

UNICAMP

**LABORATÓRIO DE QUÍMICA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA ANALÍTICA
INSTITUTO DE QUÍMICA
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**

**AVALIAÇÃO DO ESTADO DE DEGRADAÇÃO E
CAPACIDADE DE SUPORTE DA BACIA DO RIO ATIBAIA –
REGIÃO DE CAMPINAS/PAULÍNIA-SP**

Tese de Doutorado

GILBERTO SILVÉRIO DA SILVA

Orientador: Prof. Dr. Wilson de Figueiredo Jardim

Campinas – São Paulo - 2004

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE QUÍMICA
UNICAMP**

Si38d

Silva, Gilberto Silvério da.

Avaliação do estado de degradação e capacidade de suporte da bacia do rio Atibaia – região de Campinas/Paulínia-SP / Gilberto Silvério da Silva. -- Campinas, SP: [s.n], 2004.

Orientador: Wilson de Figueiredo Jardim .

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química.

1. Amônia e COD. 2. IQA. 3. TMDL. 4. PCB e PAH. I. Jardim, Wilson de Figueiredo.
II. Universidade Estadual de Campinas. III. Título.

Dedicação,

A meu pai (*in memorium*).

À minha esposa Leila e a nossa filha Ana, luz eterna e suprema em nossas vidas.

DESIDERATA

Vá placidamente entre o barulho e a pressa e lembre-se da paz que pode haver no silêncio. Tanto quanto possível, sem capitular, esteja de bem com todas as pessoas. Fale a sua verdade, calma e claramente; e escute os outros, mesmos os estúpidos e ignorantes; também eles têm a sua história. Evite pessoas barulhentas e agressivas. Elas são um tormento para o espírito. Se você se comparar a outros, pode torna-se vaidoso ou amargo; porque sempre haverá pessoas superiores e inferiores a você. Desfrute suas conquistas assim como os seus planos. Mantenha-se interessado em sua própria carreira, mesmo que humilde; é o que realmente se possui na sorte incerta dos tempos. Exercite a cautela nos negócios; porque o mundo é cheio de artifícios. Mas não deixe que isso o torne cego à virtude que existe; muitas pessoas lutam por altos ideais; E por toda a parte a vida é cheia de heroísmo. Seja você mesmo. Principalmente não finja afeição, nem seja cínico sobre o amor, porque em face de toda aridez e desencantamento ele é perene como a grama. Aceite gentilmente o conselho dos anos, renunciando com benevolência às coisas da juventude. Cultive a força do espírito para proteger-se num infortúnio inesperado. Mas não se desgaste com temores imaginários. Muitos medos nascem da fadiga e da solidão. Acima de uma benéfica disciplina, seja bondoso consigo mesmo. Você tem o direito de estar aqui. E, quer seja claro ou não para você, sem dúvida o Universo se desenrola como deveria. Portanto, esteja em paz com Deus, qualquer que seja sua forma de recebê-lo, e, sejam quais forem sua vida e suas aspirações, na barulhenta confusão da vida, mantenha-se em paz com sua alma. Com todos os enganos, penas e sonhos desfeitos, este é ainda um mundo maravilhoso. Esteja atento.

Encontrado na velha Igreja de Saint Paul – Baltimore 1692.

Do Latim Desideratu: Aquilo que se deseja, Aspiração.

AGRADECIMENTOS

À Leila, pela paciência, companheirismo e conselhos;

À minha mãe, Teresa, pelo amor e dedicação;

À minha irmã Célia pelo apoio nos estudos;

Aos meus irmãos Ozair e Oger pelo apoio familiar;

A meu irmão Gilmar pela companhia nesta jornada;

Ao Seu Guilherme, D. Inês e Marlei, por serem também minha família;

Aos meus colegas do LQA e GIA: Márcia Bisinoti, Cláudia, Patrícia, Edna, Carlos Furtado, Carlos Fidelis, Daniela, Efigênia, Isadora, Lorena, Marcos, Cristina, Aloísio, Juliano, Gislaine, Fernanda, Emerson, Ismael, Fernandão, Fernandinho, Claudete, Eliane, Celeste, Alexandre, Bitão, Xaolim, Paula, Socorro, Gabriela...

Aos funcionários da Unicamp;

Aos professores, em especial aos que tive mais contato: Célio, Jarbas, Ivo, Anne, Tuca (FEC) e Pedro Fadini (PUC);

Ao CEFET-PR, à Unidade de Medianeira, ao Professor Romano e Professor Dulnik;

À CAPES;

À FAPESP;

À SANASA (Campinas), ao SAEE (ATIBAIA), à CPFL (Usina de Americana), ao Sr. Orlando (Sítio), à Guarda Municipal de Paulínia, ao DAEE (CTH-USP, Eng. Gre.), à ETE Samambaia (Sr. Wildson Carlos), aos Sr. Amani e Sr. Jaime Suzigan (late Clube de Americana) e à CETESB (Eng. José Eduardo Bevilacqua);

Ao professor Willian Ferreira da Costa (UEM) pela orientação de Mestrado;

Ao Professor Aldolino (UEM) por incentivar-me a fazer doutorado;

Ao professor Wilson F. Jardim pela oportunidade, companheirismo e orientação.

CURRICULUM VITAE

Dados Pessoais:

Estado civil: casado.

Data de nascimento: 06/06/1966.

Residência: Medianeira-PR.

Local de trabalho: Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná – CEFET-PR, unidade de Medianeira. Av. Brasil, 4232 – Parque Independência – Medianeira – PR – CEP 85884-000, Tel: 0xx45-264-2762.

Formação:

Graduação:

-Bacharel em Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Término em 1990.

-Licenciatura pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Término em 1996.

Pós-graduação Strictu Sensu:

-Mestrado em Química Analítica pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Término em 1994.

Pós-graduação Latu Sensu.

- Metodologia do Ensino Superior pela PUC-Curitiba, PR. Término em 1993.

- Especialização em “Agentes de Inovação Tecnológica” pelo CEFET-PR. Término em 1994.

- Especialização em “Qualidade e Produtividade” pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná e Universidade Federal de Santa Catarina. Término em 1997.

- Gerente da Qualidade – ISO 9000 pela DGQ-Alemanhã. Término em 1999.

- Auditor da Qualidade – ISSO 9000 pela DGQ-Alemanhã. Término em 1999.

Experiência Profissional:

-Professor efetivo na Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). 1992 a 1993.

-Chefe do Departamento de Ciências Biológicas e Físico-Químicas – Unioeste. 1993.

-Professor de Ensino Médio em Maringá e Cascavel. 1990 e 1993.

-Professor em Cursos de Capacitação em Química (1993) e Especialização em Educação pelo Cefet-PR (1999).

-Professor do CEFET-PR desde 1993.

-Responsável pelo projeto de implantação e reconhecimento do curso de Tecnologia em Industrialização de Carnes no CEFET-PR. Responsável pela coordenação de 1995 a 2000.

RESUMO

Foram escolhidos cinco parâmetros ambientais para avaliar o estado de degradação do Rio Atibaia: carbono orgânico dissolvido (COD), amônia (NH_3), cianeto (CN^-), bifenilas policloradas (BPC) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA). Para o estudo de COD, NH_3 e CN^- foram realizados perfis 24 h e bimestral, além da determinação do tempo de meia-vida para NH_3 e CN^- nas águas do Rio Atibaia. Os resultados para COD mostraram que sua concentração permanece relativamente constante ao longo do ano, revelando uma significativa contribuição de fontes difusas. Para NH_3 , os perfis revelaram que sua concentração sofre um decréscimo no período das chuvas, apontando para o predomínio de fontes pontuais. Os perfis 24 h para COD revelaram que na presença de chuvas sua concentração sofre um aumento, fato este condizente com a presença de fontes difusas na bacia. Já para NH_3 , os perfis 24 h mantiveram-se relativamente estáveis, confirmando o predomínio de fontes pontuais. Tanto os perfis 24 h como os bimestrais não revelaram a presença de CN^- . As concentrações para COD ficaram na faixa de 2 a 10 mg C L⁻¹, com valores menores na nascente e foz do Rio Atibaia. Para NH_3 , as concentrações se distribuíram na faixa de 0,1 a 10 mg NH₃ L⁻¹ no período de seca, com um decréscimo para faixa de 0,1 a 0,5 mg NH₃ L⁻¹ no período das chuvas. Para NH_3 e CN^- , os valores médios do $t_{1/2}$ oscilaram em 50 h e 80 h, respectivamente. Foi aplicado para COD e NH_3 uma estimativa de carga máxima total diária (CMTD, baseado no TMDL – Total Maximum Daily Load - da EPA). Para NH_3 foi estimada uma carga próxima a 3000 kg NH₃ que aporta diariamente na bacia, tanto para os períodos de seca quanto das chuvas. Baseado em dados de NH_3 em esgoto doméstico *in natura*, pode-se também estimar que o esgoto doméstico é a principal fonte de NH_3 , sendo o Ribeirão Anhumas o grande tributário com uma carga de NH₃ dia⁻¹ em torno de 3000 kg, o que praticamente esgota a capacidade do Rio Atibaia em receber NH_3 , uma vez considerada sua ecotoxicologia. As cargas de COD, por sua vez, mostraram uma variação significativa seca/chuva. As estimativas de carga para COD feitas para região próxima à foz do Rio Atibaia apresentaram valores que vão de 3000 kg C dia⁻¹ a 28000 kg C dia⁻¹. Adicional a

estimativa de cargas, foi elaborado um Índice de Qualidade de Águas para proteção da vida aquática, denominado IQA_{PVA}. O conceito de CMTD e o IQA foram contextualizados dentro de uma visão de gerenciamento de bacias hidrográficas. Para BPC e HPA foram feitas, em caráter inédito, determinações em águas e sedimentos. As concentrações de BPC em água mostraram-se abaixo do limite do método e do valor-limite de $0,001\mu\text{g L}^{-1}$ estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86. Para sedimentos, os valores ficaram próximos a $10\mu\text{g kg}^{-1}$ de sedimento seco. Os resultados para HPA se apresentaram próximos ao valor de $0,6\mu\text{g L}^{-1}$ para água e na faixa de 10 a $600\mu\text{g kg}^{-1}$ de sedimento seco. Em termos de BPC e HPA, a bacia do Rio Atibaia encontra-se, relativamente aos critérios ecotoxicológicos disponíveis, pouco impactada frente à densidade urbano-industrial presente.

ABSTRACT

The assessment of the environmental degradation of the Atibaia River was carried out using five parameters: Dissolved Organic Carbon (DOC), Ammonia (NH_3), Cyanide (CN^-), Polychlorinated Biphenyl (PCB) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (HPA). Monitoring of DOC, NH_3 and CN^- was made through 24 h profiles as well as bimonthly sampling. The half-life of CN^- and NH_3 in the Atibaia River was also established. DOC results showed fairly constant values during the year, indicating predominance of non-point source. Ammonia concentrations decrease during the wet season, indicating predominance of punctual sources. Diel profiles of DOC also show higher concentrations after rain events, whereas for ammonia the concentration did not vary, reinforcing the diffuse and punctual sources of these compounds respectively. Neither profiles detected the presence of cyanide. DOC concentrations varied between 2 and 10 mg C L⁻¹, with lower values upstream. Ammonia concentrations varied between 0.1 and 10 mg NH₃ L⁻¹ in the dry season, decreasing to 0.1 to 0.5 in the wet seasons. Half-life values of 50h and 80h were obtained for NH_3 and CN^- respectively. The concept of Total Maximum Daily Load (TMDL) was applied to the basin. To ammonia, a TMDL of 3,000 kg was estimated for both dry and wet season. Based on this figure, it has been estimated that raw sewage is the major contributor of this compound, being the Anhumas Creek alone responsible for almost all this load, exhausting the Atibaia River capacity to receive any further ammonia input. DOC, on the other hand, showed a marked variation between the wet and dry seasons, ranging from 3,000 up to 28,000 kg C day⁻¹. Based upon the TMDL, a Water Quality Index to the protection of the aquatic life, IQA_{PVA} is proposed for this basin. TMDL and WQI were worked considering the watershed management. In addition to this, preliminary results on the content of PCBs and PAHs were obtained for both water and sediment. For PCBs, values for the water column were below the CONAMA 20/86 guideline of 0.001 µg L⁻¹, whereas for the sediment samples, values oscillated around 10 µg kg⁻¹ of dry sediment. Total PAH reach a maximum of 0.6 µg L⁻¹ to water samples and varied between 10 up to 600 µg kg⁻¹ of dry sediment.

For these two class of compounds, the Atibaia River basin cannot be considered severely impacted, despite its high industrial and population density.

ÍNDICE

LISTA DE SIGLAS.....	xxiii
LISTA DE TABELAS	xxv
LISTA DE FIGURAS.....	xxix
1 Objetivos e Considerações Gerais	1
1.1 Objetivo Geral	1
1.1.1 Objetivos Específicos.....	1
1.2 Considerações Gerais.....	1
2 Introdução.....	3
2.1 Caracterização Ambiental do Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Amônia (NH ₃), Cianeto (CN ⁻), Bifenilas Policloradas (BPC) e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)	3
2.1.1 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	3
2.1.2 Amônia (NH ₃).....	4
2.1.3 Cianeto (CN ⁻)	7
2.1.4 Bifenilas policloradas (BPC)	8
2.1.5 Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)	10
2.2 Descrição da Área de Estudo: Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (BH-PCJ).....	11
2.3 Pontos de Coleta.....	15
3 Parte Experimental e Métodos Analíticos	17
3.1 Coleta das amostras de águas e sedimentos	17
3.2 Métodos Analíticos.....	22
3.2.1 Determinação de (COD)	22
3.2.2 Determinação de NH ₃	22
3.2.3 Determinação de CN ⁻	22
3.2.4 Determinação de BPC e HPA em sedimentos e águas	22
3.3 Determinação do tempo de meia-vida da NH ₃ (t _{1/2} NH ₃).....	23
3.4 Determinação do tempo de meia-vida do CN ⁻ (t _{1/2} CN ⁻).....	25
4 Resultados e discussões sobre COD, NH₃ e CN⁻ na bacia do Rio Atibaia	26

4.1	Resultados e discussões para os perfis 24 h.....	26
4.2	Resultados e discussões dos perfis bimestrais.....	34
4.3	Conclusões sobre os perfis de COD, NH ₃ e CN ⁻	38
5	Resultados e discussões sobre o tempo de meia-vida da NH₃ e CN⁻ em águas do Rio Atibaia.....	40
5.1	Determinação do tempo de meia-vida da NH ₃	40
5.2	Determinação do tempo de meia-vida do CN ⁻	43
5.3	Conclusões sobre o tempo de meia-vida da NH ₃ e CN ⁻	46
6	Gestão Ambiental.....	48
6.1	Ferramentas de Gestão Ambiental.....	48
6.2	Ecotoxicidade da NH ₃	50
7	Aplicação do Método da Carga Máxima Total Diária (CMTD).....	55
7.1	Implantação do CMTD para NH ₃ na bacia do Rio Atibaia.....	55
7.2	Implantação do CMTD para COD na bacia do Rio Atibaia.....	64
7.3	Exemplo da Aplicação do CMTD na Gestão de Recursos Hídricos.....	66
8	Desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Águas para Proteção da Vida Aquática (IQA_{PVA}).....	68
8.1	Índices de Qualidade de Águas - IQA.....	68
8.2	Desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Águas (IQA) para uso específico.....	75
8.3	O desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Águas para o Rio Atibaia.....	77
9	Avaliação de Bifenilas Policloradas (BPC) e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) na Bacia do Rio Atibaia.....	87
9.1	Resultados e discussões para Bifenilas Policloradas (BPC) e sua avaliação ecotoxicológica.....	87
9.2	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) em Sedimentos.....	92
9.3	HPA total em águas.....	96
9.4	Ribeirão Pinheiros e Lagoa Taquaral: HPA total em sedimentos e águas	96
9.5	Bacia do Rio Negro – Amazônia: HPA em sedimentos.....	98

9.6	Uma avaliação da origem dos HPA	100
9.7	Uma avaliação ecotoxicológica dos HPA na bacia do rio Atibaia	112
10	Conclusões e Perspectivas Futuras	124
11	Referências	126
Anexo 1	Íntegra da Resolução no. 13, de 19 de março de 1999 da SMA....	132
Anexo 2	Pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia.....	135
Anexo 3	Sazonalidade das precipitações mensais na bacia do Rio Atibaia.	136
Anexo 4	Condições cromatográficas para BPC.....	137
Anexo 5	Condições cromatográficas para HPA.....	138
Anexo 6	Resumo da legislação para amônia e cianeto em águas superficiais. . 139	
Anexo 7	Toxicidade da amônia.....	140
Anexo 8	Projeções das vazões coletadas e tratadas e das cargas orgânicas na bacia do Rio Atibaia.....	144
Anexo 9	Rede de drenagem de Campinas.....	145
Anexo 10	Campinas e seu plano diretor de tratamento de esgotos.....	146
Anexo 11	Íntegra da proposição do Comitê PCJ para o reenquadramento do Rio Atibaia.....	147

LISTA DE SIGLAS

AMM	HPA de alta massa molecular, de 4 a 6 anéis.
BH - PCJ	Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.
BMM	HPA de baixa massa molecular, de 2 e 3 anéis.
BPC	Bifenilas Policloradas.
CCC	“Concentration Chronic Criterium”.
CMC	“Concentration Maximum Criterium”.
CMTD	Carga Máxima Total Diária.
COD	Carbono Orgânico Dissolvido.
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
CTH-USP	Centro de Tecnologia Hidráulica – USP.
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio.
DQO	Demanda Química de Oxigênio.
USEPA	“Environmental Protection Agency – United States”
HPA	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos.
IQA	Índice de Qualidade de Águas.
IVA	Índice de Qualidade de Águas para Proteção da Vida Aquática.
MMA	Ministério do Meio Ambiente.
MS	Ministério da Saúde.
NFS	“National Foundation Sanitation”.
NOAA	“National Oceanic and Atmospheric Administration”.
PEL	Probable Effects Level.
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
TEL	Threshold Effects Level.
THM	Trihalometanos.
TMDL	“Total Maximum Daily Load”.
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
WQI	“Water Quality Index”.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: As Indústrias na região de Campinas/Paulínia.....	14
Tabela 2: Informações sobre as coletas de águas para os perfis 24 h e perfis bimestrais no Rio Atibaia.....	18
Tabela 3: Informações sobre as coletas de sedimentos e águas nos 6 pontos amostrais do Rio Atibaia para as determinações de BPC e HPA.	18
Tabela 4: Informações sobre as coletas de sedimentos e águas relativo aos pontos extras incorporados.....	18
Tabela 5: Datas e condições de coleta para os perfis 24 h.....	19
Tabela 6: Datas e condições de coletas para os perfis bimestrais.....	20
Tabela 7: Datas e condições de coleta de sedimentos do ano de 2001.	20
Tabela 8: Datas e condições de coleta de sedimentos do ano de 2002.	21
Tabela 9: Datas e condições de coleta de sedimentos do ano de 2003.	21
Tabela 10: Condições de trabalho dos microcosmos para a determinação do tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) da NH_3	24
Tabela 11: Condições de trabalho dos microcosmos para a determinação do tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) do CN^-	25
Tabela 12: Uma caracterização qualitativa das fontes de COD e NH_3 na bacia do Rio Atibaia ¹	38
Tabela 13: Aspectos das legislações ambientais.	52
Tabela 14: Valores-limite para NH_3 por diferentes unidades. Legislação Federal.	52
Tabela 15: Valores-limite para NH_3 por diferentes unidades. Legislação Estadual.	52
Tabela 16 – Critério de toxicidade para a proteção à vida aquática segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA).....	53
Tabela 17: Sistema de esgoto e cargas orgânicas de origem doméstica – CETESB – Projeto Watershed Management 2000 – Brasil/Canadá.	57
Tabela 18: Carga orgânica industrial remanescente – $\text{kg DBO}_{(5,20)} \text{ dia}^{-1}$	58

Tabela 19: Resumo da estimativa da carga de NH ₃ na bacia do Rio Atibaia. Estimativas feitas para o ponto 5 (Paulínia-Cosmópolis), considerando o período de seca de 2001.....	61
Tabela 20 – Valores-limite para classe 2 e 3 das legislações estadual e federal..	63
Tabela 21: Valores de variáveis individuais de 20 amostras de águas de rios dos EUA.....	71
Tabela 22: Valores de índice de qualidade de águas segundo especialistas e 4 diferentes índices propostos.	72
Tabela 23: Os quatro usos da água para os quais índices de qualidade podem ser elaborados ¹	76
Tabela 24: Usos da água e variáveis selecionadas para comporem o índice ¹	76
Tabela 25: Resultados não-conformes com os padrões de qualidade de águas estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 – Relatório CETESB (2001) – Rio Atibaia ^{1,2}	78
Tabela 26: Comparação entre o IQA_{PVA} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Atibaia.....	81
Tabela 27: Comparação entre o IQA_{PVA} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Campinas.....	82
Tabela 28: Comparação entre o IQA_{PVA} e IQA_{CETESB} , para o ponto o Captação Paulínia-Cosmópolis	83
Tabela 29: Comparação entre o IQA_{PVA} , IVA_{CETESB} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação de Atibaia.....	84
Tabela 30: Comparação entre o IQA_{PVA} , IVA_{CETESB} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Campinas.....	85
Tabela 31: Comparação entre o IQA_{PVA} , IVA_{CETESB} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Paulínia.....	85
Tabela 32: Resumo das determinações de BPC total em sedimentos e águas do rio Atibaia e comparação com valores de toxicidade.	91
Tabela 33: Resultados de BPC para sedimentos da bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.....	92

Tabela 34: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 a 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2001 na bacia do rio Atibaia.....	104
Tabela 35: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 ou 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2002 na Bacia do rio Atibaia.	104
Tabela 36: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 ou 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2003. Bacia do rio Atibaia.	105
Tabela 37: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 ou 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2003 na bacia do rio Negro – Amazônia.	105
Tabela 38: Resumo da legislação para HPA em sedimento utilizada neste relatório.	114
Tabela 39: Resumo da legislação para HPA em água utilizada neste relatório. .	115
Tabela 40: Concentrações de HPA individual em sedimentos do rio Atibaia. Coletas realizadas em novembro de 2001 ¹	116
Tabela 41: Concentrações de HPA individual em sedimentos do rio Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2002 ¹	117
Tabela 42: Concentrações de HPA individual em sedimentos do rio Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2003 ¹	118
Tabela 43: Concentrações de HPA individual em águas do rio Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2002 ¹	119
Tabela 44: Concentrações de HPA individual em águas do rio Atibaia. Coletadas realizadas em maio de 2003 ¹	120
Tabela 45: Concentrações de HPA individual em águas do rio Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2003 ¹	121
Tabela 46: Concentrações de HPA individual. Lagoa Taquaral e ribeirão Pinheiros coletados em julho de 2002.	122

Tabela 47: Concentrações de HPA individual em sedimentos da bacia do rio Negro, 2003 ¹	123
---	-----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: As 22 UGRHI do Estado de São Paulo, destacando a UGRHI 5, que compreende as bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá.	12
Figura 2: A sub-bacia do Rio Piracicaba, dentro da UGRHI 5, com destaque para o Rio Atibaia, Jaguari, Camanducaia e Piracicaba.	13
Figura 3: Pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia.....	15
Figura 4: Distribuição espaço-temporal de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca. *Ocorrência de chuvas.	27
Figura 5: Distribuição espaço-temporal de concentração de amônia (NH ₃) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca. * Ocorrência de chuvas.	28
Figura 6: Distribuição espaço-temporal de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.	28
Figura 7: Distribuição espaço-temporal de concentração de amônia (NH ₃) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.	30
Figura 8: Distribuição espaço-temporal dos valores de condutividade para cinco pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca. * Ocorrência de chuvas. Não houve monitoração para o Ribeirão Anhumas.	30
Figura 9: Distribuição espaço-temporal dos valores de condutividade para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.	31

Figura 10: Distribuição espaço-temporal dos valores de pH para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca.....	31
Figura 11: Distribuição espaço-temporal dos valores de pH para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas.....	32
Figura 12: Distribuição espaço-temporal de concentração de oxigênio dissolvido para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referente ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.	32
Figura 13: Classificação das amostras de água do Rio Atibaia segundo o Decreto Estadual 8468/76, tomando como base a concentração de NH_3 obtidas nos perfis 24 h.	33
Figura 14: Distribuição espaço-temporal de concentrações de COD ao longo dos seis pontos de coleta no Rio Atibaia e períodos de seca e das chuvas.....	34
Figura 15: Distribuição espaço-temporal de concentração de máximo e mínimo de COD dos perfis 24 h para fins comparativos com a distribuição espaço-temporal de concentrações de COD dos perfis bimestrais.	35
Figura 16: Comparação da distribuição espaço-temporal de concentração de COD dos perfis bimestrais com a distribuição espaço-temporal da concentração média de COD dos perfis 24 h.	35
Figura 17: Distribuição espaço-temporal de concentração NH_3 ao longo dos seis pontos de coleta no Rio Atibaia e períodos de seca e das chuvas.	36
Figura 18: Distribuição espaço-temporal de concentração máximo e mínimo de NH_3 dos perfis 24 h para fins comparativos com a distribuição espaço-temporal de concentração de NH_3 dos perfis bimestrais.....	37
Figura 19: Comparação da distribuição espaço-temporal de concentração de NH_3 dos perfis bimestrais com a distribuição espaço-temporal de concentração média de NH_3 dos perfis 24 h.	37
Figura 20: Curvas de decaimento da NH_3 em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais próximas a $4 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$	

para captação Atibaia e Paulínia-Cosmópolis, e 10 mg NH ₃ L ⁻¹ para o Ribeirão Anhumas.....	41
Figura 21: Curvas de decaimento da NH ₃ em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais próximas a 1 mg NH ₃ L ⁻¹ para captação Atibaia e Paulínia-Cosmópolis, e 5 mg NH ₃ L ⁻¹ para o Ribeirão Anhumas.	41
Figura 22: Tempo de meia-vida (t _{1/2}) da NH ₃ em águas do Rio Atibaia.....	42
Figura 23: Constante de decaimento para NH ₃ em águas do Rio Atibaia.....	42
Figura 24: Curvas de decaimento de CN ⁻ em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais de 4 mg CN ⁻ L ⁻¹	43
Figura 25: Curvas de decaimento do CN ⁻ em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais de 0,4 mg CN ⁻ L ⁻¹	44
Figura 26: Tempo de meia-vida (t _{1/2}) do CN ⁻ em águas do Rio Atibaia.	44
Figura 27: Tempo de meia-vida médio (t _{1/2}) _{médio} do CN ⁻ em águas do Rio Atibaia.	45
Figura 28: Constantes de decaimento para CN ⁻ em águas do Rio Atibaia.....	45
Figura 29: – Estimativa de distância acumulada a partir da nascente em função do tempo de trânsito acumulado (velocidade média de escoamento superficial) ao longo do Rio Atibaia.	47
Figura 30: Carga de NH ₃ na bacia do Rio Atibaia calculada pelo método direto... 59	
Figura 31: Carga de COD na bacia do Rio Atibaia calculada pelo método direto. 66	
Figura 32: Concentração de BPC total em sedimentos em seis pontos ao longo do rio Atibaia. Coletas realizadas nos anos de 2001 e 2002.	87
Figura 33: BPC total normalizada por carbono orgânico. Amostras de sedimentos do rio Atibaia. Coletas realizadas nos anos de 2001e 2002.....	89
Figura 34: BPC total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos do rio Atibaia coletadas no ano de 2001.....	89
Figura 35: BPC total por porcentagem de carbono orgânico. Amostras de sedimentos do rio Atibaia coletadas no ano de 2002.....	90
Figura 36: Concentração de HPA em sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia. Referente aos anos de 2001, 2002 e 2003.	93

Figura 37: HPA total normalizado por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia, referentes aos anos de 2001, 2002 e 2003.	94
Figura 38: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia. Setembro de 2001.	94
Figura 39: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia. Julho de 2002.	95
Figura 40: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia. Julho de 2003.	95
Figura 41: Concentrações de HPA total em águas coletadas ao longo do rio Atibaia.	96
Figura 42: HPA total em sedimentos e águas coletadas na lagoa Taquaral e no ribeirão Pinheiros em julho de 2002, e HPA total em sedimentos normalizados por carbono orgânico.	97
Figura 43: Concentração de HPA total em sedimentos coletados na bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.	98
Figura 44: HPA total normalizado por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas na bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.....	99
Figura 45: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletados na bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.....	99
Figura 46: Estruturas dos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos.	101
Figura 47: Concentração de HPA individual em sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia em novembro de 2001.	102
Figura 48: Concentração de HPA individual em sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia em julho de 2002.....	102
Figura 49: Relação Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2001.	106
Figura 50: Relação Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) por HPA total em amostras sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2002. ...	107

Figura 51: Relação Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2003.	107
Figura 52: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2001.	108
Figura 53: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2002. ...	109
Figura 54: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2003.	109
Figura 55: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras de sedimentos coletadas na bacia do rio Negro – Amazônia no ano de 2003.	110
Figura 56: Relação Benzo(a)pireno por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2001.	111
Figura 57: Relação Benzo(a)pireno por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2002.	111
Figura 58: Relação Benzo(a)pireno por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2003.	112

1 Objetivos e Considerações Gerais

1.1 Objetivo Geral

Avaliar, através de 5 variáveis ambientais, o estado de degradação da bacia do Rio Atibaia, procurando delinear sua capacidade de suporte e conseqüentemente a sua sustentabilidade hídrica. Para tal, as 5 variáveis selecionadas foram: carbono orgânico dissolvido (COD), amônia (NH₃), cianeto (CN⁻), bifenilas policloradas (BPC) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA).

1.1.1 Objetivos Específicos

- Estudar a dinâmica de COD, NH₃ e CN⁻ na bacia do Rio Atibaia, por meio do levantamento dos perfis bimestrais, perfis 24 h e tempos de meia-vida da NH₃ e CN⁻.
- Avaliar quantitativamente as cargas de NH₃ e COD presentes na bacia, utilizando o conceito da carga máxima total diária (CMTD) como ferramenta para gestão ambiental.
- Desenvolver um Índice de Qualidade de Águas (IQA) para a proteção da vida aquática.
- Determinar HPA e BPC em águas e sedimentos do Rio Atibaia.

1.2 Considerações Gerais

A fim de estabelecer um consenso sobre os termos “Estado de Degradação” e “Capacidade de Suporte”, de uso extensivo neste trabalho, optou-se por defini-los conforme foram utilizados neste texto. Deste modo, Estado de Degradação do Rio Atibaia significa uma situação ambiental das águas e sedimentos deste corpo aquático frente a valores de determinadas variáveis ambientais estabelecidas em legislações pertinentes, neste caso, a Resolução Federal CONAMA 20/86 e Decreto do Estado São Paulo 8468/76, assim como frente a critérios internacionais, tais como os das Agências de

Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e Canadá. Foram avaliadas 5 variáveis: COD, NH₃ e CN⁻ para a matriz água, e BPC e HPA para as matrizes água e sedimento. Neste contexto, são aplicados os termos: i) muito degradado ii) pouco degradado. Por sua vez, define-se Capacidade de Suporte do Rio Atibaia como sendo a situação em que suas águas podem manter sua função ecológica (Ministério do Meio Ambiente,1995) tendo como base o valor de determinada variável ambiental. Função ecológica é a capacidade do Rio Atibaia de manter a vida aquática nele presente.

Outra consideração é a forma como o texto foi estruturado, ou seja, numa seqüência de temas completos, com resultados, discussões e conclusões.

2 Introdução

2.1 Caracterização Ambiental do Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Amônia (NH₃), Cianeto (CN⁻), Bifenilas Policloradas (BPC) e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

2.1.1 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

Em geral, é comum relacionar o efeito da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅, a 20°C). Todavia, o efeito ambiental adverso da matéria orgânica não se limita apenas a sua fração bioquimicamente degradável (fração está inferida pela DBO), estendendo-se à matéria orgânica como um todo. Portanto, a presença de matéria orgânica em águas é tratada neste estudo como carbono orgânico dissolvido (COD), e compreende tanto a fração biodegradável, já citada, como a parte recalcitrante (fração está quase sempre contemplada na DQO). Liu *et alii* (2002) mostraram que a presença de COD em águas da rede de abastecimento público pode afetar sua bioestabilidade, pois a presença de substratos orgânicos é reconhecida como fator de crescimento de bactérias heterotróficas. O carbono orgânico assimilável, uma parte do COD, pode ser facilmente utilizado por bactérias e convertido em massa celular, sendo que altas concentrações de cloro residual não conseguem eliminar completamente o problema do crescimento destas bactérias, tendo sido encontradas cerca de 21 espécies de bactérias em substratos orgânicos retirados de tubulações de água potável. O estudo de Liu *et alii* (2002), realizado em cinco estações de tratamento de água, revelou que a água produzida não é estável biologicamente e apontou que o principal fator para manter esta bioestabilidade é a qualidade das águas dos mananciais utilizados. Outro aspecto ambiental de COD é sua presença em sistemas lacustres, que tem sido apontada como desestabilizadora do equilíbrio biológico destes. Imai *et alii* (2002) apontam o acúmulo de matéria orgânica dissolvida recalcitrante com preocupação e que este acúmulo deve despertar o

interesse para a forma de gerenciar a proteção de sistemas lacustres. Uma parte do COD, em princípio recalcitrante, com o tempo torna-se biodisponível (Lindel *et alii*, 1995) e atua como fonte de poluição orgânica, seja no fornecimento de energia para a vida aquática, seja como um fator no ciclo dos elementos-traços, ou por influenciar na atividade biológica de fitoplânctons e bactérias (Ma *et alii*, 2000). E finalmente, outro aspecto que pode ser citado com relação ao COD é sua capacidade de formar trihalometanos (THM) e outros compostos orgânicos halogenados, um dos maiores problemas de desinfecção com cloro. Estes compostos são produzidos pela reação de COD e o cloro presente na água (Nishijima *et alii*, 2003). Vale ressaltar ainda que a presença de fontes difusas de COD pode representar práticas inadequadas de uso e ocupação do solo, permitindo o aumento do desflúvio agrícola, e com isto a perda de solo, da fertilidade, possível aporte de patógenos e pesticidas (Polkowska *et alii*, 2002; Tong e Chen, 2002; Paez-Osuna *et alii*, 1998).

A Resolução CONAMA 20/86 e o Decreto Estadual 8468/76, que tratam da água bruta, inferem a matéria orgânica como DBO e DQO, justamente pelo aspecto de demanda de oxigênio. Considerando-se a água potável, a legislação dos Estados Unidos (em inglês, “Safe Drinking Water Act – SDWA”) não traz limites para COD, porém recomenda seu controle sob os argumentos de formação de trihalometanos. A legislação brasileira para água potável, por sua vez, através da Portaria nº. 1469 de 2000 do Ministério da Saúde, também não estabelece limite direto para COD, mas o faz indiretamente ao estabelecer limites para produtos da desinfecção da água.

2.1.2 Amônia (NH₃)

Neste texto, o uso do termo amônia (NH₃) se refere tanto a forma não-dissociada (amônia, NH₃, propriamente) como para o íon amônio (NH₄⁺).

O aspecto ambiental mais conhecido da NH₃ (NH₄⁺ especificamente) talvez seja como nutriente em sistemas lacustres na promoção, juntamente com o fósforo, da eutrofização. Além deste importante aspecto, a NH₃ (a forma não-dissociada especificamente) deve ser avaliada ambientalmente em sistemas

aquáticos por sua toxicidade. Neste trabalho procurou-se caracterizar qualitativamente e quantitativamente as fontes de NH_3 que atuam na bacia, assim como ressaltar seu aspecto tóxico em sistemas aquáticos, contaminados por sua presença em esgoto doméstico.

Dentre as fontes de NH_3 no meio ambiente podem ser citadas as de origem metabólica dos seres humanos, as agrícolas (fertilizantes), da fabricação de fertilizantes, da refrigeração industrial, da desinfecção com cloramina (água potável), dentre outras. Uma fonte comum de contaminação da água por NH_3 é o esgoto doméstico *in natura* em áreas altamente povoadas (Brion e Billen, 2000).

Nitrificação é o principal processo pelo qual NH_3 pode ser eliminada das águas. É um processo natural de purificação de corpos aquáticos. Todavia, este processo depende da quantidade de bactérias nitrificantes. Em pequenos rios, a nitrificação pode ocorrer por organismos bentônicos (Cooper, 1984; Schwert e White, 1974). Em estuários, por outro lado, altas taxas de nitrificação ocorrem porque as bactérias nitrificantes estão associadas ao material suspenso, processo similar ao que ocorre em reatores de leito fluidizado (Owens, 1986). No caso de grandes rios, a maior profundidade da coluna d'água reduz significativamente a atividade bentônica e a ausência de mecanismos hidrológicos não permite que os materiais permaneçam em suspensão. Estes dois fatores minimizam a nitrificação. De fato, o desenvolvimento de plâncton nitrificante após a contaminação por NH_3 em grandes rios é relativamente baixa mesmo em condições favoráveis no verão, tanto que o tempo de residência é grande antes que uma significativa nitrificação ocorra (Brion e Billen, 2000).

Strotmann e Windecker (1997) estudaram a degradação da NH_3 em diferentes reatores contendo bactérias nitrificantes livres e imobilizadas. Seus objetivos eram a determinação da cinética de remoção da NH_3 . Estes autores observaram que a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é que determina esta cinética e alertam para o efeito da toxicidade da NH_3 livre (a forma não-iônica da NH_3), mostrando que concentrações de NH_3 livre de 8 mg L^{-1} a 10 mg L^{-1} têm sido apontadas como inibidoras das bactérias nitrificantes. Strotmann e Windecker (1997) mostram ainda que reatores com incrementos de

lodo de estações de tratamento de esgoto municipal apresentaram sensível aumento na degradação da NH_3 . Em sistemas de reatores em bateladas foram encontradas taxas de 10 a 20 $\text{mg L}^{-1}\text{h}^{-1}$ de degradação da NH_3 .

Hurse e Connor (1999) estudaram a remoção de nitrogênio de uma lagoa de tratamento de esgoto e encontraram uma remoção de 73% no verão e 47% no inverno, mostrando a variação sazonal deste processo. Gelda *et alii* (1999) estudaram a variação interanual em um lago eutrofizado em área urbana, ressaltando que o processo de nitrificação é influenciado por inúmeras condições, tais como: temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido, amônia, amônio, sólidos suspensos e luz. Mostram também que a nitrificação geralmente é representada por uma cinética de primeira ordem. Relatam ainda que estudos de taxa de nitrificação são limitados para águas superficiais e em geral estas taxas são determinadas via: 1) incubação em laboratório utilizando água ou sedimento; 2) incubação *in situ*; 3) análise de massa entre o N-total e nitrato; e 4) procedimentos de calibração de modelos matemáticos. Em seus estudos foram encontradas taxas de nitrificação de 0,0075 a 0,18 $\text{mg L}^{-1}\text{h}^{-1}$ no intervalo de 1989 a 1995.

Jingsheng *et alii* (2000) analisaram dados de NH_3 , nitrato e nitrito em 570 estações de monitoramento no Rio Yangtze, na China, e concluíram que: 1) ocorre um aumento dessas espécies da nascente até sua foz; 2) ocorre um aumento de 5-10 vezes na concentração dessas espécies em 1980 quando comparado com 1960; 3) a variação sazonal dessas espécies depende fortemente da bacia estudada e 4) a diferença na concentração dessas espécies está relacionada com a população regional e o desenvolvimento econômico. Os autores mostraram que o coeficiente de correlação entre a quantidade de NH_3 presente e a densidade populacional foi de 0,80 e de um modo geral as correlações entre NH_3 e nitrato com densidade populacional e quantidade de fertilizante utilizado nestas áreas foram boas.

A legislação brasileira através do Conselho Nacional do Meio-Ambiente, CONAMA, Resolução no. 20, de 18 de junho de 1986, estabelece o valor de

0,02 mg L⁻¹ de NH₃ não-ionizada em águas de rios classe 1 e 2, e de 1,0 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal para os rios de classe 3.

2.1.3 Cianeto (CN⁻)

O CN⁻ tem aplicações diversas, como na fabricação de plásticos acrílicos, nylon, em indústrias de eletrodeposição, aplicações fotográficas, fábricas de circuito impresso, produção de borracha sintética, indústria têxtil, fabricação de índigo, defensivos agrícolas, medicamentos, fábricas de automóveis. Portanto, este é um poluente quase exclusivamente de fonte antrópica, sendo um traçador deste tipo de emissão.

Gijzen *et alii* (1999) relatam uma produção mundial de CN⁻ na ordem de 2 a 3 milhões de toneladas por ano, e apontam uma concentração em efluentes industriais em geral na faixa de 0,01 a 10.000 mg L⁻¹.

O CN⁻, uma vez no corpo d'água, pode formar complexos metálicos cuja estabilidade depende de fatores como concentração, pH e luz. Os complexos de zinco e cádmio, por exemplo, estão quase totalmente dissociados em soluções muito diluídas, mostrando-se altamente tóxicos em ambientes aquáticos, enquanto os complexos de níquel e cobre apresentam uma estabilidade maior. Já os complexos de ferro apresentam grande estabilidade. Todavia, sofrem fotólise formando HCN em soluções diluídas e sob luz solar (Burdick e Lipschuetz, 1948). A fotodecomposição depende da exposição a raios ultravioletas, portanto, é baixa em águas profundas ou de grande turbidez. O HCN pode ser liberado para a atmosfera via degradação química ou microbiológica das formas de CN⁻ e estes processos permitem minimizar o nível de CN⁻ em determinado ambiente.

Gijzen *et alii* (1999) estudaram a degradação de CN⁻ em experimentos laboratoriais em testes de bateladas com concentrações de até 60 mg L⁻¹, conseguindo uma degradação acentuada com redução de 1/3 nas primeiras 30 horas e depois uma inibição, estabilizando em 1/3 mesmo após 400 horas. Evangelho *et alii* (2001) estudando a remoção de CN⁻ em reatores alertaram

para a importância da biomassa na eficiência da remoção, mostrando que em reatores abióticos o rendimento foi de apenas 22,6%.

A legislação brasileira através do Conselho Nacional do Meio-Ambiente, CONAMA, Resolução no. 20, de 18 de junho de 1986, estabelece o valor de 0,01mg L⁻¹ de cianeto em águas de rios classe 1 e 2, e de 0,2 mg L⁻¹ para a classe 3.

2.1.4 Bifenilas policloradas (BPC)

As bifenilas policloradas (BPC) são produtos fabricados pela substituição de átomos de hidrogênio de bifenilas por átomos de cloro, resultando em 210 compostos distintos com diversas aplicações industriais. Há décadas foi proibida a fabricação destes compostos, subsistindo, porém, ampla variedade de produtos industriais contendo as bifenilas policloradas. Por seu uso diversificado no setor industrial, a presença de bifenilas policloradas no meio ambiente indica fontes poluidoras antrópicas.

Penteado e Vaz (2001) relatam que a produção mundial acumulada de BPC foi de aproximadamente 1.200.000 toneladas, sendo 60% utilizado em transformadores e capacitores elétricos, 15% para fluidos de transferência de calor e 25% como aditivos na formulação de plastificantes, tintas, adesivos e pesticidas. Estima-se que 40% deste total foram para o meio ambiente e que grande parte do restante ainda está em uso, com especial destaque para equipamentos elétricos. Os autores ainda colocam a estimativa que 15% da produção mundial de BPC encontram-se em países em desenvolvimento.

A contaminação do ambiente por BPC ocorreu em várias partes do mundo. Nos Estados Unidos, o Rio Hudson foi contaminado por efluentes de BPC por mais de três décadas, até 1977, através de duas fábricas de capacitores que utilizam BPC como fluido para transferência de calor. Neste espaço de tempo, 19.200 kg de BPC entraram diretamente no Rio Hudson, dos quais 7.100 kg foram incorporados em camadas mais profundas de sedimentos e 12.100 kg migraram rio abaixo. Destes 12.100 kg, 1.400 kg foram perdidos para a atmosfera via volatilização (Connolly *et alii*, 2000).

Por sua vez, Sweetman and Jones (2000) em estudo sobre o destino de BPC no Reino Unido, colocam esta região como exportadora de BPC via fluxos atmosféricos, pois o Reino Unido foi durante muito tempo um dos maiores produtores de Arocloros (nome comercial de BPC). Se os cálculos estiverem corretos, ocorre uma exportação de 280 kg ano⁻¹ de BPC-52 e 80 kg ano⁻¹ de BPC-153.

A atmosfera tem se mostrado um efetivo meio de transporte e o solo tem se mostrado um efetivo reservatório para as BPC. Durante as décadas de 50, 60 e 70 a deposição ocorreu da atmosfera para o solo como resultado da emissão primária direta para a atmosfera (Lead *et alii*, 1997). As restrições na produção e no uso de BPC reduziram a emissão direta para a atmosfera nas décadas de 70 e 80. Neste meio-tempo, a quantidade de BPC tem se reduzido na atmosfera e aumentado no solo. Existe a possibilidade destes BPC presentes no solo retornarem para a atmosfera (Harner *et alii*, 1995).

No Brasil, equipamentos elétricos são fontes potenciais de contaminação, seja por manutenção em equipamentos antigos ou em subestações abandonadas com equipamentos submetidos a intempéries. A Eletropaulo cita a existência de 562 toneladas de ascarel (nome comercial do óleo utilizado em equipamentos elétricos que contém BPC) e Furnas declarou a existência de 136 toneladas em estoque. Todavia, não se tem um levantamento real da quantidade deste produto no país, mas acredita-se que este passivo seja superior a 100 mil toneladas. Um dos acidentes mais recentes no Brasil ocorreu na subestação desativada da rede ferroviária federal na cidade de Iperó, Estado de São Paulo. Houve um vazamento de 40 mil litros de óleo dos transformadores contendo BPC (Estado de São Paulo, 28/04/2001).

A legislação brasileira através do Conselho Nacional do Meio-Ambiente, CONAMA, Resolução no. 20, de 18 de junho de 1986, estabelece o valor de 0,001µg L⁻¹ de BPC em águas de rios classe 1, 2 e 3.

2.1.5 Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são um grupo de mais de 100 compostos formados principalmente durante a combustão incompleta de gasolina, óleo diesel, carvão, madeira, etc. São também liberados em indústrias que processam petróleo. Nas refinarias de petróleo, pelo processo de craqueamento, que consiste na pirólise de moléculas orgânicas maiores para produção de derivados do petróleo à base de moléculas menores, pode ocorrer a reação de formação dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. A região de Campinas possui a maior refinaria de petróleo do país e umas das maiores densidades automotivas, além de intensa atividade urbano-industrial, configurando-se numa área susceptível de grande aporte de HPA.

