeróbico, possivelmente porque as concentrações de matéria orgânica na água não eram altas e não houve formação de H_2S .

Em relação às formas de N presentes no reservatório, houve a predominância de formas reduzidas (nitrogênio orgânico total e amônia) em relação às formas oxidadas (nitrato e nitrito), significando que o foco de poluição não se encontra distante, e que provavelmente o reservatório tende a ser uma zona de degradação de nitrogênio orgânico total e decomposição ativa de amônia. Não se observou tendência de concentração da série de N em relação às épocas de chuva ou estiagem, porém observou-se que próximo à barragem a concentração de formas reduzidas aumentou.

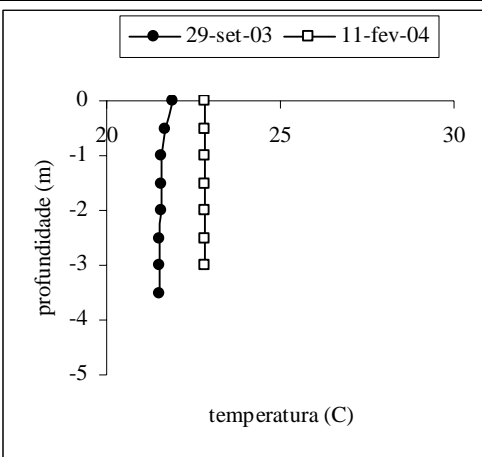


Figura 29. Perfil de T na cabeceira

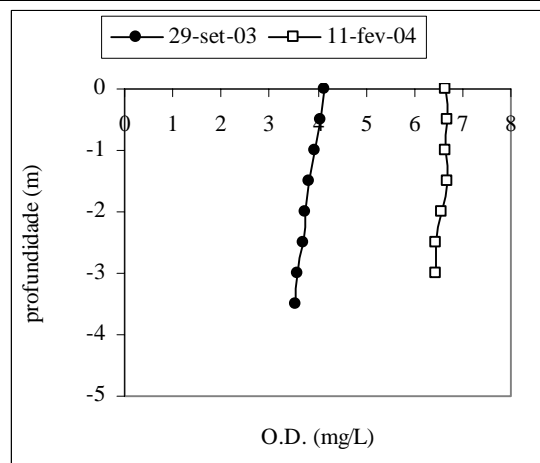


Figura 30. Perfil de OD na cabeceira

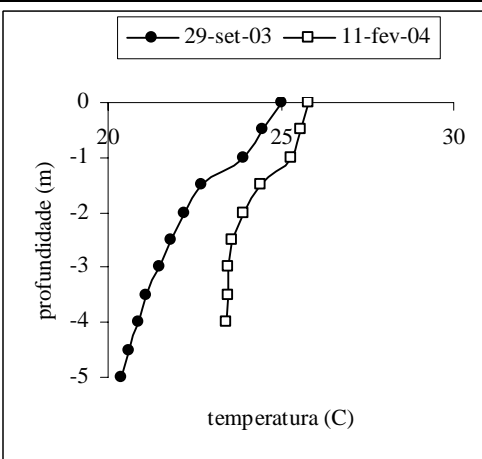


Figura 31. Perfil de T no meio

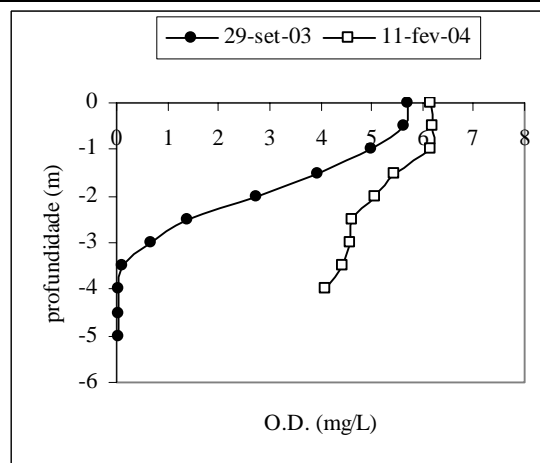


Figura 32. Perfil de OD no meio

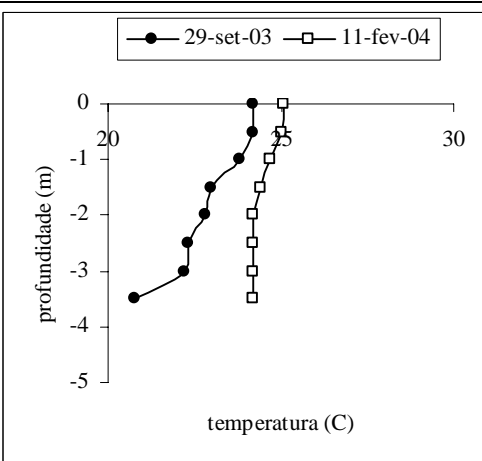


Figura 33. Perfil de T na barragem

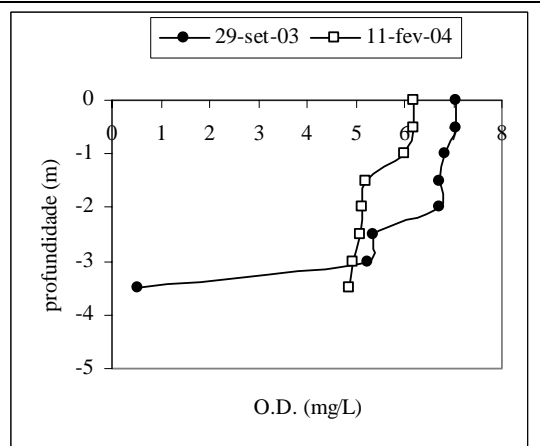


Figura 34. Perfil de OD na barragem

As concentrações de amônia encontradas nos perfis do reservatório nas duas ocasiões foram maiores que o limite estabelecido pela CONAMA 20, de 0,02 mg.l⁻¹. Na época de estiagem, as concentrações encontradas foram no geral menores, e observou-se uma tendência de aumento dos teores de amônia da superfície para o fundo do reservatório.

A concentração média de silicatos obtida na época de chuvas foi cerca 3,6 vezes maior que aquela obtida na época de estiagem.

5.3.4. Porcentagem de mudanças observadas

A partir dos resultados das amostras coletadas pelo CRHEA (Tabelas 3 a 6 dos DOCUMENTOS ANEXOS), verificou-se que a T sempre aumentou no reservatório – a água saiu sempre com uma T maior do que aquela de entrada, porém a relação estatística entre a temperatura da água e τ é complexa, uma vez que outros fatores, como a sazonalidade, interferem neste parâmetro. Observando os dados obtidos em 29/set/03, concluiu-se que houve estratificação no reservatório, uma vez que se observou anoxia no fundo, tanto no meio do reservatório quanto na barragem. A temperatura no perfil da água variou somente 0,4°C na cabeceira do reservatório, 4,6°C no meio do reservatório e 3,4°C na barragem do reservatório.

No caso da condutividade, não se observou relação estatística com o τ , uma vez que fenômenos que a alterariam significativamente - por exemplo precipitação de CaCO₃ (carbonato de cálcio ou calcita) em águas de pH básico - não ocorrem no reservatório.

No caso de SS_{totais}, não se observou relação estatística positiva com o τ . A princípio se supôs que, durante períodos de longo τ , em que a velocidade da água é menor, o que entrasse no reservatório poderia ser perdido por sedimentação - observando-se a defasagem entre precipitação e vazão discutida anteriormente, este período se estenderia de maio ou junho a novembro ou dezembro. Ainda, se supôs que a fração “grossa” de sólidos que fosse arrastada pela água aumentaria com a diminuição do τ , enquanto que a fração fina de sólidos seria arrastada sempre, o que resultaria em uma relação positiva entre % de mudança e τ .

No caso de P_{total}, o período analisado foi de 27/fev/2003 a 11/mar/2004. Conforme mostra a Figura 35, encontrou-se uma relação estatística linear positiva entre a remoção de

P_{total} e o τ de até 20 dias. Na obtenção desta relação desconsiderou-se a % de mudança de P_{total} em 18/dez/2003, em que a concentração de P_{total} na saída foi maior que aquela da entrada.

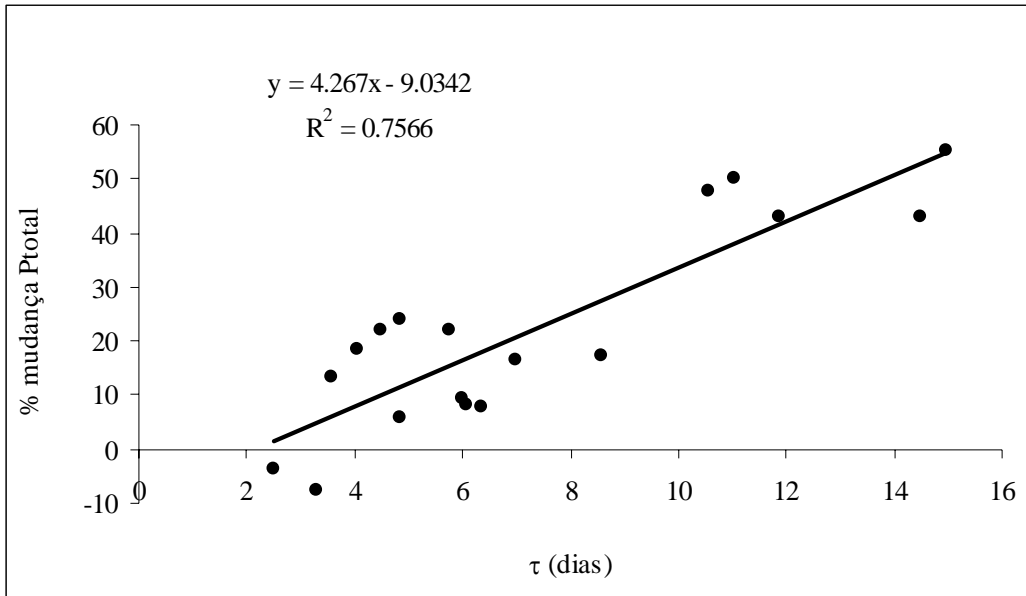


Figura 35. Relação entre a variação da concentração de P_{total} e o τ no reservatório do Tatu

A relação obtida mostrou que o impacto do reservatório na remoção de P_{total} foi importante quando o τ ficou entre 10 e 20 dias, uma vez que a % de mudança neste caso variou entre 45 e 55%. Para o período analisado, a maior ocorrência do τ entre 10 e 20 dias foi de julho a setembro, ou durante a estação de estiagem, quando o escoamento superficial decorrente de precipitações na bacia diminuiu muito, e a defasagem de 1 a 2 meses entre as últimas precipitações e vazão já estava superada, notando-se nestes três meses a transição de vazões médias até o escoamento de base. Para τ menor que 10 dias ainda houve impacto na concentração de P_{total} , porém em menor escala; neste caso a % de mudança variou entre 5 a 25%. Para o período analisado, a maior ocorrência do τ menor que 10 dias foi observada entre fevereiro e julho, final do período de chuvas e início da seca, quando a vazão do sistema ainda apresentou os efeitos da precipitação e o escoamento superficial foi o maior registrado. Para τ acima de 20 dias não se observou mais uma relação linear positiva com a % de mudança de P_{total} . O impacto do reservatório na concentração de P_{total} neste caso variou entre 35 e 50%,

sendo que todos os τ observados foram iguais a 39,82 dias (valor referente à vazão mínima assumida para o ribeirão do Pinhal quando a leitura linimétrica foi menor que 237 cm). Para o período analisado, a maior ocorrência do τ maior que 20 dias foi entre setembro e novembro, final do período de seca e início das chuvas, quando a vazão do sistema ainda não tinha apresentado os efeitos da precipitação e o escoamento superficial foi pequeno. Pode-se dizer, a partir destes dados, que, para τ acima de 20 dias, o reservatório assumiu um comportamento relativamente “constante” no que se refere a % de mudança da concentração de P_{total} , variando entre 35 e 50%.

Uma outra forma de análise da % de retenção do P_{total} no reservatório do Tatu está mostrada na Figura 36.

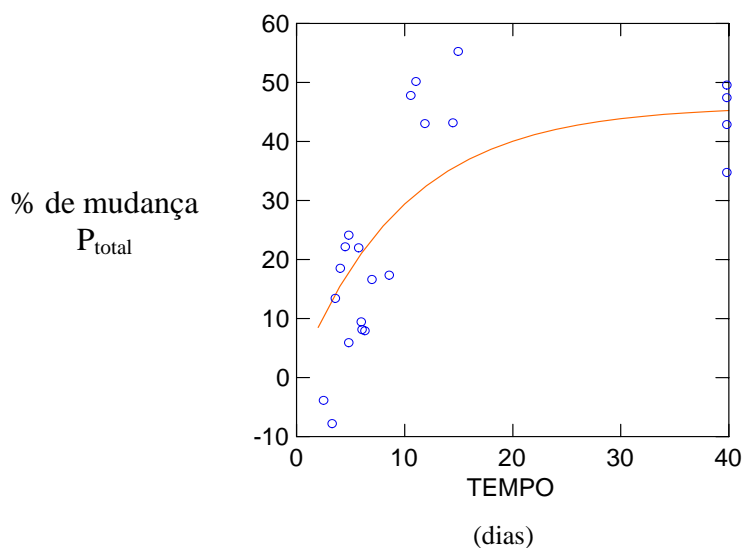


Figura 36. Retenção do P_{total} no reservatório do Tatu em função do τ

Considerou-se, no ajuste desta função, as concentrações de P_{total} referentes a amostras coletadas entre 27/fev/2003 e 11/fev/2004. O software SYSTAT foi utilizado para ajustar a função exponencial inversa a dados de % de mudança de P_{total} por τ , pré-estabelecendo-se um valor de plataforma (*plateau*) da função (Figura 6 dos DOCUMENTOS ANEXOS). O *plateau* da função foi obtido pela média das % de mudança relativamente constantes, correspondentes

ao intervalo superior de valores de τ . O plateau calculado para a função foi de 45,99, correspondente aos τ acima de 10 dias, sendo o R^2 obtido igual a 0,682. A função obtida foi % mudança $P_{total} = 45,99 * [1 - e^{-0,102*\tau}]$, sendo τ = tempo de residência considerando todo o volume do reservatório.