Dependendo das características físico-químicas dos HPA, eles podem se distribuir na atmosfera tanto na fase gasosa como na fase particulada, principalmente associados a pequenas partículas (menores que 1 μ m). Os HPA, portanto, podem ser transportados pela atmosfera por longas distâncias e interagir com ambientes aquáticos via deposição úmida ou seca e/ou interação água/gás. Uma vez em sistemas aquáticos, muitos HPA passam para a fase particulada devido a suas propriedades hidrofóbicas, acumulando-se em sedimentos (Fernández *et alii*, 1999).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) estabeleceu prioridade para 16 hidrocarbonetos policíclicos aromáticos: Naftaleno, Antraceno, Fenantreno, Criseno, Benzo[a]antraceno, Pireno, Dibenzo[a,h]antraceno, Benzo[a]pireno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fluoranteno, Benzo[k]fluoranteno, Benzo[b]fluoranteno, Benzo[g,h,i]perileno e Indeno(1,2,3-cd)pireno (Mastral, 2000).

Estudos realizados no norte da Inglaterra mostram que a geração e a liberação de HPA por serem não-intencionais e provenientes de fontes pequenas e difusas tornam mais complexa a tarefa de controle. Lohmann *et alii* (2000) procuraram estabelecer a contribuição da queima de carvão e madeira para aquecimento doméstico, sendo que estudos realizados no Reino Unido apontam para 80% a contribuição deste tipo de fonte para emissão total anual de HPA.

Este mesmo estudo mostrou valores na atmosfera na faixa de 26 a 220 ng m⁻³ de HPA total, sendo que aproximadamente 75% deste total são compostos por fenantreno, fluoreno, fluoranteno e pireno. Este predomínio dos 4 HPA citados está condizente com os demais estudos realizados no Reino Unido.

As concentrações médias de HPA em material atmosférico particulado estão na faixa de 0,01 ng m⁻³ em áreas não poluídas e até 60 ng m⁻³ em centros urbanos ou próximos a áreas industrializadas. Na cidade de São Paulo, o valor encontrado foi 95 ng m⁻³ e o HPA encontrado em maior quantidade foi o benzofluoranteno, um importante agente cancerígeno (Martinis, 1997).

A legislação brasileira através do Conselho Nacional do Meio-Ambiente, CONAMA, Resolução no. 20, de 18 de junho de 1986, estabelece o valor de 0,00001mg L⁻¹ da HPA benzo[a]pireno em águas de rios classe 1, 2 e 3.

2.2 Descrição da Área de Estudo: Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (BH-PCJ)

A importância do recurso água para a qualidade de vida das populações, principalmente aquelas de grandes centros urbanos e industriais, fez o governo do Estado de São Paulo, através do Decreto Estadual n^o. 36.787, de maio de 1993, dividir o estado em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI. Em 18 de novembro de 1993 cria o Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (CBH-PCJ, UGRHI 5) com competência para gerenciar os recursos hídricos quanto à sua recuperação, preservação e conservação. Neste contexto, a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, por meio da Resolução SMA 13, de 19 de março de 1999, coloca a sub-bacia 7, sub-bacia do Rio Atibaia, da UGRHI 5, como prioridade na gestão dos recursos hídricos no Estado e estabelece um grupo de trabalho para elaborar diagnóstico da região quanto aos aspectos do meio-físico e sócio-econômico, bem como adotar modelos matemáticos para a água, visando a simulação de cenários futuros e estabelecer a capacidade de suporte do meio para um efetivo gerenciamento dos recursos ambientais, além de subsidiar pedidos de licença para novos empreendimentos potencialmente poluidores (ver anexo 1).

As bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí estão localizadas na região leste do Estado de São Paulo (Figuras 1 e 2). O crescimento populacional na UGRHI 5 ocorreu de modo acelerado nas décadas de 70 e 80 com taxas de crescimento anual de 7,01% e 3,12%, respectivamente, enquanto o Estado de São Paulo e o país mantinham taxas médias ao redor de 2%. A população, que em 1970 era de 1.518.624 habitantes, encontra-se hoje em 4.218.157 de habitantes, e a estimativa para 2010 é uma população de 5.031.338 habitantes. Esta região apresenta, além de uma elevada população, uma alta taxa de urbanização, atualmente em 94,2% com perspectivas de atingir 97,3% em 2010.



Figura 1: As 22 UGRHI do Estado de São Paulo, destacando a UGRHI 5, que compreende as bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.

Fonte: CETESB (2000, a). Relatório de Qualidade de Águas Interiores.

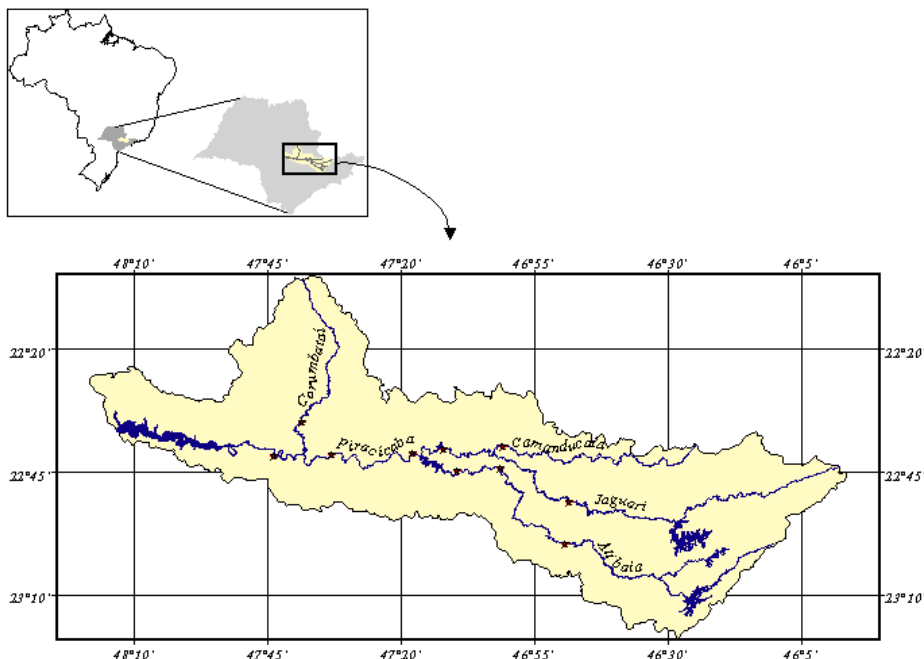


Figura 2: A sub-bacia do Rio Piracicaba, dentro da UGRHI 5, com destaque para o Rio Atibaia, Jaguari, Camanducaia e Piracicaba.

Fonte: Projeto Piracena – CENA/USP – Piracicaba.

Na UGRHI 5, em seus aspectos econômicos e sociais, destaca-se a Região Metropolitana de Campinas (RMC) com seus 19 municípios, totalizando uma população de 2.090.400 habitantes. Um cenário de crescimento nesta região se confirma por todos os dados demográficos e de investimentos, como a implantação do gasoduto Brasil-Bolívia e a tendência no número de pedidos de licença de instalação de novos empreendimentos, que em 1989 era de 92 e em 1999 foi de 379, e de pedidos de funcionamento de novos empreendimentos, que em 1989 era de 42 e em 1999 foi de 405 (Relatório Zero, 2000). Outro dado que chama a atenção é o percentual de indústrias químicas na região, pois de um total de 106.511 indústrias químicas no Estado, Paulínia e Campinas concentram respectivamente 1% e 10% (Tabela 01).

Como consequência da alta densidade demográfica e industrial, uma grande carga poluidora está presente. No ano de 1999 foram gerados 66.183 t

de resíduo classe 1, 835.984 t de resíduo classe 2 e 21.581 t de resíduo classe 3 (Relatório Zero, 2000).

Tabela 1: As Indústrias na região de Campinas/Paulínia.

Atividade	Campinas	Paulínia
Bebidas	124	2
Borracha	64	2
Calçados	329	1
Couros e peles	39	-
Diversos	336	3
Editorial e gráfica	221	1
Extrativas	202	3
Madeira	170	6
Material de transporte	123	7
Material elétrico	307	3
Mecânica	467	8
Metalúrgica	613	11
Minerais não metálicos	719	13
Mobiliário	323	2
Papel e papelão	115	3
Perfumaria e sabões	95	3
Matérias plásticas	317	9
Alimentares	492	18
Farmacêutica	48	2
Química	234	42
Têxtil	160	2
Total	5498	140

Fonte: CETESB

Além do efeito poluidor desta densidade urbano-industrial na bacia do Rio Atibaia, tem-se a agravante da demanda hídrica, onde se prevê uma demanda de 139,5% da vazão $Q_{7, 10}$ (vazão mínima média de 7 dias consecutivos e período de retorno de 10 anos), com uma projeção de 148% em 2005, 156% em 2010 e 172,5% em 2020. Aliado a esta escassez hídrica, vale ressaltar que a bacia do Rio Atibaia fornece água para o sistema Cantareira, principal sistema de abastecimento de São Paulo. Um levantamento mais pormenorizado do alto impacto poluidor a que este corpo d'água está exposto e da sua demanda hídrica pode ser encontrado no documento denominado "Relatório Zero". Este documento foi elaborado pelo Comitê Gestor das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá e apresenta dados sobre o percentual de esgoto tratado, a carga orgânica industrial lançada no Rio Atibaia, número e tipo de indústrias existentes, demanda hídrica atual e futura, etc. Outro documento

similar é o relatório do projeto “Watershed Management 2000” - Brasil/Canadá, elaborado pela CETESB e que apresenta dados sobre captação urbano-industrial no Rio Atibaia, índices pluviométricos, vazões, etc.

2.3 Pontos de Coleta

A Figura 3 (ver também anexo 2) traz os pontos de coleta ao longo da bacia do Rio Atibaia usados neste trabalho. O primeiro ponto de coleta (ponto 1: captação Atibaia, S 23° 04' 94" e W 46° 35' 56") é na estação de captação de águas da cidade de Atibaia. Foi pedida autorização junto a SAEE (empresa municipal de água e esgoto da cidade de Atibaia) para a realização destas coletas. Portanto, neste ponto as águas coletadas representam a água bruta que abastece a cidade de Atibaia. Este ponto de coleta, ponto 1, Captação Atibaia, é o mesmo da CETESB, cujo código é ATIB02010.

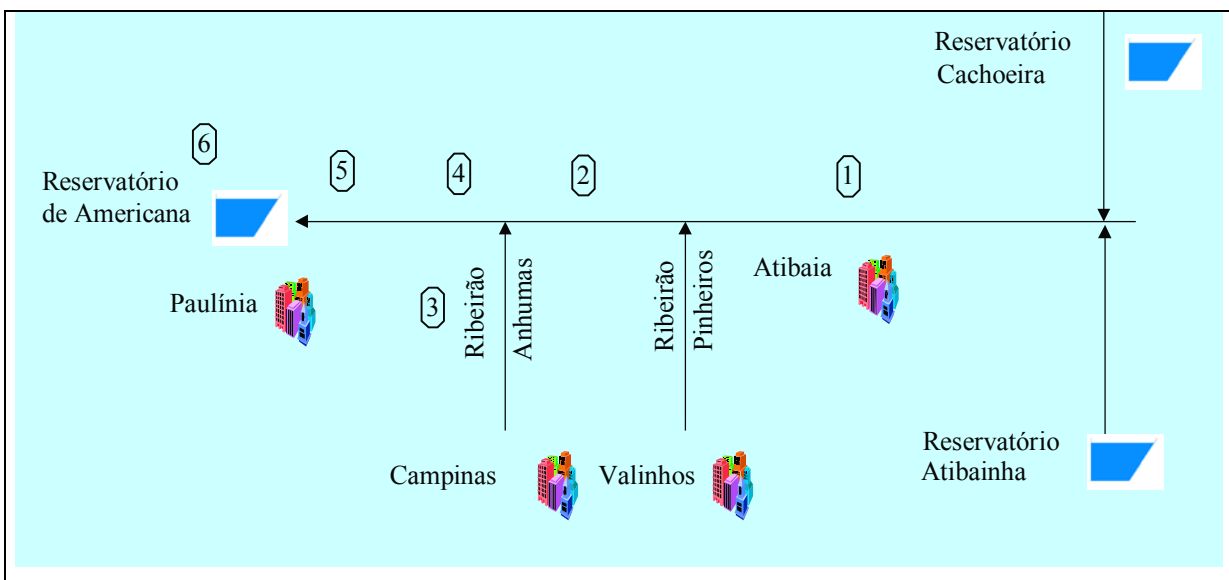


Figura 3: Pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia.

O segundo ponto de coleta (ponto 2: captação Campinas, S 22° 58' 89" e W 46° 42' 52") é na estação de captação de águas da cidade de Campinas, em Sousas (ponto à jusante do Ribeirão Pinheiros), com a devida autorização da SANASA (Companhia de Água e Esgoto da cidade de Campinas). Portanto, representa a água bruta que abastece 95% da cidade de Campinas (5% da água

vêm do Rio Capivari). Este ponto de coleta, ponto 2, Captação Campinas, é o mesmo da CETESB, cujo código é ATIB02065.

O terceiro ponto de coleta (ponto 3: Ribeirão Anhumas, S 22^o 46' 17" e W 47^o 05' 72") é no Ribeirão Anhumas, na ponte da estrada velha que liga Campinas a Paulínia, próximo da empresa Rhodia.

O quarto ponto de coleta (ponto 4: pós-afluência Anhumas, S 22^o 47' 27" e W 46^o 51' 65") está situado na margem esquerda do Rio Atibaia (à jusante do Ribeirão Anhumas) com a devida autorização do proprietário de um sítio.

O quinto ponto de coleta (ponto 5: Paulínia-Cosmópolis, S 22^o 45' 12" e W 47^o 05' 56") está localizado na ponte que liga Campinas a Cosmópolis, à jusante da Replan para o perfil bimestral e em uma ponte interna à cidade de Paulínia para o perfil 24 h. Este ponto de coleta, ponto 5, Paulínia-Cosmópolis, é o mesmo da CETESB, cujo código é ATIB02605.

O último ponto de coleta (ponto 6: represa de Americana, S 22^o 43' 27" e W 47^o 16' 43") se dá na usina Americana da CPFL, na foz do Rio Atibaia (cabeceira do Rio Piracicaba).

Além dos 6 pontos citados, na campanha de julho de 2002 dois novos pontos foram acrescentados: Ribeirão Pinheiros (afluente do Rio Atibaia, logo à montante do ponto 2, na estação de captação de águas em Sousas) e na lagoa Taquaral (lago urbano na cidade de Campinas). E no ano de 2003 foram incorporadas 6 amostras de sedimento da bacia do Rio Negro – Amazônia, para fins de comparação com sedimentos teoricamente mais impactados oriundos da região de Campinas.

3 Parte Experimental e Métodos Analíticos

3.1 Coleta das amostras de águas e sedimentos

Nas coletas de águas, as determinações da temperatura (T), pH, oxigênio dissolvido (OD) e condutividade foram realizadas *in situ* por meio de medidores de campo (marca Orion – 610). Nas determinações de NH_3 , COD e CN^- as amostras de água coletadas (2L) foram armazenadas em frascos de PET (garrafas limpas de água mineral) e transferidas para o laboratório sob refrigeração. As determinações de NH_3 e COD foram feitas no mesmo dia da coleta. As determinações de CN^- , que exigiam a etapa de destilação, foram realizadas em até 48 h (APHA, 1992).

Quando da coleta de água para a determinação de HPA e BPC, as amostras de água coletadas em frascos de vidro de 2L foram submetidas à extração líquido-líquido em 48 h. Para sedimento, as coletas foram feitas com o auxílio de uma draga Ekman-Birge, sendo que as amostras foram armazenadas em frascos de vidro e levadas ao laboratório para o início do processo de extração.

Para as amostras de sedimento valem as seguintes observações: no ponto 1, em Atibaia, o local de coleta corresponde à entrada da captação de água (ponto de sedimentação). No ponto 2, captação Campinas, o local de coleta foi no tanque de sedimentação. No Ribeirão Anhumas, ponto 3, a amostragem foi na margem direita à jusante da ponte. No ponto 4, pós-afluência do Ribeirão Anhumas, a captação se deu na margem esquerda do Rio Atibaia. No ponto 5, Paulínia-Cosmópolis, a captação ocorreu na margem do Rio Atibaia, na margem direita à jusante da ponte. No ponto 6, represa de Americana, a amostragem foi realizada no início da represa, local mais ao centro e com profundidade aproximada de 1 m.

As Tabelas 2 a 9 resumem as atividades de coletas de águas e sedimentos. Para todas as amostras de sedimentos foram feitas determinações de carbono orgânico. O anexo 3 traz um perfil pluviométrico para a bacia do Rio Atibaia que melhor contextualizam os períodos de amostragem.

Tabela 2: Informações sobre as coletas de águas para os perfis 24 h e perfis bimestrais no Rio Atibaia.

Variáveis determinadas	pH, T, Cond., OD, COD, NH ₃ e CN ⁻ .
Pontos de coleta	Nos 6 pontos ao longo do Rio Atibaia.
Tempo decorrido para a determinação	<i>In situ</i> para determinação de pH, T, Cond. e OD. No laboratório, num período de 24 h, para COD e NH ₃ e num período de até 48 h para CN ⁻ .
Periodicidade das amostragem no perfil 24 h	2 h
Meses de amostragem para o perfil 24 h	Setembro de 2001 e fevereiro de 2002
Meses de amostragem para o perfil bimestral	Julho de 2001, janeiro de 2002, abril de 2002, maio de 2003 e julho de 2003.

Tabela 3: Informações sobre as coletas de sedimentos e águas nos 6 pontos amostrais do Rio Atibaia para as determinações de BPC e HPA.

Matriz	Variáveis determinadas	Datas das coletas
Sedimento	BPC e HPA	Novembro de 2001, julho de 2002 e julho de 2003.
Água		

Tabela 4: Informações sobre as coletas de sedimentos e águas relativo aos pontos extras incorporados.

Pontos extras incorporados	Matriz	Variáveis determinadas	Datas das coletas
Ribeirão Pinheiros e lagoa Taquaral	Água e sedimento	BPC e HPA	Julho de 2002.
Bacia do Rio Negro - Amazônia	Sedimento		Janeiro de 2003.

Tabela 5: Datas e condições de coleta para os perfis 24 h.

Local de coleta	Data das coletas	Condições
Estação seca		
Ponto 1: Captação Atibaia	24 e 25/Set/01	Dia de sol, sem chuvas anteriores.
Ponto 2: Captação Campinas	17 e 18/Set/01	Dia de sol, frio, chuvas nos dias anteriores.
Ponto 3: Ribeirão Anhumas	4 e 5/Set/01	Dia de sol, espuma na água, sem chuvas anteriores, cheiro típico de esgoto.
Ponto 4: Pós-afluência Anhumas	15 e 16/Out/01	Dia de sol, sem chuvas anteriores.
Ponto 5: Paulínia-Cosmópolis	10 e 11/Set/01	Dia de sol, sem chuvas anteriores, cheiro típico diferente do Ribeirão Anhumas. Águas claras, cor levemente amarela.
Ponto 6: Represa de Americana	01 e 02/Out/01	Chuva com o maior volume pluviométrico registrado no ano.
Estação da Chuvas		
Ponto 1: Captação Atibaia	18 e 19/Mar/02	Chuva das 17 as 18 h.
Ponto 2: Captação Campinas	11 e 12/Mar/02	Dia de sol. Semana praticamente sem chuvas.
Ponto 3: Ribeirão Anhumas	25 e 26/Mar/02	Chuva forte em Campinas durante a noite. Grande volume de água.
Ponto 4: Pós-afluência Anhumas	11 e 12/Fev/02	Chuva forte em Campinas a partir das 22 h. As 23 h o Rio Atibaia apresentou um aumento considerável de volume. Choveu razoavelmente nos dias anteriores.
Ponto 5: Paulínia-Cosmópolis	25 e 26/Fev/02	Dia de sol. Chuva moderada no entardecer.
Ponto 6: Represa de Americana	4 e 5/Mar/02	Dia de sol. Chuva moderada dias antes da coleta.

Tabela 6: Datas e condições de coletas para os perfis bimestrais.

Determinações realizadas	20 de Julho de 2001	10 de Janeiro de 2002	1 de Abril de 2002	14 de Maio de 2003	18 de Julho de 2003
NH ₃	X	X	X	X	X
COD	X	X	X	X	X
CN ⁻	X	X	X	-	-
Condições	Sol, sem chuvas.	Dias de sol, choveu intensamente durante três dias anteriores.	Dia de sol, chuvas dispersas ao longo da bacia.	Dia de sol, chuvas dispersas ao longo da bacia.	Dia de sol. Sem chuvas anteriores.

x = determinação realizada.

Tabela 7: Datas e condições de coleta de sedimentos do ano de 2001.

Ponto de coleta	Data da coleta	Condições no dia da coleta
1 – Captação Atibaia	30/10/01	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
2 – Captação Campinas	30/10/01	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
3 – Ribeirão Anhumas	27/10/01	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
4 – Pós-afluência Anhumas	26/10/01	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
5 – Paulínia-Cosmópolis	27/10/01	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
6 – Represa de Americana	23/10/01	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.

Tabela 8: Datas e condições de coleta de sedimentos do ano de 2002.

Ponto de coleta	Data da coleta	Condições no dia da coleta
1 – Captação Atibaia	11/07/2002	Dia frio, chuva leve.
2 – Captação Campinas	11/07/2002	Dia frio, chuva leve.
3 – Ribeirão Anhumas	13/07/2002	Dia frio, sem chuva.
4 – Pós-afluência Anhumas	11/07/2002	Dia frio, chuva leve.
5 – Paulínia-Cosmópolis	13/07/2002	Dia frio, sem chuva.
6 – Represa de Americana	16/07/2002	Dia de sol, sem chuva.
7 – Pinheiros	11/07/2002	Dia frio, chuva leve.
8 - Taquaral	11/07/2002	Dia frio, chuva leve.

Tabela 9: Datas e condições de coleta de sedimentos do ano de 2003.

Ponto de coleta	Data da coleta	Condições no dia da coleta
1 – Captação Atibaia	18/07/2003	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
2 – Captação Campinas	18/07/2003	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
3 – Ribeirão Anhumas	18/07/2003	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
4 – Pós-afluência Anhumas	18/07/2003	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
5 – Paulínia-Cosmópolis	18/07/2003	Sol, sem chuvas imediatamente anteriores.
6 – Represa de Americana	17/07/2003	Sol, frio, sem chuvas imediatamente anteriores.

3.2 Métodos Analíticos

3.2.1 Determinação de (COD)

O método analítico para determinar COD consiste em sua combustão catalítica a altas temperaturas, seguida da quantificação na forma de CO₂ em detector de infravermelho. Este método está descrito no “Standard Methods” (APHA, 1992). Alíquotas de 100 mL foram coletadas em frascos PET, armazenadas sob refrigeração e levadas para determinação no mesmo dia da coleta em analisador TOC-5000 marca Shimadzu.

3.2.2 Determinação de NH₃

A determinação analítica da NH₃ foi realizada usando o sistema de injeção em fluxo (FIA), conforme proposto por Faria e Pasquini (1991). Este método consiste em tornar a amostra básica, forçando o equilíbrio para a forma livre, a qual permeia uma membrana de teflon e provoca uma mudança de condutividade. Alíquotas de 100 mL foram coletadas em frascos PET, armazenadas sob refrigeração e analisadas no mesmo dia da coleta.

3.2.3 Determinação de CN⁻

O procedimento analítico para a determinação de CN⁻ está descrito no “Standard Methods” (APHA, 1992), que consiste na destilação das formas de CN⁻ em meio ácido e coleta em solução alcalina para posterior análise colorimétrica. Alíquotas de 1 L foram coletadas em frascos PET, armazenadas sob refrigeração e a determinação de CN⁻ total foi realizada até 48 h após a coleta.

3.2.4 Determinação de BPC e HPA em sedimentos e águas

Os procedimentos para a determinação de BPC e HPA foram os mesmos utilizados por Almeida (2003). Para sedimentos, o sistema de extração foi via Soxhlet e para as amostras de água foi utilizada a extração líquido-líquido. As etapas de *clean up* foram realizadas em colunas recheadas com sílicas ativada,

básica e ácida. Para HPA foram feitas adições de padrão interno e *surrogate*. As determinações de BPC foram feitas por CG/ECD (ver anexo 4) e as determinações de HPA foram feitas por CG/MS (ver anexo 5).

3.3 Determinação do tempo de meia-vida da NH_3 ($t_{1/2} \text{NH}_3$)

A determinação do tempo de meia-vida da NH_3 foi feita com águas coletadas em três pontos do Rio Atibaia: ponto 1 (captação Atibaia), ponto 3 (Ribeirão Anhumas) e ponto 5 (Paulínia-Cosmópolis). De cada um desses pontos foram coletados 20 L de água, medidas a temperatura, pH e condutividade. As amostras foram coletadas em frascos PET, trazidas para o laboratório e adicionadas nos microcosmos montados para os experimentos. Os microcosmos foram montados com frascos de vidro de 5 L escuro e transparente, e receberam 2 L de amostra cada. Os experimentos, que simulam as condições diurnas, ocorreram dentro de uma capela com a luz acesa e para os experimentos que simulam condições noturnas, em capela com ausência de luz. Além destas medidas, os frascos escuros foram envoltos em plástico escuro. A Tabela 10 resume as condições experimentais para os microcosmos montados.

Tabela 10: Condições de trabalho dos microcosmos para a determinação do tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) da NH_3 .

Microcosmo	Pontos de amostragem	Concentração inicial de NH_3 na água ($\text{mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$)	Concentração de NH_3 inicial de trabalho ¹ ($\text{mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$)	Condições iniciais do microcosmo				Condição de trabalho do microcosmo			
				T(°C)	pH	Cond. (uS)	O_2 (mg L^{-1})	Luz	Sem luz	Aberto	Fechado
1	Captação Atibaia	1,16	3,90	25,8	6,85	92,5	4,96	x		x	
2		1,16	3,90	25,8	6,85	92,5	4,96		x	x	
3		1,16	1,20	25,8	6,87	65,6	4,62	x		x	
4		1,16	1,20	25,9	6,87	65,6	4,62		x	x	
5	Ribeirão-Anhumas	9,83	9,83	25,9	7,01	159	4,09	x		x	
6		9,83	9,83	25,9	7,01	159	4,09		x	x	
7		9,83	4,90	25,9	7,01	159	4,09	x		x	
8		9,83	4,90	25,9	7,01	159	4,09		x	x	
9	Paulínia-Cosmópolis	1,10	4,10	25,9	7,09	244	4,61	x		x	
10		1,10	4,10	25,9	7,09	244	4,61		x	x	
11		1,10	1,10	26	7,03	217	4,35	x		x	
12		1,10	1,10	26	7,03	217	4,35		x	x	
13		1,10	4,10	26	7,03	217	4,35	x			x
14		1,10	4,10	26	7,03	217	4,35		x		x
15	Água desionizada	<L.D ²	4,76	26,1	6,51	45,8	4,69	x		x	
16		<L.D	4,76	26,1	6,51	45,8	4,69		x	x	

1. Em determinados microcosmos foi adicionado cloreto de amônio para estabelecer uma concentração de partida, em outros foram feitas diluições.

2. Menor que o limite de detecção do método: $20 \mu\text{g L}^{-1}$ (Farias e Pasquini, 1991).

Em intervalos de tempo regulares (ver resultados no item 5) foram feitas determinações de pH, condutividade e NH_3 .

3.4 Determinação do tempo de meia-vida do CN^- ($t_{1/2} \text{CN}^-$).

O procedimento usado para a determinação do tempo de meia-vida do CN^- seguiu basicamente os mesmos passos que aquele usado para NH_3 . A Tabela 11 resume os microcosmos montados.

Tabela 11: Condições de trabalho dos microcosmos para a determinação do tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) do CN^- .

Micro-cosmo	Pontos de amostragem	Concentração inicial de trabalho para cianeto ¹ ($\text{mg CN}^- \text{L}^{-1}$)	pH inicial	Condição de trabalho do microcosmo			
				Luz	Sem luz	Aberto	Fechado
1	1 – Captação Atibaia	4,0	7,4	x		x	
2		4,0	7,4		x	x	
3		0,4	7,4	x		x	
4		0,4	7,4		x	x	
5	3 – Ribeirão Anhumas	4,0	6,2	x		x	
6		4,0	6,2		x	x	
7		0,4	6,2	x		x	
8		0,4	6,2		x	x	
9	5 – Paulínia-Cosmópolis	4,0	7,2	x		x	
10		4,0	7,2		x	x	
11		0,4	7,2	x		x	
12		0,4	7,2		x	x	
13		4,0	7,2	x			x
14		4,0	7,2		x		x
15	Água desionizada	0,4	7,0	x			
16		0,4	7,0		x	x	

1. Foi adicionado cianeto de potássio para estabelecer uma concentração de partida. As concentrações encontradas originalmente nas águas foram menores que $0,05 \text{ mg CN}^- \text{L}^{-1}$.

Em intervalos de tempo regulares (ver resultados no item 5) foram feitas determinações de pH, condutividade e CN^- .

4 Resultados e discussões sobre COD, NH₃ e CN⁻ na bacia do Rio Atibaia

4.1 Resultados e discussões para os perfis 24 h.

Os perfis 24 h foram realizados nos seis pontos ao longo do Rio Atibaia. As amostras de água foram coletadas sempre às segundas-feiras, portanto, os perfis 24 h não se constituem num monitoramento simultâneo entre os seis pontos. O perfil 24 h para NH₃, COD e CN⁻ constitui-se em uma monitoração em espaço temporal curto, contrastando com os perfis bimestrais realizado neste trabalho e aqueles realizados pela CETESB. Os perfis 24 h procuram comportamentos que auxiliem na compreensão da dinâmica de aporte desses compostos, buscando relacioná-los com as respectivas fontes, com destaque para aquelas difusas que são ativadas pela presença da chuva.

Uma análise da Figura 4, que traz os perfis 24 h para COD no período de seca, revela um comportamento que segue a densidade urbano-industrial presente na bacia do Rio Atibaia. Partindo-se de uma região menos densa na nascente do Rio Atibaia, na cidade de Atibaia, considerada neste trabalho o ponto basal, passa-se para o ponto 2, no distrito de Sousas, onde ocorre um aumento dessa densidade urbano-industrial pela presença dos municípios que vão impactando o Rio Atibaia, destacando-se a cidade de Vinhedo, Valinhos e Campinas. Nesta seqüência, tem-se o Ribeirão Anhumas, ponto 3, como um dos grandes receptores de esgoto da cidade de Campinas. O ponto 4, logo após a confluência do Ribeirão Anhumas com o Rio Atibaia, recebe o impacto do polo industrial ali presente e esgoto doméstico não-tratado de uma população aproximada de 280 mil habitantes oriunda do ponto 3. Passa-se pelo ponto 5, próximo à cidade de Paulínia, que está susceptível ao impacto do grande parque industrial e finalmente chega-se à represa de Americana, ponto 6, na foz do Rio Atibaia, onde a densidade urbano-industrial diminui. Portanto, as emissões de COD que o Rio Atibaia recebe ao longo de sua bacia seguem a forma de uma

curva gaussiana, tendo seu ponto de inflexão na região de Campinas-Paulínia, seu início no ponto basal de Atibaia e o seu término na represa de Americana.

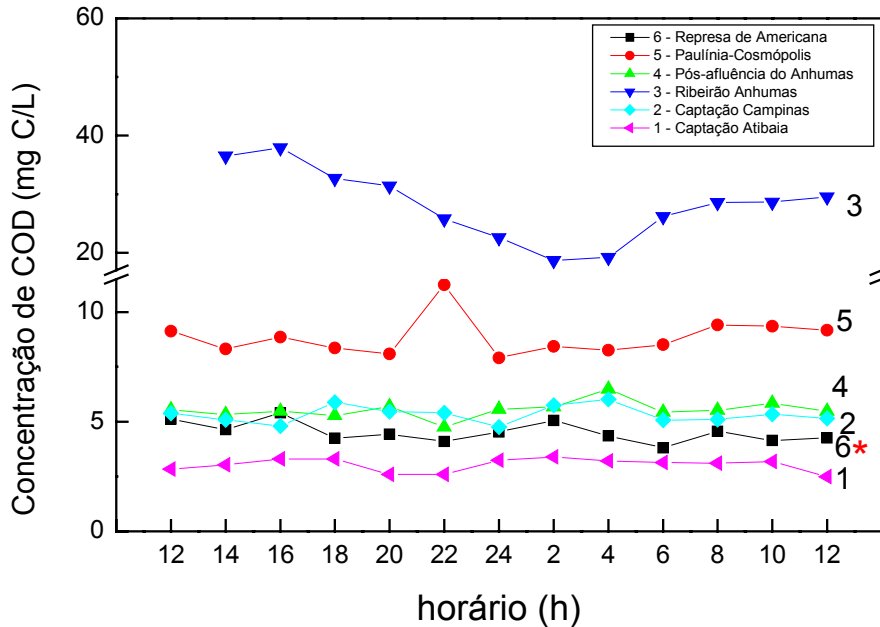


Figura 4: Distribuição espaço-temporal de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca. *Ocorrência de chuvas.

Para os dados da Figura 5, que traz o perfil 24 h para NH_3 , ocorre um comportamento similar ao encontrado para COD. Com base nos dados da Figura 5, constata-se que apenas os pontos 1 e 6 estão dentro da legislação para NH_3 , para corpos d'água classe 2 segundo o Decreto Estadual 8468/76. O ponto 5, por exemplo, encontra-se em média 16 vezes acima do limite permitido.

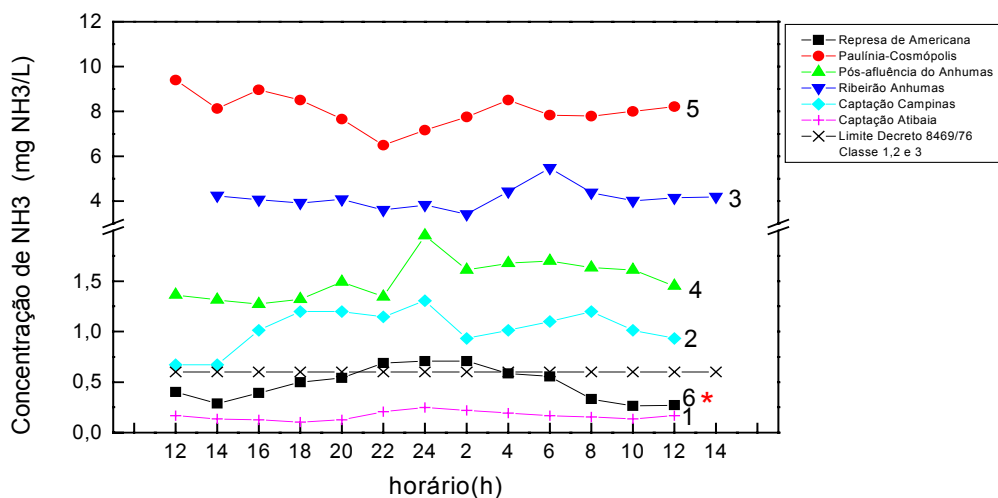


Figura 5: Distribuição espaço-temporal de concentração de amônia (NH₃) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca. * Ocorrência de chuvas.

Analisando os perfis 24 h de COD para o período das chuvas, Figura 6, observa-se uma maior flutuação nos valores de COD com relação ao período

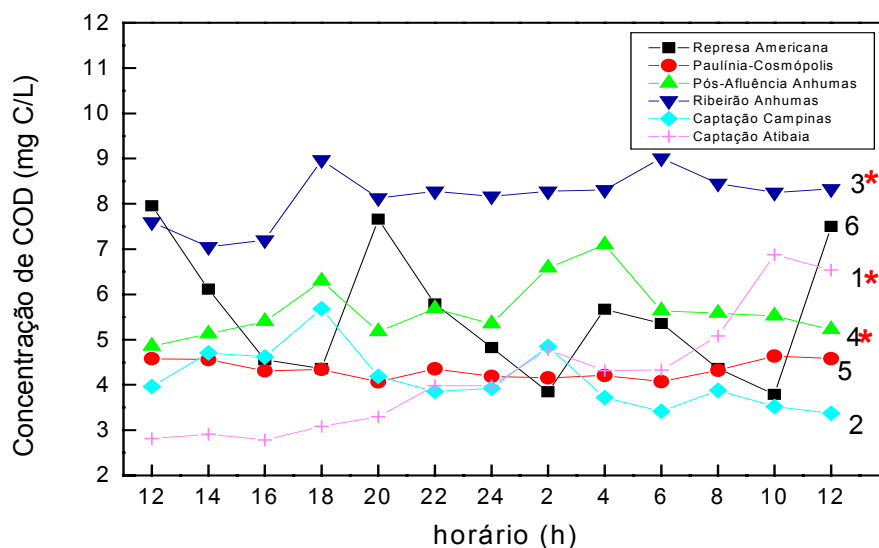


Figura 6: Distribuição espaço-temporal de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.

de seca, que pode ser atribuída às fontes difusas presentes na bacia. Os perfis dos pontos 1 e 4 chamam a atenção e são aqui analisados. O perfil no ponto 1, na cidade de Atibaia, apresenta valores iniciais de COD similares ao do período de seca, próximos a 3 mg C L^{-1} . Todavia, das 17 às 18 horas, com a ocorrência de chuvas, os valores de COD sofreram um aumento chegando perto de 7 mg de C L^{-1} no final da monitoração. Este aumento pode ter ocorrido pela presença de fontes difusas (desflúvio urbano e desflúvio agrícola). Outras possibilidades que não podem ser descartadas são a emissão de efluentes industriais, que aproveitam esta água de diluição ou a própria matéria orgânica depositada nos sedimentos do Rio Atibaia. Para o ponto 4, pós-afluência do Ribeirão Anhumas, observou-se um aumento nas concentrações de COD em torno das 24 h, cuja causa pode ser a chuva ocorrida na cidade de Campinas próxima das 22 h. Na Figura 7, com os perfis 24 h para NH_3 , houve um considerável decréscimo nas concentrações de NH_3 para o período das chuvas com relação ao período de seca, com praticamente todas as concentrações de NH_3 dentro do limite estabelecido pela legislação estadual 8468/76. Este decréscimo na concentração, por sua vez, não se verificou de modo tão acentuado para os valores de COD.

A ocorrência de chuvas durante a monitoração 24 h provocou flutuações consideráveis nos perfis 24 h para COD (Figura 6) quando comparada com os perfis 24 h para NH_3 (Figura 7). Os perfis para NH_3 comportaram-se relativamente estáveis com exceção do ponto 4, que apresenta um aumento na concentração de NH_3 simultâneo ao aumento na concentração de COD no momento da chuva na cidade de Campinas. No ponto 3, Ribeirão Anhumas, ocorre um incremento na concentração de NH_3 que foge do comportamento geral. Estes incrementos na concentração de NH_3 nos pontos 3 e 4 poderiam ser justificados pela presença de chuvas, que ativam fontes difusas de NH_3 , todavia no ponto 1 também ocorreu chuva e houve apenas o aumento da concentração de COD, permanecendo inalterada a concentração de NH_3 .

Os dados dos perfis de condutividade, pH e OD (Figuras 8, 9, 10, 11 e 12) são apresentados com o objetivo apenas de contextualizar os perfis de COD e NH_3 .

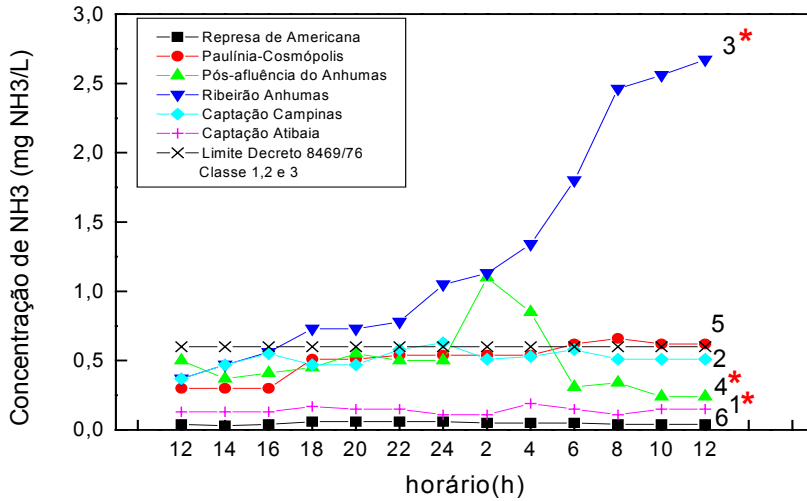


Figura 7: Distribuição espaço-temporal de concentração de amônia (NH_3) para os seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.

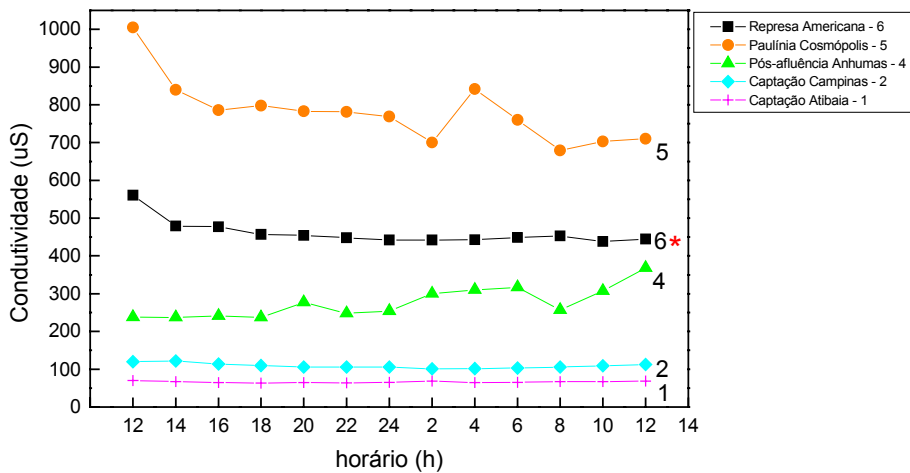


Figura 8: Distribuição espaço-temporal dos valores de condutividade para cinco pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca. * Ocorrência de chuvas. Não houve monitoração para o Ribeirão Anhumas.

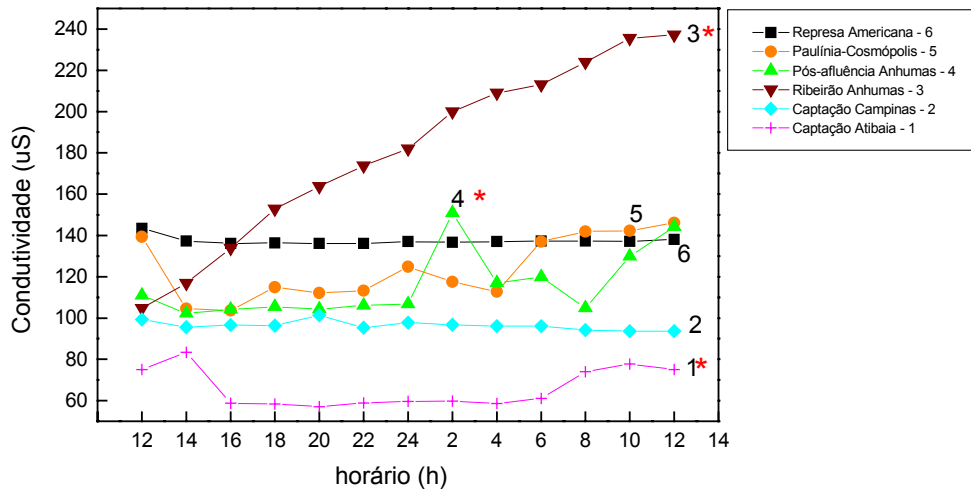


Figura 9: Distribuição espaço-temporal dos valores de condutividade para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.

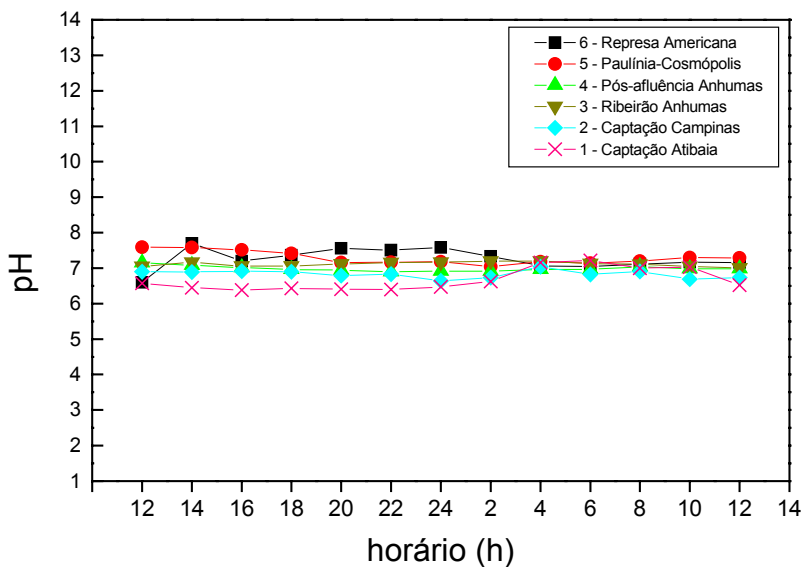


Figura 10: Distribuição espaço-temporal dos valores de pH para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em setembro de 2001 no período de seca.

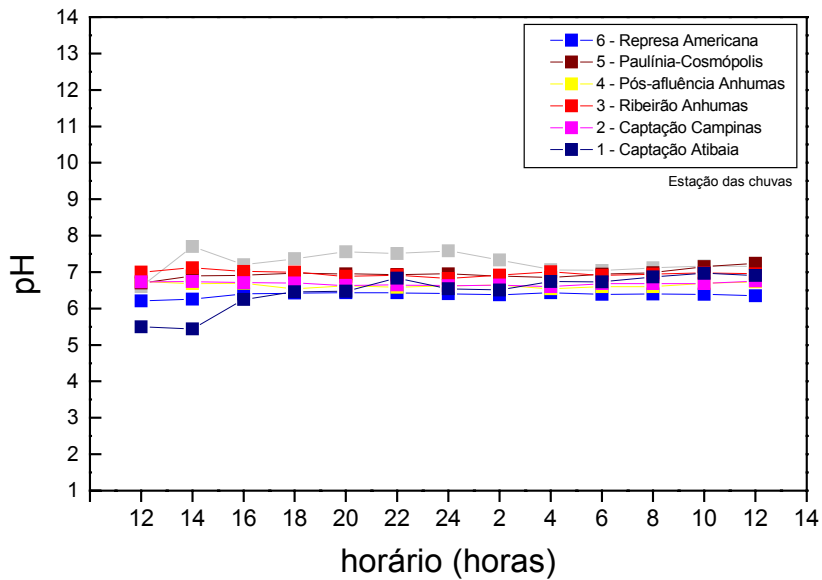


Figura 11: Distribuição espaço-temporal dos valores de pH para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referentes ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas.