A remoção média anual estimada para o P_{total} foi de 46% (*plateau*) enquanto a estimativa da média anual de redução do P-orto por BENNDORF e PUTZ (1987) foi de 60%. Partindo da equação sugerida por BENNDORF e PUTZ (1987), LOTHAR (2003) obteve a equação 17- com $R^2=0,55$ e $p<0,002$ - para 15 dados coletados no verão em uma pré barragem com τ variando de 4 a 8 dias:

$$\% \text{ mudança P-orto} = 79,8 * [1 - e^{-0,37*\tau}] \quad (17)$$

Isto significa que houve uma remoção estimada de quase 80% do P-orto na pré-barragem durante o verão – a remoção anual estimada ficou em torno de 60%. LOTHAR (2003) afirma que a remoção de P_{total} estimada em pré-barragens, entretanto, é bem mais baixa que aquela de P-orto, como se observou neste estudo.

5.3.5. Nutriente limitante

A Tabela 18 mostra a relação N_{total}/P_{total} obtida a partir das amostras coletadas pelo CRHEA no levantamento do perfil do reservatório da PCH Tatu.

Nesta análise, a razão molar $N_{total}/P_{total} = 16/1$ é considerada ideal porque é a própria razão da biomassa algal. Razões molares N_{total}/P_{total} entre 10 e 20 indicam um equilíbrio entre as quantidades de N e P disponíveis, enquanto valores maiores que 20 indicam que o P é o nutriente limitante, e valores menores que 10 indicam que o N é o nutriente limitante. Observou-se, na cabeceira do reservatório, uma limitação por P_{total} no período chuvoso, enquanto no período seco manteve-se um equilíbrio entre as quantidades de P_{total} e N_{total} disponíveis. No meio do reservatório, ocorreu a maior limitação por P_{total} do período chuvoso, com exceção do fundo, onde houve um aumento notável da concentração de P_{total} e manteve-se um equilíbrio entre as quantidades de P_{total} e N_{total} disponíveis, como em todos os níveis no

período seco. Na barragem, manteve-se um equilíbrio entre as quantidades de P_{total} e N_{total} disponíveis tanto no período seco quanto no período chuvoso, com uma leve tendência à limitação por P; porém, verificou-se um aumento brusco da concentração de P_{total} no fundo no período chuvoso, onde se registrou a razão N_{total}/P_{total} de equilíbrio mais baixa.

Tabela 18. Relação N_{total}/P_{total}

| Data | Local | Nível | N_{total} ($\mu\text{g/L}$) | P_{total} ($\mu\text{g/L}$) | N_{total}/P_{total} mássica | N_{total} ($\mu\text{mol/L}$) | P_{total} ($\mu\text{mol/L}$) | N_{total}/P_{total} molar |
|-----------|-----------|----------|------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|
| 29/set/03 | Cabeceira | Superior | 1053,89 | 113,72 | 9,3 | 75,28 | 3,67 | 20,5 |
| | Cabeceira | Meio | 1042,55 | 134,72 | 7,7 | 74,47 | 4,35 | 17,1 |
| | Cabeceira | Fundo | 948,15 | 132,11 | 7,2 | 67,73 | 4,27 | 15,9 |
| | Meio | Superior | 773,6 | 111,93 | 6,9 | 55,26 | 3,61 | 15,3 |
| | Meio | Meio | 865,17 | 92,49 | 9,4 | 61,80 | 2,99 | 20,7 |
| | Meio | Fundo | 803,19 | 111,79 | 7,2 | 57,37 | 3,61 | 15,9 |
| | Barragem | Superior | 919,32 | 85,79 | 10,7 | 65,67 | 2,77 | 23,7 |
| | Barragem | Meio | 991,02 | 99,47 | 10,0 | 70,79 | 3,21 | 22,0 |
| | Barragem | Fundo | 1043,13 | 108,37 | 9,6 | 74,51 | 3,50 | 21,3 |
| 2/fev/04 | Cabeceira | Superior | 716,94 | 63,84 | 11,2 | 51,21 | 2,06 | 24,8 |
| | Cabeceira | Meio | 846,86 | 66,27 | 12,8 | 60,49 | 2,14 | 28,3 |
| | Cabeceira | Fundo | 833,43 | 68,14 | 12,2 | 59,53 | 2,20 | 27,1 |
| | Meio | Superior | 1035,15 | 74,11 | 14,0 | 73,94 | 2,39 | 30,9 |
| | Meio | Meio | 992,21 | 73,46 | 13,5 | 70,87 | 2,37 | 29,9 |
| | Meio | Fundo | 1048,33 | 138,85 | 7,6 | 74,88 | 4,48 | 16,7 |
| | Barragem | Superior | 844,94 | 83,04 | 10,2 | 60,35 | 2,68 | 22,5 |
| | Barragem | Meio | 894,93 | 84,28 | 10,6 | 63,92 | 2,72 | 23,5 |
| | Barragem | Fundo | 938,46 | 156,18 | 6,0 | 67,03 | 5,04 | 13,3 |

5.3.6. Clorofila-a

O levantamento do perfil do reservatório incluiu análises de Cla em amostras coletadas nas duas campanhas realizadas pelo CRHEA (29/set/2003 e 11/fev/2004). Além disto, amostras coletadas no reservatório do Tatu em 15/set/2003, 30/set/2003 e 28/abr/2004 foram enviadas à CETESB para análise de Cla. Estes resultados estão apresentados na Figura 37.

Observou-se, pelos resultados, que houve uma tendência de aumento da concentração de Cla da cabeceira para a barragem do reservatório (note-se que somente o CRHEA analisou amostras do meio do reservatório) em todas as datas amostradas, indicando a possível

influência da passagem do regime lóxico para lântico na proliferação do fitoplâncton. As maiores concentrações de *Cla* foram observadas no final do período de estiagem, o que sugere que os mais altos τ possivelmente favoreceram a proliferação de algas no reservatório.

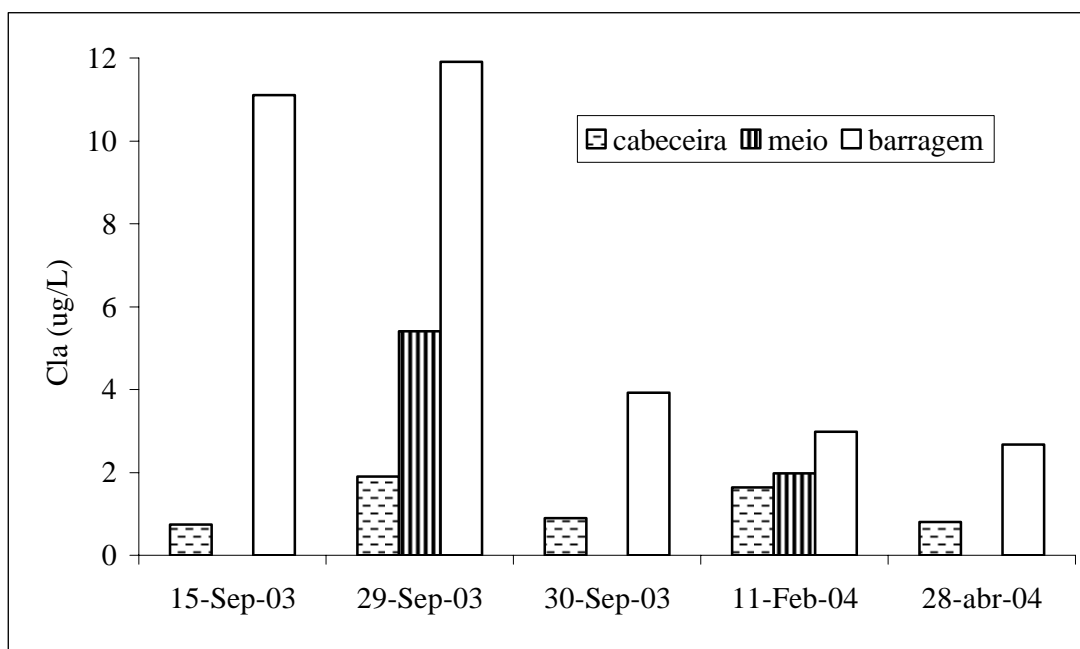


Figura 37. Concentração de clorofila *a* no reservatório do Tatu

Porém, a vazão manteve-se a mesma nos dias 29 e 30/set/2004 – vazão mínima registrada – enquanto as concentrações de *Cla* observadas caíram muito, juntamente com uma ligeira queda das concentrações de P_{total} (de 114 para 106 $\mu\text{g.l}^{-1}$ na entrada; de 86 para 69 $\mu\text{g.l}^{-1}$ na saída). Entretanto, a concentração de SS_{totais} , que permaneceu igual a 7 mg.l^{-1} na cabeceira e barragem no dia 29, aumentou para 11,4 mg.l^{-1} na barragem no dia 30, enquanto na cabeceira manteve-se em 7 mg.l^{-1} . Diante disto, uma explicação para a diminuição da concentração de *Cla* poderia ser o aumento da turbidez decorrente do aumento da concentração de SS_{totais} , o que poderia ter bloqueado parte da luz incidente no reservatório, necessária à proliferação das algas.

A relação empírica entre clorofila-*a* e P_{total} no reservatório da PCH Tatu em setembro de 2003 está mostrada na Figura 38, comparada ao modelo de regressão transversal citado no item 3.2.3, obtido por PRIDMORE e McBRIDE (1984, citado por KALFF, 2002) a partir da

concentração máxima de Cl_a observada e a média de P_{total} durante o verão na zona eufótica de 82 lagos europeus, norte-americanos e neozelandeses (equação 7). Ao se comparar o modelo desenvolvido por PRIDMORE e McBRIDE (1984, citado por KALFF, 2002) - curva 1 da Figura 38 - e aquele aqui obtido - curva 2 da Figura 38 - é importante citar que o primeiro é transversal, tendo sido construído a partir de 82 dados, e o segundo é não transversal, tendo sido construído a partir de 5 dados. Ainda, os dados de Cl_a mostrados na curva 2 da Figura 38 correspondem a amostras do final do inverno/início da primavera obtidas no reservatório da PCH Tatu, e incluem as concentrações máximas registradas durante o experimento.

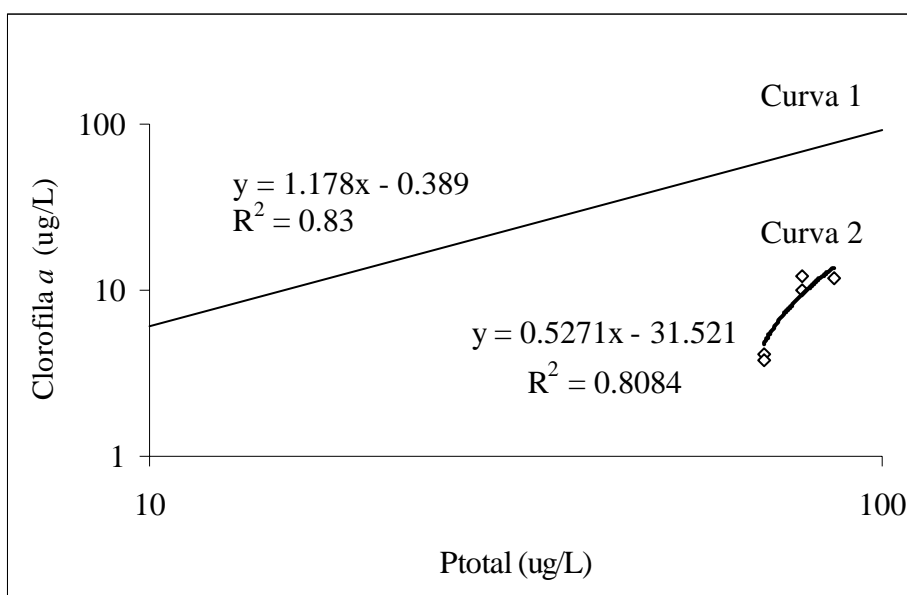


Figura 38. Comparação entre a relação $Cl_a \times P_{total}$ obtida por PRIDMORE e McBRIDE (1984, citado por KALFF, 2002) – curva 1 - e aquela obtida a partir dos dados de campo deste experimento – curva 2 - em escala logarítmica

A curva 2, obtida com os dados de campo deste experimento, mostrou que há uma menor produtividade no reservatório do Tatu se comparada à média dos sistemas em clima temperado, modelada por PRIDMORE e MACBRIDE (1984, citado por KALFF, 2002). Isto significa que a mesma quantidade de P foi menos aproveitada pela biomassa algal no reservatório da PCH Tatu do que aquela preconizada pelo modelo de regressão transversal feito a partir de dados provenientes de lagos europeus, norte-americanos e neozelandeses.

Como a turbidez medida em 29/set/2003 não foi alta para explicar este resultado – diminuiu de 11 a 5 NTU da cabeceira para a barragem, na superfície da água - a alta taxa de descarga do reservatório, poderia, a princípio, ser a causa da menor produtividade observada. Os τ teóricos calculados para todos os dias de set/2003 foram iguais a 39,82 dias (valor máximo calculado para o reservatório, referente à vazão mínima assumida para o ribeirão do Pinhal quando a leitura limimétrica foi menor que 237 cm), com exceção dos dias 17 e 18, em que se obteve τ iguais a 13,22 e 13,61. Este τ teórico, é considerado ainda representativo de um regime de transição ($\tau < 40$ dias) entre sistemas lóticos e lênticos, o que significa que equivalem realmente a uma alta taxa de descarga. Entretanto, um levantamento mais completo da concentração de Cla no reservatório deveria ser feito para subsidiar um modelo de regressão mais representativo deste comportamento.

5.3.7. Índice de Estado Trófico

A Tabela 19 mostra os resultados da medição de transparência da água com disco Secchi, e os resultados das análises químicas de Cla, P_{total} e SS_{total} de amostras retiradas na superfície da água, obtidos pelo CRHEA.

Tabela 19. Transparência (m) , Cla ($\mu\text{g.l}^{-1}$), P_{total} ($\mu\text{g.l}^{-1}$) e SS_{total} (mg.l^{-1}) no reservatório

| | Cabeceira | Meio | Barragem |
|----------------------|-----------|-------|----------|
| 29/set/2003 | | | |
| Transparência | 0,8 | 1,1 | 1,3 |
| Clorofila <i>a</i> | 1,9 | 5,4 | 11,9 |
| P _{total} | 113,7 | 111,9 | 85,8 |
| SS _{totais} | 6,9 | 5,7 | 7,1 |
| 11/fev/2004 | | | |
| Transparência | 0,6 | 0,6 | 0,5 |
| Clorofila <i>a</i> | 1,6 | 2,0 | 3,0 |
| P _{total} | 63,8 | 74,1 | 83,0 |
| SS _{totais} | 12,7 | 10,7 | 12,9 |

A vazão média em 29/set/2003, registrada no ponto E, foi de $0,298 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, correspondente a uma leitura de nível menor que 237 cm, o que retratou uma situação de

estiagem. A vazão em 11/fev/2004, no mesmo ponto, foi de $1,960 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o que retratou uma situação de chuvas.

Observou-se um aumento da transparência da água, da cabeceira para a barragem, na época de estiagem, o que significou que a baixa vazão e o alto τ (39,8 dias) provavelmente favoreceram a precipitação de particulados. A concentração de *Cl_a* apresentou a mesma tendência da transparência, comprovando a ocorrência de desenvolvimento da fitoplâncton no reservatório, favorecido pelas altas concentrações de P_{total} . A diminuição da concentração do P_{total} na barragem, em relação à cabeceira e meio do reservatório, pode estar relacionada ao decaimento e precipitação de parte do fitoplâncton proliferado, tendo fósforo incorporado à sua estrutura. Observou-se, por fim, que a presença de fitoplâncton não alterou a concentração de SS_{totais} , possivelmente porque o material inorgânico particulado presente na água da cabeceira precipitou na altura da barragem, pelo alto τ . Na época de chuvas, observou-se uma diminuição e equiparação da transparência da água e *Cl_a* em todos os pontos, possivelmente devido ao baixo τ no reservatório (6,1 dias), e ao efeito da taxa de descarga. A concentração de P_{total} diminuiu, de modo geral, provavelmente pela diluição em uma vazão 6,6 vezes maior que aquela da estiagem. Porém, o P_{total} apresentou uma tendência de aumento de concentração, da cabeceira para a barragem. A concentração de SS_{totais} praticamente dobrou, em todos os pontos, comprovando o efeito do arraste de partículas, em especial inorgânicas, que o escoamento superficial decorrente das chuvas provoca na bacia em estudo. Estes resultados comprovam a afirmação da CETESB (22/out/2004), que considera que a transparência muitas vezes não é representativa dos graus de trofia, uma vez que pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão, e não apenas pela densidade de organismos planctônicos, como se pôde verificar aqui.

Se ainda assim se considerar os resultados dos parâmetros individuais mostrados acima para a classificação do estado trófico, se obteria para:

- Disco secchi: estado mesotrófico na estiagem e eutrófico na época de chuvas;
- P_{total} : estado eutrófico na estiagem e época de chuvas;
- *Cl_a*: na estiagem, estado oligotrófico na cabeceira, mesotrófico no meio do reservatório e eutrófico na barragem; oligotrófico em época de chuvas.

Considerando o cálculo do IET mensal, feito a partir de dados de concentração de P_{total} obtidos nas amostras quinzenais da entrada e saída do reservatório entre fevereiro de 2003 e abril de 2004 pela equipe da FEAGRI, o índice variou entre 51 e 69, sendo que somente 10% dos valores foram menores ou iguais a 54, indicando estado mesotrófico, e os outros 90% indicaram estado eutrófico. Em 80% dos casos o IET mensal da saída do reservatório foi menor que aquele da entrada, indicando a ocorrência de remoção de P_{total} no reservatório (conforme já se observou pelo fluxo anual de fósforo na bacia), possivelmente por precipitação de partículas orgânicas e inorgânicas contendo fósforo em sua estrutura ou adsorvido. Estes resultados de IET, calculados a partir da concentração de P_{total} , deveriam ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, uma vez que o fósforo atua como agente causador do processo. Por outro lado, o IET que considera somente os resultados de Cl_a – não calculado neste caso - deveria ser visto como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento de algas que tem lugar nas águas. O IET anual, considerando a concentração de P_{total} , calculado a partir dos mesmos dados, foi igual a 62 na entrada do reservatório e 58 na saída, indicando estado eutrófico em ambos os casos.

Partindo-se dos resultados obtidos pelo CRHEA nas duas coletas feitas para o levantamento do perfil do reservatório (set/2003 e fev/2004), obteve-se, por média geométrica, os IETs anuais para P_{total} , Cl_a e final (média aritmética simples dos índices anuais relativos a ambos), a saber:

- P_{total} : obteve-se IET variando entre 61 e 62, indicando estado eutrófico na cabeceira, meio e barragem do reservatório;
- Cl_a : obteve-se IET variando entre 36 e 48, indicando estado mesotrófico na cabeceira, meio e barragem (>valor observado) do reservatório;
- Final: IET igual a 49 na cabeceira (indicando estado mesotrófico), IET igual a 52 no meio do reservatório (indicando também estado mesotrófico) e IET igual a 55 na barragem (indicando estado eutrófico).

Partindo-se dos resultados de Cl_a de amostras enviadas à CETESB nas três coletas (15 e 30/set/2003, e 28/abr/2004), obteve-se, por média geométrica, os IETs anuais para P_{total}

(analisado pela equipe da FEAGRI), *Cla* e final (média aritmética simples dos índices anuais relativos a ambos), a saber:

- P_{total} : obteve-se IET igual a 64 e 59 na entrada e saída do reservatório, respectivamente, indicando estado eutrófico na cabeceira e na barragem;
- *Cla*: obteve-se IET igual a 48 e 66 na entrada e saída do reservatório, respectivamente, indicando estado mesotrófico na cabeceira e eutrófico na barragem;
- Final: IET igual a 56 e 62 na entrada e saída do reservatório, respectivamente, indicando estado eutrófico na cabeceira e na barragem.

Em termos de representatividade em relação ao períodos de chuva e estiagem, se considerou que as amostras enviadas à CETESB foram adequadas, uma vez que duas delas (15 e 30/set/2003) foram coletadas na vazão mínima registrada (igual a $0,298 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, correspondendo a um $\tau=39,8$ dias) e uma delas foi coletada enquanto se registrava uma alta vazão, 10 vezes maior que aquelas da estiagem (igual a $3,083 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, correspondendo a um $\tau=3,9$ dias). Porém, os resultados do IET calculados com os dados da CETESB indicaram uma pior situação do reservatório em relação ao estado trófico, quando comparado aos resultados do IET calculados com os dados do CRHEA, devido a que duas das amostragens para envio à CETESB foram feitas em épocas de estiagem, quando as concentrações de P_{total} na entrada do reservatório estava muito alta.

Por fim decidiu-se combinar os dados das duas fontes para calcular um IET anual mais representativo na entrada e saída do reservatório, e obteve-se:

- P_{total} : obteve-se IET igual a 62 e 60 na entrada e saída do reservatório, respectivamente, indicando estado eutrófico na cabeceira e na barragem;
- *Cla*: obteve-se IET igual a 51 e 66 na entrada e saída do reservatório, respectivamente, indicando estado mesotrófico na cabeceira e eutrófico na barragem;
- Final: IET igual a 57 e 63 na entrada e saída do reservatório, respectivamente, indicando estado eutrófico na cabeceira e na barragem.

Para efeito de comparação, o Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, divulgado pela CETESB em 2003 (CETESB, 22/out/2004), apresenta, para o ponto JAGR02800 do rio Jaguari uma média anual do IET de *Cla* igual a 21,71 (estado oligotrófico,

menor média anual registrada na rede de monitoramento da CETESB em 2003), IET de P_{total} igual a 91,25 (estado hipereutrófico) e IET médio entre os dois anteriores igual a 56,48 (estado eutrófico). Todos os pontos de monitoramento da CETESB locados na bacia do Piracicaba apresentaram esta mesma classificação de estado trófico, com exceção do IET de Cl_a que chegou a eutrófico na foz do rio Piracicaba. Com base nestes resultados, a CETESB considerou todos os pontos da bacia do Piracicaba como apresentando alto grau de limitação do processo de eutrofização, sendo o grau de limitação uma função da disponibilidade de P no ambiente e a consequente produção de Cl_a . Ambientes com alto grau de limitação, como foi considerada a bacia do Piracicaba, apresentam altas concentrações de P_{total} , mas valores de Cl_a proporcionalmente menores, devendo portanto haver algum fator ambiental limitante à produção. No caso da bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, supõe-se aqui que a taxa de descarga possa ser este fator limitante.

Por fim, a aplicação da fórmula sugerida por VON SPERLING (1995) para calcular a concentração de fósforo no corpo d'água e se obter uma estimativa do estado trófico do reservatório do Tatu resultou em $0,103 \text{ g.m}^{-3}$, o que sugeriu estado eutrófico, concordando com o índice IET calculado anteriormente. Os valores utilizados para o cálculo da concentração de P no corpo d'água foram: carga afluyente de P (L) igual a 5700 Kg.ano^{-1} ; volume do reservatório igual a $1026202,434 \text{ m}^3$ e tempo de detenção hidráulica igual a $0,0244$ ano.

6. Conclusões

Seguem algumas conclusões e comentários sobre o trabalho desenvolvido:

- Apesar das limitações de simulação ocorridas em períodos de vazões e concentrações extremas, verificou-se preliminarmente a importância da poluição difusa de P_{total} , de origem rural, na degradação das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Jaguari, que se encontra atualmente em acelerado processo de eutrofização;
- De um modo geral, concluiu-se que as altas concentrações de P_{total} medidas na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal no período de estudo foram influenciadas pela atividade industrial e ocupação humana, influência esta que possivelmente se sobrepôs àquela do arraste de partículas causado pelo escoamento superficial decorrente da precipitação; A agroindústria instalada na área de estudo adiciona fósforo em suas águas residuárias para possibilitar o tratamento biológico das mesmas, e este fósforo está possivelmente sendo detectado no ribeirão do Pinhal, onde ocorre o descarte das águas residuárias tratadas, portanto a contribuição desta fonte pontual é aparentemente importante para a bacia hidrográfica, e “mascara” a possível contribuição difusa;
- Há disponibilidade de nutrientes (N e P) em excesso no reservatório da PCH Tatu, todavia fatores físicos devem estar limitando a proliferação de algas, como possivelmente a alta taxa de descarga e/ou a falta de luz (pela presença de sedimentos suspensos na água);
- Quando o τ é menor que 20 dias, o transporte de biomassa (causado pela taxa de descarga) é o fator limitante ao crescimento de algas no reservatório;
- Este estudo observou a concentração de P_{total} em ambientes lênticos e lóticos de uma bacia hidrográfica de ocupação agrícola, ao mesmo tempo em que o governo federal está aprovando mudanças na resolução que trata atualmente da classificação de corpos de água - Resolução CONAMA nº20 de 18 de junho de 1986 - com a Resolução 357

de 2005, a fim de, entre outras coisas, diferenciar estes ambientes quando se trata de limites de concentração de P_{total} em corpos de água, sendo este portanto um assunto em pauta no momento;

- Uma alternativa financeiramente viável de abordagem do problema de cargas difusas é a aplicação de modelos matemáticos de simulação – especialmente aqueles de acesso público, disponíveis na rede mundial de computadores e amplamente utilizados na América do Norte e em países do oeste europeu - que apresentam a perspectiva de gerar informações que subsidiem uma gestão de recursos hídricos mais integralizada no país.