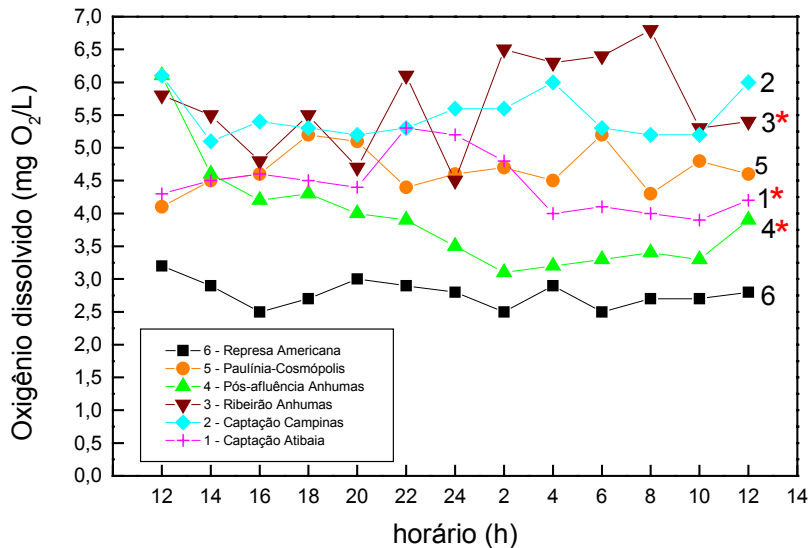


Figura 12: Distribuição espaço-temporal de concentração de oxigênio dissolvido para seis pontos de coleta ao longo do Rio Atibaia e referente ao perfil 24 h realizado em março de 2002 no período das chuvas. * Ocorrência de chuvas.

A Figura 13 traz uma classificação das águas do Rio Atibaia segundo o Decreto Estadual 8468/76. A classificação apresentada se refere aos perfis 24 h para a NH_3 . Como pode ser observado para o perfil do período de seca, os pontos 2, 3, 4 e 5 permaneceram em 100% dos eventos amostrais na classe 4. No ponto 1, ponto basal na captação de Atibaia, as águas do Rio Atibaia permaneceram dentro da classe original a que o Rio Atibaia está enquadrado, ou seja, classe 2. A represa de Americana, por sua vez, atinge a classe 4. Para o período das chuvas, talvez pela contribuição pouco significativa de fontes difusas de NH_3 , a situação das águas melhorou. Porém, as concentrações de NH_3 nos pontos 2, 3, 4 e 5 mostraram-se oscilando para classe 4. Esta distribuição das águas do Rio Atibaia com o tempo, revela o comportamento dinâmico da qualidade da água e deixa claro que uma monitoração deve contemplar este aspecto temporal, para não avaliar erroneamente a saúde ambiental de um recurso hídrico.

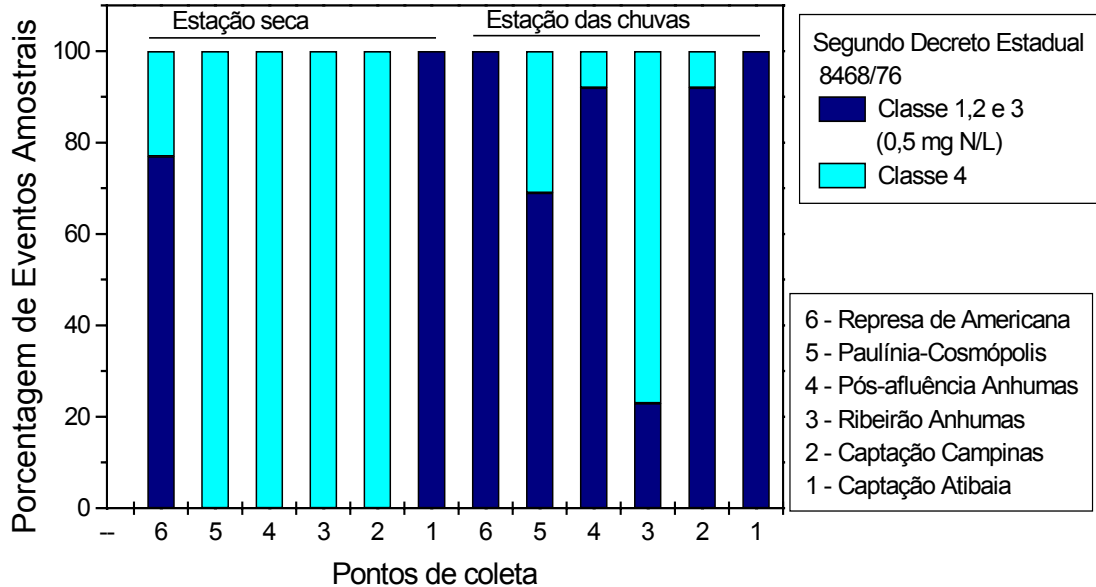


Figura 13: Classificação das amostras de água do Rio Atibaia segundo o Decreto Estadual 8468/76, tomando como base a concentração de NH_3 obtidas nos perfis 24 h.

4.2 Resultados e discussões dos perfis bimestrais

Enquanto o perfil 24 h procura compreender a dinâmica do aporte de COD, NH₃ e CN⁻ num espaço temporal curto (diurno), o perfil bimestral procura estabelecer o comportamento num espaço temporal longo (sazonal). Os dados para a concentração de COD são mostrados na Figura 14, e seguem um perfil em formato gaussiano, refletindo a densidade urbano-industrial presente nessa bacia, como já foi comentado para os perfis 24 h. No ponto 3, Ribeirão Anhumas, houve valores altos para a concentração COD, fato este esperado pelo mesmo receber grande quantidade de esgoto urbano doméstico da cidade de Campinas. Com relação aos dados apresentados nas Figuras 14, 15 e 16, observa-se que as concentrações de COD no período das chuvas acompanham o perfil do período de seca, exceto para o ponto 3 onde o efeito de diluição aparece claramente, reforçando as observações contidas nos perfis 24 h, isto é, fontes difusas estão presentes no aporte de COD na bacia do Rio Atibaia.

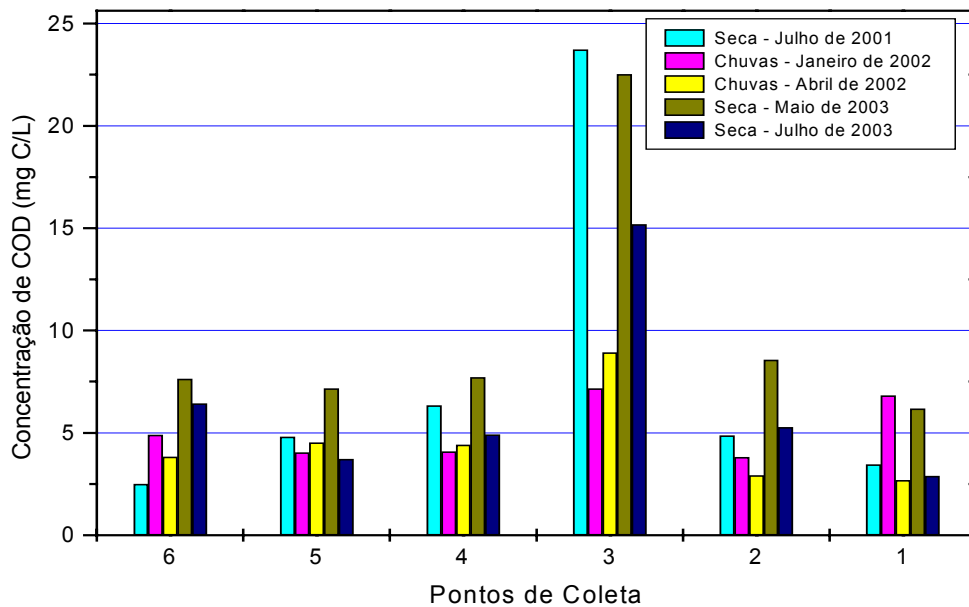


Figura 14: Distribuição espaço-temporal de concentrações de COD ao longo dos seis pontos de coleta no Rio Atibaia e períodos de seca e das chuvas.

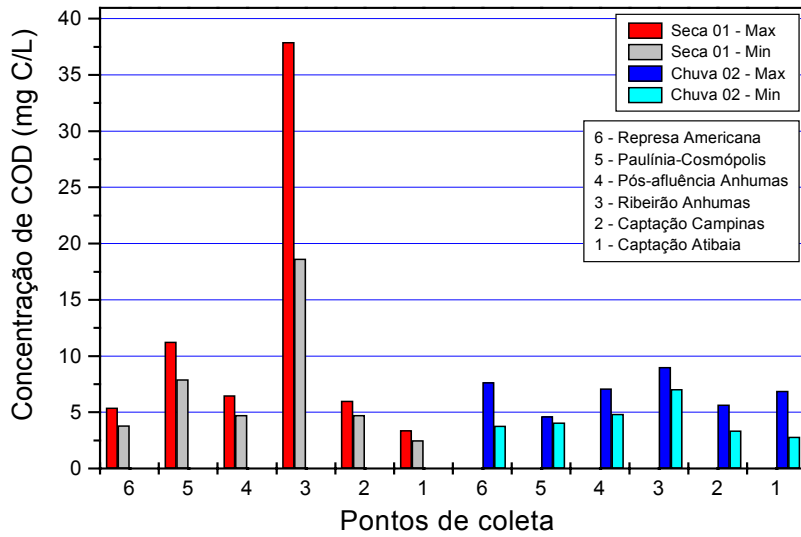


Figura 15: Distribuição espaço-temporal de concentração de máximo e mínimo de COD dos perfis 24 h para fins comparativos com a distribuição espaço-temporal de concentrações de COD dos perfis bimestrais.

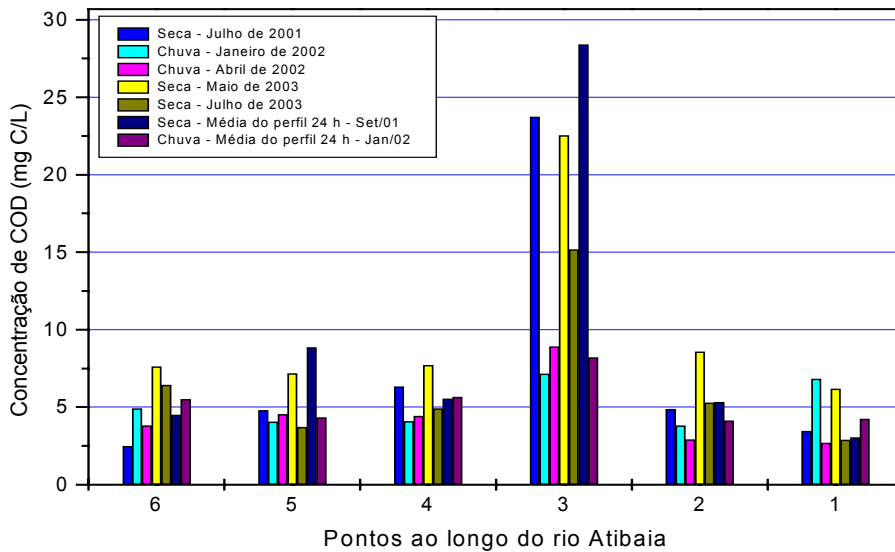


Figura 16: Comparação da distribuição espaço-temporal de concentração de COD dos perfis bimestrais com a distribuição espaço-temporal da concentração média de COD dos perfis 24 h.

Os dados dos perfis bimestrais apresentados nas Figuras 17, 18 e 19 para a concentração de NH_3 nos períodos de seca e das chuvas mostram, novamente, o mesmo formato gaussiano visto para COD. Os dados mostram que excetuando o ponto 1 (ponto basal, captação Atibaia) todos os demais pontos de coleta estão acima do valor-limite para NH_3 segundo o Decreto Estadual 8468/76. Com relação à variação sazonal seca/chuva, houve um decréscimo nas concentrações de NH_3 no período das chuvas, com exceção do Ribeirão Anhumas. A diminuição na concentração de NH_3 no período das chuvas, deve-se provavelmente à diluição desta sem a devida compensação de fontes difusas, indicando que na bacia do Rio Atibaia o aporte de NH_3 deve ter origem em fontes industrial e/ou urbanas.

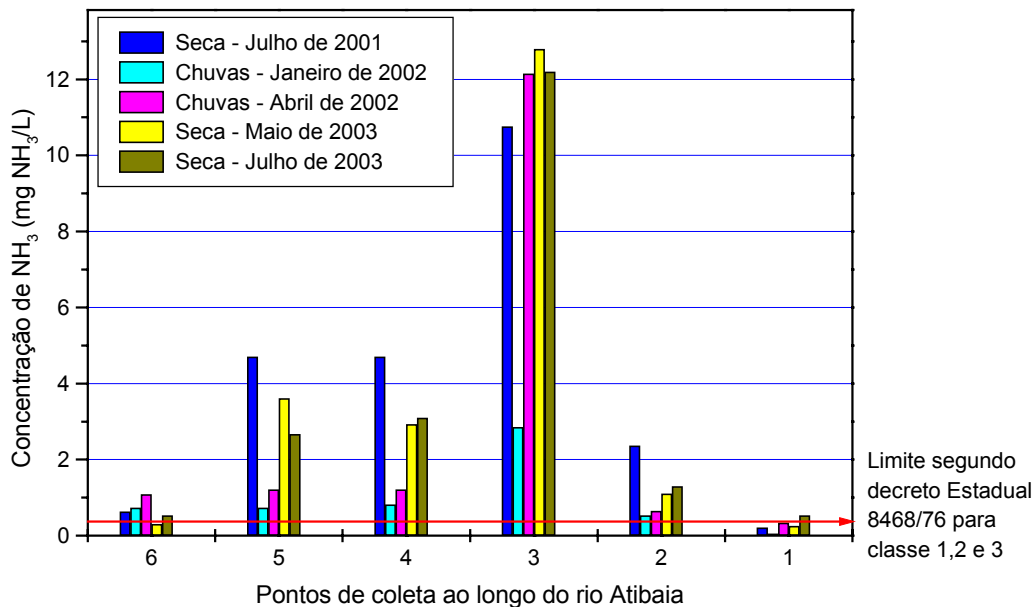


Figura 17: Distribuição espaço-temporal de concentração NH_3 ao longo dos seis pontos de coleta no Rio Atibaia e períodos de seca e das chuvas.

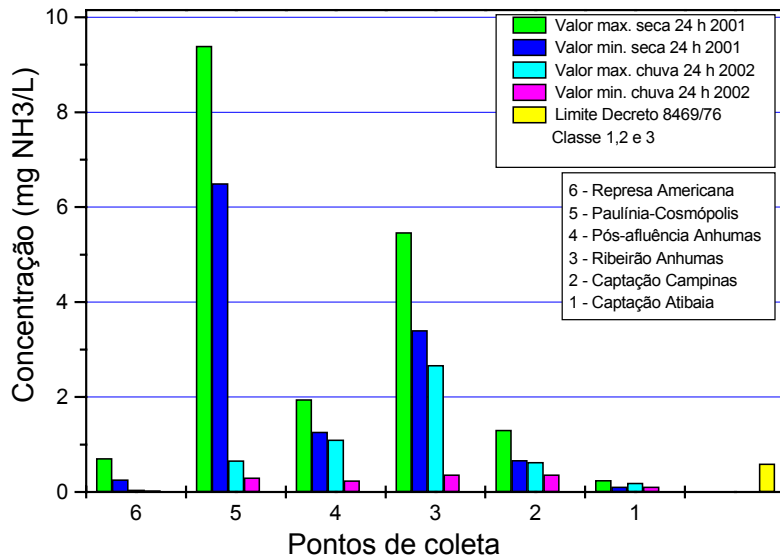


Figura 18: Distribuição espaço-temporal de concentração máxima e mínima de NH_3 dos perfis 24 h para fins comparativos com a distribuição espaço-temporal de concentração de NH_3 dos perfis bimestrais.

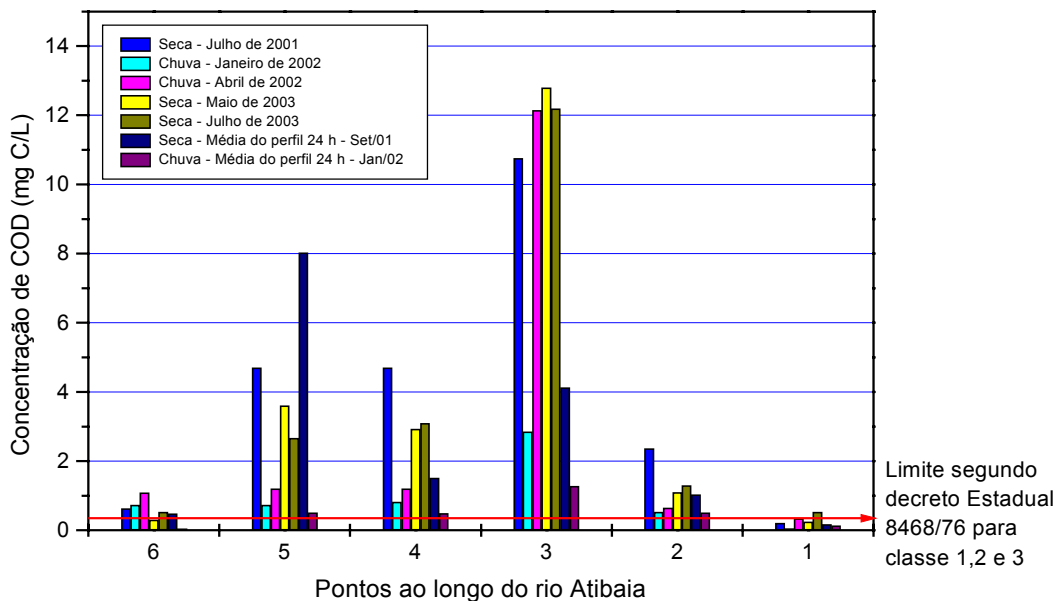


Figura 19: Comparação da distribuição espaço-temporal de concentração de NH_3 dos perfis bimestrais com a distribuição espaço-temporal de concentração média de NH_3 dos perfis 24 h.

4.3 Conclusões sobre os perfis de COD, NH₃ e CN⁻.

Os resultados obtidos para COD mostram concentrações relativamente constantes ao longo do ano na bacia do Rio Atibaia, exceto para o ponto 3 onde existem grande diferenças entre períodos de seca e das chuvas, indicando para a presença de fontes difusas que são ativadas pela chuva e contribuem para o aporte de carbono. O perfil de concentração de COD ao longo da bacia segue um formato gaussiano, acompanhando sua densidade urbano-industrial. Para a NH₃, os resultados mostram que os perfis de concentração ao longo da bacia que também seguem a densidade urbano-industrial, porém, quanto ao comportamento sazonal seca/cheia, a NH₃ difere do comportamento de COD, mostrando um decréscimo em sua concentração no período das chuvas, indicando uma baixa contribuição da bacia em termos de cargas difusas neste período do ano. Dos perfis 24 h, procurou-se também estabelecer uma correlação entre suas concentrações e o comportamento urbano (metabolismo urbano), porém não foi identificada esta correlação. A Tabela 12 traz um resumo sobre a dinâmica para COD e NH₃.

Tabela 12: Uma caracterização qualitativa das fontes de COD e NH₃ na bacia do Rio Atibaia¹.

	Pontual	Difusa	Seguem a densidade urbano-industrial?		Algum tipo de correlação entre perfil 24 h e metabolismo o urbano?		Urbana	Agrícola	Perene	Sazonal	Fonte principal provável
			Sim	Não	Sim	Não					
COD	x	x	x			x	x	x	x	x	doméstica (seca) agrícola (chuvas)
NH ₃	x		x			x	x		x		doméstica

1. Baseado em resultados deste trabalho, em dados da CETESB (Relatório da Qualidade das Águas Interiores e Projeto Watershed, Brasil-Canadá), em dados do Comitê PCJ (Relatório Zero) e dados da SANASA.

Em relação ao CN⁻, todos os perfis realizados apresentaram resultados abaixo do limite de detecção do método (0,05 mg CN⁻ L⁻¹), não implicando

necessariamente na ausência de emissões de CN^- , pois nesta bacia existem empreendimentos potencialmente emissores de CN^- , e dado a limitação do monitoramento feito os resultados não foram conclusivos.

5 Resultados e discussões sobre o tempo de meia-vida da NH_3 e CN^- em águas do Rio Atibaia

Os experimentos com microcosmos, feitos com o objetivo de determinar o tempo de meia-vida das espécies NH_3 e CN^- , tiveram, no início deste trabalho, a pretensão de subsidiar um modelo hidrodinâmico elaborado pela faculdade de Engenharia Química (FEQ-UNICAMP). Este modelo matemático trazia originalmente os cálculos com a NH_3 como uma espécie conservativa no Rio Atibaia, portanto, estudos de decaimento melhorariam os perfis de poluição obtidos. Infelizmente, dado ao tempo e prioridade, este estudo não teve prosseguimento, dando espaço aos trabalhos com Carga Máxima Total Diária e Índice de Qualidade de Água, uma linha mais diretamente ligada à área de gestão de recursos hídricos. Deste modo, os dados obtidos foram contextualizados num aspecto mais qualitativo, superficial, não sendo explorado todo o potencial dos experimentos feitos, algo que acreditamos será efetivado em trabalhos futuros.

5.1 Determinação do tempo de meia-vida da NH_3

As Figuras 20, 21, 22 e 23 trazem os resultados do decaimento da NH_3 nos microcosmos com águas do Rio Atibaia. A Figura 20 traz valores iniciais próximos a $10 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para as águas do Ribeirão Anhumas. Este valor para as águas do Ribeirão Anhumas é natural, não foi preciso acrescentar NH_3 . Para as águas da captação Atibaia e da captação Campinas as concentrações iniciais de trabalho foram preparadas próximas a $4 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$. A Figura 21 traz os resultados de outros microcosmos preparados com concentrações iniciais menores que aqueles cujos resultados estão na Figura 20. Neste caso, foi suficiente a diluição para estabelecer as condições de partida dos microcosmos. As Figuras 22 e 23 trazem os tempos de meia-vida e as constantes de decaimento da NH_3 , respectivamente. Estes resultados foram obtidos pela

aplicação de uma exponencial de primeira ordem sobre as curvas de decaimento.

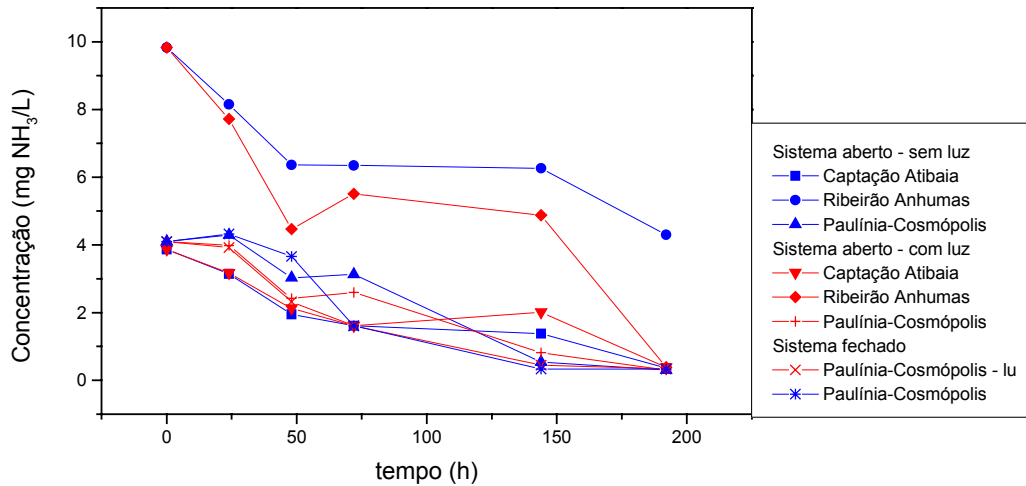


Figura 20: Curvas de decaimento da NH_3 em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais próximas a $4 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para captação Atibaia e Paulínia-Cosmópolis, e $10 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para o Ribeirão Anhumas.

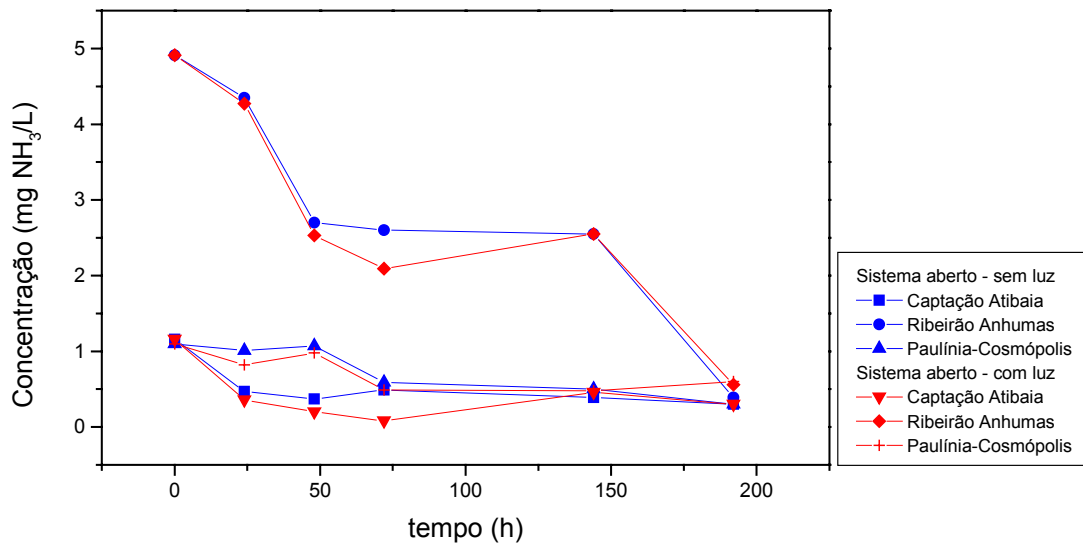


Figura 21: Curvas de decaimento da NH_3 em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais próximas a $1 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para captação Atibaia e Paulínia-Cosmópolis, e $5 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para o Ribeirão Anhumas.

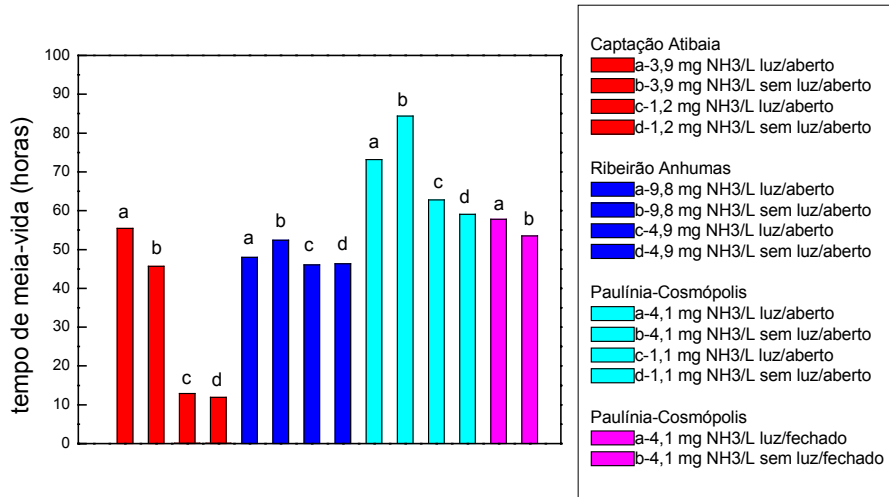


Figura 22: Tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) da NH₃ em águas do Rio Atibaia.

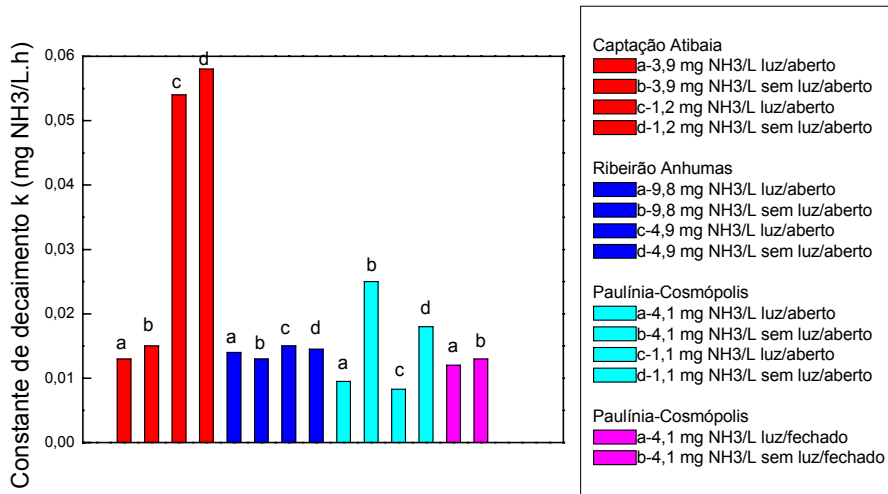


Figura 23: Constante de decaimento para NH₃ em águas do Rio Atibaia.

5.2 Determinação do tempo de meia-vida do CN^- .

As Figuras 24, 25, 26, 27 e 28 trazem os resultados do experimento de decaimento do CN^- nas águas do Rio Atibaia. As Figuras 24 e 25 mostram um decaimento que segue uma cinética de primeira ordem. Comparando os tempos de meia-vida obtidos para CN^- com aqueles obtidos para NH_3 é observada a mesma ordem de grandeza.

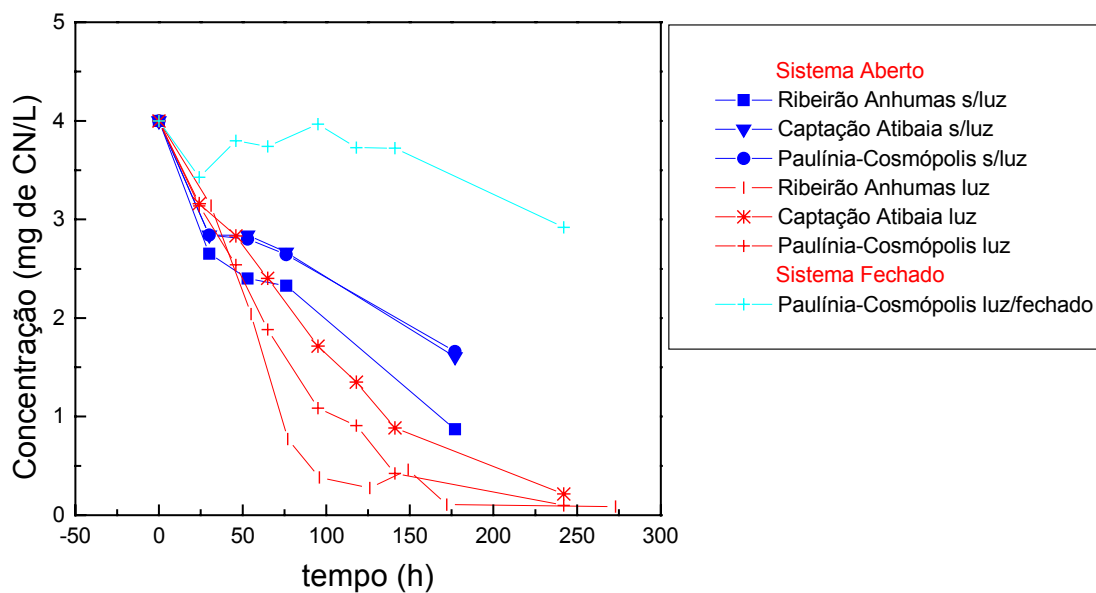


Figura 24: Curvas de decaimento de CN^- em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais de $4 \text{ mg CN}^- \text{ L}^{-1}$.

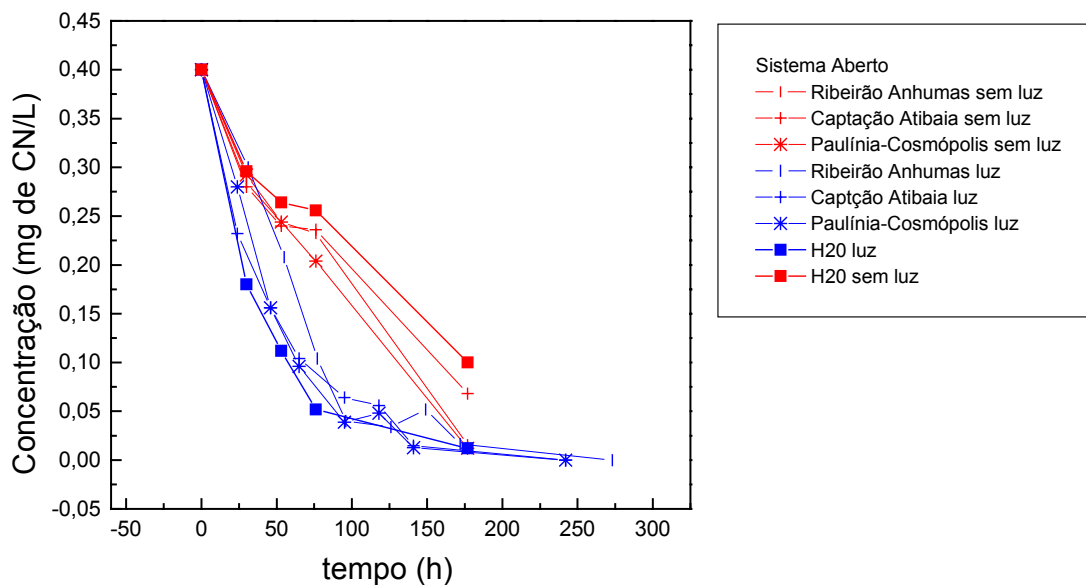


Figura 25: Curvas de decaimento do CN^- em águas do Rio Atibaia em experimentos laboratoriais. Concentrações iniciais de $0,4 \text{ mg CN}^- \text{ L}^{-1}$.

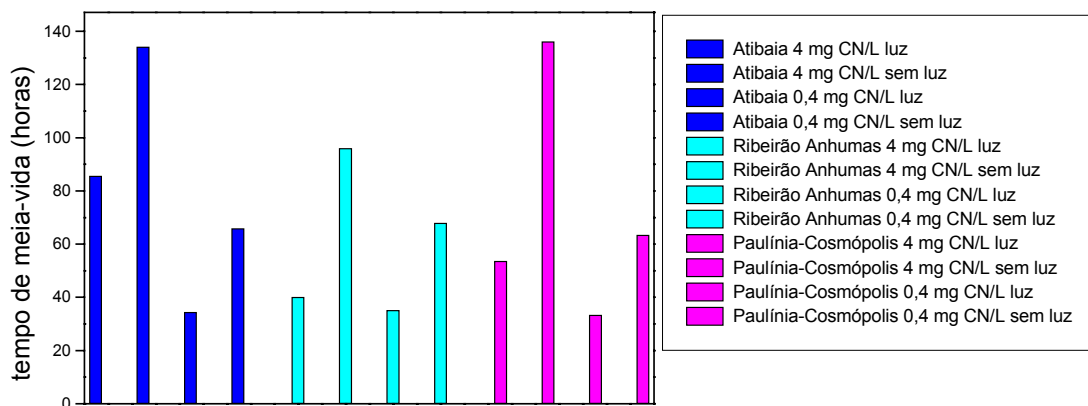


Figura 26: Tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) do CN^- em águas do Rio Atibaia.

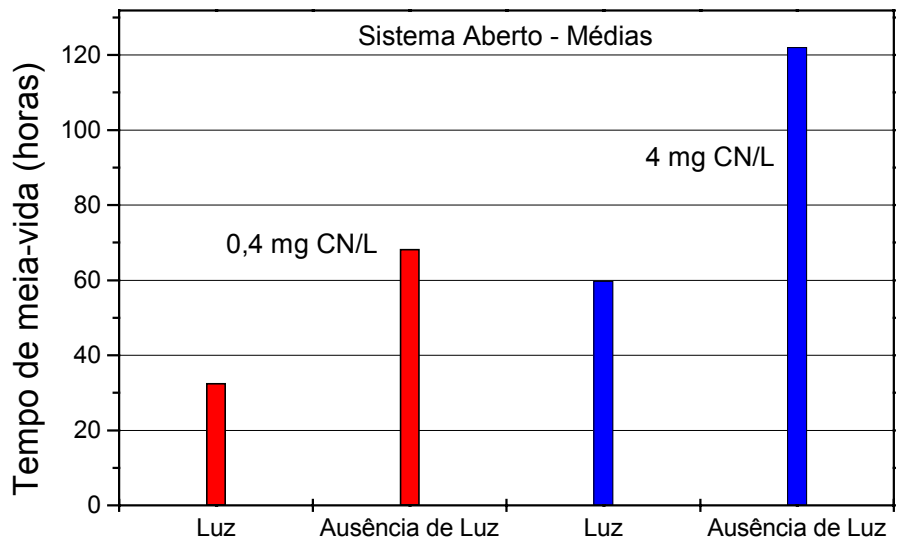


Figura 27: Tempo de meia-vida médio ($t_{1/2}$)_{médio} do CN^- em águas do Rio Atibaia.

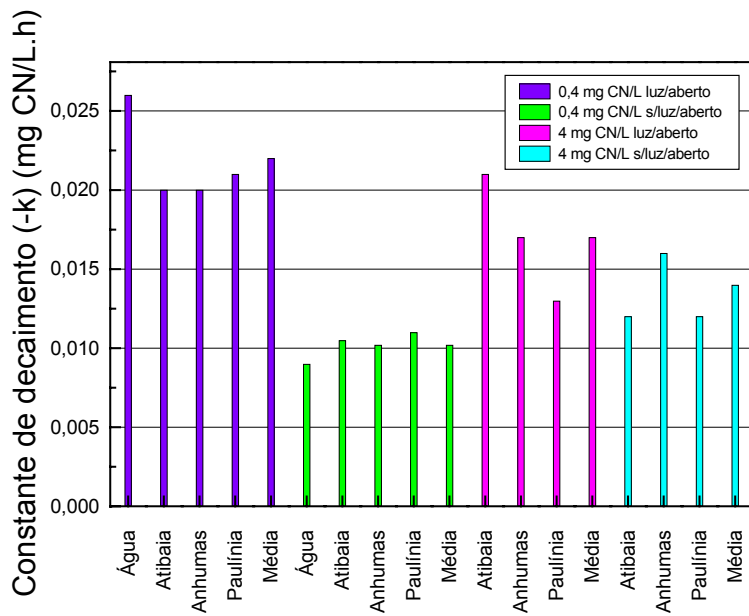


Figura 28: Constantes de decaimento para CN^- em águas do Rio Atibaia.

5.3 Conclusões sobre o tempo de meia-vida da NH_3 e CN^-

A determinação dos tempos de meia-vida da NH_3 e CN^- em águas do Rio Atibaia teve como objetivo avaliar a dinâmica de consumo destes dois compostos no Rio Atibaia, caracterizando melhor o seu potencial poluidor. O exemplo a seguir procura dar um indicativo do perfil poluidor do aporte de NH_3 nas águas do Rio Atibaia.

Com base na Figura 29, uma adaptação do gráfico original contido no Projeto Watershed Management – 2000, Brasil/Canadá da CETESB, é possível avaliar o tempo de residência e o deslocamento de um contaminante no Rio Atibaia a partir do seu tempo de meia vida. O gráfico do tempo de trânsito do Rio Atibaia mostra, por exemplo, que suas águas levam aproximadamente 160 horas, a partir da nascente para atingir o Ribeirão Anhumas, distante 180 km. Portanto, teremos uma velocidade média de $1,1 \text{ km h}^{-1}$ para as águas do Rio Atibaia. Considerando-se os tempos de meia-vida obtidos para NH_3 , em torno de 50 h, pode-se inferir, uma vez que não se considere o fator diluição, um potencial de dispersão da NH_3 capaz de afetar amplo segmento do Rio Atibaia. Ou seja, a NH_3 oriunda do aporte do Ribeirão Anhumas permanece nestas águas até a represa de Americana. Neste contexto, os dados dos $t_{1/2}$ de NH_3 e CN^- podem subsidiar modelos hidrodinâmicos de dispersão de poluentes não-conservativos para o Rio Atibaia, capazes de traçar perfis de impacto para NH_3 e CN^- em bases mais quantitativas (Juanico *et alii*, 1990).

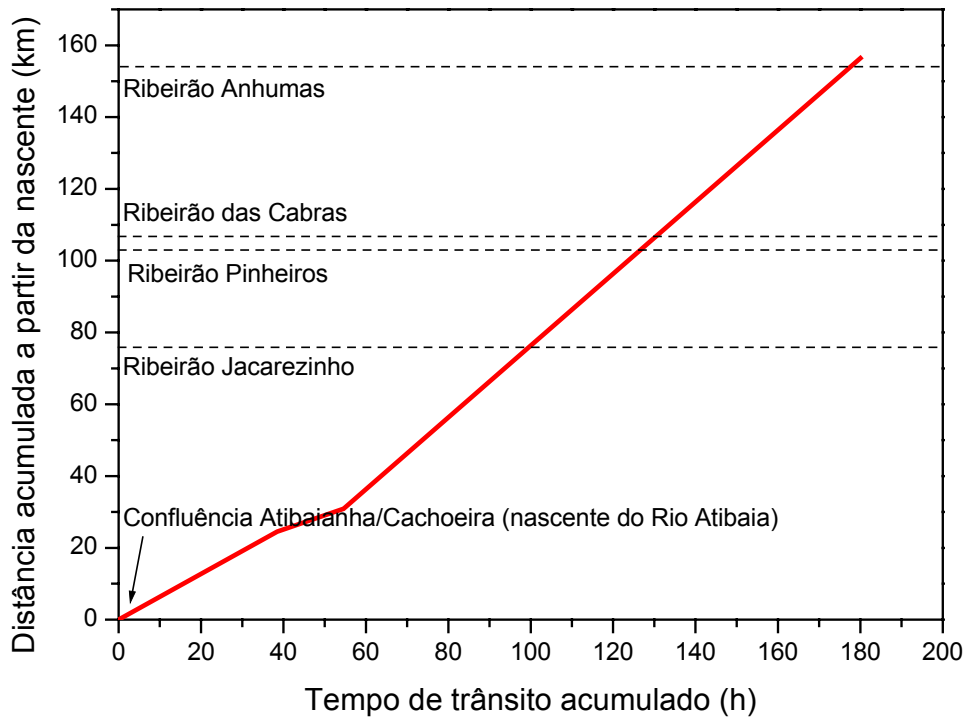


Figura 29: – Estimativa de distância acumulada a partir da nascente em função do tempo de trânsito acumulado (velocidade média de escoamento superficial) ao longo do Rio Atibaia.

Fonte: Projeto Watershed Management 2000 – Brasil/Canadá (2000). CETESB, São Paulo.

6 Gestão Ambiental

6.1 Ferramentas de Gestão Ambiental

As definições apresentadas a seguir sobre gestão ambiental, política ambiental, planejamento ambiental e instrumentos de gestão foram retirados do documento “Gerenciamento de Bacias Hidrográficas – 1995” do Ministério do Meio Ambiente.

Gestão ambiental pode ser definida como “processo de articulação das ações dos diferentes agentes sociais que interagem em um dado espaço, visando garantir, com base em princípios e diretrizes previamente acordados/definidos, a adequação dos meios de exploração dos recursos ambientais – naturais, econômicos e sócio-culturais – às especificidades do meio ambiente”. As ações da gestão ambiental são orientadas pela Política Ambiental, a qual é definida como “instrumento legal que oferece um conjunto consistente de princípios doutrinários que conformam as aspirações sociais e/ou governamentais no que concerne à regulamentação ou modificação no uso, controle, proteção e conservação do ambiente”. No Brasil, mais especificamente para recursos hídricos, a lei nº. 9433, de 8 de Janeiro de 1997 do MMA, estabelece a política nacional para os recursos hídricos. Planejamento ambiental, por sua vez, “é um processo organizado de obtenção de informações, reflexão sobre os problemas e potencialidades de uma região, definição de metas e objetivos, definição de estratégias de ação, definição de projetos, atividades e ações, bem como definição do sistema de monitoramento e avaliação que irá retroalimentar o processo. Este processo visa organizar a atividade sócio-econômica no espaço, respeitando suas funções ecológicas, de forma a promover o desenvolvimento sustentável”. Os instrumentos de uso mais comuns numa gestão ambiental são: Avaliação de Impacto Ambiental, Zoneamento Ambiental e Gerenciamento de Bacia Hidrográfica.

“O Gerenciamento de Bacia Hidrográfica é um instrumento que orienta o poder público e a sociedade, no longo prazo, na utilização e monitoramento dos recursos ambientais – naturais, econômicos e sócio-culturais -, na área de

abrangência de uma bacia hidrográfica, de forma a promover o desenvolvimento sustentável”. A política nacional de recursos hídricos, lei nº. 9433 de 8 de Janeiro de 1997, estabelece a bacia hidrográfica como unidade territorial para a gestão dos recursos hídricos.

Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) também utiliza a abordagem de bacia hidrográfica para realizar a gestão dos recursos hídricos. A abordagem por bacia hidrográfica permite um avanço na gestão dos recursos hídricos ao superar a abordagem centrada apenas no corpo d’água e expandir-se para os processos que afetam a qualidade da água e que se desenvolvem dentro da bacia hidrográfica. Uma abordagem por processos dentro de uma bacia hidrográfica significa levantar e conhecer os processos principais que impactam a qualidade da água e criar uma base sólida de conhecimentos dos mesmos, assim como estabelecer indicadores para seu controle. Neste sentido, a EPA utiliza uma ferramenta muito prática denominada “TMDL” (do inglês, *Total Maximum Daily Load*), ou seja, a carga máxima total diária (CMTD) que um corpo receptor pode assimilar sem comprometer seus critérios de qualidade. O CMTD se baseia no levantamento das cargas pontuais e difusas que atuam na bacia (EPA, 1999, a e b; EPA, 2000; EPA, 2002; Novotny, 1996):

$$\text{CMTD} = \text{CP} + \text{CD} - \text{C}, \quad (1)$$

CMTD = Carga máxima que um corpo d’água pode receber sem violar sua classe.

CP = Cargas pontuais.

CD = Cargas difusas.

C = Carga emitida pela fonte, mas que pode ser perdida via degradação química, microbiológica, via volatilização para atmosfera, etc.

O CMTD é a carga máxima que o corpo d'água pode receber sem violar seus critérios de qualidade, os quais se desdobram na prática em valores-limite. Utilizando estes valores-limite como referência de qualidade, ocorre uma distribuição de carga entre as fontes existentes na bacia de modo que a qualidade se mantenha. Observa-se que este procedimento parte da proteção à qualidade da água como princípio de gestão e controle das fontes poluidoras e não do controle individual destas. Portanto, ocorre uma mudança na forma de conceder licenças ambientais, pois não basta atender os critérios de emissão segundo a Resolução CONAMA 20/86 (que deve ter como princípio o uso, por parte dos geradores, das melhores tecnologias disponíveis), mas a capacidade de suporte do ambiente do qual participam. Este procedimento encontra abrigo na Resolução CONAMA 20/86 em seu artigo 23 que estabelece que “Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento nos termos desta Resolução”. Portanto, os valores-limite de emissão estabelecidos no artigo 21, da Resolução CONAMA 20/86, que trata das emissões, ficam condicionados à restrição imposta em seu artigo 23. O CMTD é um instrumento de gestão que uma vez implementado permite efetivar e harmonizar este princípio estabelecido em lei, colocando o licenciamento ambiental numa base mais sólida para a tomada de decisão.

No caso da emissão da NH_3 , a Resolução CONAMA 20/86 estabelece um valor máximo de 5 mg N L^{-1} no empreendimento emissor. Todavia, este valor não garante necessariamente os padrões de qualidade do corpo receptor.

6.2 Ecotoxicidade da NH_3

A NH_3 não representa uma substância de grande toxicidade para o ser humano, sendo inclusive adicionada à água potável para permitir um tempo de residência maior do cloro residual no sistema de distribuição (Regan *et alii*, 2003). A Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000, do Ministério da Saúde, não coloca a NH_3 entre as substâncias químicas que representam risco à saúde humana, mas dentro do contexto dos padrões de aceitação para consumo humano, ressaltando seu efeito organoléptico. Com este objetivo, a Portaria

n.º1469 estabeleceu o valor máximo de $1,5 \text{ mg N L}^{-1}$ de NH_3 total. Por outro lado, a NH_3 ganha relevância quando se trata dos ecossistemas aquáticos, cujo objetivo é a proteção aos elementos da flora e fauna aquática.

As legislações que tratam do ecossistema composto por águas interiores, Resolução Federal CONAMA n.º 20 de 1986 e o Decreto Estadual (SP) n.º 8468 de 8 de setembro de 1976, estabelecem valores-limite para a concentração de NH_3 . Estas legislações trabalham com o conceito de classes, portanto, os valores de concentração de NH_3 variam segundo a classe em questão. As Tabelas 13, 14 e 15 (ver também o anexo 6) trazem as classes para águas interiores com os usos e valores-limite para NH_3 segundo as duas legislações citadas anteriormente.

A Resolução CONAMA 20/86 é válida para todo o território nacional e traz nas classes 1 e 2 um valor máximo de NH_3 de $0,02 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ na forma não-ionizada. Para as classes 1 e 2, a legislação estabelece um padrão de qualidade da água que permite seu uso para abastecimento público após tratamento convencional, para proteção à vida aquática e para a aqüicultura. O Decreto n.º 8468/76, do estado de São Paulo, traz também para classe 1 e 2 a exigência de qualidade que contemple o tratamento convencional para abastecimento público; porém não traz explícito em seu texto que define classe 1 e 2 a exigência de proteção à vida aquática. Somente na definição da classe 3 é que aparece explícito "...à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora...". E traz o valor limite de $0,5 \text{ mg N L}^{-1}$ de NH_3 total para classe 1, 2 e 3. Portanto, pela Decreto Estadual, subentende-se que a proteção à vida aquática está contemplada nas três primeiras classes, enquanto na legislação federal CONAMA 20/86 a proteção à vida aquática está contemplada somente nas classes 1 e 2.

Pelos dados das Tabelas 14 e 15 observa-se que a legislação estadual é mais restritiva em seus limites de NH_3 não-ionizável ($0,003 \text{ mg N L}^{-1}$, Tabela 15) que a Federal ($0,02 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$, Tabela 14). O Decreto Estadual também é mais restritivo quanto a proteção da vida aquática, pois estende esta exigência até a classe 3, enquanto a Resolução Federal a estende até a classe 2 somente.

Tabela 13: Aspectos das legislações ambientais.

Lei	Âmbito	Abastecimento público após tratamento convencional?				Proteção à vida aquática?			
		Classe				Classe			
		1	2	3	4	1	2	3	4
CONAMA 20/86	Federal	S	S	S	N	S	S	N	N
Decreto 8468/76	Estadual (SP)	S	S	S	N	S	S	S	N

S = Sim, N = Não.

Tabela 14: Valores-limite para NH₃ por diferentes unidades. Legislação Federal.

Resolução Conama 20/86. Classes	Valor-limite como está expresso na lei	Valor-limite expresso como NH ₃ não-ionizável (mg NH ₃ L ⁻¹) ¹	Valor-limite expresso como NH ₃ total (mg NH ₃ L ⁻¹) ¹
1	0,02 mg NH ₃ L ⁻¹ não- ionizável	0,02	3,7
2	0,02 mg NH ₃ L ⁻¹ não-ionizável	0,02	3,7
3	1 mg N L ⁻¹ nitrogênio amoniacal	0,006	1,2
4	-	-	-

1-Considerando uma temperatura de 25 °C, um pK = 9,6 e pH = 7, resulta num fator 182,81.

[NH₃] = N_{total} (amônia + amônio). Retirado de Stumm e Morgan (1996).

Tabela 15: Valores-limite para NH₃ por diferentes unidades. Legislação Estadual.

Decreto Estadual 8468/76. Classes	Valor-limite como está expresso na lei	Valor-limite expresso como NH ₃ não-ionizável (mg NH ₃ L ⁻¹) ¹	Valor-limite expresso como NH ₃ total (mg NH ₃ L ⁻¹) ¹
1	0,5 mg N L ⁻¹ amônia	0,003	0,6
2		0,003	0,6
3		0,003	0,6
4	-	-	-

1-Considerando uma temperatura de 25 °C, um pK = 9,6 e pH = 7, resulta num fator 182,81.

[NH₃] = N_{total} (amônia + amônio). Retirado de Stumm e Morgan (1996).

Estes valores de NH₃ expressos nas legislações ganham significado em seu contexto ecotoxicológico. A seguir são apresentados e discutidos os critérios de toxicidade para NH₃ estabelecidos pela EPA dos EUA.

Os critérios de proteção à vida aquática para NH₃ foram atualizados pela EPA no documento “Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia (1999)” onde a toxicidade deste composto é expressa em termos de toxicidade aguda e crônica. A toxicidade aguda depende do pH e da espécie de peixe presente no meio. No caso dos Estados Unidos, a presença ou não de espécies salmonídeas. Para a toxicidade crônica, a dependência está em função do pH e da temperatura. No documento da EPA sobre a toxicidade da NH₃, a concentração para toxicidade aguda – CMC (do inglês, *concentration maximum criterium*) e toxicidade crônica - CCC (do inglês, *concentration chronic criterium*) são expressas como NH₃ total. A Tabela 16 traz estes valores para a temperatura de 25^oC e pH = 7 e o anexo 7 traz os critérios e tabelas para diversas temperaturas e pH.

Tabela 16 – Critério de toxicidade para a proteção à vida aquática segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA).

Toxicidade ¹	Amônia total (com espécies salmonídeas) em mg N L ⁻¹	Amônia total (sem espécies salmonídeas) em mg N L ⁻¹	Valor da toxicidade crônica ² expressa como NH ₃ não-ionizável em mg N L ⁻¹ .
Aguda	24,1	36,1	-
Crônica	3,21	3,21	0,02

1. Condições de 25^oC e pH = 7.

2. Considerando uma temperatura de 25 °C, um pK = 9,6 e pH = 7 resulta num fator 182,81.

$[NH_3] = N_{total} (amônia + amônio) \cdot$ Retirado de Stumm e Morgan (1996).

Com base nos estudos toxicológicos realizados pela EPA, percebe-se que a Resolução CONAMA 20/86 traz limites adequados para a proteção da vida aquática como previsto nas classes 1 e 2 (Tabela 14). Quanto ao Decreto Estadual 8468/76, os limites colocados para classe 1, 2 e 3 (0,003 mg N L⁻¹)

como amônia não-ionizável atendem à proteção à vida aquática, porém são muito mais restritivos frente aos valores da Resolução CONAMA 20/86 e EPA.

7 Aplicação do Método da Carga Máxima Total Diária (CMTD)

No item anterior foi discutido o critério de toxicidade para NH_3 . Neste contexto, o valor de $0,02 \text{ mg N L}^{-1}$ se apresenta como uma referência à sustentabilidade da vida aquática no Rio Atibaia. Neste item será estimada, pelo uso do método CMTD, a carga de NH_3 que aporta no Rio Atibaia, fazendo sempre um comparativo com o valor da toxicidade crônica de $0,02 \text{ mg N L}^{-1}$. Ainda utilizando o CMTD, aplicar-se-á também ao COD o mesmo procedimento.

7.1 Implantação do CMTD para NH_3 na bacia do Rio Atibaia

A EPA estabelece 7 etapas para a implantação do CMTD:

1. Identificação do problema.
2. Identificação do indicador da qualidade da água e valor-alvo.
3. Avaliação de fontes.
4. Relação causa-efeito entre valor-alvo de qualidade da água e fontes.
5. Alocação de cargas.
6. Monitoração e avaliação.
7. Análise crítica do CMTD e ações de melhoria.

A primeira etapa do CMTD, identificação do problema, é caracterizada pelos resultados para NH_3 obtidos neste trabalho e pela base de dados da CETESB, que revelam uma situação crítica no Rio Atibaia, apontando para uma exaustão da capacidade de suporte do rio frente a este poluente.

A segunda etapa, identificação do indicador da qualidade da água e valor-alvo, pode ser estabelecida pela escolha da concentração de NH_3 total como indicador de qualidade de água e como valor-alvo (valor-limite) a concentração de $3,21 \text{ mg N L}^{-1}$ de NH_3 total (ver Tabela 16). Este valor-alvo se destina à proteção da vida aquática em ambientes com pH próximo a 7 e temperatura próxima a 25°C como está estabelecido nos critérios de toxicidade crônica para NH_3 definidos pela EPA (ver anexo 7).

A terceira etapa do CMTD, avaliação de fontes, consiste na avaliação das emissões de NH_3 que atuam na bacia do Rio Atibaia, desagregando-as no tempo, espaço e na quantidade (carga). As conclusões deste trabalho sobre a

dinâmica da NH_3 apontam para fontes significativamente pontuais e perenes na bacia do Rio Atibaia, esgoto doméstico e efluente industrial, cuja fase crítica se faz presente no período de seca. Conseqüentemente, na equação 1 ($\text{CMTD} = \text{CP} + \text{CD} - \text{C}$) o termo CD (cargas difusas) possui valor desprezível. Para estimar as cargas, dados levantados por este trabalho, dados da CETESB, da SANASA e CTH-USP foram utilizados. As estimativas das cargas de NH_3 foram realizadas por dois métodos: i) método indireto: utilizando dados do aporte de matéria orgânica lábil na bacia (dados da CETESB, ver Tabelas 17 e 18) e a relação DBO: NH_3 ; ii) método direto: utilizando dados de vazão do Rio Atibaia (fornecidos pelo CTH-USP) e a concentração de NH_3 encontrada por este trabalho.

Para a execução das estimativas pelo método indireto, o esgoto doméstico com sua carga orgânica apresenta uma uniformidade que pode ser explorada. Para tanto, foram levantados dados da estação de tratamento de esgoto de Samambaia, que trata aproximadamente 5% do esgoto de Campinas, com o objetivo de caracterizar a relação DBO: NH_3 para esgoto doméstico, onde a relação média encontrada foi de 6,5:1. Com base nesta relação aproximada e dados da Tabela 17, foi possível inferir a carga de NH_3 proveniente do esgoto doméstico presente na bacia do Rio Atibaia como sendo de $4.728 \text{ kg } \text{NH}_3 \text{ dia}^{-1}$. Não foi possível estimar a carga de NH_3 industrial por este método, pois não se pode estabelecer uma relação DBO: NH_3 que possa ser generalizada para todos os efluentes.

Partindo-se da carga de NH_3 estimada pelo método indireto, procurou-se confrontá-la com a carga de NH_3 estimada pelo método direto, que consiste no uso da concentração de NH_3 medida nas águas do Rio Atibaia. Para tanto foram pedidos ao Centro de Tecnologia Hidráulica da USP (CTH-USP) os dados da monitoração fluviométrica em três pontos do Rio Atibaia. Foi passado ao CTH-USP as datas e os pontos de coleta. De posse das concentrações e das vazões, fez-se uma estimativa das cargas de NH_3 nos pontos 1, 2 e 5. A Figura 30 apresenta os resultados para o método direto.

Tabela 17: Sistema de esgoto e cargas orgânicas de origem doméstica – CETESB – Projeto Watershed Management 2000 – Brasil/Canadá.

Município	População		Carga Orgânica (kg DBO _(5,20) /dia)		Estação de Tratamento de Esgoto (ETE)	Corpo Receptor
	Urbana (hab) ¹	%Atendida por coleta ²	Potencial ³	Remanescente		
Atibaia	84.609	40	1.827,55	1.827,55	Não	Rio Atibaia
Bom Jesus dos Perdões	9.966	90	484,35	484,35	Não	Rio Atibainha
Campinas ⁴						
ETE Samambaia	52.791	86	2.451,61	2.451,61	Em obras	Ribeirão Samambaia
ETE Joaquim Egídio	1.337	86	62,09	62,09	Não	Ribeirão das cabras
ETE Sousas	11.593	86	538,38	538,38	Não	Rio Atibaia
ETE Barão Geraldo	27.163	86	1.261,45	1.261,45	Não	Ribeirão Anhumas
ETE Santa Cândida	4.721	86	219,24	219,24	Não	Ribeirão Anhumas
ETE Anhumas	256.015	100	13.824,81	13.824,81	Não	Ribeirão Anhumas
Itatiba	63.443	88	3.014,81	3.014,81	Em obras	Ribeirão jacarezinho
Jarinu	7.566	50	204,28	30,64 ⁵	Lagoa facultativa	Ribeirão Campo Largo
Nazaré Paulista	5.028	95	257,93	38,69 ⁶	Lagoa facultativa	Rio Atibainha
Paulínia	39.842	80	1.721,17	1.721,17	Não	Rio Atibaia
Piracaia	20.224	75	819,07	819,07	Em obras	Rio Cachoeira
Valinhos	69.637	70	2.632,28	2.632,28	Não	Ribeirão Pinheiros
Vinhedo	38.534	68	1.414,97	1.414,97	Em obras	Ribeirão Pinheiros
Total	692.469		30.733,99	30.341,11	% remoção: 1,3%	

Fonte: 1. Dados fornecidos pela Fundação SEADE – 1996

2. Dados fornecidos pelas Prefeituras Municipais (1996/1997)

3. Dados estimados utilizando-se contribuição per capita de 0,054 kg DBO_(5,20)/dia/hab.

4. Dados de população do Município de Campinas fornecidos pela SANASA em função dos contribuintes de cada futura ETE

5. Estimativa eficiência de remoção de DBO de 85%

6. Considerada eficiência de remoção de DBO de 85% conforme dados obtidos em amostragem realiza pela CETESB

Tabela 18: Carga orgânica industrial remanescente – kg DBO_(5,20) dia⁻¹.

Indústria	Município	Corpo Receptor	Carga Orgânica	%Acumulada
Rhodiaco Indústria Química Ltda	Paulínia	Rio Atibaia	1.080,60	24,70
Thodia Brasil Ltda	Paulínia	Rio Atibaia	793,0	42,84
J. Brester S.A Papel Papelão Bem.	Paulínia	Rio Atibaia	600,40	56,57
Elizabeth S. A. Ind. Têxtil – Fabr. II	Itatiba	Rib. Jacaré	371,60	61,06
Granjas Mara S.A	Itatiba	C. Juremas	290,40	71,70
Petróleo Brasileiro S.A. REPLAN	Paulínia	Rio Atibaia	269,20	77,80
Têxtil Duomo S.A	Itatiba	R.P	202,88	82,50
Rigesa Celulose Papel Embal. Ltda.	Valinhos	Rib. Pinheiros	186,42	86,76
Bann Química Ltda	Paulínia	Rio Atibaia	162,00	90,47
Covolan Beneficiamento Têxtil Ltda.	Itatiba	Rib. Jacaré	141,22	93,69
Elizabeth S. A. Ind. Têxtil Fab. I	Itatiba	C. Cióffi	55,97	94,97
Fibralin Têxtil S. A.	Itatiba	R.P	51,99	96,16
Timavo do Brasil S.A Ind. Têxtil	Itatiba	Rib. Jacaré	45,44	97,20
Elizabeth S.A Ind. Têxtil Fab. III	Itatiba	Rib. Jacaré	38,16	98,07
Ind. Gessy Lever Ltda.	Valinhos	C. Invernada	35,61	98,89
Shell Brasil S.A.	Paulínia	Rio Atibaia	17,80	99,29
Avícola Vinhedense Ltda.	Vinhedo	R. Pinheiros	10,53	99,54
Linhasita Ind. Linha para Coser Ltda.	Itatiba	R.P	6,16	99,68
Tinturaria Estamparia Cofina Ltda.	B. J. Perdões	C.L. Azeda	5,11	99,77
CHR Hansen Ind. Com. Ltda.	Valinhos	R.P	2,76	99,85
Prodome Quim. Farmacêutica	Campinas	Rio Atibaia	1,80	99,89
Laticínios Suíço Holandês Ltda.	Itatiba	Rio Atibaia	1,22	99,93
Cartonificínio Valinhos S.A	Valinhos	Rib. Pinheiros	1,17	99,95
Frigorífico Martini Ltda.	Valinhos	Rib. Jardim	1,14	99,98
Espetinhos Mimi Ltda.	Vinhedo	Rib. Pinheiros1	0,50	99,99
Witco do Brasil Ltda.	Itatiba	Rib. Jacaré	0,40	100,00
Total			4.373,48	100,00

Fonte: CETESB – Projeto Watershed Management 2000 – Brasil/Canadá.

Analisando a Figura 30, pode-se observar que no ponto 5, localizado na cidade de Paulínia, praticamente no final da bacia, os valores para a carga de NH_3 estão próximos de $3000 \text{ kg NH}_3 \text{ dia}^{-1}$. Estas cargas estão na faixa esperada quando comparado com as estimativas derivadas da carga orgânica da CETESB (método indireto) que é de $4.728 \text{ kg NH}_3 \text{ dia}^{-1}$. Deve-se levar em conta os dados aproximados da vazão do Rio Atibaia, da relação DBO:NH_3 , do valor de 54 g de DBO por pessoa, além do caráter não-conservativo da NH_3 . A Figura 30 mostra também os valores praticamente iguais da carga de NH_3 nos períodos de seca e das chuvas, indicando novamente para o predomínio de fontes pontuais para NH_3 no Rio Atibaia, e dentre estas, para o predomínio de fontes pontuais domésticas no aporte de NH_3 na bacia do Rio Atibaia, pois os valores da carga de NH_3 encontrados no Rio Atibaia na região de Paulínia (próximo ao final da bacia), praticamente atingem os valores estimados de NH_3 com base na carga de esgoto doméstico fornecida pela CETESB e que representa o esgoto de toda a bacia.

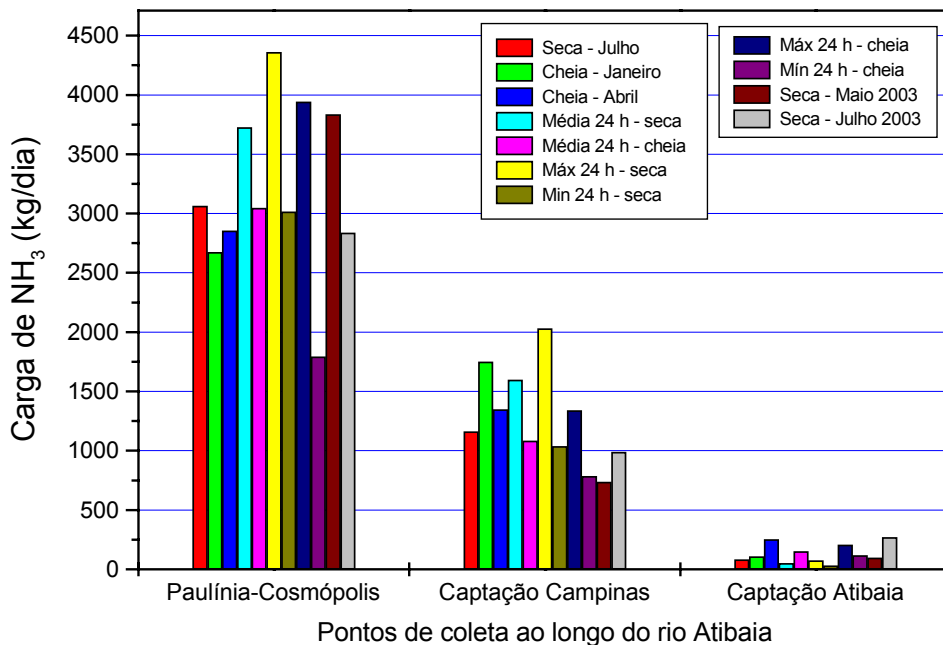


Figura 30: Carga de NH_3 na bacia do Rio Atibaia calculada pelo método direto.

Outra estimativa que pode ser adicionada a esta para consolidar a avaliação de fontes de NH_3 na bacia do Rio Atibaia é a carga de NH_3 do Ribeirão Anhumas em Campinas, pois este é o grande tributário de esgoto doméstico da bacia do Rio Atibaia. O Ribeirão Anhumas recebe o esgoto doméstico *in natura* de uma população de aproximadamente 273.000 mil pessoas (dados da SANASA, ver anexos 8, 9 e 10). Admitindo-se uma carga de $54 \text{ g DBO dia}^{-1} \text{ hab}^{-1}$, a carga de matéria orgânica do Ribeirão Anhumas é $14.742 \text{ kg DBO dia}^{-1}$. Portanto, o Ribeirão Anhumas é responsável por praticamente 50% da carga orgânica doméstica que aporta no Rio Atibaia (o dado da CETESB referente a toda a bacia é $30.733,99 \text{ kg dia}^{-1}$, ver Tabela 17). O Ribeirão Anhumas é um dos grandes responsáveis pelo estado atual de degradação do Rio Atibaia a partir de sua confluência com este. Fazendo uso da relação DBO: NH_3 utilizada anteriormente ($6,5 \text{ DBO} : 1 \text{ NH}_3$), pode-se estimar a carga de NH_3 proveniente do Ribeirão Anhumas que é de $2.268 \text{ kg NH}_3 \text{ dia}^{-1}$. Quando se compara esta carga de NH_3 do Ribeirão Anhumas com a carga total de NH_3 no Rio Atibaia (estimada pelo método direto), ou seja, 3000 kg e pelo método indireto que é de 4728 kg , constata-se que a NH_3 proveniente do Ribeirão Anhumas corresponde, de fato, a mais de 50% de toda a NH_3 que aporta no Rio Atibaia.

A Tabela 19 traz um resumo das cargas máximas totais diárias de NH_3 para a bacia do Rio Atibaia no ponto 5 (Paulínia-Cosmópolis, representando a bacia). A estimativa da capacidade de suporte da bacia do Rio Atibaia é expressa como a CMTD calculada sobre o valor de $0,02 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ de NH_3 não-ionizável ($3,21 \text{ mg N L}^{-1}$ como NH_3 total).

Tabela 19: Resumo da estimativa da carga de NH₃ na bacia do Rio Atibaia. Estimativas feitas para o ponto 5 (Paulínia-Cosmópolis), considerando o período de seca de 2001.

Método	Carga de NH ₃ kg NH ₃ dia ⁻¹
Direto: baseado na vazão do Rio Atibaia e no valor para toxicidade crônica da NH ₃ (3,21 mg N L ⁻¹ , expresso como NH ₃ total). Capacidade de Suporte do Rio Atibaia.	2.300
Indireto: Carga de NH ₃ proveniente de todo o esgoto doméstico que aporta no Rio Atibaia (via dados da CETESB, utilizando a relação DBO:NH ₃)	4.728
Direto: Carga de NH ₃ no Rio Atibaia (via concentração da NH ₃ medida e vazão do Rio Atibaia)	3.000
Indireto: Carga de NH ₃ do Ribeirão Anhumas proveniente de esgoto doméstico (considerando uma população de 273 mil habitantes, 54 g DBO dia/hab. e relação DBO:NH ₃ de 6,5:1)	2.268

A quarta etapa do CMTD, relação causa-efeito entre o valor-alvo de qualidade da água e fontes, versa sobre como as fontes de NH₃ afetam os seus níveis nas águas do Rio Atibaia. O real impacto das fontes de NH₃ na qualidade das águas permite estabelecer um critério mais sólido entre a qualidade desejada da água e a concessão de licenças de emissão. Para tanto, modelos matemáticos hidrológicos que consideram as características do Rio Atibaia e o tempo de meia-vida da NH₃, entre outras variáveis, podem ser utilizados para encontrar os perfis de dispersão frente a um aporte de NH₃. Todavia, com base nos dados obtidos, pode-se inferir que os pontos 2, 3, 4 e 5, para o período de seca, estão virtualmente em seus limites de capacidade de suporte da vida aquática. Um aumento da população, e conseqüentemente do esgoto doméstico, agravará esta situação, exigindo uma redução ou ao menos uma estabilização no aporte de NH₃ na bacia do Rio Atibaia.

A etapa 5 do CMTD demanda a alocação da carga de NH_3 na bacia do Rio Atibaia, para que se distribuam as cargas de NH_3 entre as fontes presentes. É claro que esta etapa comporta um estudo mais aprofundado da distribuição das fontes pontuais de NH_3 e suas posições relativas na bacia, dos perfis hidrodinâmicos destas emissões, além de se considerar o estado tecnológico disponível para cada fonte no controle de suas emissões, incluindo considerações sócio-econômicas. Todavia, em termos efetivos neste trabalho, considerando-se que as fontes de NH_3 na bacia do Rio Atibaia indicam ser perenes e pontuais, que grande parte desta carga de NH_3 é proveniente de esgoto doméstico e que o Ribeirão Anhumas responde por aproximadamente 50% desta carga, além das perspectivas de crescimento populacional, uma proposta de redução prioritária recai sobre o Ribeirão Anhumas.

O Ribeirão Anhumas é classificado como classe 4, passível de receber grandes cargas de poluentes, ainda que esta classificação não seja compatível como a classificação 2 do Rio Atibaia no segmento que se estende da afluência do Ribeirão Anhumas com o Rio Atibaia até a represa de Americana. Um modo de contornar esta situação seria mudar a classificação do Rio Atibaia para classe 3, segundo a Resolução CONAMA 20/86, a partir da afluência do Ribeirão Anhumas (reenquadramento do corpo d'água). Contudo, isto implicaria na não exigência de proteção da vida aquática neste segmento e também, possivelmente, na represa de Americana. É importante salientar que pela Resolução CONAMA 20/86 a classe 3 não exige a proteção da vida aquática. Porém, pelo Decreto Estadual 8468/76 corpos d'água classe 3 devem propiciar condições de preservação de peixes em geral e de outros elementos da flora e da fauna. A Tabela 20 resume a "flexibilidade" possível ao se reenquadrar um corpo d'água de classe 2 para 3 nas respectivas legislações em vigor. É observado uma maior permissibilidade nos valores de DBO e OD ao se mudar da classe 2 para 3 (isto ocorre nas duas legislações), porém para NH_3 esta permissibilidade não ocorre.

Tabela 20 – Valores-limite para classe 2 e 3 das legislações estadual e federal.

Legislação	Classe 2			Classe 3			
	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	NH ₃ não- ionizável (mg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	NH ₃ não- ionizável (mg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	Proteção à vida aquática
CONAMA 20/86	5	0,02	5	10	0,006	4	Não
Decreto 8468/76	5	0,003	5	10	0,003	4	Sim

Os estudos apresentados no documento “Planos da Bacia PCJ – 2000/2003” disponibilizado na Internet (ver anexo 11), sugerem um reenquadramento do Rio Atibaia, no segmento à jusante da afluição do Ribeirão Anhumas até a represa de Americana, de classe 2 para classe 3. A hipótese deste reenquadramento é devida às limitações na capacidade de tratamento de esgoto doméstico frente ao crescimento populacional. Em síntese, partir para um possível reenquadramento do Rio Atibaia no segmento afluição Anhumas-Represa de Americana, classe 2 para 3, seja pela legislação federal, seja estadual, resolveria a questão ao se considerar apenas a matéria orgânica presente no esgoto doméstico, mas não no tocante à NH₃. Uma vez que a Resolução CONAMA 20/86 não estabelece proteção para corpos d’água classe 3, este reenquadramento pode ser cogitado, mas o Decreto Estadual 8468/76 exige proteção da vida aquática, portanto impõe limites para NH₃, conseqüentemente impossibilita este reenquadramento sugerido.

A etapa 6 do CMTD, monitoração e avaliação, pode ser executada com as determinações bimestrais que a CETESB já realiza (relatório da qualidade de águas), porém é possível ampliar a monitoração no Rio Atibaia e incluir o Ribeirão Anhumas. Isto poderia ser feito através de sondas telemétricas que monitoram 24 h e *on line*.

A etapa 7 do CMTD, avaliação do CMTD e ações de melhoria, pode ser implementada uma vez que esta proposta seja colocada em ação na bacia do Rio Atibaia. Uma das maneiras de realizar esta etapa é pela aplicação de técnicas como o PDCA (Plan, Do, Check e Action, em inglês), de amplo uso na

área da qualidade e que tem como base os registros dos indicadores de desempenho desenhados para acompanhar o do CMTD.

7.2 Implantação do CMTD para COD na bacia do Rio Atibaia

O controle de COD se apresenta mais crítico no período de seca, onde um decréscimo de OD compromete a qualidade da água para a vida aquática e para abastecimento público. Todavia, a presença de fontes difusas de COD no período das chuvas deve ser alvo de ações de controle e estudo, neste caso, a determinação da matéria orgânica como COD permite o controle deste aporte (Eatherall *et alii*, 2000).

O desenvolvimento de um CMTD para COD segue os mesmos passos utilizados na elaboração do CMTD para NH_3 . A primeira etapa do CMTD para COD, identificação do problema, pode ser caracterizado pelos dados do relatório de qualidade de água de CETESB (referente a DBO e DQO) para o Rio Atibaia e pelos elevados valores de COD levantados por este trabalho.

Na etapa 2 do CMTD, que requer a escolha de um indicador e valor-alvo, foi escolhida a concentração de oxigênio dissolvido (OD) como indicador de COD e como valor-alvo o limite legal de 5 mg L^{-1} de OD. A escolha deste valor-alvo leva em conta os baixos níveis de oxigênio nas águas do Rio Atibaia, com seus efeitos pronunciados e imediatos, caracterizando uma situação de degradação mais conhecida e que demanda uma atenção urgente da sociedade. O valor-alvo é baseado na legislação federal e estadual para rios classe 2. Aqui cabe a seguinte ressalva: o CMTD é para COD na bacia do Rio Atibaia e a escolha do indicador e do valor-alvo poderiam se dar em termos de COD, porém preferiu-se escolher OD como indicador pela facilidade de monitoração e por representar um dos graves problemas de qualidade da água, além de representar de forma mais adequada a matéria orgânica lábil proveniente do esgoto doméstico, somado ao fato que não seria fácil estabelecer um valor-alvo para COD (nem a legislação o faz). Portanto, optou-se pelo valor legal do OD. Com este procedimento está se direcionando a monitoração para o esgoto

doméstico, fato este desejado neste trabalho. Esta abordagem será retomada no desenvolvimento do Índice de Qualidade de Águas (IQA).

A etapa 3 do CMTD consiste na identificação das fontes de matéria orgânica que atuam na bacia do Rio Atibaia. Parte desta identificação de fonte e carga já foi mostrada nas estimativas de carga de NH_3 (ver Tabelas 17 e 18, dados em DBO). Estas estimativas também podem ser realizadas pelo método direto, utilizando vazões e concentrações de COD. Os resultados destas estimativas são mostrados na Figura 31 (observe que os dados estão em kg C dia^{-1}). Para o ponto 5, em Paulínia, a carga de COD no período de seca se apresenta em torno de $3000 \text{ kg C dia}^{-1}$, enquanto no período das chuvas a carga chega a $15000 \text{ kg C dia}^{-1}$ e em $28000 \text{ kg C dia}^{-1}$ no ponto máximo do perfil 24. Esta diferença, vale lembrar, de carga entre as estações (fato que não ocorre para NH_3) é considerável e aponta claramente para fontes difusas.

A etapa 4 do CMTD, que busca identificar uma relação causa-efeito entre a fonte e o valor-alvo, pode ser conseguida com modelos hidrodinâmicos, todavia a monitoração em seis pontos ao longo da bacia com o estudo de suas dinâmicas espacial e temporal caracterizam esta relação causa-efeito.

A etapa 5 do CMTD, que procura alocar cargas, pode ser caracterizada pelo papel central que a Ribeirão Anhumas exerce na bacia do Rio Atibaia. A redução do esgoto não-tratado que aporta no Rio Atibaia contribui, além da matéria orgânica, com a amônia, pois esta também demanda oxigênio. Portanto, a redução desta carga de esgoto beneficiaria duplamente o Rio Atibaia. O Ribeirão Anhumas contribui com aproximadamente 50% da carga orgânica que aporta no Rio Atibaia, portanto, uma redução nesta fonte certamente contribuirá para a qualidade das águas do Rio Atibaia em seu segmento mais degradado.

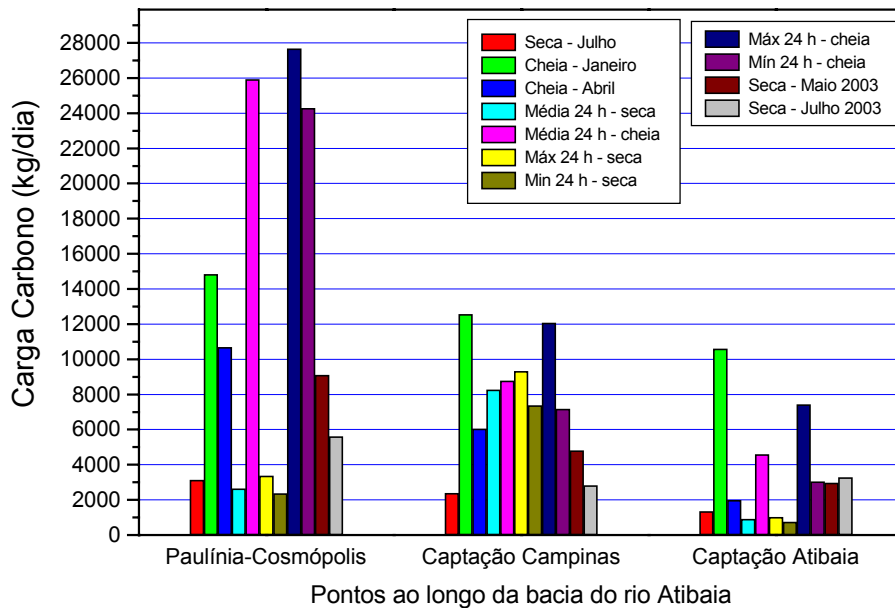


Figura 31: Carga de COD na bacia do Rio Atibaia calculada pelo método direto.

Para as etapas 6 e 7 do CMTD para COD valem as observações feitas para o CMTD para NH₃.

7.3 Exemplo da Aplicação do CMTD na Gestão de Recursos Hídricos.

Quanto aos aspectos de gestão ambiental, este trabalho colabora ao dar subsídios para os tomadores de decisão na bacia do Rio Atibaia. A título de exemplo, coloca-se um caso onde poderia ter havido realocação de recursos com base na capacidade de suporte e das cargas daí estimadas. O investimento realizado pela maior refinaria de petróleo da América do Sul, Replan, localizada na cidade de Paulínia, e que utiliza o Rio Atibaia para aporte de seus efluentes industriais, foi de R\$4.800.000,00 para a implantação de seu sistema de lodo ativado e assim reduzir prioritariamente a carga de NH₃ (2º Balanço Ambiental da Refinaria de Paulínia, Replan 2002). A SANASA (Companhia de Saneamento

de Campinas), por sua vez, investiu R\$6.000.000,00 para a construção da ETE Samambaia, na cidade de Campinas, capaz de tratar o esgoto de uma população de 60 mil habitantes. Na ETE Samambaia é tratada uma carga de NH_3 estimada em 500 kg dia^{-1} (considerando $54 \text{ g DBO dia}^{-1} \text{ hab.}^{-1}$ e a relação $\text{DBO}:\text{NH}_3$). O documento da Replan não cita a carga de NH_3 tratada. Tendo por base os estudos de Bastiaan *et alii* (2003) sobre custos relativos à água, onde os custos para tratar águas de mananciais classe 2 gira em torno de R\$0,58 m^{-3} e para mananciais classe 3 ocorre um aumento para R\$1,65 m^{-3} , surge a questão do direcionamento dos recursos na bacia do Rio Atibaia ficando em aberto a possibilidade de ter havido uma realocação do investimento feito pela Replan para a construção de ETE nas cidades de Vinhedo e Valinhos, melhorando assim a qualidade das águas do Ribeirão Pinheiros, à montante da estação de captação de Campinas. Bastiaan *et alii* (2003) cita o exemplo de uma cidade de 70 mil habitantes, com um consumo de água de $18 \text{ mil m}^3 \text{ dia}^{-1}$ que ao captar água de manancial classe 2, ao invés de classe 3, conseguiria uma economia ano de R\$7.000.000,00.

8 Desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Águas para Proteção da Vida Aquática (IQA_{PVA}).

8.1 Índices de Qualidade de Águas - IQA

“O índice de qualidade de águas é um indicador estabelecido com o objetivo de facilitar a interpretação das informações de qualidade da água de forma abrangente e útil” (CETESB, 1997). A CETESB, de forma pioneira no país, utiliza desde meados da década de 70 o Índice de Qualidade de Águas (IQA). Este índice é um indicador ambiental de qualidade de águas interiores dos rios do Estado de São Paulo e foi baseado no *Water Quality Index (WQI)* da *National Foundation Sanitation (NFS)* dos Estados Unidos (Brown *et alii* 1970; Palupi *et alii*, 1995; Bordalo *et alii*, 2001 e Niemeijeir, 2002).

O índice da NFS é constituído por 9 variáveis: oxigênio dissolvido (OD), coliforme fecal, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias), temperatura, fósforo total, nitrato, turbidez e sólidos totais. A CETESB adaptou e desenvolveu um IQA com praticamente as mesmas variáveis, exceto a substituição do nitrato por nitrogênio total. A troca de nitrato por nitrogênio total (nitrato, nitrito, amônia e nitrogênio orgânico), acredita-se que tenha sido feita para contemplar de forma mais abrangente o esgoto doméstico.

O primeiro índice foi proposto originalmente por Brown *et alii* (1970) e baseava-se numa média aritmética de nove variáveis ambientais (variáveis citadas no parágrafo anterior) com a seguinte expressão:

$$WQIA = \sum_{i=1}^9 w_i T_i(p_i) = \sum_{i=1}^9 w_i q_i \quad (2)$$

p_i = Valor medido do enésimo parâmetro.

T_i = Função de qualidade (curva normalizada) do enésimo parâmetro, p_i , que resulta na qualidade q_i , de tal modo que $T_i(p_i) = q_i$.

w_i = Peso relativo do enésimo parâmetro (importância ambiental), de tal modo que $\sum w_i = 1$.

Walsky e Parker (1974) chamam a atenção para o fato de que o cálculo do IQA por média aritmética pode não refletir de modo adequado situações onde uma das variáveis que compõe o índice torna-se muito degradado. Como exemplo, citam uma possível situação onde o pH pode assumir o valor 1 e isto não será necessariamente refletido pelo índice. Para contornar esta situação, os autores propuseram outra forma de compor o índice, utilizando a média geométrica:

$$WQI = \left[\prod_{i=1}^n f_i(P_i)^{a_i} \right]^{1/\sum_{i=1}^n a_i} \quad (3)$$

P_i = Valor medido do enésimo parâmetro.

$f_i(P_i)$ = Função de sensibilidade do enésimo parâmetro.

a_i = Peso relativo do enésimo parâmetro (importância ambiental).

Nesta busca de uma forma eficiente de agregar as diversas variáveis ambientais num índice final, Brown *et alii* (1973) (citado por Landwehr e Deininger, 1976) estabelece um segundo índice, também multiplicativo, não mais aritmético:

$$WQIM = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad (4)$$

q_i = Função de qualidade do enésimo parâmetro.

w_i = Peso relativo do enésimo parâmetro (importância ambiental), de tal modo que $\sum w_i = 1$.

A construção dos índices apresentados nas equações 2, 3 e 4 pressupõe a existência de pesos (importância ambiental) para as diversas variáveis estabelecidos, refletindo sua contribuição para a qualidade da água, como é o

caso dos termos w_i e a_i nas equações 2, 3 e 4. Um exemplo é o IQA da CETESB que estabelece um peso de 0,17 para o parâmetro OD e 0,08 para o parâmetro tubidez. Porém, a viabilidade de que tais pesos são desnecessários na elaboração de um índice de qualidade foi explorada pela formulação de dois novos índices (Landwehr (1974), citado por Landwehr e Deininger (1976)):

$$WQIAU = \frac{1}{9} \cdot \sum_{i=1}^9 q_i \quad (5)$$

q_i = Função de qualidade do enésimo parâmetro.

$$WQIMU = \frac{1}{9} \cdot \left(\prod_{i=1}^9 q_i \right) \quad (6)$$

q_i = Função de qualidade do enésimo parâmetro.

Com o objetivo de comparar diversos índices propostos, Landwehr e Deininger (1976) realizaram uma simulação (Tabelas 21 e 22) feita com variáveis de rios nos Estados Unidos utilizando 4 índices de qualidade de águas.

A Tabela 21 traz valores de 9 variáveis da água para diferentes rios nos Estados Unidos. A partir destes dados, foi pedido a um grupo de especialistas em qualidade de água para pontuarem nos valores de 0 a 100 a qualidade da água (segunda coluna da Tabela 22) e nas demais colunas foram calculados os índices de qualidade segundo suas fórmulas específicas. Na sétima coluna foi utilizada uma expressão (S_n) mais elaborada matematicamente, baseada num procedimento de multivariáveis não-paramétricas de Kendall.

Tabela 21: Valores de variáveis individuais de 20 amostras de águas de rios dos EUA

Amostra	Oxigênio dissolvido (percentagem de saturação)	Coliforme fecais (número/100 mL)	pH	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	NO ₃ (mg L ⁻¹)	PO ₄ (mg L ⁻¹)	Temperatura (°C) equilíbrio	Turbidez (JTU)	Sólidos totais (mg L ⁻¹)
1	85	100	8.2	4.5	9.7	5.4	0.0	18	290
2	0	2.150	6.4	14.0	0.35	12.0	0.0	18	990
3	0	932	6.2	90.0	0.0	3.0	0.0	30	2,320
4	68	246	7.6	20.0	11.4	10.2	0.0	16	390
5	100	0	8.6	0.6	1.8	0.3	0.0	10	1.000
6	86	0	8.4	3.6	0.8	1.6	0.0	2	1.180
7	55	0	3.0	1.3	1.7	1.4	1.0	110	2.000
8	76	0	4.4	1.7	3.6	1.0	1.0	95	930
9	77	0	7.0	0.4	0.0	0.0	0.0	87	4.870
10	44	64.500	7.2	160.0	7.0	18.5	1.5	21	440
11	99	280	7.6	2.9	2.2	2.6	2.0	9	225
12	0	100	6.8	61.0	0.0	1.2	0.0	64	450
13	101	0	7.6	0.1	0.1	0.06	0.0	1.3	56
14	101	7	8.1	0.6	0.0	0.07	0.0	0.6	81
15	96	10	8.2	5.7	3.1	1.2	0.0	55	470
16	0	10.000	7.5	22.0	0.0	0.48	0.0	43	410
17	81	125.000	8.0	12.2	0.2	0.14	0.0	34	630
18	96	30	8.5	3.2	0.02	0.24	0.0	9	790
19	102	5	8.2	1.0	0.4	0.07	0.0	12	290
20	70	2.000	8.0	3.5	2.1	1.3	0.0	34	550

Tabela 22: Valores de índice de qualidade de águas segundo especialistas e 4 diferentes índices propostos.

Amostra	Especialistas	Eq. 2 WQIA	Eq. 5 WQIAU	Eq. 4 WQIM	Eq. 6 WQIMU	S _n
1	63	62	62	55	54	30
2	25	39	43	17	21	47
3	19	37	41	16	20	51
4	42	52	52	35	35	35
5	76	84	79	79	73	19
6	70	78	74	71	66	25
7	31	57	53	37	32	49
8	39	64	58	52	46	42
9	54	83	79	75	68	22
10	16	40	43	19	21	47
11	67	70	70	62	63	24
12	29	44	46	20	25	42
13	97	96	95	96	95	1
14	94	91	91	90	91	4
15	72	69	65	64	60	28
16	27	44	50	21	28	32
17	30	61	61	31	41	28
18	72	76	74	72	68	16
19	88	86	85	86	84	9
20	54	59	59	50	50	29

Landwehr e Deininger (1976) salientam que os valores de qualidade obtidos por índices (coluna 3 a 6 da Tabela 22) não diferiram dos valores estabelecidos por especialistas (coluna 2 da Tabela 22) e também não houve consideráveis diferenças entre os quatro índices utilizados. A composição do índice final, a partir das variáveis individuais de qualidade da água, não parece ser tão influenciada por escolhas como média aritmética ao invés de média geométrica ou de ponderar variáveis ao invés de tratá-los com a mesma importância ambiental.