6.1. Sugestões de trabalhos futuros

A fim de complementar este estudo, sugere-se:

- Calcular a entrada de fósforo via fontes antropogênicas provenientes das áreas urbanizadas e via agroindústria, as quais foram as fontes faltantes mais importantes neste estudo;
- Escolher uma sub-bacia de ocupação homogênea no ribeirão do Pinhal e calcular o teor de P no solo, a fim de possibilitar a obtenção do balanço nutricional aparente da cultura em relação ao P e a definição do estoque de P no solo;
- Determinar a quantidade de fosfato de fonte natural presente no ecossistema aquático em estudo, por identificação de nascentes dos principais tributários e coleta de amostras de água (por exemplo no ribeirão Tabajara);
- Monitorar a concentração de fósforo nos cursos d'águas utilizando amostrador automático (tipo ISCO), ativado pela variação de nível do corpo de água, a fim de

registrar a exportação ocorrida durante tempestades e obter um balanço de massa mais preciso;

- Estudar e definir as variáveis necessárias à aplicação de modelos matemáticos de simulação de cargas difusas (desenvolvidos em países de clima temperado), a fim de adaptá-los à realidade do local de aplicação;
- Fazer um estudo semelhante a este no rio Atibaia, para efeito de comparação, uma vez que aí as águas superficiais encontram-se em condição de maior degradação, causada especialmente por fontes pontuais urbanas e industriais.

7. Literatura consultada

ABDUL NOUR, E.A. **Procedimentos de análises físico-químicas e exames microbiológicos para águas de abastecimento e residuárias.** 92 p. Manual técnico – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 1996.

ÁGUAS DE LIMEIRA. **Resultados de análises laboratoriais.** Relatório técnico - Limeira, SP. 2002.

AGUJARO, L.F.; ISAAC, R.L. Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – estado de São Paulo, Brasil – e avaliação de seus corpos d’água em relação à eutrofização. **Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental.** 28, Cancun, México: AIDS, 2002. CD-Rom.

ALVES, H.M.R.; VIEIRA, T.G.C.; ANDRADE, H. Sistemas de informação geográfica na avaliação de impactos ambientais provenientes de atividades agropecuárias. **Informe Agropecuário.** Belo Horizonte, v.21. n.202, p. 99-109, jan/fev, 2000.

APHA; AWWA & WEF **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** Washington D.C.: American Public Health Association, 20^a edição. p.4-139,4-153. 1995.

ARTAXO, P.; PAULIQUEVIS, T.M.; LARA, L.L.; RICHARD, S. Dry and wet deposition in Amazonia: from natural biogenic aerosols to biomass burning impacts. INTERNATIONAL GLOBAL ATMOSPHERIC CHEMISTRY PROJECT. **IGActivities Newsletter.** Issue 27. p.12-16. 2003.

ASSAD, E.D.; SANO, E.E. **Sistema de informações geográficas – aplicações na agricultura.** EMBRAPA.

BENNDORF, J.; PUTZ, K. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dams. **Water Res.**, v.21, p.829-842, 1987.

BEVILACQUA, J.E., MENEGON Jr, N., FERREIRA, A.A. **Implicações ambientais quanto ao uso do fósforo nos sabões em pó.** Relatório técnico – CETESB, Divisão de Qualidade das Águas, SP. 2002.

BRANCO, S.M. A água e o homem. In: PORTO, R.L.L., org.: BRANCO, S.M.; CLEARY, R.W.; COIMBRA, R.M.; EIGER, S.; LUCA, S.J.; NOGUEIRA, V.P.Q.; PORTO, M.F.A. **Hidrologia Ambiental.** São Paulo: Edusp, Associação Brasileira de Recursos Hídricos. v.3, 1991.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C.E.M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** Escrituras Editora, São Paulo, p.637-652. 1999.

BRANDÃO, D. **Risco de degradação dos recursos hídricos na bacia do Ribeirão Pinhal – Limeira (SP):** uma proposta metodológica. Tese de mestrado. Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Campinas, SP. 2001.

BRASILa **Resolução CONAMA 20, de 18 de junho de 1986.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 30/07/1986. < [http:// www.mma.gov.br/conama](http://www.mma.gov.br/conama)>, 05/01/2002.

BRASILb **Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 09/01/1997. < [http:// www.mma.gov.br/](http://www.mma.gov.br/)>, 05/01/2002.

CAMARGO FILHO, W. **Estatística de produção agrícola no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria da Agricultura e Abastecimento. IEA. Vol.20, 128 p., 1990.

CANFIELD, 1983 apud KALFF, J. **Limnology: inland water ecosystems**. Prentice-Hall. New Jersey, USA. p.341-348. 2002.

CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, vol.8, n.3, p. 559-568, 1998.

CARVALHO, C.E.V. & TORRES, J.P.M. The ecohydrology of the Paraíba do Sul River, southeast Brazil. In: The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands. **IAHS Special Publication**. n° 6. Chapter 10, p. 179-191, 2002.

CASTRO, P. **Estudo ambiental do estuário do Tejo**: estimação e controlo da poluição difusa no estuário do Tejo. Relatório Projecto Tejo n.12, Lisboa-Portugal, 1986 apud DIOGO, P. A.; COELHO, P. S.; ALMEIDA, M. C.; MATEUS, N. S.; RODRIGUES, A. C. Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe. **Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa**, 6, Cabo Verde – Portugal: INGRH, APRH, ABRH e AMCT, p.135-146, novembro de 2003, CD-Rom.

CBH-PCJ. **Plano de Bacia Hidrográfica 2000-2003**: relatório final – fase 3. Coplaenge/FEHIDRO: Piracicaba, SP. 240 p. 2001.

CBH-PCJ; CORHI; CRH e Governo do Estado de São Paulo **Plano de Bacia Hidrográfica 2000-2003** : Síntese do Relatório Final. 2000.

CEE; ODU; CEML. **Simulator for Water Resources in Rural Basins - Water Quality (SWRRBWQ)**. < <http://www.cee.odu.edu/model/swrrbwq.php> >, 26/09/2004.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 1996**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. 1996.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 1997**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. 1997.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 1998**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. 1998.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 1999**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. 1999.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2000**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. 2000.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2001**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. v.1. <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp>, 06/06/2003.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2003**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. v.1, 273 p.<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp>, 22/10/2004

CHALAR, G.; TUNDISI, J.G. **Main processes in the water column determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) reservoir: Implications for phosphorus cycling**. In: Theoretical

reservoir ecology and its applications. J.G. TUNDISI & M. STRASKRABA. IIE, Backhuys Publishers. São Carlos, SP.p.53-66. 1999.

CHAPRA S.C.; RECKHOW, K.H. Modeling excessive nutrient loading in the environment. **Environmental Pollution**. 100, p.197-207, 1999.

COIADO, E.M. **Relatório Técnico**. Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP. 1986.

CORSI, S.R., GRACZYK, D.J., OWENS, D.W., BANNERMAN, R.T. Unit-area loads of suspended sediment, suspended solids, and total phosphorus from small watersheds in Wisconsin: **U.S.Geological Survey Fact Sheet: FS-195-97**. Middleton, WI. 4 p., 1997.

COOKE, G.D., T.N. BHARGAVA, M.R.McCOMAS, M.C. WILSON, e R.T. HEATH. Some aspects of phosphorus dynamics of the twin lakes watershed. In **Modeling the Eutrophication Process**, E.J. Middlebrooks, Ed., Logan: Utah State University. 1973

CRESTE, J.E. Correspondência eletrônica. Universidade do Oeste Paulista,2004.

CRUZ, A.S.; DAL BOSCO, S.; CAMAROTTI, G., FERRAZ, S.; FERNANDES, M.. 52 mortos em Caruaru - Anatomia de uma tragédia. **Revista VEJA**, ano 29, n.23. p. 36-53. 1996.

DAEE **Projeto Integrado da Bacia do Rio Piracicaba**: Solicitação de Financiamento para Obras e Medidas de Preservação e Controle dos Recursos Hídricos. Vol.II. Secretaria de Energia e Saneamento, São Paulo-SP, 1990.

DAEE Regionalização hidrológica no Estado de São Paulo. **Águas e Energia Elétrica**. Ano 5, nº 14. 1988.

DALCANALE, F. **Simulação de cargas difusas em bacias rurais**. 110p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica, USP, São Paulo, 2001.

DEL GRANDE, M.; REZENDE, M.O.O.; ROCHA, O. Distribuição de compostos organoclorados nas águas e sedimentos da bacia do rio Piracicaba – Brasil. **Química Nova**, vol. 26, n.5, p. 678-686, 2003.

DIOGO, P. A.; COELHO, P. S.; ALMEIDA, M. C.; MATEUS, N. S.; RODRIGUES, A. C. Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe. **Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa**, 6, Cabo Verde – Portugal: INGRH, APRH, ABRH e AMCT, p.135-146, novembro de 2003, CD-Rom.

ECE *apud* NOVOTNY, V. Difuse pollution from agriculture. **Water Science and Technology**, Great Britain, v.39, n.3, p.1-13, 1999.

EIGER, Sérgio; SALATI, Eneida; PETRACCO, Paula; SALATI, Enéas; MARCONDES, Daniel Salati. Modelagem de cargas de nutrientes para a bacia hidrográfica do rio do Peixe, SP. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 13, Belo Horizonte-MG: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, novembro de 1999. CD-Rom.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Editora Interciência/FINEP. 575 p. 1988.

FOLHA DE SÃO PAULO **Recursos Hídricos**: Governo cria comite federal para bacias. Suplemento Folha Campinas. p.C4. 30/03/2003

FOLHA DE SÃO PAULO **Liminar veta reajuste de água em Limeira**. Suplemento FOLHA Campinas. 10/07/2003.

GODERT, W.J. **Calagem e adubação**. Brasília: EMBRAPA-CPAC, EMBRAPA-SPI. Coleção Saber 1, 59 p., 1995

GOMES, M.A.F. **Herbicidas no meio ambiente**: uma abordagem para regiões de alta vulnerabilidade natural. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas, <<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas>>, 01/07/2002.

GRACZYK, D.J., BROOK, J.P.V. **Herbicides in the Pecatonia and Yahara Rivers in southwestern Wisconsin**: May 1996-July 1996. U.S.Geological Survey Fact Sheet FS-175-97. Middleton, WI, 4 p., 1997.

HAMILTON, S.K. Correspondências eletrônicas. 2000-2004.

HENKES, S. L. **Política nacional de recursos hídricos e sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos**. <<http://www1.jus.com.br/doutrina/texto.asp?id=3970>>, 16/09/2004.

HENRY, R. A variabilidade de alguns fatores físicos e químicos da água e implicações para amostragem: estudos de caso em quatro represas do Estado de São Paulo. In: **Amostragem em limnologia**. Org.: BICUDO, C.E. e BICUDO, D., São Carlos: Ed. Rima, 2004. 351 p.

HOUSE, W.A., DENISON, F.H., ARMITAGE, P.D. Comparison of the uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed-sediment. **Water Resources**. Vol.29, nº 3, p.767-779. 1995.

INFORMAÇÕES AGRONÔMICAS **Simpósio destaca essencialidade do fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba: POTAFOS, n.102, junho de 2003.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS **Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo**: Boletim Técnico 100. B. van RAIJ, H. CANTARELLA, J.A. QUAGGIO e A.M.C. FURLANI. 2ª edição. Campinas-SP, Instituto Agronômico/Fundação IAC. 285 p. 1997.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA **Prognóstico agrícola 1992/1993**. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 105 p. Série Informações Econômicas, v.22, n.8. 1992.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLAa. **Levantamento Subjetiva Estado de São Paulo**. <<http://www.iea.sp.gov.br/out/ibcoiea.php>>, 13/09/2004

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLAb. **Uso do Solo Rural para o Total do Estado de São Paulo**. <<http://www.iea.sp.gov.br/out/isolo.php>>, 13/09/2004.

KALFF, J. **Limnology: inland water ecosystems**. Prentice-Hall. New Jersey, USA. p.341-348. 2002.

KAMMERER JR., P.A. **Hydrology and water quality of Park Lake, South-Central Wisconsin**. U.S.Geological Survey Fact Sheet FS-197-96. Middleton, WI, 4 p., 1996.

KLETECKE, R., FERREIRA, L., TEIXEIRA FILHO, J., ITO, H. Determinação de áreas com risco de erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão Marins – SP. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, 9, 2001, Fortaleza-CE. **Anais...**p.80-84, 2001.

KORNDORFER, G.H. Correspondência eletrônica. Universidade Federal de Uberlândia, 2004.

LARA, L.B.L.S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.; AYERS, G.P.; FERRAZ, E.S.B.; BALLESTER, M.V. Chemical composition

if rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**. Elsevier Science. Vol 35. p. 4937-4945. 2001.

LÉON, L.F.; SOULIS, E.D.; KOUWEN, N.; FARQUHAR. Nonpoint source pollution: a distributed water quality modeling approach. **Water Research**, Great Britain, v.35, n.4, p. 997-1007, 2001.

LEPSCH, I. **Solos: formação e conservação**. SP: Melhoramentos. 160 p. 1976

LEWIS, W.M., Jr.; GRANT, M.C., HAMILTON, S.K.. Evidence that filtrable phosphorus is a significant atmospheric link in the phosphorus cycle. **Oikos** 45: 428-432. 1985

LINE, D.E. et al. **Water Environment Research: Literature Review**. Water Environment Federation. Vol.70, n° 4, p. 895-911. 1998.

LIND, O.T. **Handbook of common methods in Limnology**. Missouri, USA: MOSBY, 2nd edition. p. 1-32. 1979.