Flores (2002) retoma uma crítica comum à construção de índices de águas: o erro de eclipse. Eclipse ocorre quando determinado parâmetro que

compõe o índice apresenta valor distante das condições ambientais desejáveis, todavia, pela forma de compor o índice esta condição de degradação é amenizada. O conceito de eclipse em índices de qualidade de águas foi explorado por outros autores. Smith (1990), por exemplo, propõe uma forma de se chegar ao índice de modo muito simples, utilizando o conceito de operador mínimo, evitando assim o efeito eclipse, objetivo este, que segundo o autor, nem mesmo sofisticados métodos matemáticos conseguiram minimizar. O referido autor argumenta que a qualidade apropriada da água para determinado uso é amplamente governada por seu parâmetro mais “pobre”, e postula por que não utilizar este parâmetro para produzir o índice final de qualidade; relaciona ainda este conceito com a idéia de nutriente-limitante (utilizado no estudo da eutrofização), onde um componente define o estado da água. A expressão para encontrar o índice de qualidade utilizando o conceito de operador mínimo é:

$$WQI_{\text{Mínimo}} = \text{Min} (I_1, I_2, I_3 \dots I_n) \quad (7)$$

I = Indicador, uma variável de qualidade de águas.

O uso do operador mínimo para o cálculo do índice de qualidade de água será retomado mais à frente neste texto.

Explorando novas abordagens para a elaboração de índices de qualidade, Pesce e Wunderlin (2000) estabeleceram três diferentes índices para monitorar o impacto da cidade de Córdoba (Argentina) sobre o Rio Suquía. Estabeleceram o Índice de Qualidade de Águas Subjetivo (WQI_{sub} , sigla em inglês).

$$WQI_{\text{sub}} = k.(\sum C_i P_i / \sum P_i) \quad (8)$$

onde C_i é o valor de cada parâmetro, sendo o índice composto por 20 variáveis de qualidade de águas. O termo P_i é o peso relativo de cada parâmetro no valor de 1 a 4 e representa sua importância para a preservação da vida aquática. O k é uma constante de ajuste (subjetiva) que representa uma impressão visual do

rio contaminado e pode ser avaliada por uma pessoa sem treinamento em assuntos ambientais. Ela se distribui nos seguintes valores:

- 1 = Água sem contaminação aparente (límpida ou sem sólido suspenso natural).
- 0,75 = Água levemente contaminada (aparentemente), indicada por uma cor não natural, uma turbidez devido a razões não-naturais.
- 0,5 = Água contaminada (aparentemente), indicado por uma cor não-natural, leve odor, alta turbidez (não-natural), sólidos orgânicos suspensos, etc.
- 0,25 = Água altamente contaminada (aparentemente), indicado por cor escura, forte odor, fermentação visível, etc.

Os autores estabelecem também o Índice de Qualidade de Águas Mínimo (WQI_{min} , sigla em inglês).

$$WQI_{min} = (C_{DO} + C_{Cond.} + C_{Turb.})/3 \quad (9)$$

onde C_{DO} é o valor de OD após normalização, C_{cond} é o valor de condutividade depois de normalizado e C_{turb} é o valor da turbidez após normalização. A normalização consiste em relacionar a concentração com uma escala de 0 a 100, sendo que o valor 100 representa o melhor estado. O índice desenvolvido por Pesce e Wunderlin (2000) tem por objetivo a proteção da vida aquática e utiliza 20 variáveis, enquanto a CETESB utiliza 9 variáveis e é voltado para o abastecimento público. Como os objetivos são diferentes, a forma como as variáveis compõem os índices também são diferentes. Enquanto a CETESB utiliza nitrogênio total (amônia, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato), Pesce e Wunderlin (2000) utilizam curvas de normalização desagregadas em nitrito, nitrato e amônia.

8.2 Desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Águas (IQA) para uso específico

Na elaboração de um índice de qualidade de águas é preciso definir qual o uso pretendido para água, e a partir desta definição, elaborar os requisitos de qualidade que serão necessários para garantir este uso específico. Dentre os usos da água, pode-se citar o abastecimento público com água potável, a aqüicultura, a manutenção da vida aquática, a recreação, dentre outros. A seguir, é apresentado um exemplo de elaboração de um índice de qualidade de águas onde os aspectos do uso são caracterizados.

Smith (1990) elaborou seu índice para as águas da Nova Zelândia. A Tabela 23 traz quatro usos possíveis da água e a possível elaboração de 4 índices de qualidade. A Tabela 24 traz as variáveis escolhidas em função do uso proposto. É interessante lembrar a relação existente entre os dados da Tabela 23 com as definições de classes de água que as legislações brasileiras (Resolução CONAMA 20/86 e o Decreto Estadual 8468/76) trazem. Um trabalho neste sentido foi realizado por House e Ellis (1987) ao estabelecerem um índice de qualidade que relaciona valores do índice de qualidade com as classes de água no Reino Unido.

Tabela 23: Os quatro usos da água para os quais índices de qualidade podem ser elaborados¹.

Geral	Água cujo propósito é uso geral. Portanto não tem um uso principal. Ela será protegida e mantida para os seguintes fins:
	<ul style="list-style-type: none"> a) a manutenção da comunidade aquática b) aspecto paisagístico c) pesca d) água de reserva e) irrigação f) água para abastecimento público após tratamento g) recreação de contato primário h) assimilação de efluentes <p>Os padrões de qualidade propostos para essa água são mais permissíveis que para usos específicos</p>
Recreação de Contato primário	Esta é uma água para recreação de contato primário pública. Todavia, note que para outros usos, e em particular para vida aquática, também requer proteção.
Abastecimento Público	Fonte de água para água potável ou para preparo e processamento de alimentos para consumo humano, onde o tratamento mínimo equivale a floculação, filtração e desinfecção podem ser razoavelmente esperados. A vida aquática é também protegida, mas em um nível mais permissível que para recreação de contato primário e piscicultura.
Piscicultura	Esta é uma água especialmente protegida para piscicultura. Por simplicidade, assume-se que estas águas são para águas salmonídeas.

1. Smith (1990)

Tabela 24: Usos da água e variáveis selecionadas para comporem o índice¹.

	Geral	Recreação de contato primário	Água para abastecimento	piscicultura
Oxigênio dissolvido	X	X	X	X
PH	X	X	X	X
Sólidos suspensos	X	X	X	X
Turbidez	X	X	X	X
Temperatura (atual)	X	X	X	X
Temperatura (elevação)	X	X	X	X
DBO	X	X	X	X
Amônia			X	
Coliformes fecais	X	X	X	

1. Smith (1990)

Os dados da Tabela 24 chamam a atenção para o fato do parâmetro NH_3 não compor o índice de qualidade de águas cujo uso é a piscicultura. Este fato é explicado por ser a NH_3 uma variável não preocupante em águas da Nova Zelândia. Já para o índice de qualidade da água para uso em abastecimento público, a NH_3 foi selecionada, porém, não por sua toxicidade, mas pelo fato de formar cloraminas durante o processo de tratamento de água deste país. Esta abordagem de Smith (1990) está sendo citada com o objetivo de levantar a seguinte questão: é conveniente estabelecer diferentes índices de qualidade de águas para diferentes usos?

Walski e Parker (1974) já levantavam esta discussão sobre o desenvolvimento de índices para uso específico da água ao citarem Deininger e Maciunas (1972): "... o desenvolvimento de um índice orientado para um uso específico não parece resultar em níveis de qualidade marcadamente diferente do índice desenvolvido para um uso geral da água...". A CETESB, entretanto, coloca em seu índice de qualidade de água a referência: "...a CETESB...adaptou e desenvolveu o Índice de Qualidade de Águas – IQA, ..., tendo como determinante principal a utilização das mesmas para abastecimento público". O desenvolvimento de um índice para uso geral ou para uso específico parece similar. Porém, quando ocorre o desenvolvimento de um índice para uso específico, a presença do eclipse pode ser minimizada, pois as variáveis críticas podem ser mais bem delineadas. Com este objetivo, foi elaborado um índice de qualidade de águas para o Rio Atibaia voltado para a proteção da vida aquática, composto por duas variáveis críticas e que utiliza o conceito de operador mínimo.

8.3 O desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Águas para o Rio Atibaia

Este trabalho aponta uma situação crítica de duas variáveis ambientais, COD e NH_3 , nas águas do Rio Atibaia. Amônia se apresenta crítico por sua toxicidade e COD se apresenta crítico por influenciar diretamente e ser o precursor das alterações na demanda de oxigênio (OD). Uma caracterização da

situação da qualidade das águas do Rio Atibaia pode ser encontrada também nos relatórios de qualidade de águas publicadas pela CETESB. O relatório da CETESB traz valores para inúmeras variáveis determinadas em três pontos ao longo do Rio Atibaia. A Tabela 25 traz estes dados para o ano de 2001. A NH₃, por exemplo, de seis medidas realizadas na captação de Atibaia (ponto de monitoração Ati2010 pela CETESB e ponto 1 neste trabalho) um se apresentou fora da legislação. Para o ponto de coleta na captação de Campinas (Ati2065 pela CETESB e ponto 2 neste trabalho) de seis medidas realizadas cinco se apresentaram acima do valor limite estabelecido pela legislação e, finalmente, para o ponto Ati 2605 (ponto 5 neste trabalho, situado em Paulínia) de seis medidas de NH₃ todas se apresentaram acima do valor limite da legislação.

Tabela 25: Resultados não-conformes com os padrões de qualidade de águas estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 – Relatório CETESB (2001) – Rio Atibaia^{1,2}.

Pontos	Número de resultados que não atendem ao limite da classe/ número de determinações por parâmetro										
	Surf	Al	Cd	Pb	Cu	Ni	Hg	Zn	Mn	Fenol	CF
ATI2010	0/6	5/6	0/6	0/4	0/6	0/6	0/3	0/6	1/6	3/6	5/6
ATI2065	0/6	5/6	0/6	0/5	0/6	0/6	0/2	0/6	6/6	1/6	6/6
ATI2605	1/6	6/6	1/6	0/5	0/6	0/6	0/2	0/6	4/6	6/6	6/6
	pH	OD	DBO	NO3	NO2	NH3	FT	RF	Turb	Cl	
ATI2010	0/6	3/6	0/6	0/6	0/6	1/6	6/6	0/6	1/6	0/6	
ATI2065	0/6	2/6	1/6	0/6	0/6	5/6	6/6	0/6	0/6	0/6	
ATI2605	0/6	2/6	3/6	0/6	0/6	6/6	6/6	0/6	0/6	0/6	

1. os pontos Ati2010, Ati2065 e Ati2605 correspondem aos pontos 1 (captação Atibaia), 2 (captação Campinas) e 3 (Paulínia-Cosmópolis), respectivamente.

2. Surf =surfactantes, CF=Coliforme Fecal, FT=Fósforo total , RF=Resíduo não filtrável, Turb=Turbidez,

Ao contrário das observações feitas por Smith (1990) para as águas da Nova Zelândia, a concentração de NH₃ no Rio Atibaia não é desprezível e sua toxicidade é preocupante. No desenvolvimento de um índice que vise o uso da água para fins de abastecimento público, NH₃ poderia ter um peso menor ou uma curva de normalização (que relaciona a concentração da NH₃ com uma

escala crescente de qualidade de 0 a 100), mais permissível. No entanto, se o objetivo é a proteção à vida aquática, a NH_3 passa a ser crítica em termos de toxicidade e, portanto, deve ganhar um lugar de destaque na formulação do índice. O COD por sua vez tem um impacto direto nos níveis de OD, principalmente no período de seca, pois predominam as fontes pontuais e, dentre estas, o esgoto doméstico com sua carga orgânica lábil que demanda grandes quantidades de OD. A proteção das águas visando suportar a vida aquática resulta num critério mais restritivo que para abastecimento público (devido também à existência de tecnologia de tratamento de água), a qual garante, por sua vez, as condições para este abastecimento.

De um modo mais amplo, nas ciências gerenciais, a qualidade pode ser definida de uma maneira simples como “adequação ao uso” (ISO 9000, 2000). No caso do Rio Atibaia, a qualidade é definida pela sociedade. Caso a sociedade estabeleça o requisito de proteção à vida aquática (a definição das classes deve ser feita ouvindo-se a sociedade, exigência prevista na Resolução CONAMA 20/86), esta escolha deve ser a referência para o desenvolvimento de um índice. Portanto, o primeiro passo no desenvolvimento de um índice é definir o uso (o que conseqüentemente gera os requisitos de qualidade), o segundo passo é estabelecer as variáveis (requisitos) críticas que afetam esta qualidade (esse uso) e o terceiro e último passo é a forma de agregar as variáveis e compor o índice final.

Os resultados obtidos por este trabalho apontam um estresse maior do Rio Atibaia como conseqüência da NH_3 e COD. Logicamente outras variáveis impactam o Rio Atibaia (ver Tabela 25). O fósforo, por exemplo, é preocupante, todavia, seu impacto maior é na eutrofização, e um índice que contemple a eutrofização poderia ser elaborado. O indicador coliformes fecais, por sua vez, é crítico, mas seu impacto de maior interesse é sobre a saúde humana. Dentre os fatores que impactam o Rio Atibaia, o fenol pode ser incorporado num índice de proteção da vida aquática. Estas possibilidades não são excludentes, pois a idéia do operador mínimo contempla de forma simples qualquer novo parâmetro. Porém, ao contemplar estas duas variáveis, NH_3 e COD (via OD), este índice se

torna indicador da evolução da dinâmica poluidora do esgoto doméstico na bacia do Rio Atibaia e reflete o cenário atual de estresse ambiental, permitindo acompanhar os resultados de investimentos e ações de melhoria nesta área. Portanto, o índice proposto para o Rio Atibaia é o IQA_{PVA} (índice de qualidade de águas para proteção da vida aquática) que faz uso do conceito de operador mínimo.

$$IQA_{PVA} = \text{Min} (I_1, I_2, I_3 \dots I_n) \quad (7)$$

I_1 = Concentração de amônia normalizada.

I_2 = Concentração de oxigênio dissolvido normalizada.

I_n = Qualquer novo parâmetro crítico que venha a ser incorporado.

O IQA_{PVA} irá assumir o valor do indicador (I_n) que apresenta o menor valor normalizado. Cabe ressaltar, portanto, o aspecto dinâmico do índice proposto. Hoje, o esgoto doméstico é o agente estressor mais preocupante, e o índice tem que incorporar esta realidade usando indicadores condizentes. Pode ser que nos próximos 10 anos, com a construção de estações de tratamento de esgoto, o cenário mude, e novas variáveis possam vir a ser usadas, excluindo-se, por exemplo, a NH_3 . As Tabelas 26, 27 e 28 trazem uma simulação do IQA_{PVA} proposto com os valores do IQA_{CETESB} nos três pontos que a CETESB atua no Rio Atibaia (referente aos pontos Captação Atibaia, Captação Campinas e Paulínia-Cosmópolis deste trabalho). As concentrações de NH_3 e OD, os valores de IQA_{CETESB} e qualidade CETESB foram retirados do relatório de qualidade de águas interiores da CETESB referente ao ano de 2000. Os valores numéricos de IQA_{PVA} foram calculados pela equação 7 com as curvas normalizadas apresentadas por Pesce e Wunderlin (2000).

Tabela 26: Comparação entre o IQA_{PVA} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Atibaia.

Mês	NH_3^1	NH_3 Norm ² .	OD	OD norm.	IQA_{PVA}	Qualidade ³	IQA_{CETESB}	Qualidade
		I_1		I_2	Menor de I_1 e I_2	Este trabalho		CETESB
Jan	0,17	70	3,6	40	40	<i>Aceitável</i>	63	Boa
Mar	0,03	90	5,7	60	60	<i>Boa</i>	57	Boa
Mai	0,13	70	6,1	70	70	<i>Boa</i>	69	Boa
Jun	0,26	60	5,7	60	60	<i>Boa</i>	59	Boa
Set	0,08	80	5,0	50	50	<i>Aceitável</i>	42	<i>Aceitável</i>
Nov	0,018	70	4,7	50	50	<i>Aceitável</i>	57	Boa

1 – As concentrações de NH_3 e OD foram retiradas do relatório de qualidade das águas – CETESB (2000, b).

2 – Os valores normalizados para NH_3 e OD foram normalizados segundo Pesce e Wunderlin (2000).

3 – Qualidade representa os conceitos (ótimo, bom, aceitável, ruim e péssimo) utilizados pela CETESB para expressar os valores numéricos do IQA.

Uma comparação entre os dois índices para as águas da captação Atibaia (ponto basal) revela qualidades semelhantes. Para o mês de janeiro, a concentração de OD apresentou valor crítico de $3,6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Para este mês, o IQA_{PVA} classificou a água com qualidade aceitável, enquanto o IQA_{CETESB} apontou com qualidade boa. É importante lembrar que os objetivos a serem retratados pelos dois índices são diferentes, de modo que a informação final (Qualidade) pode ser diferente. Como o IQA_{PVA} proposto retrata melhor a presença de esgoto doméstico e seu impacto sobre a qualidade das águas, certamente é de se esperar para os pontos de captação Campinas (Tabela 27) e Paulínia-Cosmópolis (ver Tabela 28), onde o impacto do esgoto é mais intenso, uma diferença maior entre estes dois índices.

Tabela 27: Comparação entre o IQA_{PVA} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Campinas.

Mês	NH_3^1	NH_3 Norm ² .	OD	OD norm ³ .	IQA_{PVA}	Qualidade ³	IQA_{CETESB}	Qualidade
		I_1		I_2	Menor de I_1 e I_2	Este trabalho		CETESB
Jan	0,49	40	6,2	70	40	<i>Aceitável</i>	50	<i>Aceitável</i>
Marc	0,47	40	6,7	80	40	<i>Aceitável</i>	53	<i>Boa</i>
Mai	0,47	40	7,0	80	40	<i>Aceitável</i>	49	<i>Aceitável</i>
Jun	1,80	0	5,0	50		<i>Péssima</i>	43	<i>Aceitável</i>
Set	0,61	30	5,5	60	30	<i>Ruim</i>	59	<i>Boa</i>
Nov	0,89	20	6,4	70	20	<i>Ruim</i>	47	<i>Aceitável</i>

1 – As concentrações de amônia e O.D foram obtidas do relatório de qualidade das águas – CETESB (2000, b).

2 – Os valores normalizados para amônia e O.D foram normalizados segundo Pesce e Wunderlin (2000).

3 – Qualidade representa os conceitos (ótimo, bom, aceitável, ruim e péssimo) utilizados pela CETESB para expressar os valores numéricos do IQA.

Os dados da Tabela 27 revelam uma situação mais degradada que a mostrada pela Tabela 26, pois neste ponto, captação Campinas, já ocorre um maior aporte de esgoto no Rio Atibaia. Comparando os dois índices, observa-se de modo geral valores menores para IQA_{PVA} em relação ao IQA_{CETESB} . Este aspecto era esperado devido à função do índice proposto: proteção da vida aquática e um indicador de poluição de esgoto doméstico. Os dados de junho de 2000 são interessantes, pois o valor para NH_3 normalizada é zero, indicando uma situação crítica para a vida aquática. Cabe, contudo, questionar a rigidez da curva normalizada para NH_3 (Prati *et alii*, 1971; Stambuk-Giljanovic, 1999), isto é, a toxicidade crônica da NH_3 depende do pH e temperatura, portanto o valor para toxicidade crônica nas águas do Rio Atibaia é próximo a $3,5 \text{ mg N L}^{-1}$ como NH_3 total, enquanto a curva de normalização de Pesce e Wunderlin (2000) assume valor zero para valores maiores que $1,25 \text{ mg N L}^{-1}$ de NH_3 total. Um refinamento desta curva para as condições do Rio Atibaia pode ser necessário, usando inclusive bioindicadores locais.

Tabela 28: Comparação entre o IQA_{PVA} e IQA_{CETESB} , para o ponto o Captação Paulínia-Cosmópolis

Mês	NH_3^1	NH_3 Norm ² .	OD	OD norm.	IQA_{PVA}	Qualidade ³	IQA_{CETESB}	Qualidade
		I_1		I_2	Menor de I_1 e I_2	Este trabalho		CETESB
Jan	0,63	30	5,4	60	30	<i>Ruim</i>	35	<i>Ruim</i>
Marc	1,27	0	5,9	60	0	<i>Péssima</i>	45	<i>Aceitável</i>
Mai	2,5	0	5,5	60	0	<i>Péssima</i>	49	<i>Aceitável</i>
Jun	4,6	0	5,6	60	0	<i>Péssima</i>	44	<i>Aceitável</i>
Set	1,2	10	5,7	60	10	<i>Péssima</i>	37	<i>Aceitável</i>
Nov	1,0	10	6,0	60	10	<i>Péssima</i>	45	<i>Aceitável</i>

1 – As concentrações de amônia e O.D foram retiradas do relatório de qualidade das águas – CETESB (2000, b).

2 – Os valores normalizados para amônia e O.D foram normalizados segundo Pesce e Wunderlin (2000).

3 – Qualidade representa os conceitos (ótimo, bom, aceitável, ruim e péssimo) utilizados pela CETESB para expressar os valores numéricos do IQA.

No ponto Paulínia-Cosmópolis fica mais nítida a diferença entre os indicadores (Tabela 28), pois o impacto poluidor presente na bacia afeta a qualidade das águas de modo heterogêneo, as nove variáveis estabelecidas na elaboração do IQA_{CETESB} não são afetados com a mesma intensidade. Os valores de IQA_{PVA} retratam de modo mais nítido o impacto poluidor que atualmente compromete a sustentabilidade do Rio Atibaia, mostrando com maior ênfase a situação limite da bacia quanto a sua capacidade de suportar a vida aquática.

A CETESB, no ano de 2002, em seu relatório anual sobre a qualidade das águas interiores do estado de São Paulo, incorpora um novo índice denominado de IVA (índice de qualidade de águas para proteção da vida aquática). Este novo índice é composto pelo IPMCA (índice de variáveis mínimos para preservação da vida aquática) composto por cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis, oxigênio dissolvido, pH e toxicidade, e IET (índice do estado trófico) composto por fósforo e clorofila. As Tabelas 29, 30 e 31 trazem um comparativo entre estes índices, IQA_{PVA} , IVA e IQA_{CETESB} para o ano de 2002. Vale ressaltar que o IVA não incorpora diretamente NH_3 como poluente, permitindo uma possível presença do efeito eclipse.

As Tabelas 29, 30 e 31 mostram que o IQA_{PVA} proposto tende a indicar melhor a presença do esgoto doméstico que aporta na bacia, pois ao passar-se do ponto 1 (captação Atiaba) para o ponto 5 (Paulínia-Cosmópolis) onde o esgoto da bacia está presente em grandes quantidades, o IQA_{PVA} mostra estados de qualidade mais degradados que os apontados pelo IQA e IVA da CETESB.

Tabela 29: Comparação entre o IQA_{PVA} , IVA_{CETESB} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação de Atiaba.

Mês	NH_3^1	NH_3 Norm ² .	OD	OD norm.		IQA_{PVA}^3	IVA_{CETESB}	IQA_{CETESB}
		I_1		I_2	Menor de I_1 e I_2	Este trabalho		
Jan	0,23	60	4,4	50	50	<i>Aceitável</i>	Aceitável	Boa
Mar	0,05	80	4,6	50	50	<i>Aceitável</i>	Aceitável	Aceitável
Mai	0,20	60	5,6	60	60	<i>Boa</i>	Boa	Boa
Jul	0,05	80	6,5	70	70	<i>Boa</i>	Ruim	Boa
Set	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov	-	-	-	-	-	-	-	-

1 – As concentrações de NH_3 e OD foram obtidas do relatório de qualidade das águas – CETESB – 2002.

2 – Os valores normalizados para NH_3 e OD foram normalizados segundo Pesce e Wunderlin (2000).

3 – Qualidade representa os conceitos (ótimo, bom, aceitável, ruim e péssimo) utilizados pela CETESB para expressar os valores numéricos do IQA.

Tabela 30: Comparação entre o IQA_{PVA} , IVA_{CETESB} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Campinas.

Mês	NH_3^1	NH_3 Norm ² .	OD	OD norm.	IQA_{PVA}^3	Qualidade	IVA_{CETESB}	IQA_{CETESB}
		I_1		I_2	Menor de I_1 e I_2	Este trabalho		CETESB
Jan	0,74	30	5,9	60	30	<i>Ruim</i>	Aceitável	Aceitável
Marc	0,35	50	6,1	70	50	<i>Aceitável</i>	Aceitável	Aceitável
Mai	0,50	30	6,8	80	30	<i>Ruim</i>	Boa	Boa
Jul	1,10	10	5,9	60	10	<i>Péssima</i>	Aceitável	Aceitável
Set	0,58	30	6,9	80	30	<i>Ruim</i>	Boa	Aceitável
Nov	0,69	30	4,5	50	30	<i>Ruim</i>	Ruim	Aceitável

1 – As concentrações de NH_3 e OD foram obtidas do relatório de qualidade das águas – CETESB – 2002.

2 – Os valores normalizados para NH_3 e OD foram normalizados segundo Pesce e Wunderlin (2000).

3 – Qualidade representa os conceitos (ótimo, bom, aceitável, ruim e péssimo) utilizados pela CETESB para expressar os valores numéricos do IQA.

Tabela 31: Comparação entre o IQA_{PVA} , IVA_{CETESB} e IQA_{CETESB} para o ponto Captação Paulínia.

Mês	NH_3^1	NH_3 Norm ² .	OD	OD norm.	IQA_{PVA}^3	Qualidade	IVA_{CETESB}	IQA_{CETESB}
		I_1		I_2	Menor de I_1 e I_2	Este trabalho		CETESB
Jan	0,58	30	5,6	60	30	<i>Ruim</i>	Aceitável	Boa
Marc	0,52	30	6,0	60	30	<i>Ruim</i>	Ruim	Aceitável
Mai	1,70	0	4,4	50	0	<i>Péssima</i>	Ruim	Aceitável
Jul	1,60	0	4,7	50	0	<i>Péssima</i>	Ruim	Aceitável
Set	1,50	0	4,8	50	0	<i>Péssima</i>	Ruim	Aceitável
Nov	2,60	0	4,6	50	0	<i>Péssima</i>	Ruim	Aceitável

1 – As concentrações de NH_3 e O.D foram obtidas do relatório de qualidade das águas – CETESB – 2002.

2 – Os valores normalizados para NH_3 e O.D foram normalizados segundo Pesce e Wunderlin (2000).

3 – Qualidade representa os conceitos (ótimo, bom, aceitável, ruim e péssimo) utilizados pela CETESB para expressar os valores numéricos do IQA.

O IQA_{PVA} proposto tem algumas vantagens operacionais. Este índice trabalha com duas variáveis (NH_3 e OD) que poderiam ser medidos *on line* nas águas do Rio Atibaia. Estas sondas já existem e são utilizadas pela SABESP e podem enviar as informações telemetricamente. Com estas características e

com o aumento de pontos de monitoração, é possível criar via Internet um sistema de fácil acesso da população a estes índices (direito às informações ambientais). Outro aspecto decorrente destas características é o acompanhamento de perfis 24 (desagregar temporalmente) e a segmentação dos aportes poluidores (desagregar espacialmente).

9 Avaliação de Bifenilas Policloradas (BPC) e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) na Bacia do Rio Atibaia

9.1 Resultados e discussões para Bifenilas Policloradas (BPC) e sua avaliação ecotoxicológica

A Figura 32 mostra os resultados para BPC em sedimentos nos seis pontos de coleta ao longo do rio Atibaia. Para sedimentos, os valores obtidos para BPC total mostraram-se abaixo dos critérios de qualidade estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental do Canadá (Tabela 32). Os resultados de BPC apresentados se referem aos anos de 2001 e 2002. Para 2003 os resultados mostraram-se abaixo do limite do método, que é de $2 \mu\text{g kg}^{-1}$ de sedimento seco.

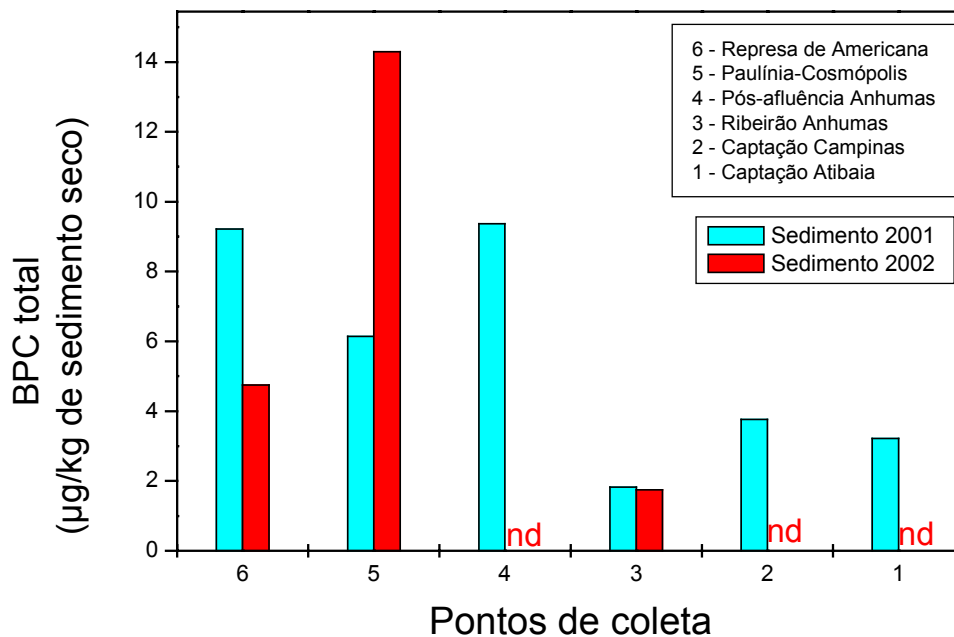


Figura 32: Concentração de BPC total em sedimentos em seis pontos ao longo do rio Atibaia. Coletas realizadas nos anos de 2001 e 2002.

O padrão canadense para sedimentos trabalha com dois critérios: 1) *Interin freshwater sediment quality guidelines – ISQG* e 2) *Probable effect level – PEL*. O ISQG é um padrão de qualidade temporário, também conhecido pela sigla TEL (do inglês, *Threshold Effects Level*), e consiste num critério abaixo do qual normalmente não são observados efeitos adversos sobre organismos aquáticos. O PEL representa um nível de efeito provável, ou seja, onde normalmente aparecem efeitos adversos à vida aquática. Valores entre estes dois padrões, ocasionalmente provocam efeitos adversos à vida aquática. Os critérios de qualidade para sedimentos devem ser utilizados com as ressalvas necessárias, servindo como um guia para diagnósticos preliminares (*screening*), além do que são probabilísticos e não determinísticos. No Brasil não existem ainda critérios de qualidade para sedimentos, trabalho neste sentido tem sido realizado pelo projeto pioneiro QualiSed, uma parceria Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), CETESB e UNICAMP (LQA).

A Figura 33 traz as concentrações de BPC total normalizadas por carbono orgânico para os anos de 2001 e 2002. As Figuras 34 e 35 trazem BPC total por carbono orgânico para os anos de 2001 e 2002, respectivamente. Talvez pelas baixas concentrações de BPC total encontradas nos sedimentos, considerando-se as incertezas próprias do método, não é possível estabelecer um padrão da distribuição de BPC nos sedimentos do rio Atibaia, como foi feito para COD e NH₃. O que se vislumbra é um menor impacto nos pontos 1 e 2, início da bacia e teoricamente menos impactado pelas atividades urbano-industriais, e uma presença maior de BPC total à medida que se avança para região de Campinas/Paulínia.

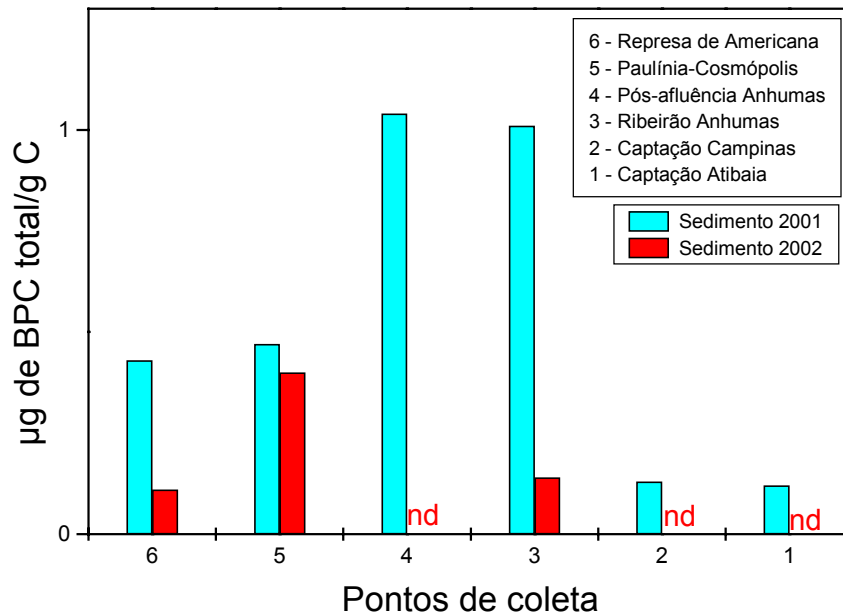


Figura 33: BPC total normalizada por carbono orgânico. Amostras de sedimentos do rio Atibaia. Coletas realizadas nos anos de 2001 e 2002.

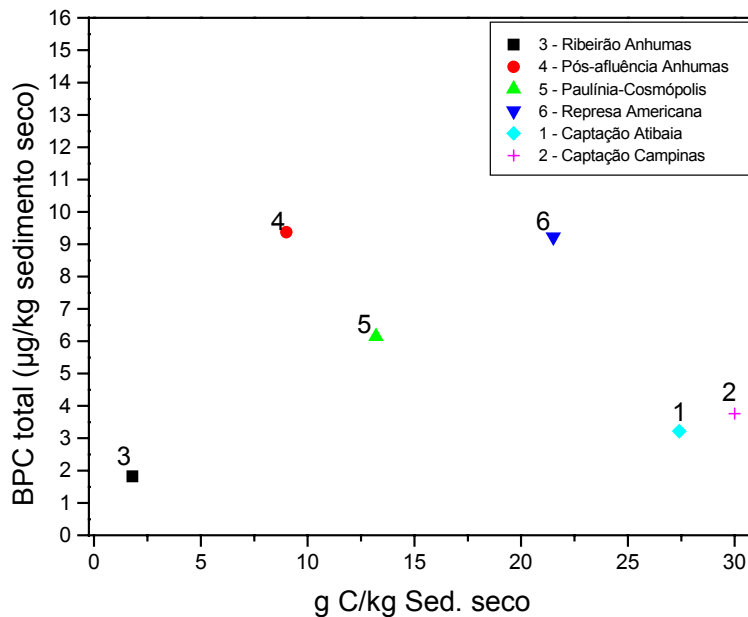


Figura 34: BPC total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos do rio Atibaia coletadas no ano de 2001.

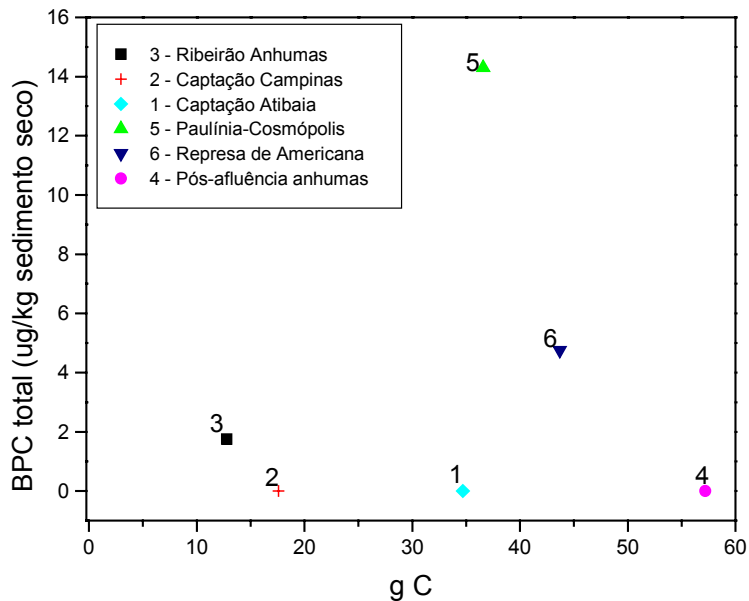


Figura 35: BPC total por porcentagem de carbono orgânico. Amostras de sedimentos do rio Atibaia coletadas no ano de 2002.

Para as águas do rio Atibaia, os resultados para BPC total mostraram-se todos abaixo do limite do método e das legislações pertinentes. Para BPC em águas, tem-se a resolução CONAMA 20/86 que traz o valor máximo permitido de $0,001 \mu\text{g L}^{-1}$ para classe 1, 2 e 3, e os critérios da NOAA (“National Oceanic and Atmospheric Administration” dos Estados Unidos), cujos valores são apresentados como *Concentration maximum criterium* – CMC (toxicidade aguda) e *Concentration chronic criterium* – CCC (toxicidade crônica). A Tabela 32 traz os valores das legislações citadas.

Além dos seis pontos escolhidos ao longo do rio Atibaia, foram adicionados mais dois novos pontos de coleta na campanha de 2002: a Lagoa Taquaral e o Ribeirão Pinheiros. Estes dois novos pontos enriquecem o estudo de BPC e HPA, pois a lagoa Taquaral é um corpo tipicamente urbano e o Ribeirão Pinheiros é um afluente do Atibaia na região do ponto de Captação de Campinas e possui características similares ao Ribeirão Anhumas em termos de recepção de esgoto. Os resultados para estes dois pontos (Tabela 32)

mostraram-se abaixo do limite de detecção do método, tanto em águas como em sedimentos.

Tabela 32: Resumo das determinações de BPC total em sedimentos e águas do rio Atibaia e comparação com valores de toxicidade.

PCB total			Pontos de coleta ³							
Sedimento	TEL ¹ µg kg ⁻¹	PEL µg kg ⁻¹	8	7	6	5	4	3	2	1
2001	34,1	277	-	-	9,22	6,14	9,37	1,82	3,76	3,22
2002			nd ⁴	nd	4,75	14,3	nd	1,75	nd	nd
2003			-	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Águas	CCC ² µg L ⁻¹	CMC µg L ⁻¹	8	7	6	5	4	3	2	1
Nov 2002	0,014	2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mai 2003			-	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Jul 2003			-	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd

CONAMA 20/86: PCB 0,001 µg L⁻¹ classe 1, 2 e 3.

1. TEL: valor abaixo do qual normalmente não são observados efeitos adverso sobre organismos aquáticos. PEL: valor acima do qual normalmente são observados efeitos adversos sobre a vida aquática. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

2. CCC: toxicidade crônica, CMC: toxicidade aguda. Screening Quick Reference Table for Organics. NOAA (1999).

3. Pontos de coleta: 1.captação Atibaia; 2.captação Campinas; 3. Ribeirão Anhumas; 4.Pós-afluência Anhumas; 5. Paulínia-Cosmópolis; 6. Represa de Americana; 7. Ribeirão Pinheiros; 8. Lagoa Taquaral.

4. Limite de quantificação para sedimento é de 2 µg kg⁻¹, para água é 0,05 µg L⁻¹. Valores na Tabela abaixo destes limites são semi- quantitativos.

No Brasil, a legislação existente sobre BPC não prevê a obrigatoriedade de recolhimento de equipamentos, capacitores e transformadores elétricos que contenham BPC. Neste caso, o aporte de BPC como fonte difusa é uma realidade potencial na bacia do Rio Atibaia e seu monitoramento deveria ser estabelecido pelos órgãos competentes.

Adicional aos resultados para a bacia do rio Atibaia, foram realizadas determinações em sedimentos da bacia do rio Negro, na região Amazônica. A Tabela 33 traz os resultados.

Tabela 33: Resultados de BPC para sedimentos da bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.

			Pontos de coleta					
PCB total	TEL ¹ µg kg ⁻¹	PEL ¹ µg kg ⁻¹	Rio Jaú	Rio Juaperi	Rio Caurés	Rio Unini	Lago lara	Lago Araça
Sedimentos 2001	34,1	277	nd ²	nd	nd	nd	nd	nd

1. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

2. Limite de quantificação para sedimento é de 2 µg kg⁻¹. Valores na Tabela abaixo destes limites são semi-quantitativos.

9.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) em Sedimentos

A Figura 36 traz os resultados de HPA total em sedimentos para os seis pontos de amostragem ao longo do Rio Atibaia, cobrindo um total de três campanhas, referentes aos anos de 2001, 2002 e 2003. As concentrações de HPA total obtidas se apresentam com valores de 10 a 100 vezes maiores que as concentrações obtidas para as BPC. Os valores de HPA total para os sedimentos coletados em 2001 e 2002 apresentam-se dentro de uma mesma faixa de concentração. Os sedimentos coletados no ano de 2003 já apresentam concentrações de 5 a 6 vezes superiores àquelas encontradas no ano de 2001 e 2002. Esta diferença pode ser resultado da sazonalidade, da falta de chuvas ou a presença de fontes aleatórias.

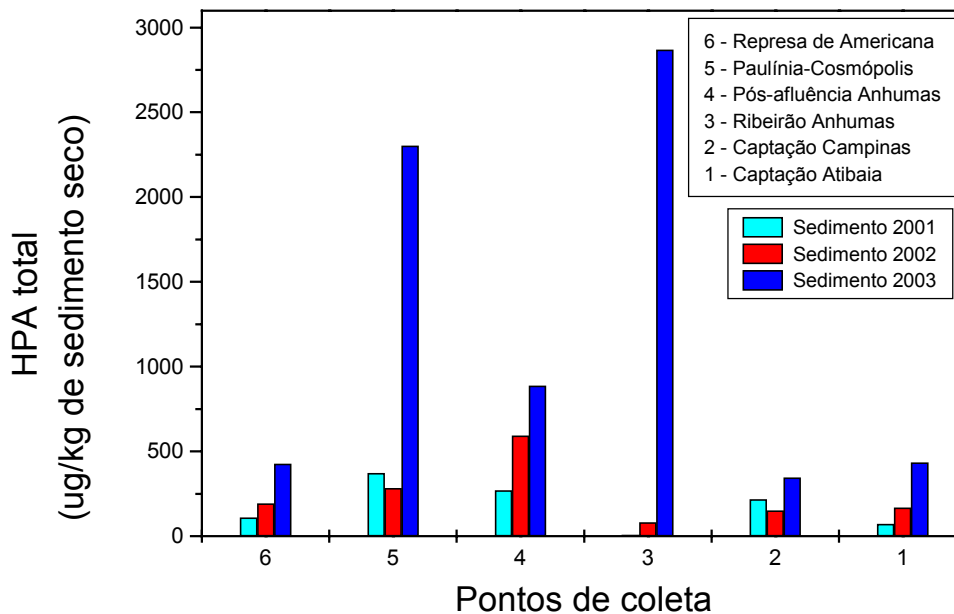


Figura 36: Concentração de HPA em sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia. Referente aos anos de 2001, 2002 e 2003.

A Figura 37 traz as concentrações de HPA total normalizadas por carbono orgânico. Os dados apontam para um perfil que acompanha a densidade urbano-industrial. Segundo Yunker *et alii* (2002) o valor de HPA normalizado para sedimentos pré-revolução industrial está próximo a $1 \mu\text{g g}^{-1}$ carbono orgânico e em torno de $10 \mu\text{g g}^{-1}$ carbono orgânico para áreas remotas. Os valores apresentados na Figura 37 caracterizam uma região que pode estar sofrendo um crescente impacto antrópico, apresentando valores bem acima da época pré-revolução industrial e rompendo os valores típicos de regiões remotas, talvez acompanhando a expansão urbano-industrial da RMSP sobre a região de Campinas/Paulínia.

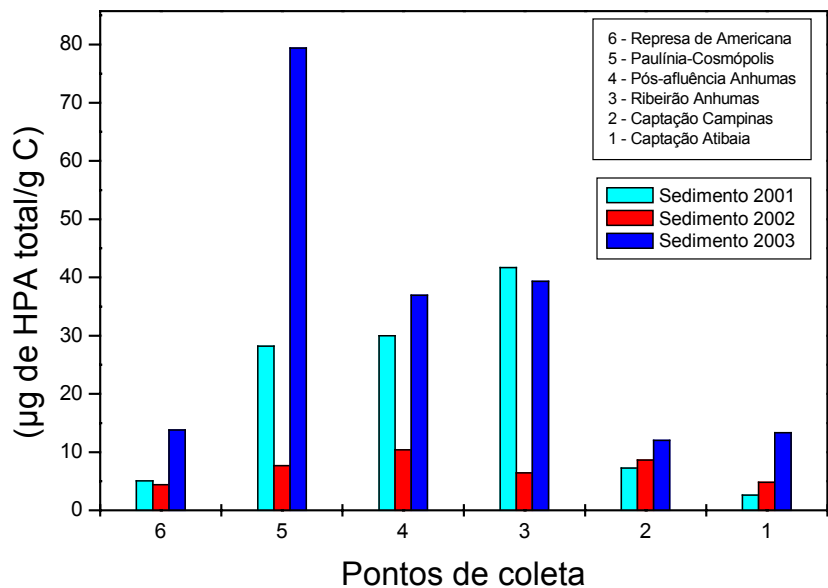


Figura 37: HPA total normalizado por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia, referentes aos anos de 2001, 2002 e 2003.

As Figuras 38, 39 e 40 trazem as concentrações de HPA total por carbono orgânico presente no sedimento.

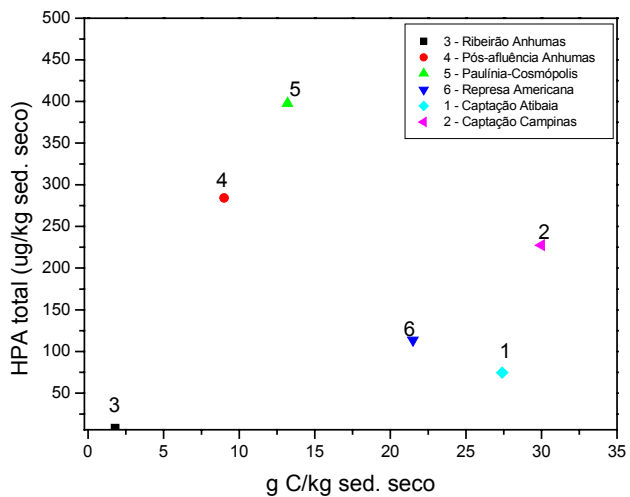


Figura 38: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia. Setembro de 2001.