LOTHAR, P. Nutrient elimination in pre-dams: results of long term studies. **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 504, p.289-295, 2003.

MACLEOD C.; HAYGARTH, P. A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. **Scope Newsletter**, Devon-UK: IGER, n.51, junho, p.1-10, 2003.

MALAVOLTA, E. Correspondência eletrônica. CENA-USP, Piracicaba, SP. 2004.

MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola: nutrição de plantas e fertilidade do solo**. Sao Paulo: Editora Agronômica Ceres. 528 p. 1976.

MANSOR, M.T.C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D.M. Risco potencial a erosão nas margens de um reservatório. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 31, 2002, Salvador-BA. **Anais...**2002.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; FERRAZ, E.S.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z.; KRUSCHE, A.V.; MORAES, J.M.; BALLESTER, M.V.; LARA, L.L.S.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B.; CERRI, C.E. Hydrology and water quality in the Piracicaba River basin, Sao Paulo State, Brazil. In: The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands. **IAHS Special Publication**. n° 6, chapter 10, p.159-177. 2002.

MARTINS, M.E. **Produção de sedimentos em microbacias cultivadas com cana-de-açúcar e Citrus**. Tese (Doutorado em Saneamento) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 2001.

MARTINS, R.H.O. **Carga difusa em ambientes urbanos**: a bacia representativa do córrego do Madaqui. Vol.1, 207 p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 1988.

MELO, A.C. & DIAS, V. Fósforo, o vilão dos rios. **Jornal da USP**, São Paulo, ano 17, n° 596, maio de 2002.

MESQUITA, H.A.; de PAULA, M.B.; ALVARENGA, M.I.N. Indicadores de impactos das atividades agropecuárias. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte, v.21. n.202, p.57-62, 70-71, jan/fev 2000.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, Brasil. **Revisão da Resolução n°20 do CONAMA**. <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>, 24/06/2003.

NOVOTNY, V. Diffuse pollution from agriculture. **Water Science and Technology**, Great Britain, v.39, n.3, p.1-13, 1999.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Handbook of non-point pollution: sources and management**. New York: Van Nostrand-Reinhold, 1054 p., 1993.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water Quality: prevention, identification and management of diffuse pollution**. Van Nostrand Reinhold, New York, 1994.

OENEMA, O. & ROEST, C.W.J. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. **Water Science and Technology**. Elsevier Sci. p.19-29, 1998.

OHLE, 1938. apud ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Editora Interciência/FINEP. 575 p. 1988.

OLIVEIRA, J.B. **Classificacao de solos**. São Paulo: Edusp. 1979.

PELLEGRINO et al., 2001 apud MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; FERRAZ, E.S.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z.; KRUSCHE, A.V.; MORAES, J.M.; BALLESTER, M.V.; LARA, L.L.S.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B.; CERRI, C.E. Hydrology and water quality in the Piracicaba River basin, Sao Paulo State, Brazil. In: The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands. **IAHS Special Publication**. n° 6, chapter 10, p.159-177. 2002.

PESSA, M.C.P.Y.; LUCHIARI, A.J.; FERNANDES, E.N.; LIMA, M.A. **Principais modelos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas**. Jaguariuna: Embrapa-CNPMA, 80 p., 1997.

PETERSON, B.J., W.M. WOLLHEIM, P.J. MULHOLLAND, J. R. WEBSTER, J.L. MEYER, J.L. TANK, E. MARTÍ, W.B. BOWDEN, H.M. VALETT, A.E. HERSHEY, W.B. McDOWELL, W.K. DODDS, S.K. HAMILTON, S. GREGORY, and D.D. MORRALL. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science** 292(5514): 86-90. 2001.

PIÃO, A.C.S. **Transporte de nitrogênio, fósforo e sedimentos pelo ribeirão dos Carrapatos, Município de Itai, SP, sua relação com uso do solo e outros impactos antropogênicos e a sua deposição no braço do Taquari (Represa de Jurumirim)**. 194 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 1995.

PIÃO, A.C.S.; HENRY, R. Estudo de caso: Transporte de nitrogênio, fósforo e sedimentos pelo ribeirão dos Carrapatos (município de Itai, SP), sua relação com usos do solo e outros impactos antropogênicos e a sua deposição no braço do Taquari (represa de Jurumirim) *in* **Análise Ambiental: estratégias e ações**. TAUKE-TORNIELO et al. São Paulo: T.A. Queiroz, Fundação Salim Farah Maluf; Rio Claro: Centro de Estudos Ambientais – UNESP. 1995. 381 p.

PORCELLA, D.B., BISHOP, A.B. **Comprehensive management of phosphorus water pollution**. Ann Arbor Science Publishers, Inc. 303p. 1975.

PORTERFIELD, G. **Computation of fluvial sediment discharge: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resource Investigations**. Book 3, Chapter C3, 66 p., 1972.

POTE, D.H. et al. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorus concentration in runoff. **J. Environ. Qual.** Vol.28, p.170-175, 1999.

PRADO, H. **Os solos do Estado de São Paulo – Mapas pedológicos**. 1997.

PRAIRIE e KALFF, 1986 apud KALFF, J. **Limnology: inland water ecosystems**. Prentice-Hall. New Jersey, USA. p.341-348. 2002.

PRIDMORE e McBRIDE, 1984 apud KALFF, J. **Limnology: inland water ecosystems**. Prentice-Hall. New Jersey, USA. p.341-348. 2002.

PROJETO PIRACENA, USP, Piracicaba-SP. **Bacia do rio Piracicaba**. <<http://www.cena.usp.br/piracena/default.htm>> 23/08/2004.

QUIRÓS, 1990 apud KALFF, J. **Limnology: inland water ecosystems**. Prentice-Hall. New Jersey, USA. p.341-348. 2002.

REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 2ª edição, Escrituras Editora, 2002. 704 p.

RECKHOW, K.H.; CHAPRA, S.C. **Engineering approaches for lake management**. Vol.1: Data Analysis and Empirical Modeling. Butterworth Publishers, Ann Arbor Science Book. 1983. 358 p.

RECKHOW, K.H.; CHAPRA, S.C. Modeling excessive nutrient loading in the environment. **Environmental pollution**. 100, p.197-207. 1999.

RIDENTE JÚNIOR, J.L.; ARAÚJO, C.C.; KORMAN, V.; MACEDO, A.B.; MARTINS, J.F. Mapa de risco potencial à erosão em área piloto no município de São José do Rio Preto/SP utilizando Sistema de Informação Geográfica. In: Simpósio de Usuários IDRISI, 2, Campinas-SP. **Caderno de Resumos...** p.85-88, 1997.

RIOS, L. **Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão (estado de São Paulo)**. 146 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 1993.

ROBERTSON, D.M. **Sources and transport of phosphorus in the Western Lake Michigan drainages**. U.S.Geological Survey Fact Sheet FS-208-96. Middleton, WI, 4 p., 1996.

ROCHA, J.S.M. **Manejo integrado de bacias hidrográficas**. Santa Maria, RS: Universidade Federal de Santa Maria. 1989.

ROSE, W.J., ROBERTSON, D.M. **Hydrology, water quality, and phosphorus loading of Kirby lake, Barron county, Wisconsin**. U.S.Geological Survey Fact Sheet FS-066-98. Middleton, WI, 4 p., 1998.

ROSSI PISA, P.; PRETI, F.; ROSSI, M.; VENTURA, F.; MAZZANTI, B. Water, soil and chemical losses: field experiments and model analysis. **Water Science and Technology**, Great Britain, v.39, n.3, p.93-102, 1999.

SÁ, J.C. Correspondência eletrônica. Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2004.

SALAS, H.J. & MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Resources**. Vol.25, p.341-350. 1991.

SANTOS, M.A.; ROCHA, J.V.; CAVALIERI, A. Avaliação de interpoladores para geração de modelos digitais de elevação e sua influência em mapas de potencial natural de erosão. In: Simpósio de Usuários IDRISI, 2, Campinas- SP. **Caderno de Resumos...**,1997.

SÃO PAULO. **Distribuição espacial das várzeas no estado de São Paulo.** Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Coordenadoria da Pesquisa Agropecuária, Instituto Agrônômico. Boletim científico n^o2. Campinas, maio, 1985.

SÃO PAULOa. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** Volume I. Coordenado por Hirata, R.C.A.; Bastos, C.R.A.; Rocha, G.A.. São Paulo: IG, CETESB, DAEE. 1997.

SÃO PAULOb. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** Volume II. Coordenado por Hirata, R.C.A.; Bastos, C.R.A.; Rocha, G.A.. São Paulo: IG, CETESB, DAEE. 1997.

SCHAEFER,C.E.; ALBUQUERQUE, M.A.; CHARMELO, L.L.; CAMPOS, J.C.F.; SIMAS, F.B. Elementos da paisagem e a gestão da qualidade ambiental. **Informe Agropecuário.** Belo Horizonte, v.21, n.202, p.20-44, jan/fev 2000.

SHAFER,M. **Phosphorus Analytical Procedures.** Madison: Water Chemistry Program, University of Madison, WI, p.147-152, 1997.

SIGRH. **Regionalização hidrológica no Estado de São Paulo.**
<<http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/bancodedados/regdaee/artigo/artigo.htm>>
14/04/2003.

SILVA, A.S.; PORTO, M.F.A. A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do ribeirão da Estiva, SP. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos,** 15, Curitiba-PR. São Paulo: ABRH, 2003. CD-Rom.

SIQUEIRA, J.O. Correspondência eletrônica. Universidade Federal de Lavras, 2004.

SMITH, V.H; TILMAN, G.D. and NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**. Elsevier, 100, p.179-196, 1999.

SPADOTTO, C.A. **Comportamento e destino ambiental de herbicidas**. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. <<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas/>> 01/07/2002.

STRADIOTTO, M. & VIEIRA, D.B. Estudo quantitativo e qualitativo da vazão de estiagem na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal. In: X Congresso Interno de Iniciação Científica da UNICAMP, 10, setembro de 2002, Campinas-SP. **Caderno de Resumos...2002**.

STRASKRABA, M. **Retention time as a key variable of reservoir limnology**. In: Theoretical reservoir ecology and its applications. J.G. TUNDISI & M. STRASKRABA. IIE, Backhuys Publishers. São Carlos-SP, p.385-410, 1999.

STUMM, W., MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry - chemical equilibria and rates in natural waters**. New York: John Wiley & Sons, Inc, p. 872-934, 1996.

TANIK, A.; BELER BAYKAL, B.; GONENC, I.E. The impact of agricultural pollutants in six drinking water reservoirs. **Water Science and Technology**, Great Britain, v.40, n.2, p.11-17, 1999.

TELLES, D. DA. **Água na agricultura e pecuária**. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Escrituras Editora, São Paulo, p.305-337, 1999.

TOLEDO apud CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2003**. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. v.1, 273 p.<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp>, 22/10/2004

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE a. **AGNPS Web Site**. <<http://msa.ars.usda.gov/ms/oxford/nsl/AGNPS.html>>, 27/09/2004.

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE b. **CSREES Southern Regional Research Project S273: Development and Application of Comprehensive Agricultural Ecosystems Models**. <<http://www3.bae.ncsu.edu/Regional-Bulletins/Modeling-Bulletin/>>, 27/09/2004.

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE c. **Agricultural Research Service**. <<http://www.ars.usda.gov/is/ar/archive/jul97/gce0797.htm>> 27/09/2004.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **BASINS: basic information**. <<http://www.epa.gov/OST/BASINS/basinsv3.htm#back>>, 26/09/2004.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Clean Water Act**. <<http://www.epa.gov/region5/water/cwa.htm>>, 10/09/2004.

VALENTE, J.P.S., PADILHA, P.M., SILVA, A.M.M. Contribuição da cidade de Botucatu – SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. **Ecletica Química**, São Paulo, vol.22, 1997.

VOLLENWEIDER, R.A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Report to the Organization of Economic Cooperation and Development, Paris. DAS/CSI/68. 27, 1, 1968.

VON SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol.1, 2ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 240 p., 1995.

WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and river ecosystems**. 3ª edição, Academic Press. 1006 p., 2001.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. **Limnological Analysis**. Springer-Verlag, 2ª edição, New York, 1991.

WITT, M.; BEHRENDT, H. Nitrogen and phosphorus emissions from soil to surface water in the Rhine and Elbe basins. **Water Science and Technology**, Great Britain, v.39, n.12, p.109-116, 1999.