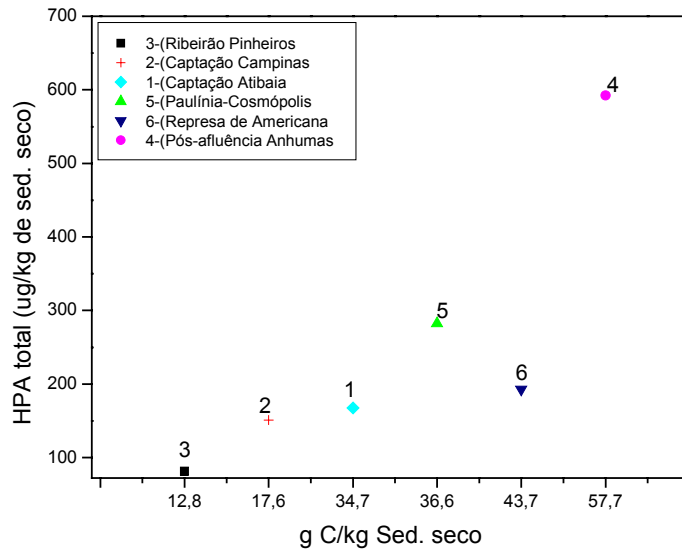


Figura 39: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia. Julho de 2002.

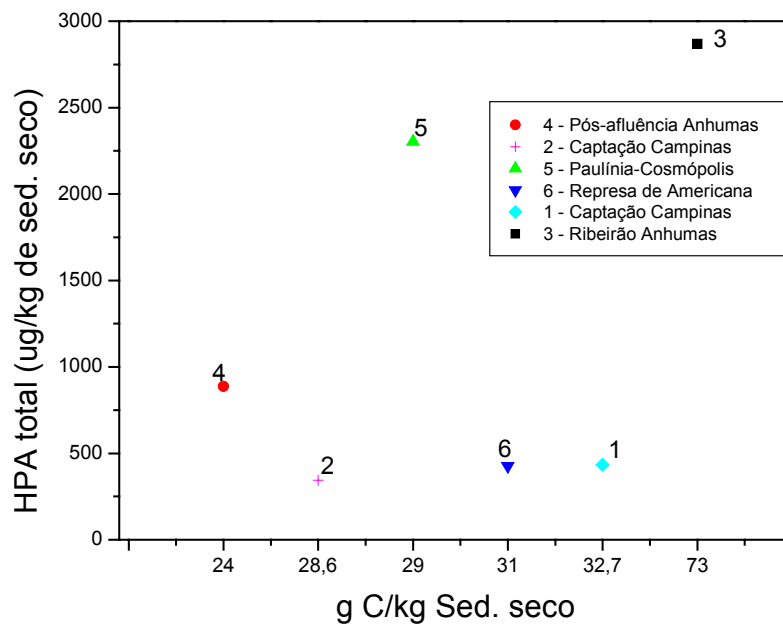


Figura 40: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia. Julho de 2003.

9.3 HPA total em águas

A Figura 41 apresenta as concentrações de HPA total em água para três campanhas dos anos de 2002 e 2003. As concentrações de HPA total mostram-se significativamente menores que para aquelas encontradas nos sedimentos, oscilando de 2 a 4 ordens de grandeza. As concentrações de HPA total decresceram na medida que se avança na bacia.

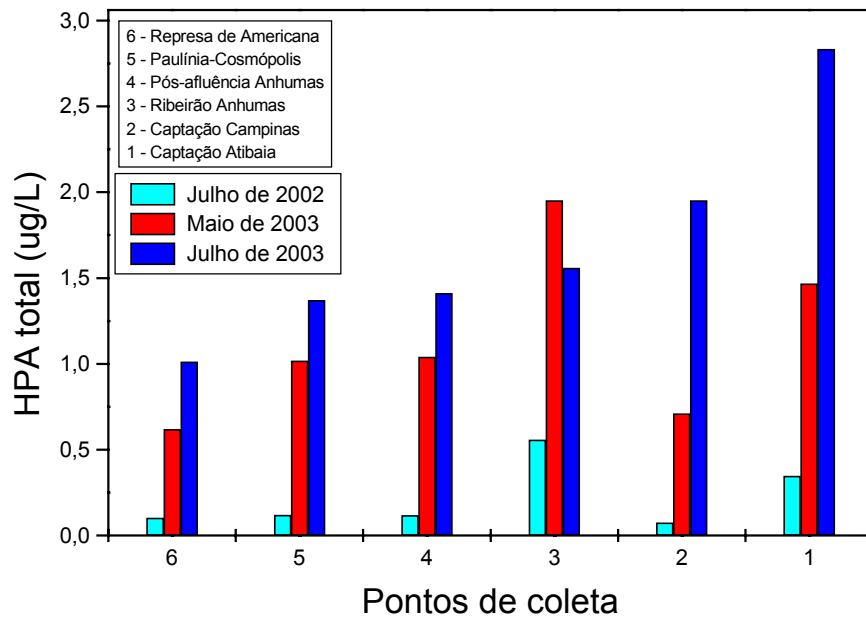


Figura 41: Concentrações de HPA total em águas coletadas ao longo do rio Atibaia.

9.4 Ribeirão Pinheiros e Lagoa Taquaral: HPA total em sedimentos e águas

A Figura 42 traz os resultados de HPA total em águas e sedimentos para a Lagoa Taquaral e o Ribeirão Pinheiros. Os valores de HPA total em água mostraram-se similares aos 6 pontos de amostragem já estabelecidos. Para sedimentos, as concentrações de HPA total mostraram-se próximas às faixas de

concentração dos pontos menos impactados da bacia. A Figura 42 traz também HPA total normalizado por carbono orgânico.

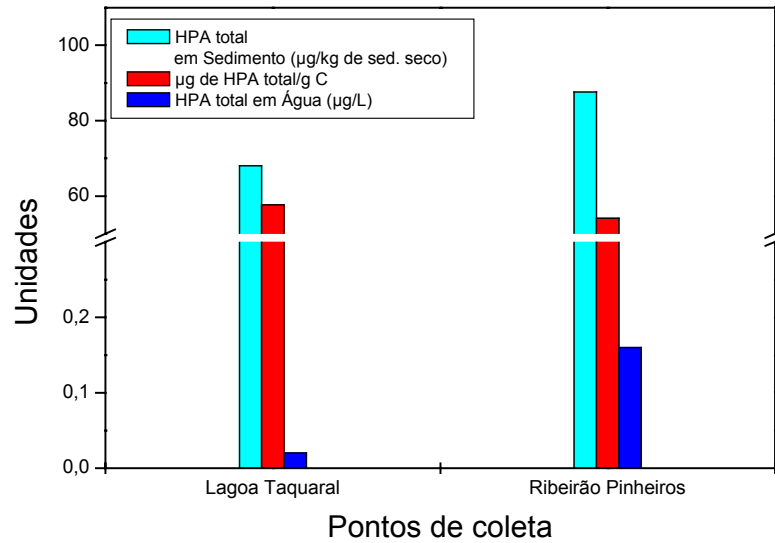


Figura 42: HPA total em sedimentos e águas coletadas na Lagoa Taquaral e no Ribeirão Pinheiros em julho de 2002, e HPA total em sedimentos normalizados por carbono orgânico.

9.5 Bacia do Rio Negro – Amazônia: HPA em sedimentos.

As Figuras 43, 44 e 45 trazem os resultados para HPA total em sedimentos da bacia do rio Negro na Amazônia. Os valores de HPA total encontram-se próximos aos menores valores de HPA total encontrados para a bacia do rio Atibaia.

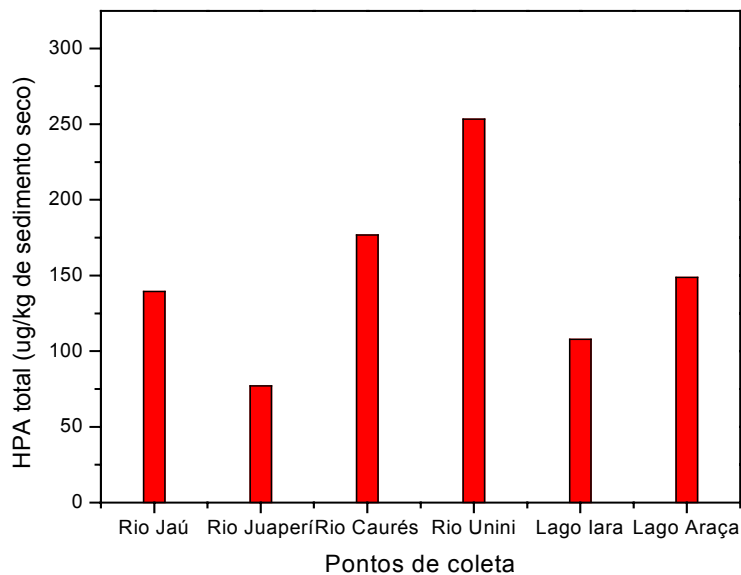


Figura 43: Concentração de HPA total em sedimentos coletados na bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.

Os valores de HPA normalizados para a bacia do rio Negro – Amazônia, Figura 44, apresentam-se próximos a $10 \mu\text{g HPA total g}^{-1}$ de carbono orgânico, caracterizando segundo Yunker *et alii* (2002) sedimentos de áreas remotas e acima do valor proposto pelos autores para sedimentos pré-revolução industrial, de $1 \mu\text{g HPA total g}^{-1}$ de carbono orgânico.

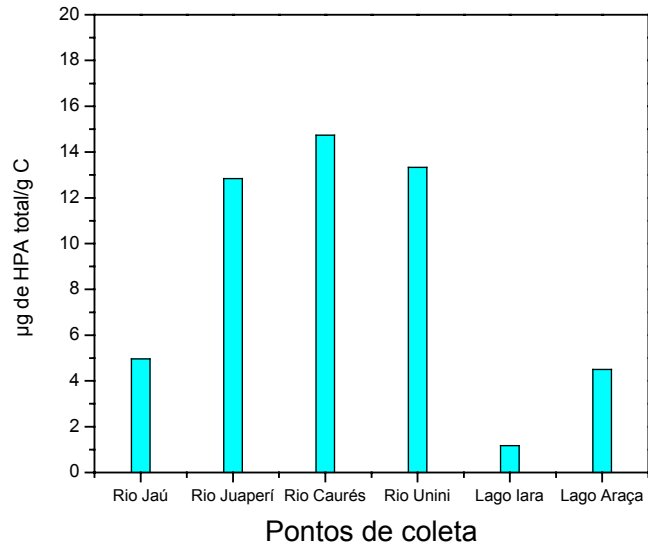


Figura 44: HPA total normalizado por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletadas na bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.

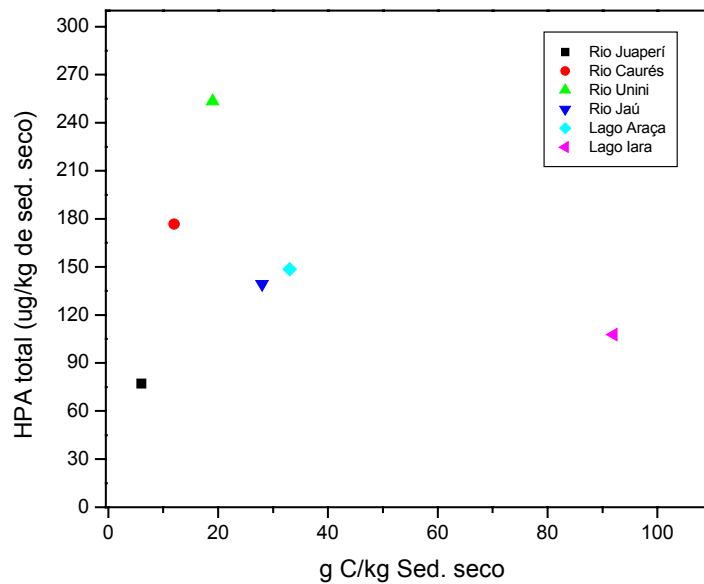


Figura 45: HPA total por carbono orgânico. Amostras de sedimentos coletados na bacia do rio Negro – Amazônia. Ano de 2003.

9.6 Uma avaliação da origem dos HPA

As concentrações de HPA individuais (16 HPA, Figura 46) permitem especular sobre possíveis fontes. A título de exemplo, as Figuras 47 e 48 trazem os resultados para os 16 HPA individuais estudados neste trabalho. Normalmente, as origens dos HPA são divididas em fontes pirogênicas e petrogênicas, sendo a estabilidade dos compostos a base deste estudo. Os HPA de fontes pirogênicas são gerados em processos de combustão a altas temperaturas, formando HPA de alta massa molecular (AMM, de 4 a 6 anéis). Os HPA provenientes de fontes petrogênicas são oriundos de derramamento de petróleo ou de combustão a baixas temperaturas, predominando os HPA de baixa massa molecular (BMM, 2 a 3 anéis). Os HPA podem ser gerados principalmente por 3 processos: (1) combustão da matéria orgânica; (2) derramamentos de petróleo; ou (3) processos diagenéticos (degradação da matéria orgânica) (Baumard *et alii.*, 1999; Silva, 2002). Fatores como composição química e temperatura afetam o rendimento e a distribuição dos HPA formados durante a combustão incompleta da matéria orgânica ou durante sua maturação térmica.

A formação dos HPA pode ocorrer numa ampla faixa de temperatura. Em baixas temperaturas, a distribuição dos compostos é governada pela estabilidade térmica formando os isômeros mais estáveis. Em temperaturas mais elevadas são gerados os HPA de maior entalpia de formação. O perfil dos hidrocarbonetos aromáticos pirogênicos é dominado por HPA não substituídos com massa molecular elevada. Já os HPA termodinamicamente formados, como aqueles obtidos durante a lenta maturação do petróleo, são dominados por compostos de baixa massa molecular com predominância de HPA alquilados (Baumard *et alii.*, 1999). Uma contaminação onde predominam HPA com 2 a 3 anéis sugere combustão incompleta de hidrocarbonetos fósseis e descarga de refinaria de petróleo como prováveis fontes. Nestes sítios é normal que HPA mais voláteis (2 e 3 anéis) sejam perdidos por evaporação e fotodecomposição, ou seja, HPA de BMM geralmente sofrem degradação mais severa do que

aqueles de alta massa molecular, comumente pirogênicas, através de processos físico-químicas ou microbiológicos (Simo *et alii.*, 1997).

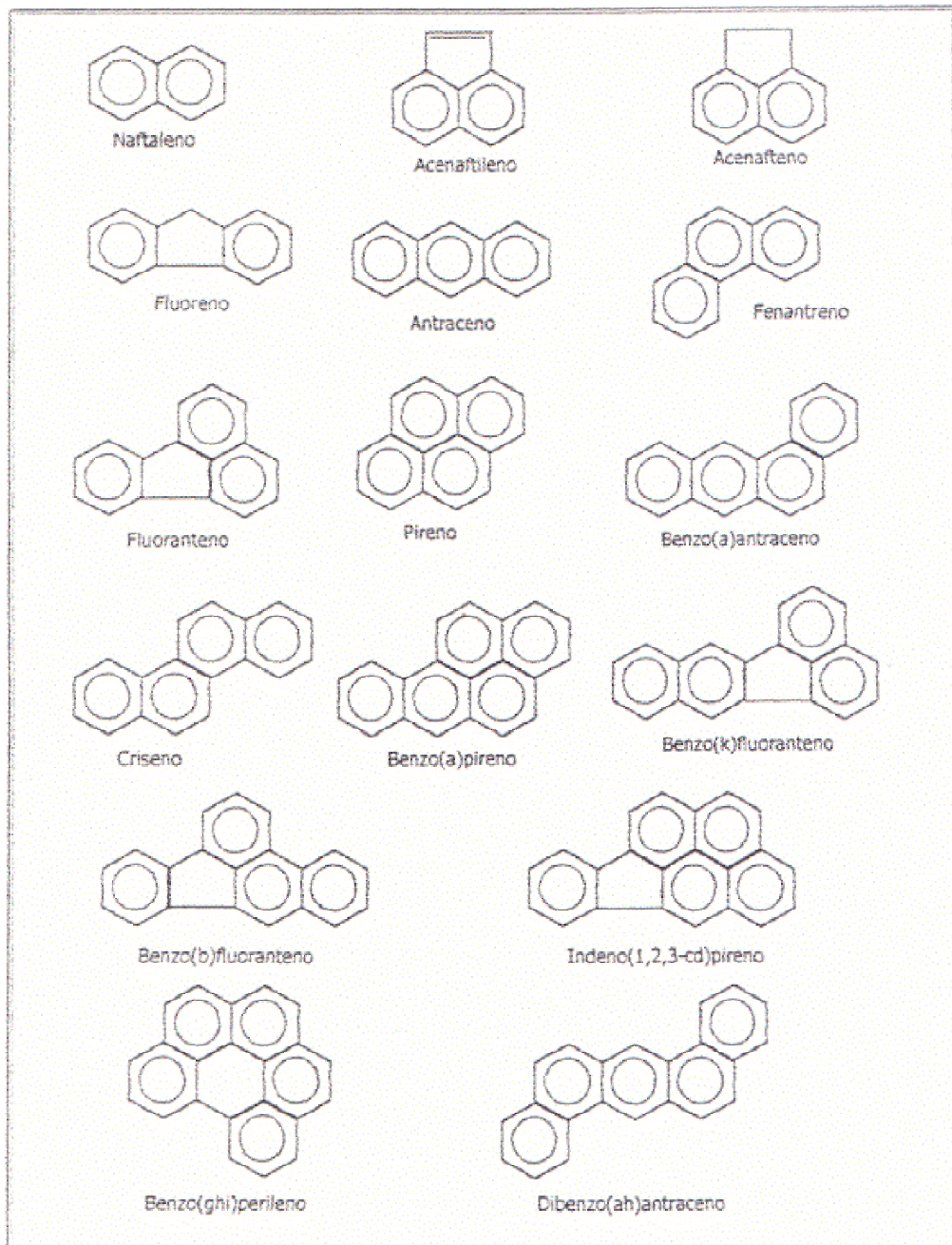


Figura 46: Estruturas dos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos.

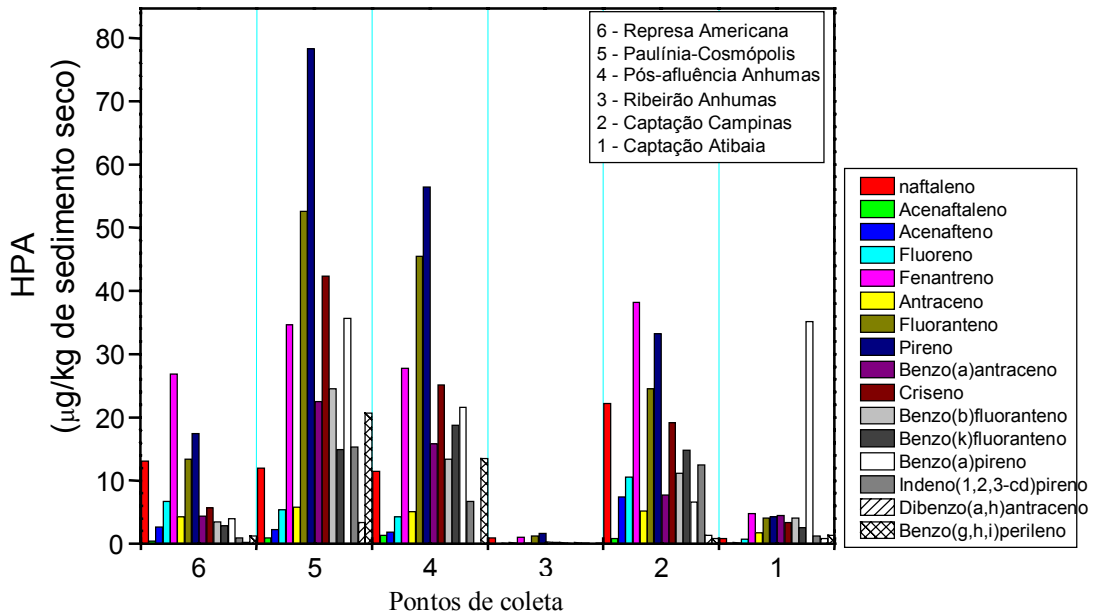


Figura 47: Concentração de HPA individual em sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia em novembro de 2001.

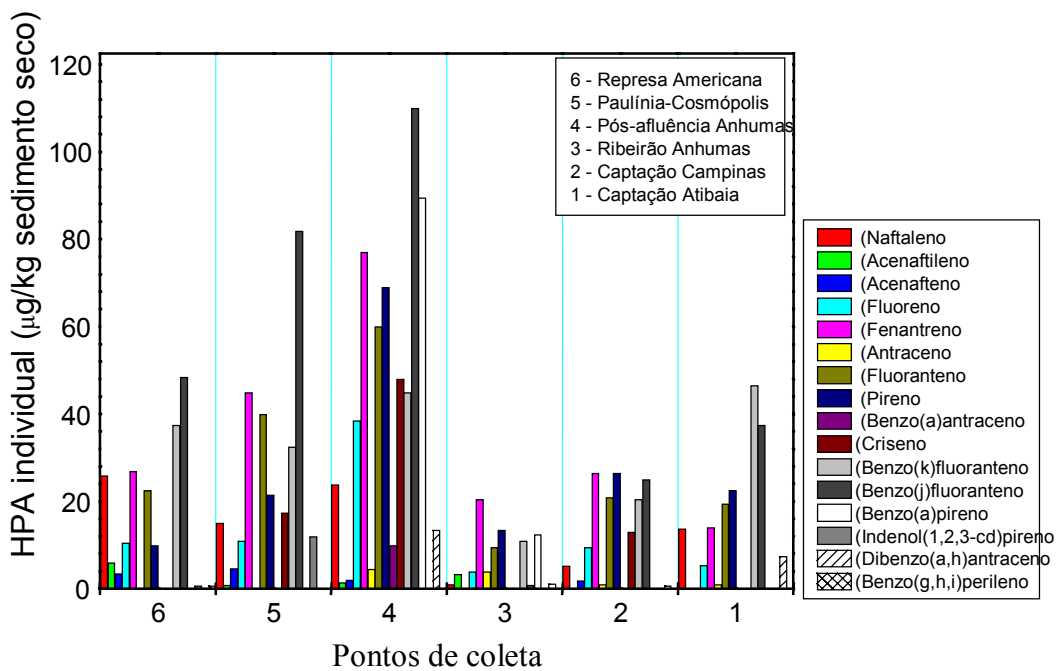


Figura 48: Concentração de HPA individual em sedimentos coletados ao longo do rio Atibaia em julho de 2002.

Com os dados de HPA para a bacia do rio Atibaia, foi feita uma avaliação para estabelecer qual tipo de HPA predomina na bacia, HPA de baixa massa molecular (BMM, HPA com 2 a 3 anéis: naftaleno, acenaftaleno, acenafteno, fluoreno, antraceno e fenantreno) ou de alta massa molecular (AMM: HPA com 4 a 6 anéis: fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno, benzo(b)fluoranteno, indeno(1,2,3-cd)pireno, benzo(ghi)perileno e dibenzo(ah)antraceno). As Tabelas 34, 35 e 36 trazem a distribuição de HPA em AMM e BMM na bacia do rio Atibaia e a Tabela 37, por sua vez, traz esta distribuição para os sedimentos da bacia do rio Negro – Amazônia, para efeito comparativo. Os resultados para a bacia do rio Atibaia, com destaque para os dados referentes ao ano de 2003, apontam para o predomínio de fontes pirogênicas atuando na bacia. Os dados da bacia do rio Negro - Amazônia também indicam para fontes pirogênicas, revelando possivelmente os efeitos das queimadas na região Amazônica. Todavia, esta análise deve ser considerada dentro do contexto que os HPA de AMM (pirogênicas) são mais estáveis à degradação biológica, menos voláteis e são mais hidrófobos que os BMM. Por estas características, os HPA de AMM tendem, de modo geral, a permanecerem mais tempo nos sedimentos, podendo distorcer as relações iniciais de HPA emitidas na bacia. O predomínio de HPA com 4 a 6 anéis aromáticos (AMM) é comumente encontrado em particulado atmosférico (Budzinski *et alii* 1997) e são introduzidos no ambiente aquático pela drenagem do solo ou pela disposição atmosférica seca ou úmida. Podem também se originar de efluentes urbanos e industriais. Este tipo de fonte, portanto, é ativa na bacia do rio Atibaia, pois através da combustão em alta temperatura nos motores à exaustão, os HPA podem ser liberados para a atmosfera e terem como destino os sedimentos do rio Atibaia. Na bacia do rio Negro – Amazônia, as queimadas exerceriam o papel de fontes de HPA de AMM. Um estudo de HPA em particulado atmosférico poderia constatar a presença destes HPA.

Tabela 34: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 a 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2001 na bacia do Rio Atibaia.

	HPA total ¹	HPA BMM	HPA AMM	%(HPA AMM/HPA total)
6	109,03	68,06	39,66	36,4
5	372,48	114,17	237,59	63,8
4	269,80	97,86	158,32	58,7
3	7,53	4,07	3,32	44,1
2	217,47	109,44	107,18	49,3
1	70,95	12,98	56,54	79,7
HPA total	1047,26	406,58	602,61	57,5

1. As concentrações de HPA estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Tabela 35: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 ou 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2002 na bacia do Rio Atibaia.

	HPA total ¹	HPA BMM	HPA AMM	%(HPA AMM/HPA total)
6	193,00	95,50	97,50	50,5
5	282,20	116,70	165,50	58,6
4	592,35	207,35	385,00	65
3	81,40	42,40	39,00	47,9
2	151,01	65,21	85,80	56,8
1	167,70	53,70	114,00	68
HPA total	1467,66	580,86	886,80	60,4

1- As concentrações de HPA estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Tabela 36: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 ou 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2003 na bacia do Rio Atibaia.

	HPA total ¹	HPA BMM	HPA AMM	%(HPA AMM/HPA total)
6	426,4	64,7	361,7	84,8
5	2303	72,6	2230,4	96,8
4	887,7	72,5	815,2	91,8
3	2869,7	176,5	2693,2	93,8
2	344,5	73,4	271,1	78,7
1	433,6	34,3	399,3	92,1
HPA total	7264,9	494	6770,9	93,2

1. As concentrações de HPA estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Tabela 37: Valores de HPA de baixa massa molecular (BMM – HPA com 2 ou 3 anéis) e HPA de alta massa molecular (AMM – HPA com 4, 5 ou 6 anéis) para os sedimentos coletados no ano de 2003 na bacia do Rio Negro – Amazônia.

	HPA total ¹	HPA BMM	HPA AMM	%(HPA AMM/HPA total)
Rio Jaú	139,4	18,5	120,8	86,6
Rio Juaperí	77,1	13,8	63,2	82,0
Rio Caurés	176,7	15,5	161,2	91,2
Rio Unini	253,3	15,3	238	94,0
Lago Iara	107,8	13,5	94,2	87,4
Lago Araça	148,6	24,3	124,3	83,5
HPA total	902,9	100,9	801,7	88,8

1. As concentrações de HPA estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Além da comparação dos HPA de AMM e BMM, outros métodos podem ser utilizados para caracterizar as fontes de HPA. Um dos mais comuns é o cálculo das razões entre isômeros. A razão dos isômeros antraceno (A) e fenantreno (F) e a razão fluoranteno (FI) e pireno (P) tem sido muito utilizada (Budzinski *et alii.* 1997; Soclo *et alii.*, 2000; Karakoç *et alii.*, 2002 e Yunker *et alii.* 2002). O petróleo geralmente contém mais fenantreno que antraceno, uma vez que o fenantreno é o isômero termodinamicamente mais estável (Soclo *et alii.*, 2000). Yunker *et alii.* (2002) propõe o uso da razão $A/(A+F)$. Quando esta razão for menor que 0,1 é um indicativo que a fonte é petrogênica e quando a razão for maior que 0,1 é um indicativo de fonte pirogênica. Observando a Figura 49, que traz a razão $A/(A+F)$ para sedimentos coletados no ano de 2001, vê-se que os valores destas razões estão deslocados para a região pirogênica, com exceção do ponto 3, ribeirão Anhumas. Nas Figuras 50 e 51, que traz esta razão para os sedimentos coletados nos anos de 2002 e 2003, respectivamente, ocorre um deslocamento para a região petrogênica, sedimento 2002, e depois um retorno para a região pirogênica.

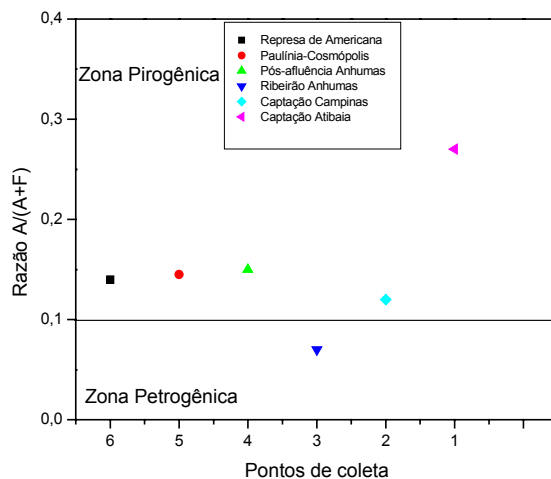


Figura 49: Relação Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2001.

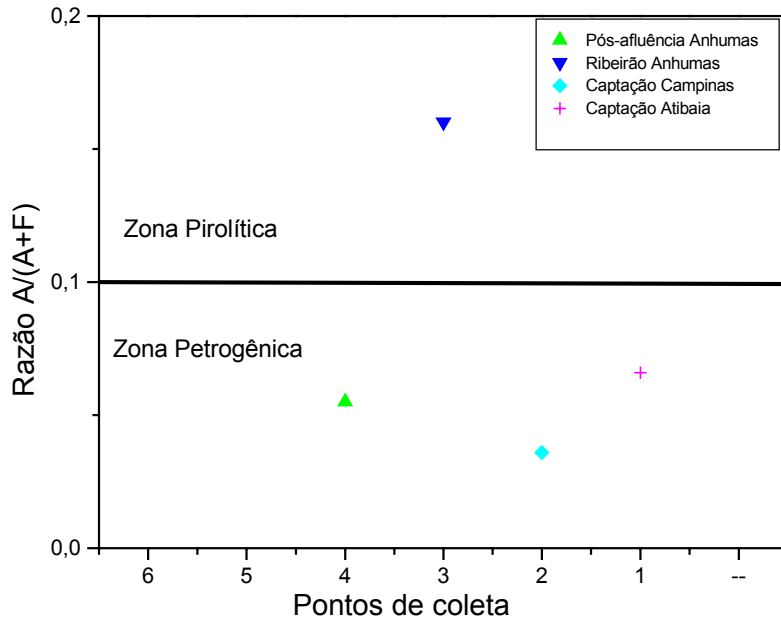


Figura 50: Relação Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) por HPA total em amostras sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2002.

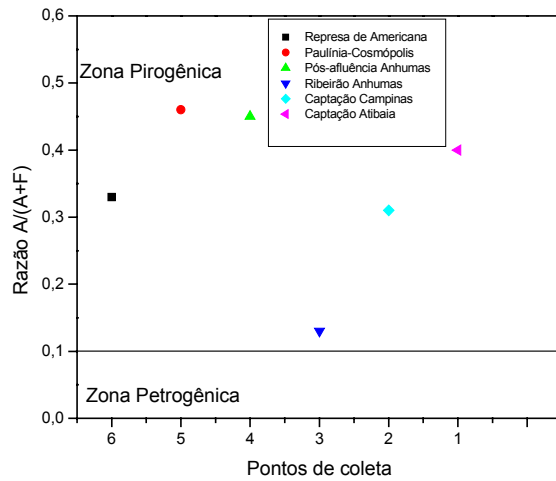


Figura 51: Relação Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2003.

Yunker *et alii* (2002) colocam que para a razão $A/(A+F)$ valores entre 0 e 0,25 são típicos de áreas remotas, locais levemente urbanizados, enquanto

valores na faixa de 0,05 a 0,48 são encontrados em áreas urbanas. Os dados das Figuras 49 a 51 apresentam um cenário onde a bacia do rio Atibaia encontra-se num limite entre estas áreas, com os dados de 2003 apontando para um nível de HPA típico de áreas urbanas. No caso da bacia do rio Negro – Amazônia, os dados (ver Tabela 47) trazem 4 pontos, dos 6 amostrados, onde esta razão assume valor zero, sendo assim um indicativo de área remota e pouco urbanizada.

Outra relação de isômeros que pode ser utilizada é a relação entre fluoranteno e pireno. O fluoranteno é um isômero menos estável que o pireno e deve predominar em ambientes contaminados por fontes pirogênicas. Yunker *et alii* (2002) trabalham com a razão $FI/(FI+P)$, sendo que valores abaixo de 0,5 indicam fontes petrogênicas e acima de 0,5, indicam fontes pirogênicas. As Figuras 52, 53 e 54 mostram que ocorre uma distribuição entre fontes pirogênicas e petrogênicas. Quando se aplica esta razão para os dados da bacia do rio Negro – Amazônia (Figura 55), constata-se um predomínio de fontes pirogênicas.

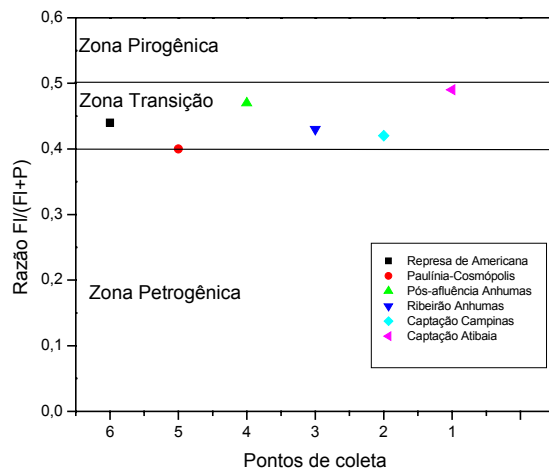


Figura 52: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2001.

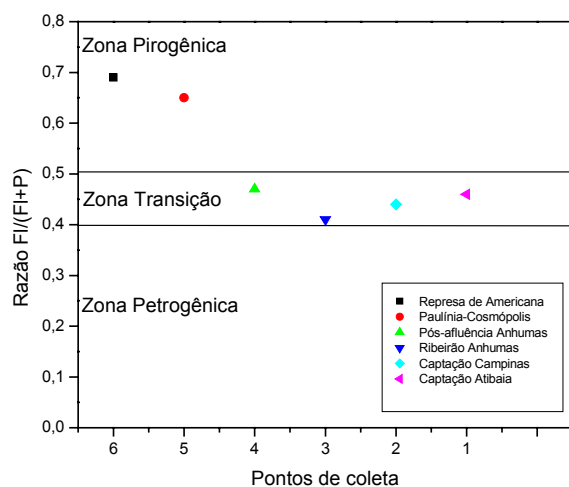


Figura 53: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2002.

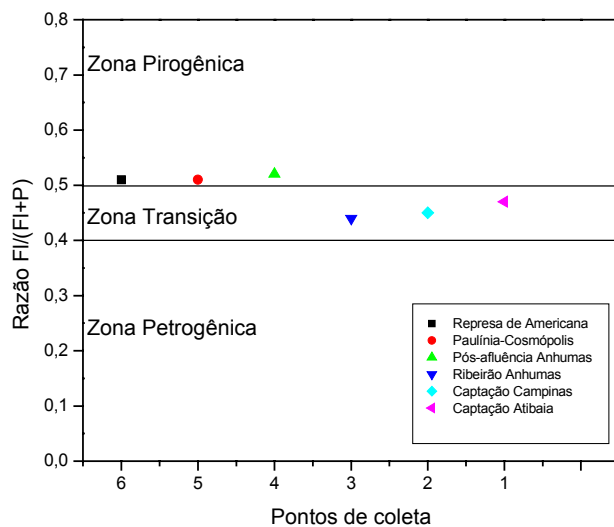


Figura 54: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2003.

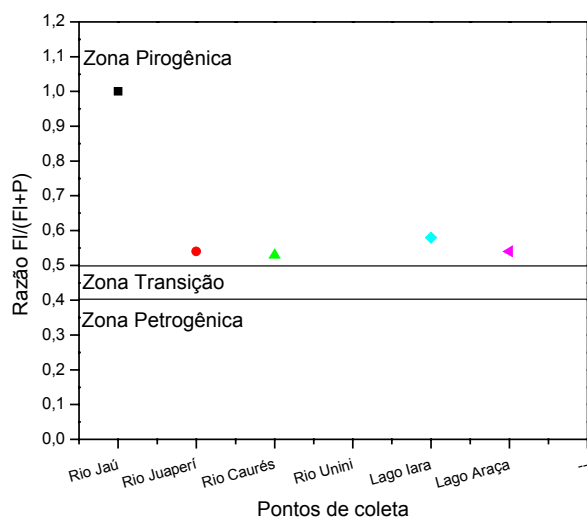


Figura 55: Relação Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) por HPA total para amostras de sedimentos coletadas na bacia do rio Negro – Amazônia no ano de 2003.

Yunker *et alii* (2002) ressaltam também que no uso da razão FI/(FI+P) o valor de 0,4 parece indicar melhor a fronteira entre fontes pirogênicas e petrogênicas, colocam ainda que valores na faixa de 0,4 a 0,5 são indicativos de fontes pirogênicas pela queima de combustíveis líquidos (emissão veicular e óleo cru), sendo que valores desta razão acima de 0,5 indicam para fontes pirolíticas oriundas da queima de pastagem, madeira ou carvão. Neste contexto, os resultados apresentados nas Figuras 52, 53 e 54, para a bacia do rio Atibaia, se distribuem na faixa 0,4 a 0,5, indicando, portanto, como fonte preponderante a queima de combustíveis líquidos. Para a bacia do rio Negro –Amazônia, os dados mostrados na Figura 55 apontam para fontes provenientes da queima de madeira, pastagem e carvão.

Outro indicador de possíveis fontes é o benzo(a)pireno (B(a)P), pois este composto praticamente não existe no petróleo. As Figuras 56, 57 e 58 mostram os valores de B(a)P. Uma análise dos resultados para os anos de 2001, 2002 e 2003 aponta uma tendência de fontes pirogênicas atuando na bacia do rio Atibaia.

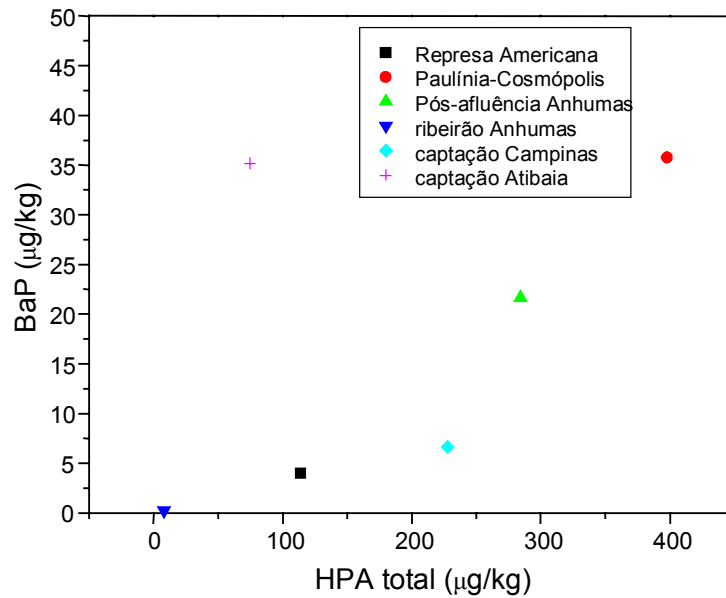


Figura 56: Relação Benzo(a)pireno por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2001.

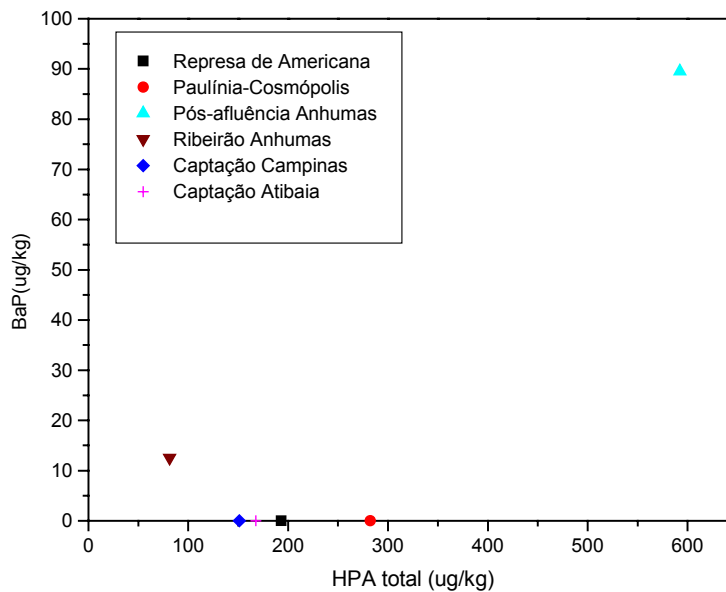


Figura 57: Relação Benzo(a)pireno por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2002.

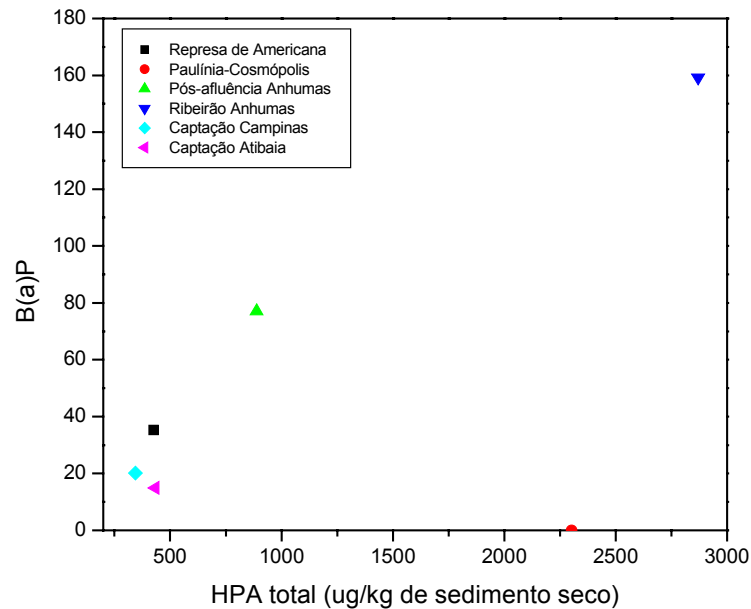


Figura 58: Relação Benzo(a)pireno por HPA total em amostras de sedimentos coletadas ao longo do rio Atibaia no ano de 2003.

As ferramentas utilizadas para avaliar as fontes de HPA em sedimentos revelaram o predomínio, ou ao menos a existência, de fontes pirogênicas, tanto na bacia do rio Atibaia como na bacia do rio Negro – Amazônia.

9.7 Uma avaliação ecotoxicológica dos HPA na bacia do rio Atibaia

A base para o estudo da ecotoxicologia dos HPA é a mesma utilizada na contextualização ecotoxicológica do BPC: TEL e PEL para HPA em sedimentos, incorporando também as Toxicidade Crônica (CCC) e Aguda (CMC) para HPA em águas. As Tabelas 38 e 39 trazem um resumo dos critérios de toxicidade utilizados para HPA. As Tabelas 40 a 47 trazem, por sua vez, uma comparação dos valores individuais e totais de HPA em águas e sedimentos com os critérios de toxicidade. Uma análise dos resultados mostra que os limites do TEL foram violados em alguns casos, fato que não foi observado para o limite PEL,

indicando para uma bacia hidrográfica relativamente pouca impactada em seus sedimentos.

Para a matriz água, os valores disponíveis de toxicidade crônica e aguda para HPA são poucos. Os resultados obtidos mostraram-se todos abaixo dos valores de toxicidade crônica (CCC). Quando se leva em conta a Resolução CONAMA 20/86, que traz um valor-limite apenas para o benzo(a)pireno, em todas as campanhas feitas ocorreram a violação deste limite para praticamente todos os pontos. Aqui cabe ressaltar que a legislação da EPA para HPA em água não traz valores de toxicidade para o benzo(a)pireno, cabendo deste modo um questionamento do valor-limite estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86.

Tabela 38: Resumo da legislação para HPA em sedimento utilizada neste relatório.

Legislação: Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).	Critérios	
HPA	TEL Valores abaixo do qual não são normalmente observados efeitos adversos sobre organismos aquáticos. $\mu\text{g kg}^{-1}$	PEL Valores para os quais normalmente aparecem efeitos adversos sobre a vida aquática. $\mu\text{g kg}^{-1}$
Naftaleno	34,6	391
Acenaftaleno	5,87	128
Acenafteno	6,71	88,9
Fluoreno	21,2	144
Fenantreno	41,9	515
Antraceno	46,9	245
Fluoranteno	111	2355
Pireno	53	875
Benzo(a)antraceno	31,7	385
Criseno	57,1	862
Benzo(b)fluoranteno		
Benzo(k)fluoranteno		
Benzo(a)pireno	31,9	782
Indeno(1,2,3-cd)pireno		
Dibenzo(a,h)antraceno	6,22	135
Benzo(g,h,i)perileno		
HPA total		
Segundo Screening Quick Reference Table - National Oceanic Assessment Association (NOAA) – 1999	TEL	UET (representa a concentração acima do qual impacto biológico adverso sempre será esperado).
	264,05	12000

Tabela 39: Resumo da legislação para HPA em água utilizada neste relatório.

Legislação: Screening Quick Reference Table - National Oceanic Assessment Association (NOAA) – 1999	Critérios		Legislação CONAMA 20/86
HPA	CCC – Critério de Concentração Crônica ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CCA – Critério de Concentração Aguda ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Teores máximos (mg L^{-1})
Naftaleno	620	2300	
Acenaftaleno			
Acenafteno	520	1700	
Fluoreno			
Fenantreno	6,3	30	
Antraceno			
Fluoranteno		3980	
Pireno			
Benzo(a)antraceno			
Criseno			
Benzo(b)fluoranteno			
Benzo(k)fluoranteno			
Benzo(a)pireno			0,00001 (classe 1, 2 e 3)
Indeno(1,2,3-cd)pireno			
Dibenzo(a,h)antraceno			
Benzo(g,h,i)perileno			
HPA total		300	

Tabela 40: Concentrações de HPA individual em sedimentos do Rio Atibaia. Coletas realizadas em novembro de 2001¹.