Páginas da rede mundial de computadores:

ANA <<http://www.ana.gov.br>>

CATI <<http://www.cati.sp.gov.br>> Projeto Microbacias Hidrográficas>

USP-CENA<<http://www.cena.usp.br>> Projeto Piracena

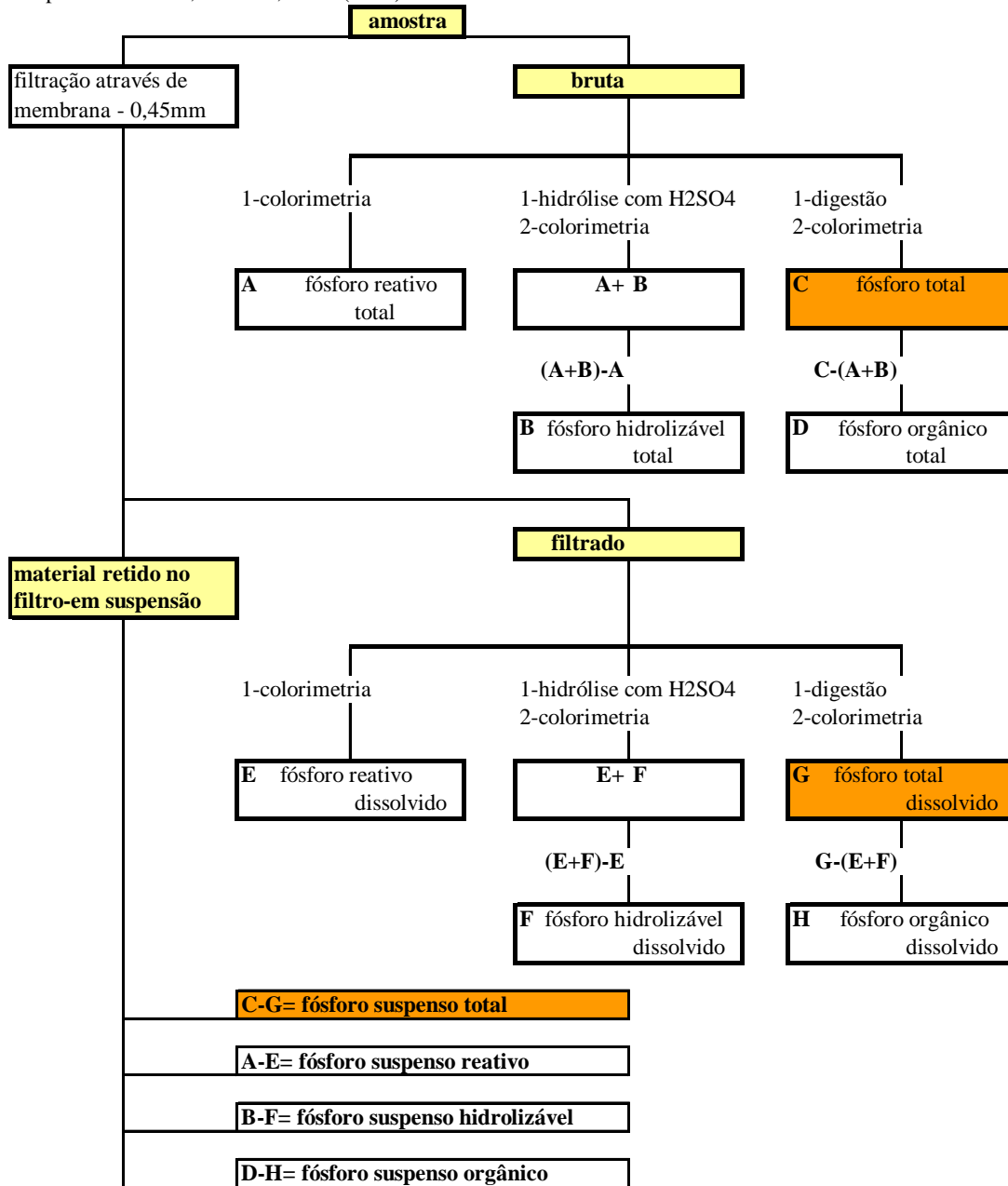
CEPIS <<http://www.cepis.ops-oms.org>>

CETESB <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>Relatório de Qualidade de Águas Interiores>

IAC <<http://www.iac.br>> Projeto Jundiaí-Mirim>

DOCUMENTOS ANEXOS

Etapas da análise das frações de fósforo
adaptado de APHA, AWWA, WEF (1995)



Legenda

- material a ser analisado
- frações de P obtidas

OBSERVAÇÕES:

- 1) O material retido no filtro é basicamente composto por sólidos suspensos e células de algas, sendo esta última fração estimada a partir da análise de clorofila e da razão clorofila e fósforo na biomassa algal.
- 2) A determinação direta de fósforo suspenso total na membrana de filtro provê uma maior precisão no resultado, do que a simples subtração (C-G). Pretende-se, se for concretizada a realização do programa sanduíche de doutorado, fazer estas análises na MSU, a fim de se conhecer um método analítico realizado em análises limnológicas, em estudos ecológicos, e comparar os resultados com aqueles obtidos em uma bacia hidrográfica experimental do Kellogg Biological Station, MI, USA.

Figura 1. Frações de fósforo analisadas neste experimento

CURVA CHAVE - SÍTIO PALMEIRAS - PCH TATU

Elaborado em 01/11/2002 - Construserv

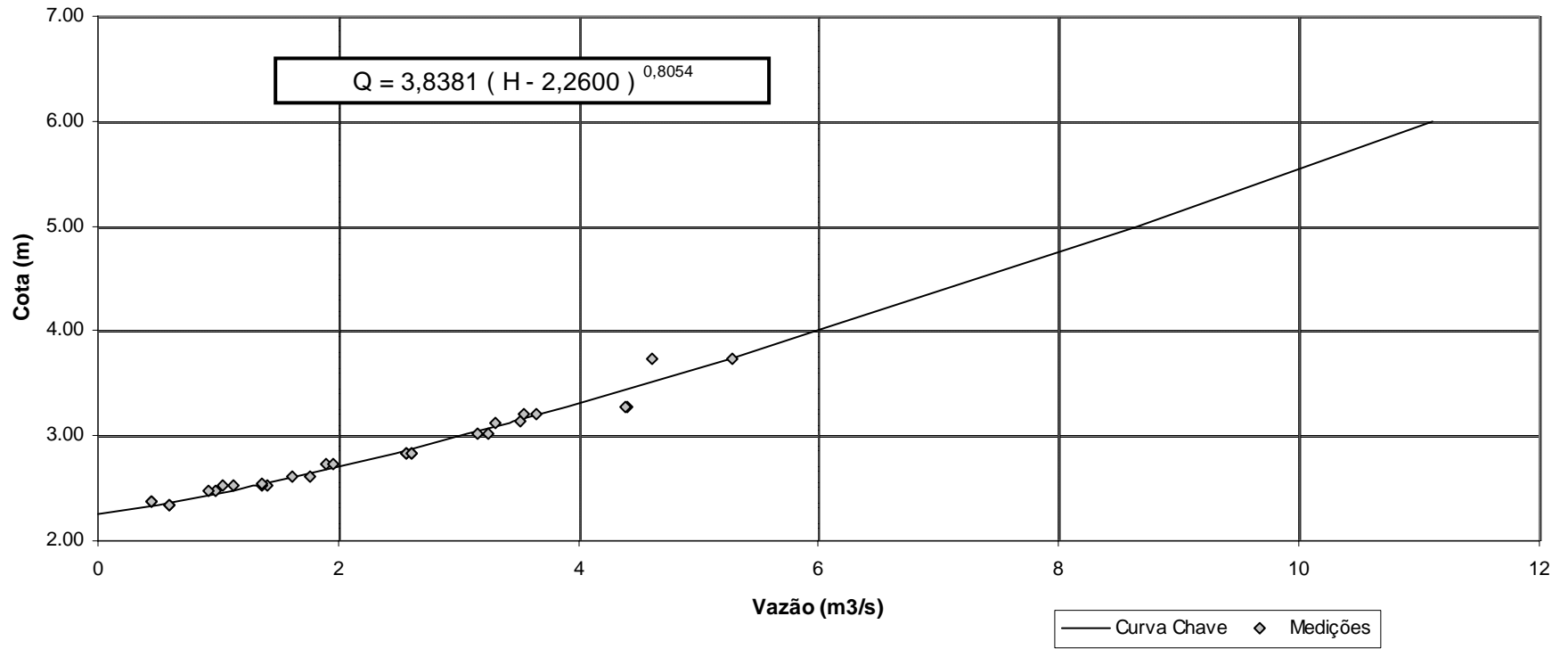


Figura 2. Curva-chave do ribeirão do Pinhal no sítio Palmeiras

```

WORKSPACE CLEAR FOR CREATING NEW DATASET
Imported from: C:\TERESA-1\TERESA-1\KBS\SYSTAT.WK1
SYSTAT FILE VARIABLES AVAILABLE TO YOU ARE:
  PRECIP      VAZAO

TUE 2/17/04 3:56:03 PM  C:\TERESA-1\TERESA-1\KBS\IMPORT.SYS

PEARSON CORRELATION MATRIX

          PRECIP      VAZAO
PRECIP      1.000
VAZAO      0.496      1.000

NUMBER OF OBSERVATIONS:  31

MISSING VALUES AT END OF SERIES HAVE BEEN REMOVED.
PRECIP COPIED FROM SYSTAT FILE INTO ACTIVE WORK AREA

MISSING VALUES IN MIDDLE OF SERIES INTERPOLATED BY LOCAL QUADRATIC SMOOTHING.
VAZAO COPIED FROM SYSTAT FILE INTO ACTIVE WORK AREA

TUE 2/17/04 3:57:09 PM  C:\TERESA-1\TERESA-1\KBS\IMPORT.SYS
PLOT OF CROSS CORRELATIONS

LAG  CORR'  SE  -1.0  -.8  -.6  -.4  -.2  .0  .2  .4  .6  .8  1.0
-----+-----+-----+-----+-----+-----+-----+-----+-----+
-7  -.036  .196  (      )
-6  -.284  .192  (  XXXXXXX  )
-5  -.404  .189  X(XXXXXXXX  )
-4  -.497  .186  XXX(XXXXXXXX  )
-3  -.456  .183  XX(XXXXXXXX  )
-2  -.284  .180  (XXXXXXXX  )
-1  -.046  .177  (      X  )
0   .440  .174  (      XXXXXXXXXX  )
1   .693  .177  (      XXXXXXXXXX  )
2   .716  .180  (      XXXXXXXXXX  )
3   .584  .183  (      XXXXXXXXXX  )
4   .318  .186  (      XXXXXXXXXX  )
5   .032  .189  (      )

6  -.237  .192  (  XXXXX  )
7  -.418  .196  X(XXXXXXXX  )

```

Figura 3. Cálculo da função *cross-correlation*

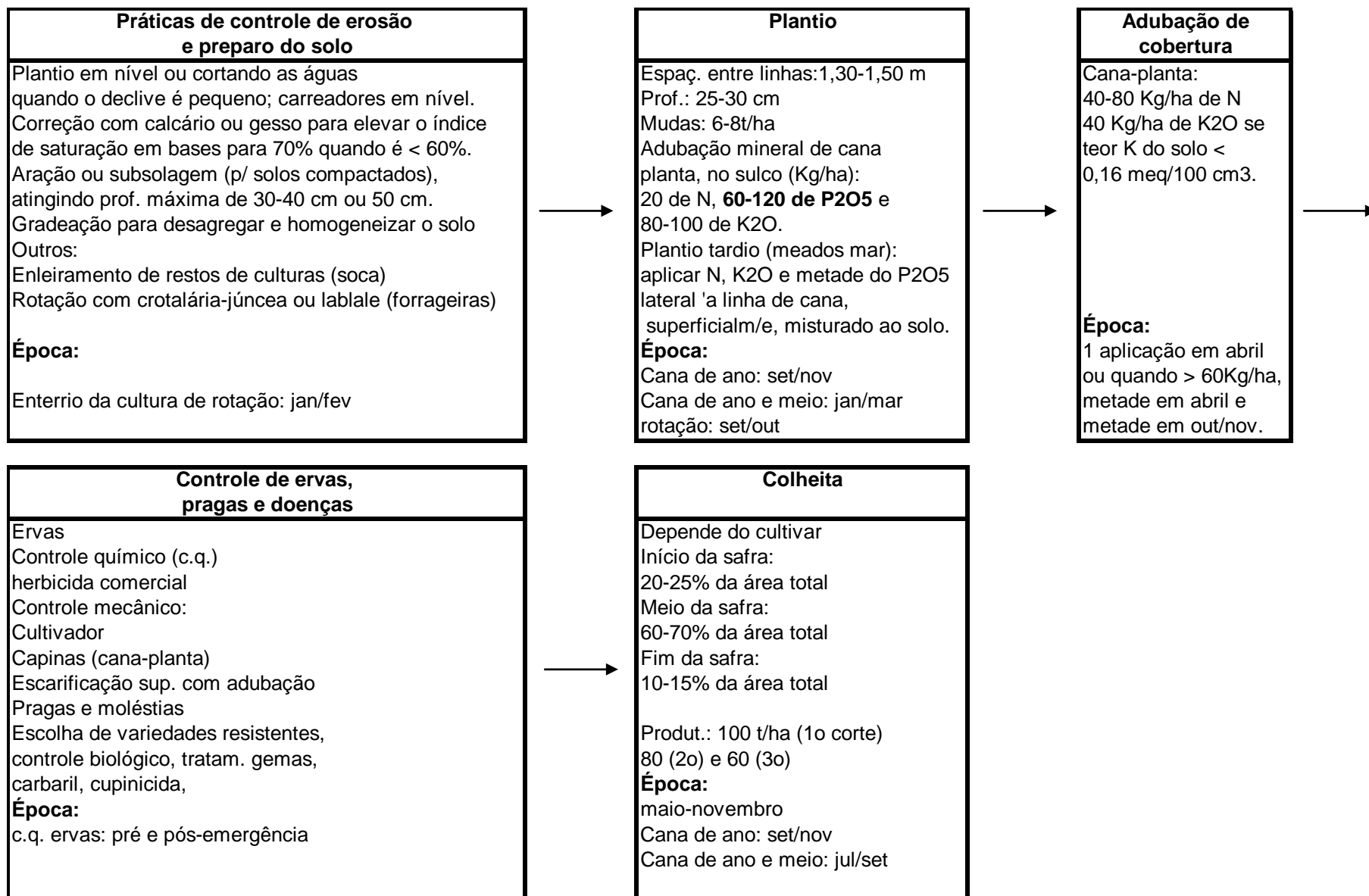


Figura 4. Fluxograma de implantação de lavoura e tratos culturais – cana-de-açúcar