	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteño	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
TEL(μgkg^{-1}) ²	34,6	5,87	6,71	21,2	41,9	46,9	111	53	31,7	57,1	-	-	31,9	-	6,22	-	-
PEL(μgkg^{-1})	391	128	88,9	144	515	245	2355	875	385	862	-	-	782	-	135	-	-
TEL UET	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	264,05
Represa de Americana ³	13,2	0,5	2,7	6,8	26,9	4,4	13,5	17,5	4,5	5,7	3,6	2,9	4	1	0,4	1,3	109
Paulínia-Cosmópolis	12,1	1	2,3	5,5	34,7	5,9	52,7	78,4	22,5	42,4	24,7	15	35,8	15,4	3,4	20,7	372,5
Pós-afluência Anhumas	11,5	1,4	2	4,4	27,9	5,2	45,6	56,5	15,9	25,2	13,5	18,8	21,6	6,8	nd	13,6	269,8
Ribeirão Anhumas	1,1	nd	0,1	0,3	1,2	0,1	1,3	1,7	0,5	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2	nd	0,1	7,5
Captação Campinas	22,2	1	7,5	10,6	38,3	5,3	24,6	33,3	7,8	19,3	11,2	14,9	6,7	12,6	1,4	0,9	217,5
Captação Atibaia	0,9	0,1	0,3	0,8	4,9	1,8	4,2	4,3	4,6	3,4	4,2	2,7	35,2	1,3	0,9	1,4	71
Total HPA	61	4,1	14,8	28,4	133,8	22,6	141,9	191,8	55,8	96,4	57,5	54,3	103,5	37,3	6,1	38,1	

1. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$ de sedimento seco e o limite de quantificação para sedimento é de $2,5 \mu\text{g kg}^{-1}$.

2. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

3. Pontos de coleta: 1.captação Atibaia; 2.captação Campinas; 3. Ribeirão Anhumas; 4.Pós-afluência Anhumas; 5. Paulínia-Cosmópolis; 6. Represa de Americana.

Tabela 41: Concentrações de HPA individual em sedimentos do Rio Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2002¹.

Local	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
TEL(μgkg^{-1}) ²	34,6	5,87	6,71	21,2	41,9	46,9	111	53	31,7	57,1	-	-	31,9	-	6,22	-	-
PEL(μgkg^{-1})	391	128	88,9	144	515	245	2355	875	385	862	-	-	782	-	135	-	-
TEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	264,0
UET	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
																	12000
Represa de Americana ³	26	6	3,5	10,5	27	nd	22,5	10	nd	nd	37,5	48,5	nd	0,8	nd	0,8	193
Paulínia-Cosmópolis	15	1	4,7	11	45	nd	40	21,5	nd	17,5	32,5	82	nd	12	nd	nd	282,2
Pós-afluência Anhumas	23,9	1,5	2	38,5	77	4,5	60	69	10	48	45	110	nd	13,5	nd	nd	592,4
Ribeirão Anhumas	1,1	3,4	nd	4	20,5	4	9,5	13,5	nd	nd	11	0,85	12,5	nd	1,2	nd	81,4
Captação Campinas	5,4	nd	1,9	9,5	26,5	1	21	26,5	nd	13	20,5	25	nd	nd	0,8	nd	151
Captação Atibaia	13,7	nd	nd	5,5	14	1	19,5	22,5	nd	nd	46,5	37,5	nd	nd	7,5	nd	167,7
Total HPA	85	11,8	12,1	79	210	10,5	172,5	163	10	78,5	193	303,9	102	12,8	23	0,8	1467,7

1. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$ de sedimento seco e o limite de quantificação para sedimento é de $2,5 \mu\text{g kg}^{-1}$.

2. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

3. Pontos de coleta: 1.captação Atibaia; 2.captação Campinas; 3. Ribeirão Anhumas; 4.Pós-afluência Anhumas; 5. Paulínia-Cosmópolis; 6. Represa de Americana.

Tabela 42: Concentrações de HPA individual em sedimentos do Ro Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2003¹.

Local	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
TEL(μgkg^{-1}) ²	34,6	5,87	6,71	21,2	41,9	46,9	111	53	31,7	57,1	-	-	31,9	-	6,22	-	-
PEL(μgkg^{-1})	391	128	88,9	144	515	245	2355	875	385	862	-	-	782	-	135	-	-
TEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	264,0
UET	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
																	12000
Represa de Americana ³	10,9	2,8	4,5	11,2	23,5	11,9	32,2	30,2	29,4	31,0	40,6	55,2	35,3	75,0	nd	32,8	426,4
Paulínia-Cosmópolis	10,5	nd	4,4	15,7	22,6	19,5	146,2	142,3	176,9	115,7	nd	332,6	nd	750,0	266,7	300,0	2303,0
Pós-afluência Anhumas	13,8	8,3	2,8	14,5	18,0	15,2	78,1	73,1	80,9	65,6	72,3	131,0	77,0	151,3	nd	85,9	887,7
Ribeirão Anhumas	19,6	nd	nd	19,2	119,1	18,6	130,0	165,1	139,8	133,5	226,7	295,1	159,2	700,0	350,0	393,8	2869,7
Captação Campinas	12,1	nd	nd	12,9	33,2	15,2	23,9	29,4	22,1	20,2	nd	35,1	20,2	nd	58,3	61,9	344,5
Captação Atibaia	7,0	nd	nd	7,5	11,8	8,1	13,3	14,8	15,0	16,3	25,8	34,8	14,9	207,0	nd	57,5	433,6
Total HPA	73,7	11,0	11,6	80,8	228,2	88,5	423,8	454,9	464,2	382,2	365,4	883,8	306,6	1883,3	675,0	931,9	7264,8

1. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$ de sedimento seco e o limite de quantificação para sedimento é de $2,5 \mu\text{g kg}^{-1}$.

2. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

3. Pontos de coleta: 1.captação Atibaia; 2.captação Campinas; 3. Ribeirão Anhumas; 4.Pós-afluência Anhumas; 5. Paulínia-Cosmópolis; 6. Represa de Americana.

Tabela 43: Concentrações de HPA individual em águas do Rio Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2002¹.

Local	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
CCC(μgkg^{-1})² CMC(μgkg^{-1})	620 2300	- -	520 1700	- -	6,3 30	- -	- 3980	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Represa de Americana ³	0,02	0,04	nd	nd	0,01	0,01	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,03	nd	nd	nd	0,10
Paulínia-Cosmópolis	nd	nd	0,01	nd	0,01	nd	nd	nd	nd	nd	0,07	nd	0,03	nd	nd	nd	0,12
Pós-afluência Anhumas	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,01	nd	nd	nd	0,12
Ribeirão Anhumas	0,17	0,05	0,07	0,07	0,12	0,02	0,01	0,02	nd	nd	nd	nd	0,04	nd	0,01	nd	0,56
Captação Campinas	0,01	0,02	nd	0,01	0,01	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,03	nd	nd	nd	0,07
Captação Atibaia	nd	nd	nd	nd	0,01	nd	0,01	nd	nd	nd	0,04	0,24	0,04	nd	nd	nd	0,35
Total HPA	0,23	0,11	0,08	0,09	0,17	0,03	0,02	0,03	nd	nd	0,15	0,24	0,18	nd	0,01	nd	--

1. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g L}^{-1}$ e o limite de quantificação é de $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$.

2. Screening Quick Reference Table for Organics, NOAA (1999).

3. Pontos de coleta: 1.captação Atibaia; 2.captação Campinas; 3. Ribeirão Anhumas; 4.Pós-afluência Anhumas; 5. Paulínia-Cosmópolis; 6. Represa de Americana

Tabela 44: Concentrações de HPA individual em águas do Rio Atibaia. Coletadas realizadas em maio de 2003¹.

Local	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
CCC(μgkg^{-1})² CMC(μgkg^{-1})	620 2300	- -	520 1700	- -	6,3 30	- -	- 3980	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Represa de Americana ³	0,05	nd	nd	0,11	0,06	0,14	0,15	0,17	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,62
Paulínia-Cosmópolis	0,04	nd	nd	0,11	0,07	0,14	0,14	0,120	0,21	0,20	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,02
Pós-afluência Anhumas	0,04	nd	nd	0,11	0,06	0,14	nd	0,13	0,22	0,18	nd	nd	nd	0,04	0,12	0,01	1,04
Ribeirão Anhumas	0,11	nd	nd	0,11	0,09	0,14	0,15	0,13	0,32	0,22	nd	0,23	0,19	0,15	0,11	nd	1,95
Captação Campinas	0,04	nd	nd	0,11	0,06	nd	0,14	0,12	0,25	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,71
Captação Atibaia	0,04	0,08	0,02	0,10	0,07	0,14	0,14	0,12	0,22	0,19	nd	0,20	0,17	nd	nd	nd	1,47
Total HPA	0,31	0,08	0,02	0,65	0,40	0,70	0,72	0,74	1,20	0,77	nd	0,43	0,36	0,19	0,23	0,01	6,81

1. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g L}^{-1}$ e o limite de quantificação é de $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$.

2. Screening Quick Reference Table for Organics, NOAA (1999).

3. Pontos de coleta: 1.captação Atibaia; 2.captação Campinas; 3. Ribeirão Anhumas; 4.Pós-afluência Anhumas; 5. Paulínia-Cosmópolis; 6. Represa de Americana

Tabela 45: Concentrações de HPA individual em águas do Rio Atibaia. Coletadas realizadas em julho de 2003¹.

Local	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
CCC(μgkg^{-1})² CMC(μgkg^{-1})	620 2300	- -	520 1700	- -	6,3 30	- -	- 3980	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Represa de Americana ³	0,03	nd	nd	0,11	0,06	nd	0,14	0,12	nd	0,19	nd	0,20	0,17	nd	nd	nd	1,01
Paulínia-Cosmópolis	0,04	nd	nd	0,11	0,06	0,14	0,14	0,12	0,22	0,18	nd	0,20	0,17	nd	nd	nd	1,37
Pós-afluência Anhumas	0,04	nd	nd	0,11	0,07	0,14	0,14	0,12	nd	0,21	0,22	nd	0,19	0,15	0,02	0,01	1,41
Ribeirão Anhumas	0,08	nd	nd	0,11	0,06	0,15	0,14	0,12	0,23	0,19	nd	0,23	0,19	0,03	0,01	0,02	1,56
Captação Campinas	0,06	nd	nd	0,11	0,07	0,15	0,15	0,13	0,29	0,22	0,25	0,26	0,23	0,02	0,01	0,01	1,95
Captação Atibaia	0,06	nd	nd	0,13	0,13	0,19	0,24	nd	0,49	0,39	0,37	0,44	0,35	nd	nd	0,05	2,84
Total HPA	0,30	nd	nd	0,66	0,45	0,77	0,95	0,61	1,23	1,38	0,83	1,34	1,30	0,21	0,04	0,09	10,14

1. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g L}^{-1}$ e o limite de quantificação é de $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$.

2. Screening Quick Reference Table for Organics, NOAA (1999).

3. Pontos de coleta: 1.captação Atibaia; 2.captação Campinas; 3. Ribeirão Anhumas; 4.Pós-afluência Anhumas; 5. Paulínia-Cosmópolis; 6. Represa de Americana

Tabela 46: Concentrações de HPA individual. Lagoa Taquaral e Ribeirão Pinheiros coletados em julho de 2002.

Local	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
TEL(μgkg^{-1}) ¹	34,6	5,87	6,71	21,2	41,9	46,9	111	53	31,7	57,1	-	-	31,9	-	6,22	-	-
PEL(μgkg^{-1})	391	128	88,9	144	515	245	2355	875	385	862	-	-	782	-	135	-	-
TEL ($\mu\text{g/g}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	264,05
UET ($\mu\text{g/g}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12000
CCC ($\mu\text{g L}^{-1}$) ²	620	-	520	-	6,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CMC($\mu\text{g L}^{-1}$)	2300	-	1700	-	30	-	3980	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Taquaral Água ³	0,01	nd	nd	nd	0,01	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,02
Taquaral Sedimento ⁴	nd	nd	nd	nd	4	nd	11,5	2,8	2,5	3,0	42,0	2,3	nd	nd	nd	nd	68,1
Pinheiros Água	0,06	nd	0,01	0,01	0,02	nd	nd	nd	0,02	0,02	nd	nd	0,02	nd	nd	nd	0,16
Pinheiros Sedimento	6,5	0,7	0,9	5,0	nd	nd	8,0	5,5	6,0	8,0	25,0	18,5	nd	1,8	nd	1,8	87,6

1. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

2. Screening Quick Reference Table for Organics. NOAA (1999).

3. Limite de quantificação para água é de $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$.

4. Limite de quantificação para sedimento de $2,5 \mu\text{g kg}^{-1}$.

Tabela 47: Concentrações de HPA individual em sedimentos da bacia do Rio Negro, 2003¹.

Local	Naftaleno	Acenaftaleno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	HPA total
TEL(μgkg^{-1}) ²	34,6	5,87	6,71	21,2	41,9	46,9	111	53	31,7	57,1	-	-	31,9	-	6,22	-	-
PEL(μgkg^{-1})	391	128	88,9	144	515	245	2355	875	385	862	-	-	782	-	135	-	-
TEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	264,0
UET	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
																	12000
Rio Jaú ³	6,9	0,4	0,6	6,1	4,8	nd	7,3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	95,63	3,75	14,06	139,39
Rio Juaperí	3,4	nd	nd	6,9	3,6	nd	7,0	5,9	nd	nd	nd	nd	nd	39,38	0,00	10,94	77,05
Rio Caurés	5,4	nd	0,4	5,5	4,2	nd	8,2	7,1	nd	nd	nd	17,2	nd	80,75	5,28	42,75	176,70
Rio Unini	7,3	nd	nd	nd	nd	8,0	nd	nd	nd	nd	nd	15,7	nd	150,00	6,67	65,63	253,29
Lago Iara	3,5	0,2	0,4	5,6	3,9	nd	10,3	7,3	10,9	nd	nd	15,4	10,3	13,75	9,17	8,25	107,78
Lago Araça	4,8	nd	0,5	6,1	5,8	7,1	8,0	6,7	nd	nd	nd	16,5	nd	68,06	4,44	20,63	148,57
Total HPA	31,1	0,6	1,8	30,2	22,3	15,1	40,8	26,9	10,9	8,9	nd	64,8	10,3	447,56	29,31	162,25	902,78

1. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g kg}^{-1}$ de sedimento seco e o limite de quantificação para sedimento é de $2,5 \mu\text{g kg}^{-1}$.

2. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

3. Pontos de coleta na bacia do rio Negro - Amazônia

10 Conclusões e Perspectivas Futuras

Este trabalho mostrou a presença marcante do esgoto doméstico *in natura* como grande estressor da bacia do Rio Atibaia, apesar da grande densidade industrial presente na região de Campinas/Paulínia, revelando a necessidade urgente de investimentos em estações de tratamento de esgoto, principalmente na sub-bacia do Ribeirão Anhumas, que representa o esgoto doméstico *in natura* de uma população aproximada de 300 mil hab. da cidade de Campinas. Foram detectados também níveis de concentração de NH_3 considerados tóxicos para a vida aquática, mostrando outro aspecto ambiental do esgoto doméstico, além da demanda de OD. O trabalho estimou as cargas de NH_3 presente na bacia através da aplicação do CMTD, e as comparou com as cargas estimadas via critérios de qualidade, estabelecendo assim, em bases mais sólidas, a capacidade de suporte da bacia do Rio Atibaia, subsidiando ações de planejamento ambiental, aí inclusas o licenciamento de atividades emissoras de NH_3 . Quanto ao COD, mostrou-se a presença de fontes difusas atuando na bacia, cabendo esclarecer melhor estas origens, além de abranger a matéria orgânica como um todo e não apenas em termos clássicos de demanda de OD. Este trabalho também propôs um índice de qualidade para proteção das comunidades aquáticas (IQA_{PVA}), de aplicação fácil que minimiza efeito eclipse e pode ser utilizado para acompanhar a evolução da presença do esgoto doméstico sobre a bacia do rio Atibaia. Finalmente, foram levantados dados inéditos sobre BPC e HPA para sedimentos e águas do Rio Atibaia, mostrando que a bacia do Rio Atibaia apresenta-se numa situação que começa a romper os limites estabelecidos nos critérios de toxicidade ambiental.

Quanto aos aspectos de gestão ambiental, este trabalho colabora ao dar subsídios para os tomadores de decisão na bacia do Rio Atibaia. Pois permite, de modo efetivo, colocar o planejamento ambiental numa base mais sólida de decisão ao considerar carga de poluentes, custo de tratamento da água e distribuição de cotas de poluentes. Por meio da aplicação do conceito de CMTD é possível equacionar carga de poluente e capacidade de suporte, orientando a alocação e realocação de investimentos na bacia do Rio Atibaia.

Perspectivas futuras

Em termos de continuidade deste trabalho, pode-se aprimorar as etapas do CMTD, seja num levantamento e avaliação mais aprofundados das fontes de COD e NH₃ presentes na bacia, seja na elaboração de modelos hidrodinâmicos que dêem conta da relação carga emitida e carga efetiva que aporta num corpo aquático. Ainda dentro do CMTD, cabe elaborar práticas de controle das fontes, sejam pontuais ou difusas, incorporando os conceitos de uso e ocupação do solo, manejo de fontes difusas, etc. Quanto a COD, cabe um estudo que ultrapasse o aspecto ambiental de demanda de OD, buscando compreender o papel da matéria orgânica nos ambientes lacustres e nos sistemas de abastecimento de água. Para a NH₃, deve-se estabelecer um estudo de sua ecotoxicologia no Rio Atibaia, considerando melhor as características físico-químicas, as espécies nativas, enfim, a realidade ecológica deste recurso hídrico. Para BPC pode-se realizar um estudo dos congêneres específicos e para HPA pode-se realizar uma caracterização das fontes existentes na bacia, incluindo aí um estudo de HPA na atmosfera. E finalmente, consubstanciar um modelo de gestão ambiental para o Rio Atibaia baseado no trinômio: capacidade de suporte, cotas de poluentes e realocação de investimentos.

11 Referências

- Almeida, F. V. (2003). Bases técnico-científicas para o desenvolvimento de critérios de qualidade de sedimentos referentes aos compostos orgânicos persistentes. *Tese de doutorado*. Instituto de Química. UNICAMP. Campinas. São Paulo.
- American Public Health Association (APHA). Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater. 17th ed. Washington, 1992.
- Bastiaan P. R., Schlog A. K. S. B., Arrenius A. E, Junior, W. C. S., Filho, J. V. C., Justo, M. D. M., Sinnisgalli, P. e Gonçalves, J. C. (2003). Tratamento de esgoto e seu efeito no custo agregado de tratamento de água: uma abordagem quantitativa. Projeto Água. NEA. Instituto de Economia. Unicamp. Campinas.SP.
- Baumard, P.; Budzinsky, H.; Garrigues, P.; Dizer, H. e Hansen, P. D. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations. *Mar. Environ. Res.*, **47**, 17-47.
- Bordalo, A. A.; Nilsumranchit, W. e Chalermwat, K. (2001). Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand), *Water Res.*, **35** (15), 3635-3642.
- Brion, N.; Billen, G.; (2000). Wastewater as a Source of Nitrifying Bacteria in River Systems: The case of The river Seine Downstream from Paris. *Wat. Res.*, **34**(12), 3213-3221.
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A. e Tozer, R. G. (1970). A water quality index: do we dare?, *Water and Sewage Works*, **117**(10), 339-343.
- Burdick, G.E.; Lipschuetz, M.; (1948). Toxicity of ferro and ferricyanide solutions to fish. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **78**.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2001). Canadian sediment quality guideline for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CETESB. (1997). Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo. Séries Relatórios. São Paulo.
- CETESB (2000,a). Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Projeto Watershed Management 2000 – Brasil/Canadá. (2000). CETESB, São Paulo.

- CETESB. (2000,b). Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo. Séries Relatórios. São Paulo.
- CETESB. (2001). Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo. Séries Relatórios. São Paulo.
- CETESB. (2002). Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo. Séries Relatórios. São Paulo.
- Connolly, J. P.; Zahakos, H. A.; Benaman, J.; Ziegler, C. K., Rhea, J.R.; Russel, K.; (2000). A Model of PCB Fate in the Upper Hudson River; *Environ. Sci. Technol.*, **34**(19), 4076-4087.
- Cooper, A. B.; (1984). Activities of benthic nitrifiers in streams and their role in oxygen consumption, *Microbiol. Ecol.*, **10**.
- Eatherall, A.; Warwick, M. S. e Tolchard, S. (2000). Identifying sources of dissolved organic carbon on the River Swale, Yorkshire, *Sci. Total Environ.*, **251/252**, 173-190.
- EPA. (1999, a). 1999 Update of ambient Water Quality Criteria for Ammonia, 822-R-99-014. Environment Protection Agency. USA.
- EPA. (1999, b). Unites State Environmental Protection Agency. Protocol for Developing Nutrient TMDLs, EPA 841-B-99-007.
- EPA. (2000). Unites State Environmental Protection Agency. Ambient Water Quality Criteria Recommendations: Rivers and Streams in Nutrient Ecoregion I, 822-B-01-012.Environment Protection Agency. USA.
- EPA. (2002). Unites State Environmental Protection Agency. Draft Strategy for Water Quality Standards and Criteria, EPA 823-R-02-001.
- Evangelho, M. R.; Gonçalves, M.M.M.; Sant'Anna Jr. G.L.; Villas-Bôas, R.C.; (2001). A trickling filter application for the treatment of a gold milling effluent. *Int. J. Miner. Process.*, **62**(1-4), 279-292.
- Faria, L. C. e Pasquini, C. (1991). Flow-injection determination of inorganic forms of nitrogen by gas diffusion and conductimetry, *Anal. Chim. Acta*, **245**, 183-190.
- Fernandez, P.; Vilanova, R. M., Grimalt, J. O.; (1999). Sediment Fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in European High Altitude Mountain Lakes. *Environ. Sci. Technol.*, **33**(21), 3716-3722.

- Flores, J. C. (2002). Comments to the use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía river. *Water Res.*, **36**, 4664-4666.
- Gelda, R. K.; Brooks, C. M., Effler, S. W.; Auer, M. T.; (2000). Interannual variations in nitrifications in a hypereutrophic urban lake: occurrences and implications. *Wat. Res.* **34**(4), 1107-1118.
- Gijzen, H.J.; Bernal, L. E.; Ferrer, H.; (1999). Cyanide toxicity and cyanide degradation in anaerobic wastewater treatment. *Wat. Res.*, **34**(9)
- Harner, T.; Mackay, D; Jones, K.C.; (1995). Measurement of Octanol-Air Partition Coefficients for Chlorobenzenes, PCBs, and DDT. *Environ. Sci. Technol.*, **29**(6), 1599-1606.
- House, M. A. e Ellis, J. B. (1987). The development of water quality indices for operational management, *Water Sci. Technol.* **19**, 145-154.
- Hurse, T. J.; Connor, M. A.; (1999). Nitrogen removal from wastewater treatment lagoons. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(6), 191-198.
- Imai, A.; Fukushima, T.; Matsushige, K.; Kim, Y. e Choi, K. (2002). Characterization of dissolved organic matter in effluents from wastewater treatment plants, *Water Res.*, **36**, 859-870.
- ISO 9000 (2000). Associação Brasileira de Normas Técnicas. Gerenciamento da Qualidade, normas ABNT.
- Jingsheng, C.; Xuemin, G.; Dawei, H.; Xinghui, X.; (2000). Nitrogen contamination in the Yangtze river system, China. *Journal of Hazardous Materials*, A73.
- Juanico, M.; Ronen, D. e Shelef, G. (1990). The use of non-conservative parameter to trace wastewater effluents in water bodies, *Water Res.*, **24**(10), 1245-1250.
- Karakoç, F. T; Tolun, L.; Henkelmann, B.; Klimm, C.; Okay, O. e Schramm, K. (2002). Polycyclic aromatic hydrocarbons (HPA) and polychlorinated biphenyls (PCB) distributions in the Bay of Marmara sea: Izmit Bay, *Environ. Pollut.*, **119**, 383-397.
- Landwehr J. M; Deininger R. A. (1976). A comparison of several water quality indexes. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **48**, 954-958.
- Lead, W. A .; Steinnes, E.; Bacon, J. R.; Jones, K. C.; (1997). Polychlorinated biphenyls in UK and Norwegian soils: spatial and temporal trends. *Sci. Total Environ.*, **193**(3), 229-236.

- Lindel, M.J.; Granéli, W. e Tranvik, L.J. (1995) "Enhanced bacterial growth in response to photochemical transformation of dissolved organic matter". *Limnol. Oceanogr.* 40(1) 195 – 199.
- Liu, W.; Wu, H.; Wang, Z.; Ong, S. L.; Hu, J. Y. e Ng, W. J. (2002). Investigation of assimilable organic carbon (AOC) and bacterial regrowth in drinking water distribution system, *Water Res.*, **36**, 891-898.
- Lohmann, R.; Northcott, G. L.; Jones, K. C.; (2000). Assessing the Contribution of Diffuse Domestic Burning as a Source of PCDD/Fs, PCBs, and PAHs to the U.K. Atmosphere. *Environ. Sci. Technol.*, **34**(14), 2892-2899.
- Ma, H.; Allen, H. E. e Yin, Y. (2000). Characterization of Isolated Fractions of Dissolved Organic Matter from Natural Waters and a Wastewater Effluent, *Water Res.*, **35** (4). 985-996.
- Martinis, B. S.; (1997). Caracterização química e biológica das partículas respiráveis (PM₁₀) do material particulado atmosférico coletado em um sítio urbana da cidade de São Paulo. Tese de doutorado, USP, SP.
- Mastral, A. M. e Callén, M.S. (2000). A Review on Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Emissions from Energy Generation, *Environ. Sci. Technol.*, **34**(15), 30-51-3057.
- Ministério do Meio Ambiente (1995). Gerenciamento de Bacias Hidrográficas. Brasília. DF.
- Niemeijer, D. (2002). Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example, *Environmental Science & Policy.* , **5**, 91-103.
- Nishijima, W.; Fahmi; Mukaidani, T. e Okada, M. (2003). DOC removal by multi-stage ozonation-biological treatment, *Water Res.* , **37**, 150-154.
- NOAA. (1999). National Oceanic Atmospheric Administration. Screening quick Reference Tables – SquiRTs.. USA.
- Novotny, V. (1996). *Integr. Water Qual. Manag.*, **33**(4,5), 1-7.
- Owens N. J. P.; (1986). Estuarine nitrification: a naturally occurring fluidized bed reaction? *East. Coast. Shelf. Sci.*, **2**.
- Paez-Osuna, F.; Bojórquez-Leyva, H. e Green-Ruiz, C. (1998). Total carbohydrates: organic carbon in lagoon sediments as indicator of organic effluents from agriculture and sugar-cane industry. *Environ. Pollut.*, **102**, 321-326.

- Palupi K., Sumengen S., Inswiasri S., Augustina L., Nunik S. A., Sunarya W. e Quaisyn A. (1995). River water quality study in the vicinity of Jakarta. *Water Sci. Technol.* **39**, 17-25.
- Penteado, J. C. P. e Vaz, J. M. (2001). O legado das bifenilas policloradas (PCB), *Quim. Nova*, **24**(3), 390-398.
- Pesce, S. e Wunderlin, D. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquía river. *Water Res.*, **34**(11), 2915-2926.
- Planos da bacia PCJ – 2000/2003. Capturado em fevereiro de 2003. *On Line*. Disponível em www.comitepcj.org.br.
- Polkowska, Z.; Górecki, T. e Namiesnik, J. (2002). Quality of roof runoff water from na urban region (Gdansk, Poland), *Chemosphere*, **49**, 1275-1283.
- Prati, L.; Pavanello, R. e Pesarin, F. (1971). Assessment of Surface Water Quality by a Single Index of Pollution, *Water Res.*, **5**, 741-751.
- Regan, J. M.; Harrington, G. W.; Baribeau, H.; De Leon, R. e Noguera, D. N. (2003). Diversity of nitrifying bacteria in full-scale chloraminated distribution systems, *Water Res.*, **37**, 197-205.
- Relatório Zero, (2000). Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí. Comitê das Bacias Hídricas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí – CB PCJ.
- REPLAN (2002). 2º Balanço Ambiental da Refinaria de Paulínia. Paulínia, SP.
- Schwert, D. P.; White J. P.; (1974). Method for *in situ* measurement of nitrification in a stream. *Appl. Microbiol.* **28**, 1082-1083.
- Silva, S. M. T. (2002). Avaliação da contaminação por HPA individuais e totais em sedimentos do mesolitoral na Baía de Todos os Santos. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal da Bahia. Salvador. BA.
- Simo, R.; Grimalti, J. O. e Albaiges, J. (1997). Loss of unburned-fuel hydrocarbons from combustion aerosols during atmospheric transport. *Environ. Sci. Technol.*; **31**(9), 2697-2700.
- Smith, D. G. (1990). A better water quality indexing system for river and streams, *Water Res* , **24**:10, 1237-1244.
- Soclo, H. H.; Garrigues, P. e Ewald, M. (2000). Origin of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar. Pollut. Bull.*, **40**(5), 387-396.

- Stambuk-Giljanovic, N. (1999). Water quality evaluation by index in Dalmatia, *Water Res.*, **33** (16), 3423-3440.
- Strotmann, U.J. e Windecker, G. (1997). Kinetics of ammonium removal with suspended and immobilized nitrifying bacteria in different reactor systems, *Chemosphere*, **35**.
- Stumm, W. e Morgan, J. (1996). Aquatic Chemistry. 3rd edition. A Wiley-Interscience Publication NY. USA.
- Sweetman, A. J.; Jones, K. C.; (2000). Declining PCB Concentrations in the U.K Atmosphere: Evidence and Possible Causes. *Environ. Sci. Technol.*, **34**(5), 863-869.
- Tong, S. T. Y. e Chen, W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water Quality, *J. Environ. Manage.*, **66**(4), 377-393.
- Yunker, M. B.; Macdonald, R. W.; Vingarzan, R.; Mitchell, R.H.; Goyette, D. e Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem.*, **33**, 489-515.
- Walski, T. M. e Parker, F. L. (1974). Consumers water quality index, *J. Environ. Eng. Div.* , **100**, 593-611
- Watershed Management 2000 – Brasil/Canadá. (2000). CETESB, São Paulo.

Anexo 1: Íntegra da Resolução nº.13 de 19 de março 1999 da SMA do Estado de São Paulo

**DIÁRIO OFICIAL DO ESTADO
GOVERNADOR MARIO COVAS**

Palácio dos Bandeirantes . Av. Morumbi, 4.500 - Morumbi - CEP 05698-900

Fone: 845-3344 - São Paulo

São Paulo, Terça-feira, 23 de Março de 1999 - Seção 1 - pág. 33
Meio Ambiente

Resolução SMA 13, de 19-3-99

O Secretário do Meio Ambiente, no uso de suas atribuições e considerando que, conforme disposto nos artigos 4.º e 5.º. da lei Estadual 9.509/97, que dispõe sobre a política Estadual do meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, a Política Estadual do Meio Ambiente visará promover o desenvolvimento sustentável em todo o território estadual; no que se refere ao desenvolvimento econômico e demográfico da Região de Campinas figura como a segunda região do Estado, com destaque para o setor industrial; o município de Paulínia, integrante desta Região, apresentou forte impulso em sua industrialização, a partir da instalação das indústrias químicas e de fertilizantes, refinarias e distribuidoras de derivados de petróleo (combustíveis e GLP); a região de Paulínia, apesar de já sediar um parque industrial significativo, apresenta um elevado potencial de atração, sendo objeto de procura para a instalação de novas unidades; a recente inauguração do Gasoduto Brasil-Bolívia, apresenta-se como potencial atrativo para a instalação de usinas termelétricas e de outros empreendimentos; as solicitações para obtenção de licenças vem provocando preocupação de sociedade local quanto à qualidade ambiental da região; há necessidade do estabelecimento de estratégia específica para a gestão ambiental da região, tanto no que se refere às indústrias já instaladas, como para aquelas que vierem a se instalar; e a Secretaria do Meio Ambiente e a CETESB - Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, reúnem condições para propor novas técnicas de preservação ambiental, em entendimento com os poderes públicos e sociedade local; resolve:

Artigo 1.º - Criar um Grupo de Trabalho com o objetivo de identificar a capacidade de suporte dos recursos naturais, permitindo auxiliar na tomada de decisão relativa ao licenciamento e controle das atividades poluidoras na região de influência do município de Paulínia, assim como realizar estudos, estabelecer os entendimentos necessários com os interlocutores da área produtiva, poderes locais e comunidade, em processo integrado de planejamento ambiental.

Artigo 2.º - Caberá a este Grupo de Trabalho, elaborar diagnóstico da região quanto aos aspectos do meio físico e sócio-econômico; adotar modelos matemáticos para ar e água, visando a simulação de cenários futuros, e estabelecer a capacidade de suporte do meio.

Parágrafo Único - Ao longo dos trabalhos, será definida uma nova estratégia para o licenciamento das atividades industriais nesta região e para a readequação das fontes industriais já existentes.

Artigo 3.º - O Grupo de Trabalho contará com suporte das áreas técnicas da Secretaria do Meio Ambiente e da CETESB - Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, para o desenvolvimento destas atividades.

Parágrafo Único - Serão viabilizadas parcerias com entidades técnicas e de pesquisa, sempre que o desenvolvimento do trabalho assim exigir, e incentivadas gestões junto a outras instituições, para a realização de um trabalho integrado no Estado.

Artigo 4.º - Durante a realização dos trabalhos, o Grupo organizará reuniões e encontros com os segmentos envolvidos, de forma a mantê-los atualizados quanto ao seu progresso e receber contribuições para o seu desenvolvimento.

Artigo 5.º - O Grupo de Trabalho contará com a seguinte composição:

Coordenação Geral: Stela Goldenstein - Secretária Adjunta - RG 4.414.615;

Ana Cristina Pasini Costa - SMA/CPRN - RG 10.737.413-4; Célia Regina Buono

Palis Poeta - CETESB - RG 4.454.104; Claudio Darwin Alonso - CETESB - RG

3.380.330-4; Elzira Dea Alves Barbour - CETESB - RG 732.811/BA; Luiz Eduardo

de Souza Leão - CETESB - 5.469.245; Pedro José Stech - CPRN - RG 6.527.732;

Rosa Maria de Oliveira Machado Mancini - CPLA - RG 10.787.545

Parágrafo Único - Serão constituídas equipes de execução, compostas por técnicos especializados indicados pela Coordenação Geral, que desenvolverão atividades conforme plano de trabalho estabelecido em Termo de Referência.

(o art. 5º foi alterado pela Res. SMA 09/00 – abaixo)

Artigo 6.º - Caberá ao grupo de Coordenação elaborar relatórios parciais acerca do andamento dos trabalhos.

Artigo 7.º - Os processos de licenciamento ambiental para novos empreendimentos serão conduzidos em paralelo ao desenvolvimento do projeto aqui proposto, desde que os empreendimentos, individualmente, atendam aos aspectos técnicos e legais vigentes, estando a concessão da licença vinculada à assinatura de um Termo de Compromisso a ser firmado entre a Secretaria do Meio Ambiente e o empreendedor, com o objetivo de garantir o processo de adequações tecnológicas e a melhor inserção de alterações no projeto em curso.

Artigo 8.º - O prazo para realização deste trabalho é de trinta meses.

Artigo 9.º - Essa Resolução entra em vigor a partir da data de sua publicação.

RICARDO TRIPOLI

Secretário de Estado do Meio Ambiente

Publicado no Diário Oficial do Estado em 23 de Março de 1999 - Seção 1 - pág. 33

RESOLUÇÃO SMA n.º 09 DE 9 DE MAIO DE 2.000

O Secretário de Estado do Meio Ambiente, no uso de suas atribuições legais

RESOLVE:

Artigo 1º - O artigo 5º da Resolução SMA n.º 13, de 19 de março de 1.999, passa a vigorar com a seguinte redação:

“ Artigo 5º - A Coordenação Geral, sob responsabilidade do Secretário Adjunto, contará com a participação de uma equipe multidisciplinar, composta por técnicos lotados na Secretaria de Estado do Meio Ambiente e na CETESB - Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.”

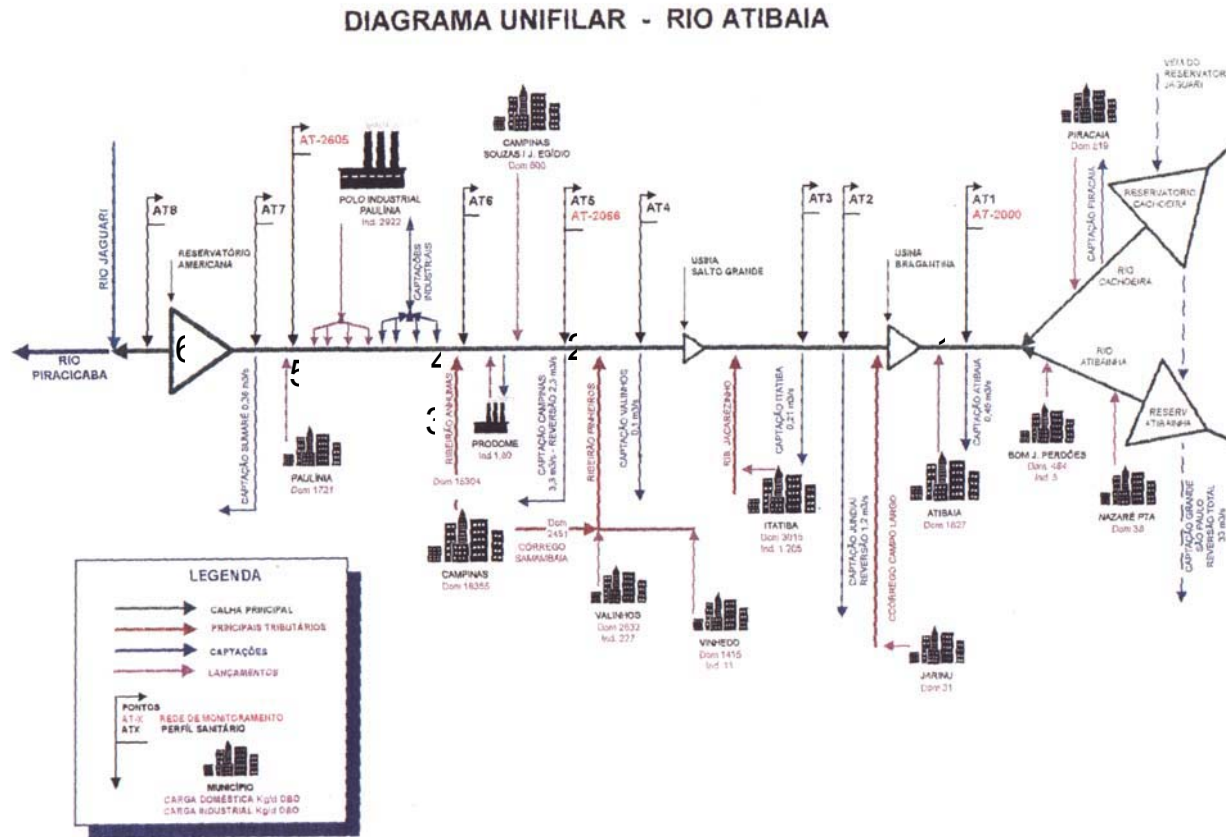
Artigo 2º - Esta Resolução entrará em vigor na data de sua publicação.

RICARDO TRIPOLI

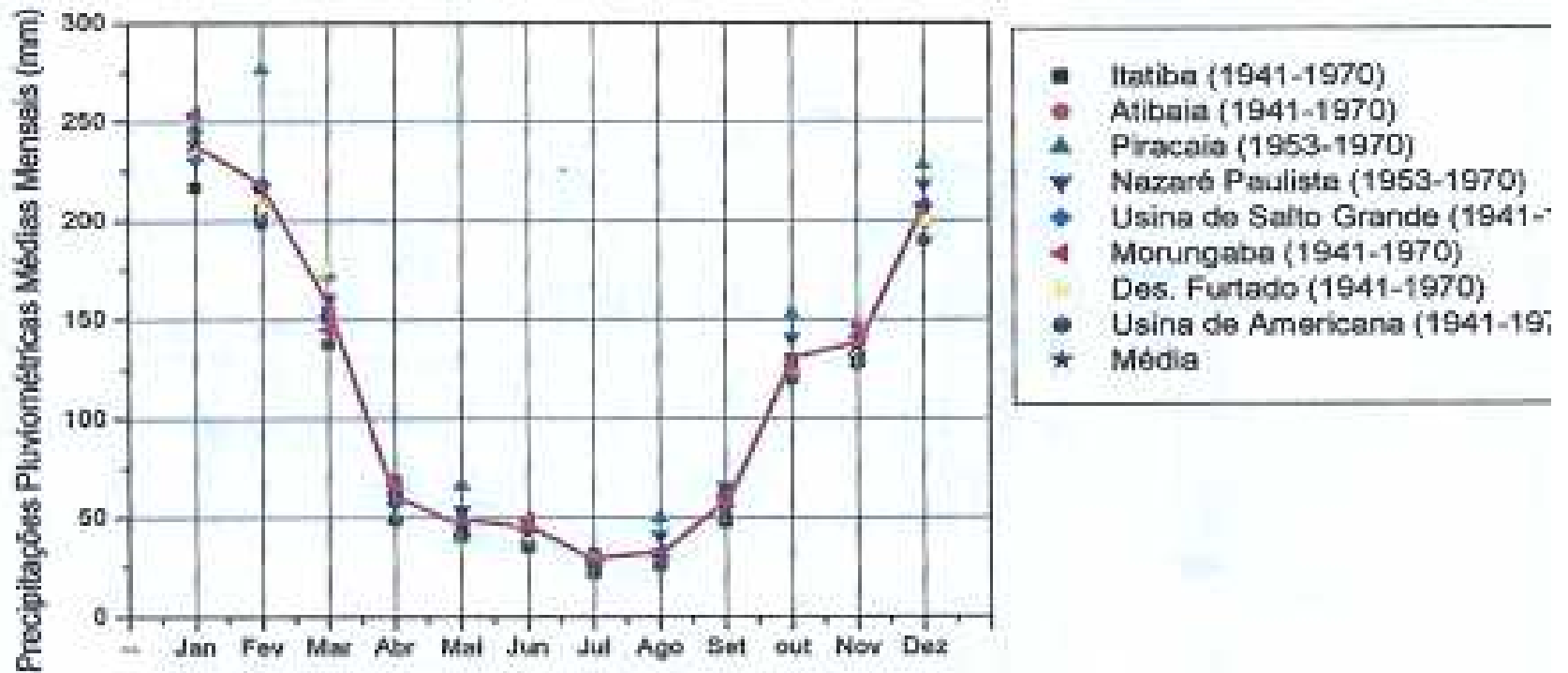
Secretário de Estado do Meio Ambiente

Publicado no Diário Oficial do Estado em 10 de maio de 2.000

Anexo 2: Pontos de Coleta ao Longo do Rio Atibaia (Fonte: Cetesb, 2000).

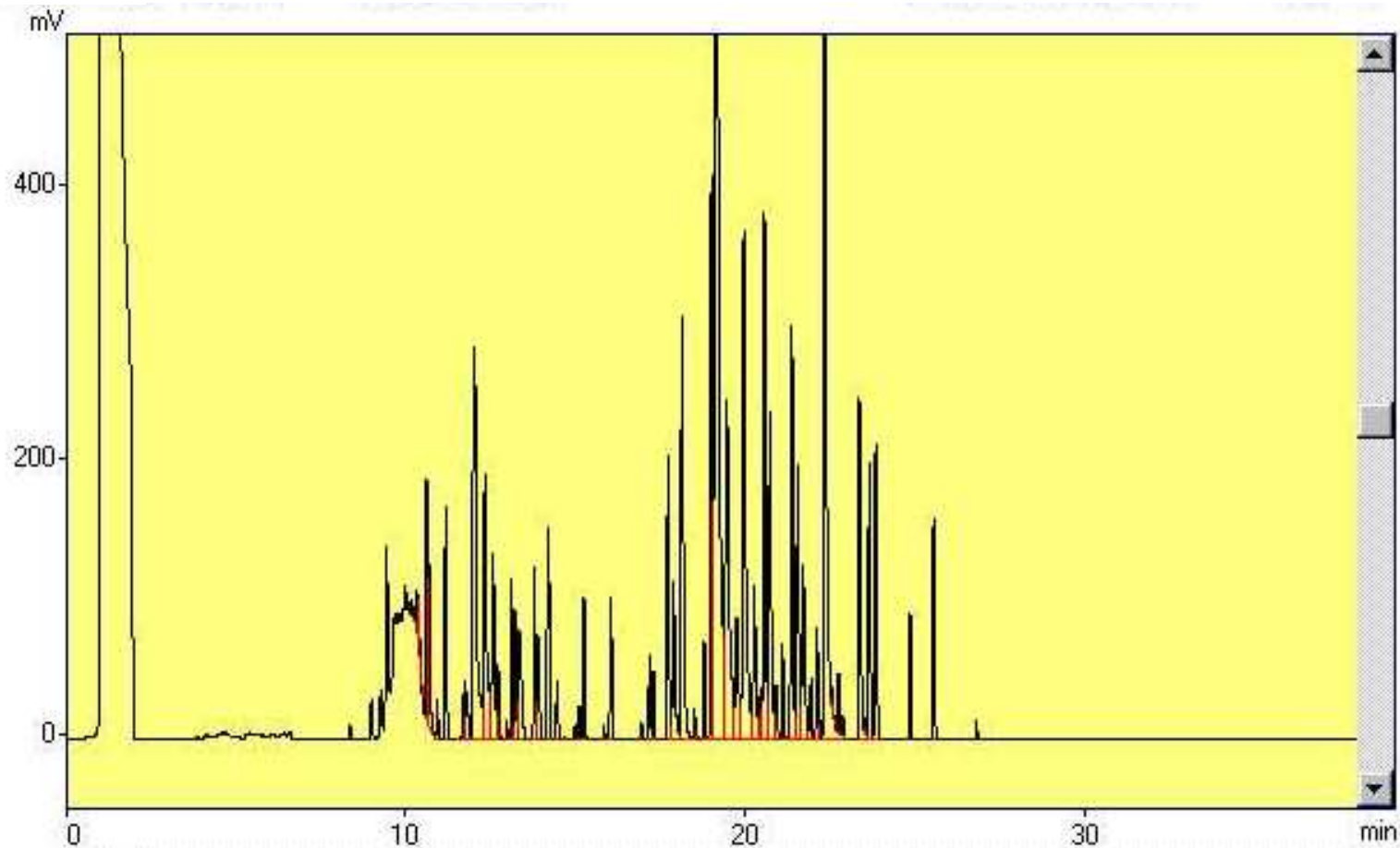


Anexo 3: Sazonalidade das precipitações mensais na bacia do Rio Atibaia.