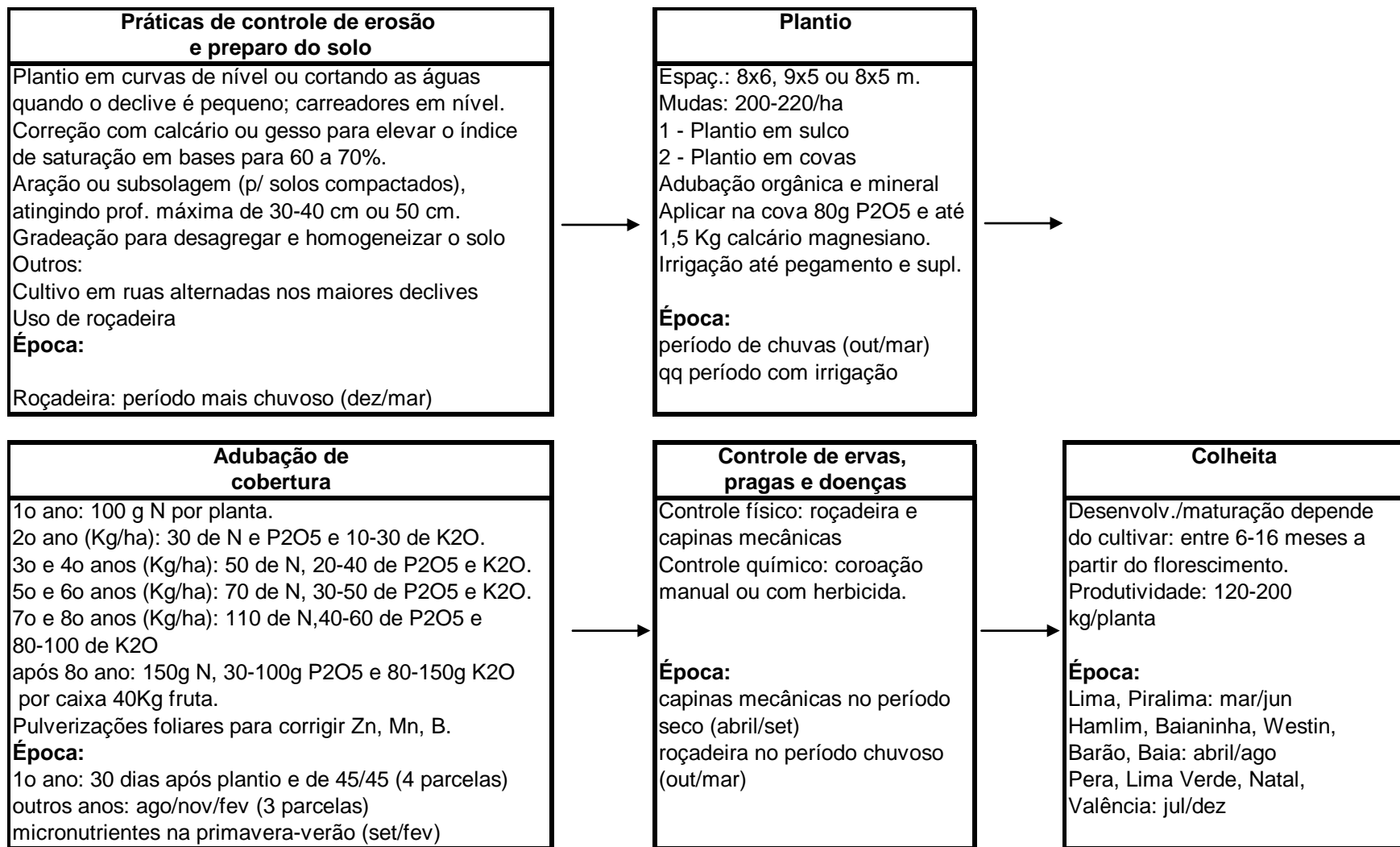


Figura 5. Fluxograma de implantação de lavoura e tratos culturais - laranja

| Iteration | | | | | | |
|--|----------------|-------------|-------------|--------------------------|-------|--|
| No. | Loss | K | | | | |
| 0 | .284896D+04 | .101000D+00 | | | | |
| 1 | .284850D+04 | .102222D+00 | | | | |
| 2 | .284848D+04 | .101992D+00 | | | | |
| 3 | .284848D+04 | .102037D+00 | | | | |
| 4 | .284848D+04 | .102028D+00 | | | | |
| 5 | .284848D+04 | .102030D+00 | | | | |
| Dependent variable is CHANGE | | | | | | |
| Zero weights, missing data or estimates reduced degrees of freedom | | | | | | |
| Source | Sum-of-Squares | df | Mean-Square | | | |
| Regression | 19445.304 | 1 | 19445.304 | | | |
| Residual | 2848.479 | 21 | 135.642 | | | |
| Total | 22293.783 | 22 | | | | |
| Mean corrected | 7640.084 | 21 | | | | |
| Raw R-square (1-Residual/Total) | | = | 0.872 | | | |
| Mean corrected R-square (1-Residual/Corrected) | | = | 0.627 | | | |
| R(observed vs predicted) square | | = | 0.682 | | | |
| Parameter | Estimate | A.S.E. | Param/ASE | Wald Confidence Interval | | |
| K | 0.102 | 0.019 | 5.358 | Lower < 95%> | Upper | |
| | | | | 0.062 | 0.142 | |

Figura 6. Retenção de fósforo *versus* τ no reservatório do Tatu

| ANO | ANO ANTERIOR | | | | | | | | ANO POSTERIOR | | | |
|-------------|--------------|-------|-------|--------|----------|---------|----------|----------|---------------|-----------|-------|-------|
| | MAIO | JUNHO | JULHO | AGOSTO | SETEMBRO | OUTUBRO | NOVEMBRO | DEZEMBRO | JANEIRO | FEVEREIRO | MARÇO | ABRIL |
| 97/98 | 71 | 180 | 29 | 10 | 97 | 112 | 249 | 216 | 197 | 294 | 193 | 61 |
| 98/99 | 108 | 21 | 8 | 18 | 97 | 194 | 70 | 280 | 549 | 180 | 160 | 78 |
| 99/00 | 44 | 73 | 0 | 0 | 92 | 56 | 61 | 245 | 247 | 173 | 203 | 7 |
| 00/01 | 9 | 8 | 65 | 80 | 98 | 95 | 286 | 305 | 191 | 164 | 123 | 54 |
| 110 ANOS | 57 | 48 | 29 | 32 | 70 | 122 | 148 | 211 | 250 | 203 | 157 | 66 |
| 2001/2002 | 76 | 16 | 12 | 48 | 76 | 198 | 140 | 262 | 308 | 185 | 148 | 29 |
| 2002/2003 | 79 | 0 | 13 | 97 | 49 | 63 | 222 | 153 | 332 | 128 | 121 | 70 |

Figura 7. Dados do acompanhamento pluviométrico feito de 1997 a 2003, e dados médios dos últimos 110 anos, para Cosmópolis e região. Fonte: Usina Açucareira Estér S.A.

Tabela 1. Calendário das coletas no campo

| Dia | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | Dia |
|----------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|--------|----|----|----|--------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|--------|--------|----|--------|----------|----------|
| Dez 2002 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Y | | | | | | | | | | | | | Dez 2002 |
| Jan 2003 | | | | | | | | | | | | | | Y | | | | | | | | | | | | | | | | | Y | Jan 2003 |
| Fev 2003 | | | | | | | | | | | | | | Y | | | | | | | | | | | | | X P | | | | | Fev 2003 |
| Mar 2003 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | Mar 2003 | |
| Abr 2003 | X | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | X | | Abr 2003 | |
| Mai 2003 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | X | | | | | Mai 2003 | |
| Jun 2003 | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | Jun 2003 | |
| Jul 2003 | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | Jul 2003 | |
| Ago 2003 | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Ago 2003 | |
| Set 2003 | X | | | | | | | | | | | | | | X W | | | | | | | | | | | | | | Z | X W | Set 2003 | |
| Out 2003 | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Out 2003 | |
| Nov 2003 | | | | | X | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | X | | | | | | | Nov 2003 | |
| Dez 2003 | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | Dez 2003 | |
| Jan 2004 | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | X | | Jan 2004 | |
| Fev 2004 | | | | | | | | | | | X Z | | | | | | | | | | | | | | | | U | | | | Fev 2004 | |
| Mar 2004 | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Mar 2004 | |
| Abr 2004 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Y W | | | Abr 2004 | |

Y – coletas preliminares/posteriores; X – coletas efetivas para cálculo das cargas de P_{total} e SS_{totais} (24); Z – coletas dos perfis do reservatório (CHREA); P e U – primeiro e último dia do período considerado no cálculo das cargas anuais (365 dias); W – coletas enviadas à CETESB (clorofila-*a*).

Tabela 2. Parâmetros e indicadores de qualidade das águas no ponto PIAL02900 da CETESB.

Resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas

Código do Ponto :00SP05417PIAL02900

Classe : 02

Ano : 2003

UGRHI: PIRACICABA/CAPIVARI/JUNDIAI

Local : Ribeirão do Pinhal - No canal do Rib.Pinhal na Captação Águas de Limeira.

| Descrição do Parâmetro | Unidade | Padrão CONAMA | 22/01/2003 | 18/03/2003 | 27/05/2003 | 15/07/2003 | 29/09/2003 | 25/11/2003 | |
|------------------------------------|-----------|---------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|---------|
| | | | 11h00 | 11h05 | 11h30 | 10h30 | 11h25 | 11h05 | |
| Parâmetro : Campo | | | | | | | | | |
| pH | U.pH | entre | 6 e 9 | 7,1 | 7,1 | 7,4 | 7,4 | 7,8 | 7 |
| Temp. Água | °C | | | 27 | 26 | 18,7 | 17,4 | 22,5 | 25,8 |
| Parâmetro : Físico-Químicos | | | | | | | | | |
| Cloreto Total | mg/L | máximo | 250 | 3,03 | 3,03 | 4,45 | 3,2 | 3,25 | 6 |
| Condutividade | µS/cm | | | 52,7 | 50,3 | 63 | 85,7 | 130 | 94,9 |
| DBO (5, 20) | mg/L | máximo | 5 | 3 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| DQO | mg/L | | | 33 | < 15 | < 15 | < 15 | < 15 | 20 |
| Fósforo Total | mg/L | máximo | 0,025 | * 0,56 | * 0,585 | * 0,055 | * 0,204 | * 0,04 | * 0,168 |
| N. Amoniacal | mg/L | máximo | 0,5 | 0,1 | 0,14 | 0,28 | 0,31 | 0,25 | 0,415 |
| N. Nitrate | mg/L | máximo | 10 | 0,5 | 0,94 | 0,15 | 0,87 | 0,77 | 1 |
| N. Nitrito | mg/L | máximo | 1 | 0,011 | 0,01 | 0,005 | < 0,005 | 0,009 | 0,019 |
| NKT | mg/L | | | 0,2 | 0,21 | 0,28 | 0,43 | 0,4 | 0,705 |
| OD | mg/L | mínimo | 5 | 6,9 | 6,5 | 7,9 | 8,3 | 6,7 | * 4,1 |
| Turbidez | UNT | máximo | 100 | * 120 | 38 | 8,4 | 10 | 19 | 86 |
| Parâmetro : Microbiológicos | | | | | | | | | |
| Coli Termo | NMP/100mL | máximo | 1000 | * 3000 | 130 | 27 | 14 | 220 | 70 |