Fonte: Projeto Watershed Management 2000, Brasil/Canadá, (2000). CETESB.

Anexo 4: BPC



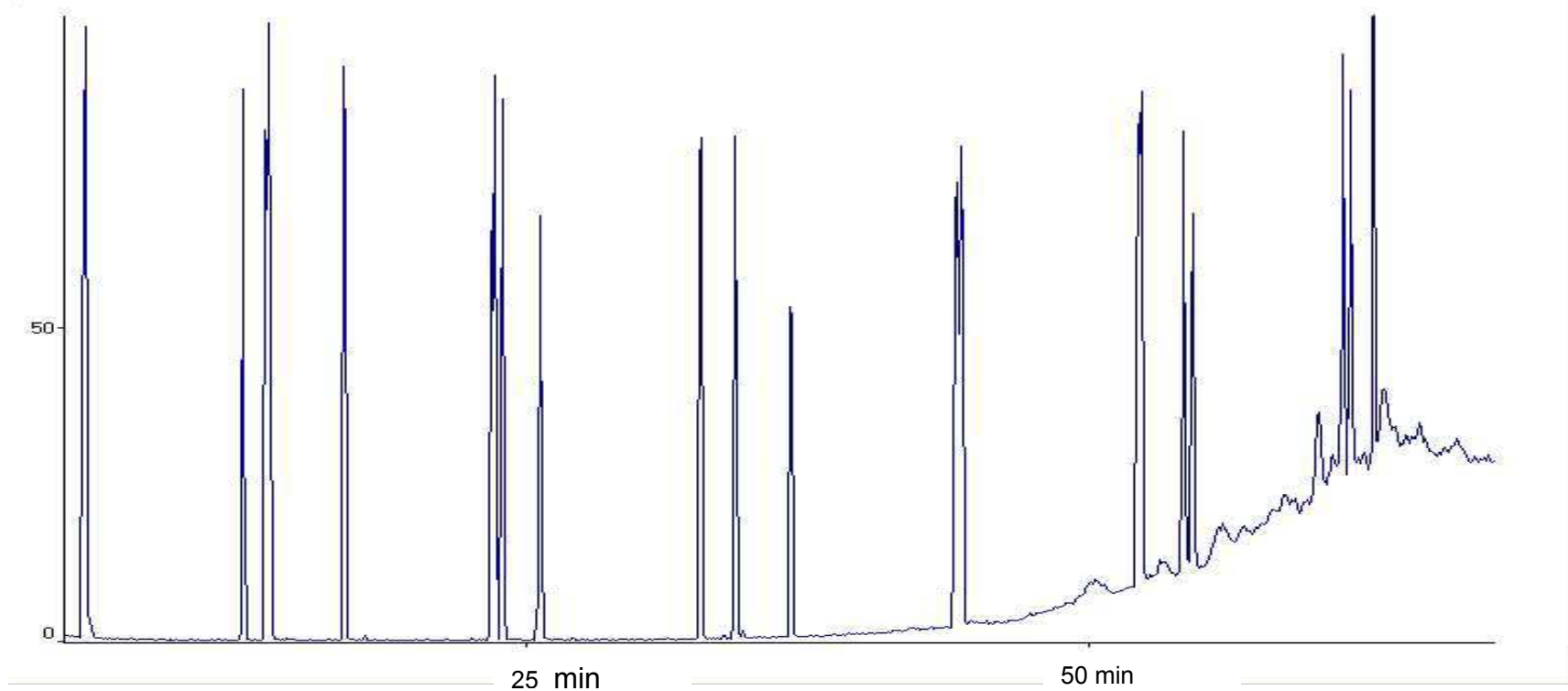
Condições Cromatográficas: Vol. Inj. = 1 μ L; temperatura do injetor = 250 $^{\circ}$ C; temperatura inicial do forno = 80 $^{\circ}$ C; rampa de aquecimento = 80 $^{\circ}$ C mantido por 2 min, 15 $^{\circ}$ C/min até 160 $^{\circ}$ C, 5 $^{\circ}$ C/min até 270 $^{\circ}$ C; controlador de fluxo = modo split/splitless com 1 minuto; pressão do gás carregador (He) = 200 kPa; fluxo na coluna 2 mL/min; coluna capilar DB-5: 25 m; 0,25 mm DI e 0,25 μ m de filme; tempo do cromatograma = 38 min.

Condições do detector de captura de elétron = temperatura de 290 $^{\circ}$ C, gás “make up” N₂ 120 kPa.

Condições de Quantificação: curva padrão (PCB total Aroclor 1016 e 1260): 45,5 μ g/mL; 91 μ g/mL; 182 μ g/mL; 494 μ g/mL; 1001 μ g/mL. Limite de quantificação: para sedimento = 2 μ g/kg; para água = 0,05 μ g/L. Método otimizado por Almeida (2003).

Anexo 5

HPA



Condições Cromatográficas: Vol. Inj. = 1 μ L; temperatura do injetor = 280 $^{\circ}$ C; temperatura inicial do forno = 80 $^{\circ}$ C; rampa de aquecimento = 80 $^{\circ}$ C durante 1 min, 20 $^{\circ}$ C/min até 100 $^{\circ}$ C e 3 $^{\circ}$ C/min até 285 $^{\circ}$ C; controlador de fluxo = modo split/splitless; pressão do gás carregador (He) = 200 kPa; fluxo total = 59,30 mL/min; coluna capilar = DB-5 MS; 25 m; 0,25 mm D.I e 0,25 μ m de filme; temperatura da interface = 280 $^{\circ}$ C.

Condições do detector espectrômetro de massas: modo de aquisição = Scan; voltagem do detector = 1,30 kV; tempo de corte do solvente = 4 min; tempo de aquisição = 4,50 – 63,60 min.; faixa de massas = 50 – 350.

Condições de Quantificação: curva padrão: 0,05 μ g/mL; 0,10 μ g/mL; 0,20 μ g/mL; 0,50 μ g/mL; 2,00 μ g/mL; 4,70 μ g/mL e 7,00 μ g/mL. Surrogate: naftaleno-d8; acenafteno-d10; fenantreno-d10; criseno-d12 e perileno-d12 nas mesmas concentrações da curva padrão. Padrão interno: p-terfenil-d-14 na concentração de 4 μ g/mL. Limite de quantificação do método: para sedimento = 2,5 μ g/kg; para água = 0,05 μ g/L. Recuperação e validação do método ver Almeida (2003).

Anexo 6: Resumo da legislação para NH₃ e CN⁻ em águas superficiais utilizada neste relatório.

Legislação	Classe	Âmbito	Parâmetros	
			Amônia	Cianeto
Conama 20/86	1 e 2	Federal	Amônia não ionizável: 0,02 mg/L NH ₃	Cianetos: 0,01 mg/L CN
Conama 20/86	3	Federal	Nitrogênio amoniacal: 1 mg/L N	Cianetos: 0,2 mg/L CN
Decreto 8468/76	1 e 2	Estadual	Amônia: 0,5 mg/L N	Cianeto: 0,2 mg/L
Decreto 8468/76	3	Estadual	Amônia: 0,5 mg/L N	Cianeto: 0,2 mg/L

Anexo 7: Toxicidade da Amônia

The National Criterion For Ammonia in Fresh Water

- 1- The one-hour average concentration of total ammonia nitrogen (in mg N/L) does not exceed, more than once every three years on the average, the CMC (acute criterion) calculated using the following equations. Where salmonid fish are present:

CMC =	$\frac{0,275}{1 + 10^{7,204 - \text{pH}}}$	+	$\frac{39,0}{1 + 10^{\text{pH} - 7,204}}$	
-------	--	---	---	--

CMC =	$\frac{0,411}{1 + 10^{7,204 - \text{pH}}}$	+	$\frac{58,4}{1 + 10^{\text{pH} - 7,204}}$	
-------	--	---	---	--

- 2A. The thirty-day average concentration of total ammonia nitrogen (in mg N/L) does not exceed, more than once every three years on the average, the CCC (chronic criterion) calculated using the following equations.

When fish early life stages are present:

CCC =	$\left(\frac{0,0577}{1 + 10^{7,688 - \text{pH}}} + \frac{2,487}{1 + 10^{\text{pH} - 7,688}} \right)$		$\cdot \text{MIN}(2,85, 1,45 \cdot 10^{0,028(25-T)})$
-------	---	--	---

When fish early life stages are absent:

CCC =	$\left(\frac{0,0577}{1 + 10^{7,688 - \text{pH}}} + \frac{2,487}{1 + 10^{\text{pH} - 7,688}} \right)$		$\cdot 1,45 \cdot 10^{0,028(25 - \text{MAX}(T, 7))}$
-------	---	--	--

- 2B. In addition, the highest four-day average within the 30-day period should not exceed 2.5 times the CCC.

pH-Dependent Values of the CMC (Acute Criterion)

pH	CMC, mg N/L	
	Salmonids Present	Samonids Absent
6,5	32,6	48,8
6,6	31,3	46,8
6,7	29,8	44,6
6,8	28,1	42,0
6,9	26,2	39,1
7,0	24,1	36,1
7,1	22,0	32,8
7,2	19,7	29,5
7,3	17,5	26,2
7,4	15,4	23,0
7,5	13,3	19,9
7,6	11,4	17,0
7,7	9,65	14,4
7,8	8,11	12,1
7,9	6,77	10,1
8,0	5,62	8,40
8,1	4,64	6,95
8,2	3,83	5,72
8,3	3,15	4,71
8,4	2,59	3,88
8,5	2,14	3,20
8,6	1,77	2,65
8,7	1,47	2,20
8,8	1,23	1,84
8,9	1,04	1,56
9,0	0,885	1,32

Temperature and pH-Dependent Values of the CCC (Chronic Criterion) for Fish Early Life Stage Present

CCC for Fish Early Life Stages Present, mg N/L										
pH	Temperatura, C									
	0	14	16	18	20	22	24	26	28	30
6,5	6,67	6,67	6,06	5,33	4,68	4,12	3,62	3,18	2,80	2,46
6,6	6,57	6,57	5,97	5,25	4,61	4,05	3,56	3,13	2,75	2,42
6,7	6,44	6,44	5,86	5,15	4,52	3,98	3,50	3,07	2,70	2,37
6,8	6,29	6,29	5,72	5,03	4,42	3,89	3,42	3,00	2,64	2,32
6,9	6,12	6,12	5,56	4,89	4,30	3,78	3,32	2,92	2,57	2,25
7,0	6,91	5,91	5,37	4,72	4,15	3,65	3,21	2,82	2,48	2,18
7,1	5,67	5,67	5,15	4,53	3,98	3,50	3,08	2,70	2,38	2,09
7,2	5,39	6,39	4,90	4,31	3,78	3,33	2,29	2,57	2,26	1,99
7,3	5,08	5,08	4,61	4,06	3,57	3,13	2,76	2,42	2,13	1,87
7,4	4,73	4,73	4,30	3,78	3,32	2,92	2,57	2,26	1,98	1,74
7,5	4,36	4,36	3,97	3,49	3,06	2,69	2,37	2,08	1,83	1,61
7,6	3,98	3,98	3,61	3,18	2,79	2,45	2,16	1,90	1,67	1,47
7,7	3,58	3,58	3,25	2,86	2,51	2,21	1,94	1,71	1,50	1,32
7,8	3,18	3,18	2,89	2,54	2,23	1,96	1,73	1,52	1,33	1,17
7,9	2,80	2,80	2,54	2,24	1,96	1,73	1,52	1,33	1,17	1,03
8,0	2,43	2,43	2,21	1,94	1,71	1,50	1,32	1,16	1,02	0,897
8,1	2,10	2,10	1,91	1,68	1,47	1,29	1,14	1,00	0,879	0,773
8,2	1,79	1,79	1,63	1,43	1,26	1,11	0,973	0,855	0,752	0,661
8,3	1,52	1,52	1,39	1,22	1,07	0,941	0,827	0,727	0,639	0,562
8,4	1,29	1,29	1,17	1,03	0,906	0,796	0,700	0,615	0,541	0,475
8,5	1,09	1,09	0,990	0,870	0,765	0,672	0,591	0,520	0,457	0,401
8,6	0,920	0,920	0,836	0,735	0,646	0,568	0,499	0,439	0,386	0,339
8,7	0,778	0,778	0,707	0,622	0,547	0,480	0,422	0,371	0,326	0,287
8,8	0,661	0,661	0,601	0,528	0,464	0,408	0,359	0,315	0,277	0,244
8,9	0,565	0,565	0,513	0,451	0,397	0,349	0,306	0,269	0,237	0,208
9,0	0,486	0,486	0,442	0,389	0,342	0,300	0,264	0,232	0,204	0,179

Temperature and pH-Dependent Values of the CCC (Chronic Criterion) for Fish Early Life Stages Absent

CCC for Fish Early Life Stages Absent, mg N/L										
pH	Temperature									
	0-7	8	9	10	11	12	13	14	15	16*
6,5	10,8	10,1	9,51	8,92	8,36	7,84	7,35	6,89	6,46	6,06
6,6	10,7	9,99	9,37	8,79	8,24	7,72	7,24	6,79	6,36	5,97
6,7	10,5	9,81	9,20	8,62	8,08	7,58	7,11	6,66	6,25	5,86
6,8	10,2	9,58	8,98	8,42	7,90	7,40	6,94	6,51	6,10	5,72
6,9	9,93	9,31	8,73	8,19	7,68	7,20	6,75	6,33	5,93	5,56
7,0	9,60	9,00	8,43	7,91	7,41	6,95	6,52	6,11	5,73	5,37
7,1	9,20	8,63	8,09	7,58	7,11	6,67	6,25	5,86	5,49	5,15
7,2	8,75	8,20	7,69	7,21	6,76	6,34	5,94	5,57	5,22	4,90
7,3	8,24	7,73	7,25	6,79	6,37	5,97	5,60	5,25	4,92	4,61
7,4	7,69	7,21	6,76	6,33	5,94	5,57	5,22	4,89	4,59	4,30
7,5	7,09	6,64	6,23	5,84	5,48	5,13	4,81	5,51	4,23	3,97
7,6	6,46	6,05	5,67	5,32	4,99	4,68	4,38	4,11	3,85	3,61
7,7	5,81	5,45	5,11	4,79	4,49	5,21	3,95	3,70	3,47	3,25
7,8	5,17	4,84	4,54	4,26	3,99	3,74	3,51	3,29	3,09	2,89
7,9	4,54	4,26	3,99	3,74	3,51	3,29	3,09	2,89	2,71	2,54
8,0	3,95	3,70	3,47	3,26	3,05	2,86	2,68	2,52	2,36	2,21
8,1	3,41	3,19	2,99	2,81	2,63	2,47	2,31	2,17	2,03	1,91
8,2	2,91	2,73	2,56	2,40	2,25	2,11	1,98	1,85	1,74	1,63
8,3	2,47	2,32	2,18	2,04	1,91	1,79	1,68	1,58	,48	1,39
8,4	2,09	1,96	1,84	1,73	1,62	1,52	1,42	1,33	1,25	1,17
8,5	1,77	1,66	1,55	1,46	1,37	1,28	1,20	1,13	1,06	0,990
8,6	1,49	1,40	1,31	1,23	1,15	1,08	1,01	0,951	0,892	0,836
8,7	1,26	1,18	1,11	1,04	0,976	0,915	0,858	0,805	0,754	0,707
8,8	1,07	1,01	0,944	0,885	0,829	0,778	0,729	0,684	0,641	0,601
8,9	0,917	0,860	0,806	0,756	0,709	0,664	0,623	0,584	0,548	0,513
9,0	0,790	0,740	0,694	0,651	0,610	0,572	0,536	0,503	0,471	0,442

* At 15 C and above, the criterion fish Early Life Stage absent is the same as the criterion for fish Early Life Stage present.

Anexo 8: Projeções das vazões coletadas e tratadas e das cargas orgânicas na Bacia do Rio Atibaia – Plano de bacia Hidrográfica 2000 - 2003 – CBH – PCJ.

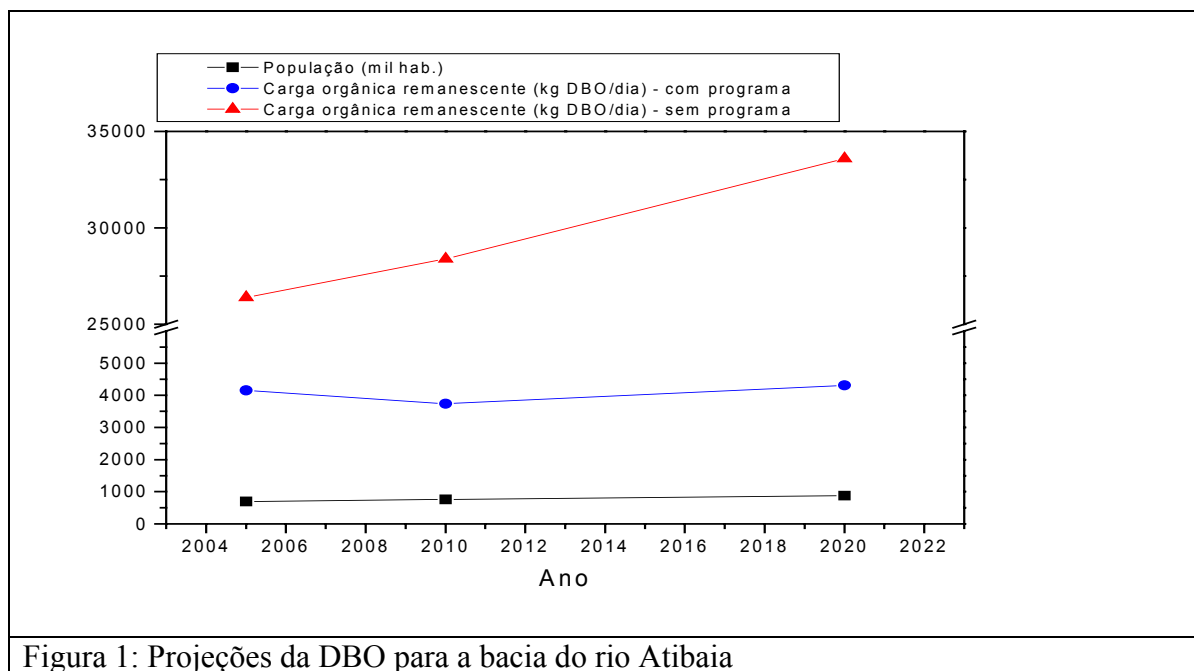


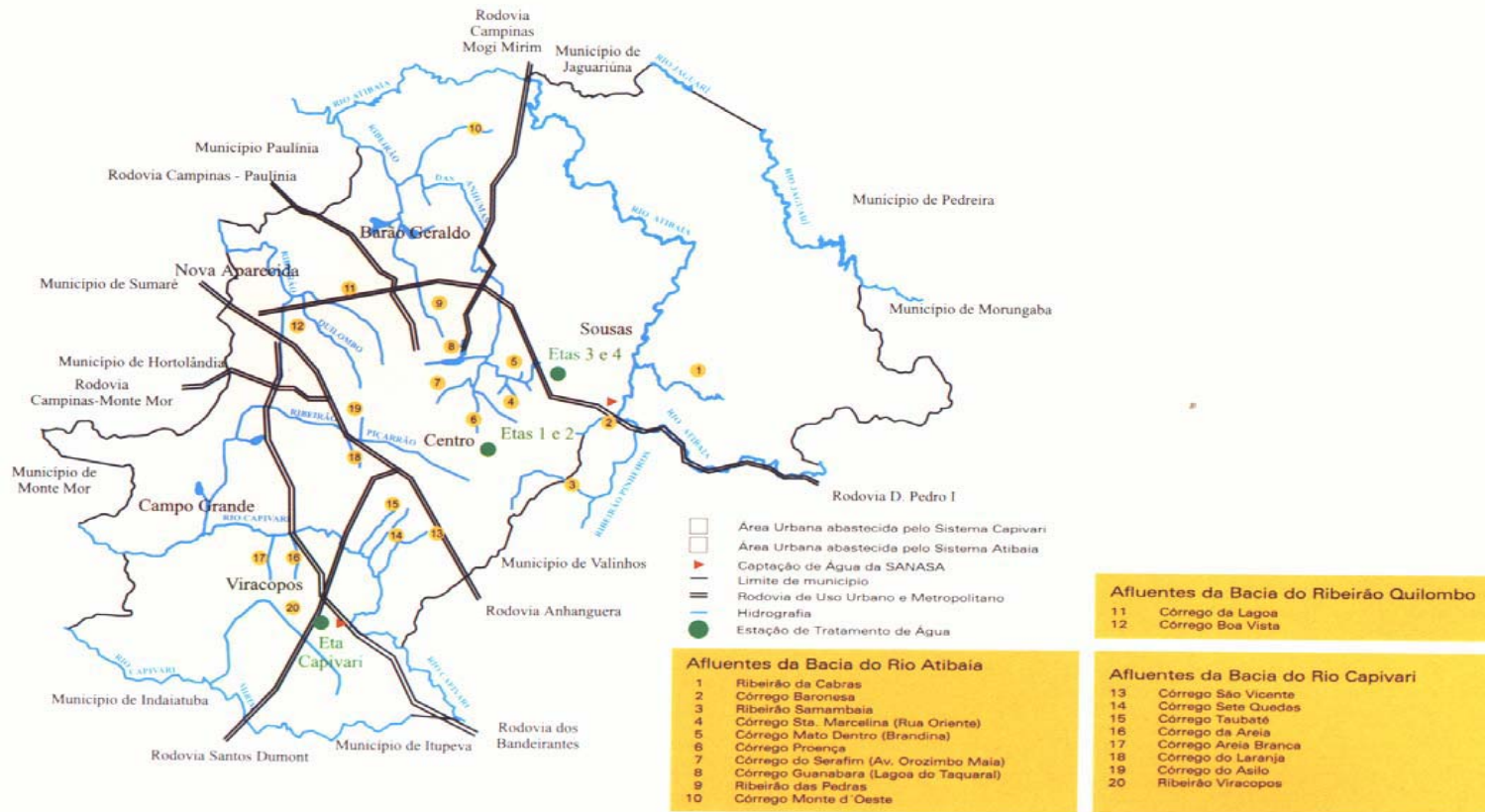
Figura 1: Projeções da DBO para a bacia do rio Atibaia

Tabela 1: Carga de matéria orgânica de origem doméstica que aportam no rio Atibaia.

	Kg DBO/dia						2001
	2005		2010		2020		
	c/ prog.	s/ prog.	c/ prog.	s/ prog.	c/ prog.	s/ prog.	
Atibaia	361	5112	333	5511	395	6536	5223
Bom Jesus dos Perdões	19	590	13	630	15	698	601
Campinas (29%)	1484	11075	1398	11531	1613	13498	14200
Itatiba	496	496	516	516	590	776	3543
Jarinu	174	332	56	458	68	571	126
Nazaré Paulista	92	8	6	48	7	176	256
Paulínia	322	2751	194	3206	236	3897	2737
Piracaia	79	79	69	69	74	74	1241
Valinhos	920	4233	945	4527	1059	5070	4229
Vinhedo (72%)	204	1709	208	1894	252	2289	1260
Total	4152	26384	3738	28391	4308	33585	33416

Anexo 9: Rede de Drenagem de Campinas (fonte: SANASA).

Campinas e o Abastecimento de Água



Anexo 10: Campinas e seu Plano Diretor de Tratamento de Esgotos (fonte: SANASA).

Bacia		Setor de Esgotamento	Estação de Tratamento de Esgoto	Pop. (hab.) Ano 2002	Vazão média (l/s)	Estágio do Empreendimento 2º semestre 2002
Atibaia	1	Samambaia	Samambaia	39.892	98	Em operação
	2	Sousas/Joaquim Egídio	Sousas/Joaquim Egídio	10.478	72	Em licitação projeto executivo/início das obras 2003
			Arboreto dos Jequetibas	706	4	Em operação
	3	Barão Geraldo	Barão Geraldo	45.585	168	Serão licitados estudos e projetos. Início das obras 2003
4	Anhumas	Anhumas	247.345	1044	Em licitação projeto executivo/início das obras 2003	
Quilombo	5	San Martin	San Martin	4.219	17	Serão licitados estudos e projetos. Início das obras 2003.
	6		Santa Mônica	25.401	63	Em construção
			Boa Vista/CIATEC	36.727	158	Em operação. Ampliação prevista 2003
Capivari	7	Piçarrão	Piçarrão/Santa Bárbara	208.489	551	Em construção
	8	Santa Lúcia	Santa Lúcia	132.322	219	Projeto conceitual
			Bandeiras	20.316	67	Projeto conceitual
			Nova América	4.266	11	Projeto conceitual
			Icaraiá	1.114	3	Em operação
			Mercedes	2.140	8	Projeto conceitual
	9	Campo Grande	PUCC II	13.302	35	Projeto conceitual
			Santa Rosa	4.254	13	Em operação
			Florence	57.968	88	Projeto conceitual
	10	Ouro Verde	Ouro Verde	64.417	256	Projeto conceitual
	11	Friburgo	Marajó	6.847	35	Projeto conceitual
			Itajaí	8.080	38	Projeto conceitual
12	Viracopos	Viracopos	30.000	35	Projeto conceitual	
Total				963.868	2.983	

Anexo 11: Integra da Proposta do Comitê PCJ para o Reenquadramento do Rio Atibaia.

4.3.2 – Qualidade Futura das Águas

A qualidade futura das águas dos principais cursos de água da UGRHI-PCJ foi estudada no PQA, por meio de modelos matemáticos de simulações, para a vazão $Q_{95\%}$, considerando os tratamentos existentes e admitindo-se duas premissas:

a) Sem Implantação do Programa

- sem a implantação do programa proposto para o tratamento dos esgotos urbanos
- cargas poluidoras industriais: mantidos os índices de remoção de 1996, se superior a 80%, ou o aumento gradativo dos índices, até atingir 80% em 2005.
- projeções das cargas poluidoras totais dos esgotos urbanos, conforme o crescimento da população urbana.
- projeções das cargas poluidoras industriais totais, conforme crescimento dos setores de atividades.

b) Com Implantação do Programa

- com a implantação do programa proposto para o tratamento dos esgotos urbanos, e conseqüentemente das cargas remanescentes
- cargas industriais, igual a anterior.
- Projeções das cargas poluidoras, igual a anterior.

Os resultados obtidos nas simulações realizadas são mostrados nas ilustrações 4.3.3 e 4.3.4, correspondentes os anos 2005 e 2010.

Estas ilustrações mostram:

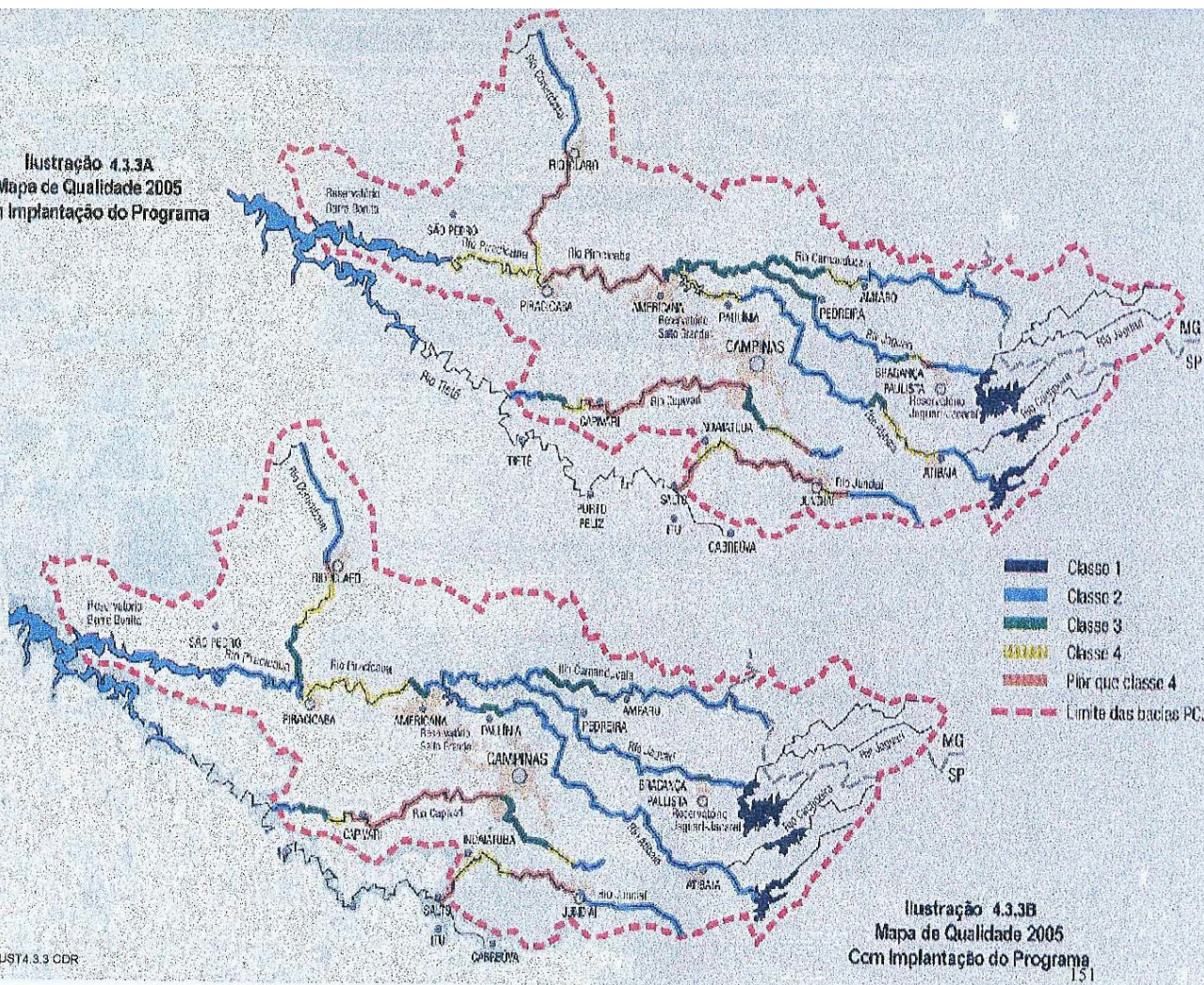
a) Sem Implantação do Programa

- sensível aumento da degradação da qualidade da água em diversos trechos, em todos os cursos de água.
- no ano 2010, a degradação das águas será tal que, cerca de 50% da extensão total dos principais cursos de água, apresentará características da classe 4 ou parâmetros superiores aos da classe 4.

b) Com Implantação do Programa

- a implantação do programa proposto de tratamento de esgotos urbanos (primários e secundários), evitará a degradação de diversos trechos e resultará na melhoria da qualidade das águas em outros, no ano 2005.
- A partir de 2010, será observada uma sensível melhoria na qualidade das águas, com somente perto de 10% da extensão dos principais cursos de água apresentarão características de classe 4 ou parâmetros superiores aos da classe 4.

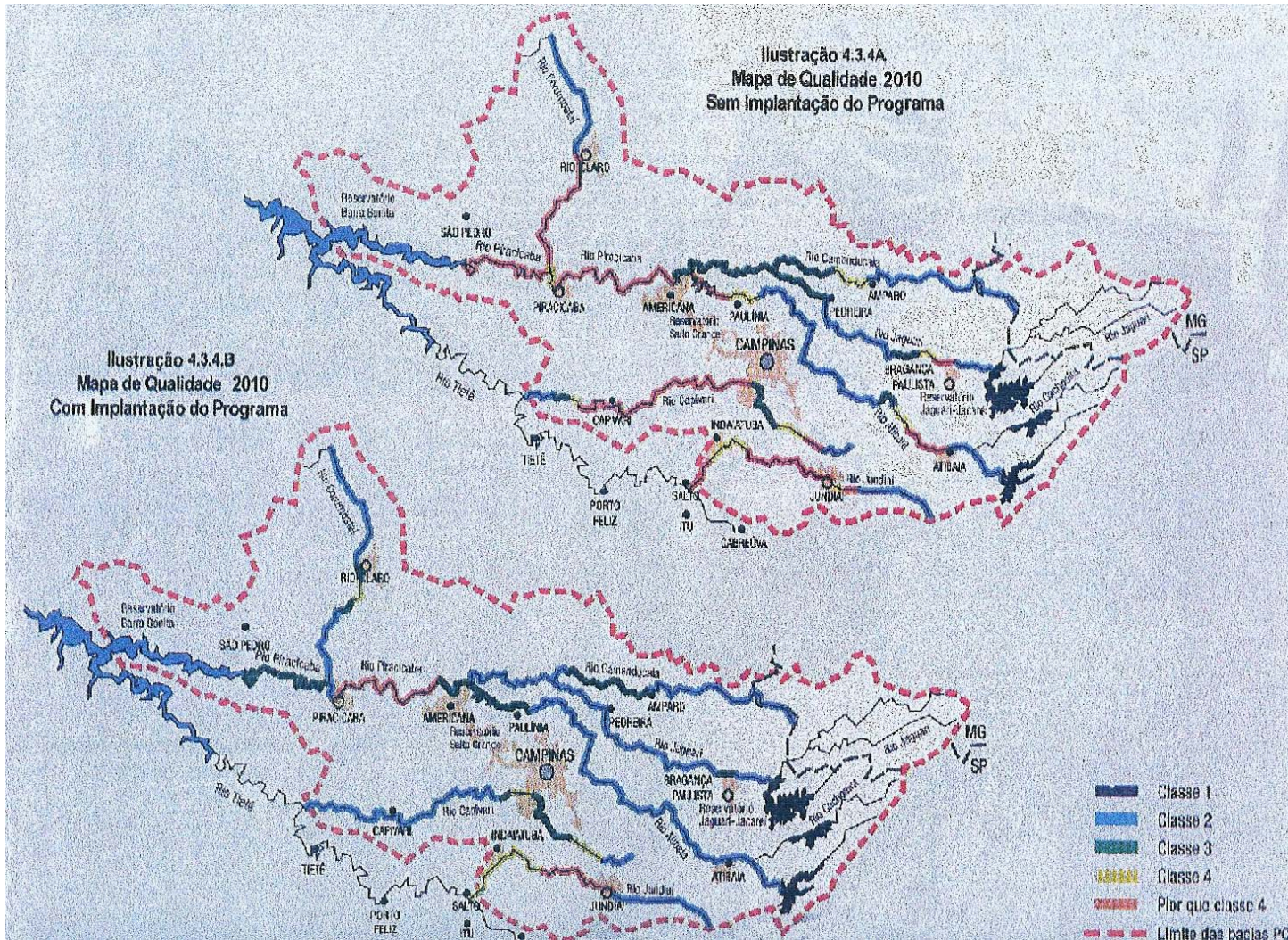
Ilustração 4.3.3A
Mapa de Qualidade 2005
Sem Implantação do Programa



H01WR30ILUST4.3.3.CDR

Ilustração 4.3.4A
 Mapa de Qualidade 2010
 Sem Implantação do Programa

Ilustração 4.3.4.B
 Mapa de Qualidade 2010
 Com Implantação do Programa



As simulações das qualidades das águas realizadas no PQA mostram que o enquadramento atual dos principais rios das bacias não é condizente com as condições atuais, tampouco com as condições futuras previstas, com ou sem a implantação do programa de tratamento de esgotos urbanos.

Desta forma, será necessário ter-se um reenquadramento dos cursos de água nas classes de uso, o qual deverá ser compatível com as qualidades futuras das águas dos mananciais .

No entanto, uma melhora significativa na qualidade desses mananciais deverá ser conseguida no ano 2010, ou seja quando concluída a 2ª etapa do Programa do PQA, isto é quando todos os sistemas de esgotos contarem com tratamento secundário.

Portanto, as obras de tratamento de esgotos englobadas no Plano de Bacia resultarão em uma melhora parcial, configurando-se como uma situação intermediária entre as condições atuais e as previstas para 2010.

Assim, as proposições de enquadramentos são baseadas nas qualidades das águas a serem alcançadas no ano 2010, como resultado das ações e programas implementados no período.

4.3.3 - Proposições de Enquadramentos

Essas proposições representam, dentro do planejamento realizado, as hipóteses mais prováveis e portanto recomendadas para os principais rios das bacias da UGRHI-PCJ.

a) Proposição A

- serão da Classe 2 - todos os trechos dos rios que apresentem esta classe na ilustração 4.3.5.
- serão da Classe 3 - todos os trechos dos rios que apresentam as Classes 3, 4 ou inferior, na ilustração 4.3.5.

A proposição de enquadrar os cursos d'água somente nas Classes 2 e 3 deve-se às limitações legais impostas para os parâmetros de qualidade, restringindo-se assim o lançamento indiscriminado de metais e de substâncias orgânicas nos cursos d'água, o que não ocorre para águas de Classe 4. Com efeito, os lançamentos de efluentes nas águas de Classe 2 e 3 estão condicionados às capacidades de diluição das vazões dos corpos receptores, enquanto são livres nas águas de Classe 4.

O quadro 4.3.2 apresenta para os cursos de água a descrição dos trechos e os respectivos enquadramentos propostos. A visualização dos mesmos é mostrada na ilustração 4.3.5.

QUADRO 4.3.2.

PROPOSIÇÃO A – PARA ENQUADRAMENTO DOS PRINCIPAIS CURSOS D'ÁGUA

CURSO D'ÁGUA	CLASSE 4	CLASSE 3	CLASSE 2
RIO ATIBAIA	-	Trecho a jusante de Campinas, entre o Rib. Anhumas e a represa de Salto Grande em Americana	Trecho restante
RIO CAMANDUCAIA	-	Trecho a jusante de Amparo até foz do Rib. Camanducaia-Mirim	Trecho restantes
RIO JAGUARI	-	Trecho a jusante de Bragança Pta, entre o Rib. Araras e o Rib. Passa 3	Trecho restantes
RIO CORUMBATAÍ	-	Trecho a jusante do município de Rio Claro (cerca de 40 km da cabeceira) até o Rib. Paraíso	Trecho restantes
RIO PIRACICABA	-	Trecho entre a foz do Rib. Quilombo e o Rib. Guamium / trecho entre o rio Corumbataí até a represa Barra Bonita	Trecho entre a represa de americana e a foz do Rib. Quilombo / trecho entre o Rib. Guamium e o Rio Corumbataí
CAPIVARI	-	Trecho após o Cór. Fetá a jusante de Louveira e a montante da captação de Campinas no rio Capivari (cerca de 35 km da cabeceira) / trecho entre a foz do Cór. Piçarrão e a foz do Cór. Carneiro, a montante de Elias Fausto	Trecho entre a cabeceira e o Cór. Fetá, a montante de Louveira / trecho após o Rib. Moinho e a montante do Cór. Piçarrão / trecho após a foz do Cór. Carneiro, a jusante de Elias Fausto até a foz, junto ao Rio Tietê
JUNDIAÍ	-	Trecho a jusante do município de Jundiaí até a sua foz junto ao Rio Tietê	Trecho Restante

b) Proposição B

Os principais rios da UGRHI-PCJ terão as seguintes classes:

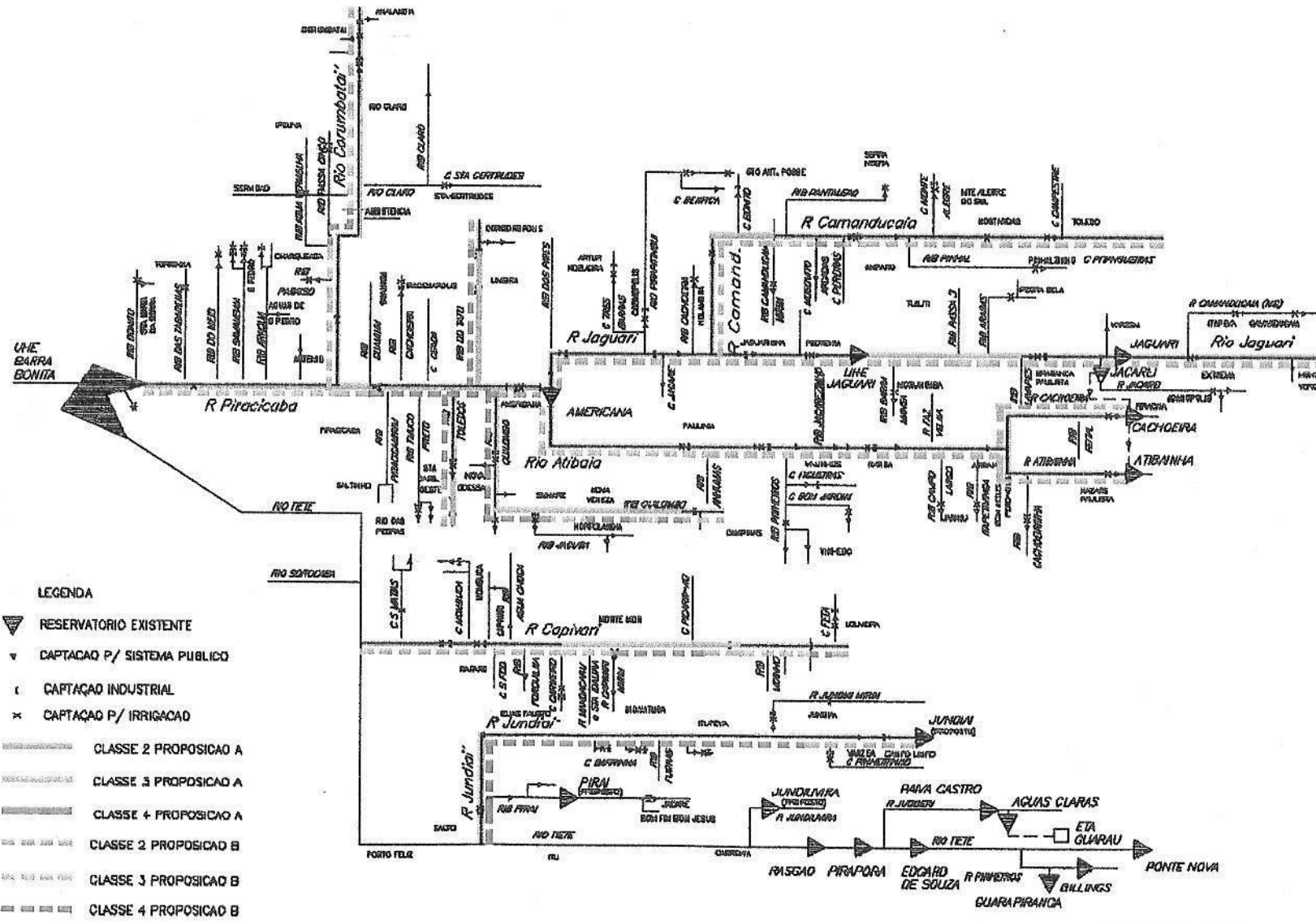
- serão da Classe 2 - todos os trechos dos rios que apresentem esta classe na ilustração 4.3.5.
- serão da Classe 3 - todos os trechos dos rios que apresentem esta classe na ilustração 4.3.5.
- serão da Classe 4 - todos os trechos dos rios que apresentem Classe 4 ou inferior a ela na ilustração 4.3.5.

No quadro 4.3.3. é apresentada a descrição dos trechos e os respectivos enquadramentos. A visualização dos mesmos é mostrada na ilustração 4.3.5.

QUADRO 4.3.3

PROPOSIÇÃO B – PARA ENQUADRAMENTO DOS CURSOS D'ÁGUA

CURSO D'ÁGUA	CLASSE 4	CLASSE 3	CLASSE 2
RIO ATIBAIA	-	Trecho a jusante de Campinas, entre o Rib. Anhumas e a represa de Salto Grande em Americana	Trecho restante
RIO CAMANDUCAIA	Trecho a jusante de Arcadas até o Cór. Mosquito	Trecho a jusante de Amparo até Arcadas / Trecho após a foz do Cór. Mosquito até a foz do Rib. Camanducaia-Mirim	Trecho restantes
RIO JAGUARI		Trecho a jusante de Bragança Pta, entre o Rib. Araras e o Rib. Passa 3	Trecho restantes
RIO CORUMBATAÍ	Trecho entre o distrito de Assistência e a foz do Rib. Água Vermelha, a jusante o Rio Passa Cinco	Trecho a jusante do município de Rio Claro (cerca de 40 km da cabeceira) até Assistência / Trecho após a foz do Rib. Água Vermelha até o Rib. Paraíso.	Trecho restantes
RIO PIRACICABA	Trecho entre a foz do Rib. Quilombo e o Rib. Guamium	Trecho entre o rio Corumbataí até a represa Barra Bonita	Trecho entre a represa de Americana e a foz do Rib. Quilombo / trecho entre o Rib. Guamium e o Rio Corumbataí
CAPIVARI	Trecho após o Cór. Fetá a jusante de Louveira com cerca de 10 km de extensão / Trecho entre a foz do Cór. Piçarrão e a foz do Rio Capivari Mirim		Trecho entre a cabeceira e o Cór. Fetá, a montante de Louveira / trecho após o Rib. Moinho e a montante do Cór. Piçarrão / trecho após a foz do Cór. Carneiro, a jusante de Elias Fausto até a foz, junto ao Rio Tietê
JUNDIAÍ	Trecho a jusante do município de Jundiaí até a sua foz junto ao Rio Tietê		Trecho Restante



- LEGENDA**
- ▼ RESERVAÇÃO EXISTENTE
 - ▽ CAPTAÇÃO P/ SISTEMA PÚBLICO
 - ⊥ CAPTAÇÃO INDUSTRIAL
 - × CAPTAÇÃO P/ IRRIGAÇÃO
 - ===== CLASSE 2 PROPOSIÇÃO A
 - CLASSE 3 PROPOSIÇÃO A
 - CLASSE 4 PROPOSIÇÃO A
 - ===== CLASSE 2 PROPOSIÇÃO B
 - CLASSE 3 PROPOSIÇÃO B
 - CLASSE 4 PROPOSIÇÃO B

Fonte POA

ILUSTRAÇÃO 4.3.5
PROPOSIÇÕES PARA ENQUADRAMENTO
DOS CURSOS D'ÁGUA