Tabela 3. Levantamento de perfil do reservatório do Tatu feito pelo CRHEA em 29/set/03

| Variáveis ambientais | Estação 1 (Cabeceira) | | | Estação 2 (Meio) | | | Estação 3 (Barragem) | | |
|---|--------------------------|-------------|--------------|---------------------|-------------|--------------|-------------------------|-------------|--------------|
| Data da coleta | 29/09/2003 | | | 29/09/2003 | | | 29/09/2003 | | |
| Horário de coleta | 11:00 | | | 11:50 | | | 12:40 | | |
| Condições do tempo | encoberto | | | encoberto | | | encoberto | | |
| Profundidade local (m) | 3,70 | | | 5,15 | | | 3,75 | | |
| Transparência da água (m) | 0,80 | | | 1,10 | | | 1,30 | | |
| Temperatura da água (°C) | 21,5-21,9 | | | 20,4-25,0 | | | 20,8-24,2 | | |
| pH | 6,26-6,72 | | | 6,51-7,33 | | | 7,00-7,65 | | |
| Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) | 116-117 | | | 94 – 112 | | | 97-99 | | |
| Turbidez (NTU) | 11 – 17 | | | 6-15 | | | 5-12 | | |
| Oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) | 3,56 – 4,15 | | | 0,02-5,70 | | | 0,53-7,04 | | |
| Ferro (mg.L^{-1}) | 1,69 | | | 1,62 | | | 1,45 | | |
| Cobalto (mg.L^{-1}) | 0,022 | | | 0,031 | | | 0,048 | | |
| Cádmio (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | nd | | |
| Cálcio (mg.L^{-1}) | 1,473 | | | 1,345 | | | 1,456 | | |
| Cobre (mg.L^{-1}) | 0,021 | | | 0,018 | | | 0,024 | | |
| Chumbo (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | nd | | |
| Manganês (mg.L^{-1}) | 0,028 | | | 0,071 | | | 0,041 | | |
| Magnésio (mg.L^{-1}) | 0,738 | | | 0,736 | | | 0,750 | | |
| Zinco (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | 0,042 | | |
| Cromo (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | nd | | |
| Níquel (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | nd | | |
| | Sup. | Meio | Fundo | Sup. | Meio | Fundo | Sup. | Meio | Fundo |
| Clorofila a total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 1,9 | 1,3 | 1,6 | 5,4 | 5,4 | 2,6 | 11,9 | 12,5 | 7,6 |
| Material em suspensão total (mg.L^{-1}) | 6,9 | 7,5 | 7,9 | 5,7 | 5,7 | 9,0 | 7,1 | 6,7 | 7,0 |
| Material em suspensão inorgânico (mg.L^{-1}) | 4,5 | 4,8 | 5,2 | 3,8 | 3,6 | 6,6 | 4,6 | 4,1 | 4,6 |
| Material em suspensão orgânico (mg.L^{-1}) | 2,4 | 2,7 | 2,7 | 1,9 | 2,1 | 2,4 | 2,5 | 2,6 | 2,4 |
| Nitrogênio org. total (mg.l^{-1}) | 0,531 | 0,513 | 0,391 | 0,345 | 0,457 | 0,373 | 0,457 | 0,559 | 0,606 |
| Nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 5,42 | 15,7 | 7,17 | 7,32 | 7,60 | 6,91 | 6,53 | 5,89 | 9,29 |
| Nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 484,41 | 490,06 | 509,05 | 355,01 | 326,21 | 300,75 | 413,84 | 377,59 | 359,31 |
| Amônia ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 33,06 | 23,79 | 40,93 | 66,27 | 74,36 | 122,53 | 41,95 | 48,54 | 68,53 |
| Fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 113,72 | 134,72 | 132,11 | 111,93 | 92,49 | 111,79 | 85,79 | 99,47 | 108,37 |
| Fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 44,49 | 48,15 | 51,46 | 26,29 | 29,23 | 35,11 | 26,43 | 23,83 | 31,17 |
| Fosfato inorgânico ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 29,35 | 29,65 | 30,99 | 15,69 | 14,85 | 18,58 | 11,68 | 12,65 | 18,52 |
| Silicato (mg.L^{-1}) | 2,39 | 2,46 | 2,69 | 2,49 | 2,13 | 2,85 | 2,69 | 2,82 | 2,81 |

Tabela 4. Detalhamento de perfil do reservatório obtido pelo CRHEA em 29/set/03

| Prof(m) | pH | Cond. | Turb | OD | Temp. |
|------------------|------|-------|-------|------|-------|
| Estação 1 | | | | | |
| 0,0 * | 6,72 | 117 | 12 | 4,15 | 21,9 |
| 0,5 | 6,42 | 117 | 11 | 4,04 | 21,7 |
| 1,0 | 6,41 | 117 | 11 | 3,95 | 21,6 |
| 1,5 * | 6,28 | 117 | 11 | 3,82 | 21,6 |
| 2,0 | 6,23 | 117 | 11 | 3,75 | 21,6 |
| 2,5 | 6,21 | 116 | 13 | 3,71 | 21,5 |
| 3,0 | 6,23 | 116 | 13 | 3,60 | 21,5 |
| 3,5 * | 6,26 | 116 | 17 | 3,56 | 21,5 |
| Estação 2 | | | | | |
| 0,0 * | 7,33 | 94 | 6 | 5,70 | 25,0 |
| 0,5 | 7,21 | 94 | 5 | 5,64 | 24,5 |
| 1,0 | 7,00 | 94 | 7 | 5,01 | 23,9 |
| 1,5 | 6,66 | 94 | 10 | 3,96 | 22,7 |
| 2,0 * | 6,65 | 96 | 12 | 2,73 | 22,2 |
| 2,5 | 6,62 | 97 | 18 | 1,38 | 21,8 |
| 3,0 | 6,58 | 98 | 11 | 0,67 | 21,5 |
| 3,5 | 6,54 | 99 | 14 | 0,12 | 21,1 |
| 4,0 | 6,49 | 100 | 13 | 0,04 | 20,9 |
| 4,5 * | 6,48 | 105 | 15 | 0,02 | 20,6 |
| 5,0 | 6,51 | 112 | 132** | 0,02 | 20,4 |
| Estação 3 | | | | | |
| 0,0 * | 7,65 | 97 | 6 | 7,04 | 24,2 |
| 0,5 | 7,64 | 97 | 6 | 7,04 | 24,2 |
| 1,0 | 7,54 | 97 | 7 | 6,82 | 23,8 |
| 1,5 * | 7,25 | 97 | 5 | 6,70 | 23,0 |
| 2,0 | 7,23 | 97 | 5 | 6,70 | 22,8 |
| 2,5 | 7,21 | 97 | 6 | 5,35 | 22,3 |
| 3,0 | 7,14 | 97 | 5 | 5,23 | 22,2 |
| 3,5 * | 7,00 | 99 | 12 | 0,53 | 20,8 |

Observação: * = local onde foram coletadas as amostras de água

** = o sensor do sedimento encostou-se ao sedimento, ressuspensando material do fundo; portanto, deve-se desconsiderar esta medida.

Tabela 5. Levantamento de perfil do reservatório do Tatu feito pelo CRHEA em 11/fev/04

| Variáveis ambientais | Estação 1 (Cabeceira) | | | Estação 2 (Meio) | | | Estação 3 (Barragem) | | |
|---|--------------------------|--------|--------|---------------------|-------|--------|-------------------------|-------|--------|
| Data da coleta | 11/02/2004 | | | 11/02/2004 | | | 11/02/2004 | | |
| Horário de coleta | 10:05 | | | 10:25 | | | 10:45 | | |
| Condições do tempo | encoberto | | | encoberto | | | encoberto | | |
| Profundidade local (m) | 3,20 | | | 4,50 | | | 4,00 | | |
| Transparência da água (m) | 0,55 | | | 0,55 | | | 0,50 | | |
| Temperatura da água (°C) | 22,8 (homogêneo) | | | 23,4 – 25,8 | | | 24,2 – 25,1 | | |
| pH | 6,08-6,83 | | | 5,79 – 6,36 | | | 6,02 – 6,70 | | |
| Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) | 41 (homogêneo) | | | 43 - 44 | | | 43 - 44 | | |
| Turbidez (NTU) | 19 - 23 | | | 19 - 30 | | | 20 - 25 | | |
| Oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) | 6,43 – 6,68 | | | 4,08 – 6,21 | | | 4,84 – 6,19 | | |
| Ferro (mg.L^{-1}) | 2,81 | | | 3,06 | | | 3,99 | | |
| Cobalto (mg.L^{-1}) | 0,021 | | | 0,022 | | | 0,030 | | |
| Cádmio (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | nd | | |
| Cálcio (mg.L^{-1}) | 1,555 | | | 1,323 | | | 0,960 | | |
| Cobre (mg.L^{-1}) | 0,040 | | | nd | | | nd | | |
| Chumbo (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | nd | | |
| Manganês (mg.L^{-1}) | 0,037 | | | 0,036 | | | 0,021 | | |
| Magnésio (mg.L^{-1}) | 0,706 | | | 0,807 | | | 1,179 | | |
| Zinco (mg.L^{-1}) | 0,138 | | | 0,111 | | | 0,037 | | |
| Cromo (mg.L^{-1}) | nd | | | nd | | | nd | | |
| Níquel (mg.L^{-1}) | 0,297 | | | 0,037 | | | nd | | |
| | Sup. | Meio | Fundo | Sup. | Meio | Fundo | Sup. | Meio | Fundo |
| Clorofila a total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 1,63 | 1,74 | 1,45 | 1,97 | 1,95 | 2,05 | 2,98 | 3,06 | 3,51 |
| Material em suspensão total (mg.L^{-1}) | 12,66 | 13,25 | 13,65 | 10,67 | 9,42 | 39,25 | 12,88 | 12,07 | 46,46 |
| Material em suspensão inorgânico (mg.L^{-1}) | 10,51 | 10,72 | 10,82 | 8,05 | 7,12 | 33,25 | 10,03 | 9,21 | 38,45 |
| Material em suspensão orgânico (mg.L^{-1}) | 2,14 | 2,53 | 2,83 | 2,62 | 2,30 | 6,00 | 2,85 | 2,86 | 8,01 |
| Nitrogênio org. total (mg.l^{-1}) | 0,33 | 0,33 | 0,33 | 0,57 | 0,56 | 0,56 | 0,50 | 0,56 | 0,56 |
| Nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 9,48 | 9,59 | 9,83 | 10,24 | 9,33 | 9,86 | 11,45 | 12,64 | 15,28 |
| Nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 338,1 | 370,1 | 360,2 | 348,8 | 329,6 | 329,6 | 310,1 | 303,6 | 295,3 |
| Amônia ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 39,36 | 137,17 | 133,40 | 106,11 | 93,28 | 148,87 | 23,39 | 18,69 | 67,88 |
| Fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 63,84 | 66,27 | 68,14 | 74,11 | 73,46 | 138,85 | 83,04 | 84,28 | 156,18 |
| Fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 23,72 | 22,16 | 25,26 | 30,83 | 33,92 | 29,47 | 35,98 | 40,89 | 46,48 |
| Fosfato inorgânico ($\mu\text{g.l}^{-1}$) | 10,34 | 10,49 | 10,97 | 13,56 | 15,84 | 14,41 | 17,66 | 19,63 | 25,38 |
| Silicato (mg.l^{-1}) | 9,28 | 9,48 | 9,43 | 9,59 | 9,18 | 9,33 | 9,41 | 9,60 | 9,67 |

Tabela 6. Detalhamento de perfil do reservatório obtido pelo CRHEA em 11/fev/04

| Prof(m) | pH | Cond. | Turb | OD | Temp. |
|---------------------------|------|-------|-------|------|-------|
| Estação 1 | | | | | |
| 0,0 * | 6,83 | 41 | 23 | 6,66 | 22,8 |
| 0,5 | 6,72 | 41 | 19 | 6,67 | 22,8 |
| 1,0 | 6,56 | 41 | 21 | 6,64 | 22,8 |
| 1,5 * | 6,40 | 41 | 21 | 6,68 | 22,8 |
| 2,0 | 6,19 | 41 | 20 | 6,56 | 22,8 |
| 2,5 | 6,05 | 41 | 21 | 6,45 | 22,8 |
| 3,0* | 6,08 | 41 | 23 | 6,43 | 22,8 |
| Profundidade local: 3,20m | | | | | |
| Estação 2 | | | | | |
| 0,0 * | 6,36 | 43 | 30 | 6,15 | 25,8 |
| 0,5 | 6,05 | 44 | 19 | 6,21 | 25,6 |
| 1,0 | 5,99 | 44 | 15 | 6,15 | 25,3 |
| 1,5 | 5,77 | 43 | 17 | 5,46 | 24,4 |
| 2,0 * | 5,73 | 44 | 18 | 5,08 | 23,9 |
| 2,5 | 5,83 | 44 | 20 | 4,61 | 23,6 |
| 3,0 | 5,82 | 44 | 21 | 4,59 | 23,5 |
| 3,5 | 5,71 | 44 | 19 | 4,43 | 23,5 |
| 4,0* | 5,79 | 44 | 100** | 4,08 | 23,4 |
| Profundidade local: 4,50m | | | | | |
| Estação 3 | | | | | |
| 0,0 * | 6,69 | 44 | 25 | 6,18 | 25,1 |
| 0,5 | 6,70 | 43 | 23 | 6,19 | 25,0 |
| 1,0 | 6,53 | 44 | 20 | 6,01 | 24,7 |
| 1,5 * | 6,48 | 43 | 21 | 5,21 | 24,4 |
| 2,0 | 6,36 | 44 | 21 | 5,15 | 24,2 |
| 2,5 | 6,23 | 44 | 21 | 5,10 | 24,2 |
| 3,0 | 6,12 | 44 | 23 | 4,95 | 24,2 |
| 3,5 * | 6,02 | 44 | 24 | 4,85 | 24,2 |
| Profundidade local: 4,00m | | | | | |

Observação: * = local onde foram coletadas as amostras de água;

** = o sensor do sedimento encostou no sedimento, ressuspensando material do fundo; portanto, deve ser desconsiderado o valor obtido.

Tabela 7. Fatores para conversão entre as unidades e representações de fósforo

| Unidade conhecida | Milimol de carga mmol _c | Forma elementar g P | Forma de óxido g P ₂ O ₅ | Forma de radical g PO ₄ ³⁻ |
|---------------------------------|---------------------------------------|------------------------|---|---|
| mmol _c | 1 | 0,01032 | 0,02367 | 0,03166 |
| g P | 96,899 | 1 | 2,29136 | 3,06618 |
| g P ₂ O ₅ | 42,265 | 0,43642 | 1 | 1,33812 |
| g PO ₄ ³⁻ | 31,589 | 0,32614 | 0,74732 | 1 |

FONTE: Adaptado do *Manual Internacional de Fertilidade do Solo*.