

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 21 / 09 / 00

Ass.: Danilo

**SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA NO RIO ATIBAIA (SP),
CONSIDERANDO A VAZÃO DE
REVERSÃO DO SISTEMA CANTAREIRA**

Ana Lucia Alves Meira Haach



Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental

DEDALUS - Acervo - EESC



31100016770

ORIENTADORA: Prof.^a Assoc. Maria do Carmo Calijuri

São Carlos
2000

Class. TESE-EESC
Cufi. 2792
Tombo T0198/00

✓
31100016770

π 1121321

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

H111s Haach, Ana Lucia Alves Meira
Simulação da qualidade da água no Rio Atibaia (SP),
considerando a vazão de reversão do sistema cantareira
/ Ana Lucia Alves Meira Haach. -- São Carlos, 2000.

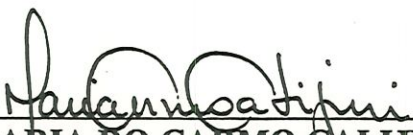
Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
São Carlos-Universidade de São Paulo, 2000.
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof^a Assoc. Maria do Carmo Calijuri

1. Demanda bioquímica de oxigênio. 2. Modelação.
3. Oxigênio dissolvido. 4. Qualidade da água. 5. Rio.
I. Título.

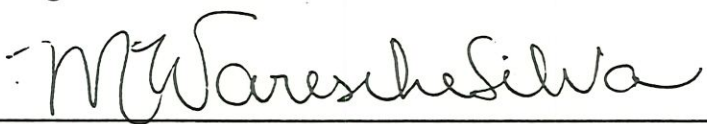
FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Bacharela **ANA LÚCIA ALVES MEIRA HAACH**

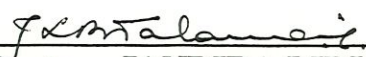
Dissertação defendida e aprovada em 04-08-2000
pela Comissão Julgadora:




Prof. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI (Orientadora)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



Doutora **MARIA BERNADETE AMANCIO VARESCHE SILVA**
(Pesquisadora FAPESP)



Prof. Doutora **JANDIRA LIRIA BISCALQUINI TALAMONI**
(UNESP – Campus de Bauru)



Prof. Doutor **EVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

Para Carolina.

AGRADECIMENTOS

À Professora Associada Maria do Carmo Calijuri pela orientação e incentivo.

À CAPES pelo auxílio através de Bolsa de Estudos.

Ao Professor Doutor Marcelo Pereira de Souza, do Departamento de Hidráulica e Saneamento - USP - São Carlos, pelo precioso auxílio em parte do trabalho.

Ao professor doutor Jorge Marcos de Moraes, do CENA - ESALQ - USP - Piracicaba, pelo auxílio na obtenção de dados junto ao DAEE - Piracicaba.

Ao DAEE do município de Piracicaba e à CETESB do município de Campinas.

Aos funcionários do CRHEA - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - Departamento de Hidráulica e Saneamento - EESC - USP.

Aos funcionários da Biblioteca Central da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	v
LISTA DE SÍMBOLOS.....	vi
RESUMO.....	vii
<i>ABSTRACT</i>	viii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 Desenvolvimento Sustentável.....	4
3.2 Gestão dos Recursos Hídricos.....	10
3.3 Qualidade da Água.....	12
3.3.1 Padrões de Qualidade da Água.....	14
3.3.2 Indicadores de Qualidade.....	16
3.3.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	25
3.3.2.2 Oxigênio Dissolvido.....	26
3.3.1 Degradação da Qualidade da Água.....	27
3.4 Modelos Matemáticos de Qualidade da Água.....	36
3.3.2 Modelo de Streeter-Phelps.....	37
3.4.2 Modelo de Camp.....	41
3.4.3 Modelo QUAL I.....	44
3.4.4 Modelo QUAL II.....	46
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	50
4.1 A Sub-bacia do Rio Atibaia.....	50

4.2 A Escolha do Modelo Matemático de Qualidade de Água.....	58
4.3 Aplicação do Modelo.....	59
4.3.1 Divisão do rio Atibaia em sub-trechos.....	59
4.3.2 Obtenção dos valores de OD e DBO observados.....	60
4.3.3 Obtenção dos dados de entrada para o modelo.....	60
4.3.3.1 Determinação da concentração inicial de DBO ₅ (L ₀)...	64
4.3.3.2 Determinação do tempo de trânsito (t).....	64
4.3.3.3 Determinação dos coeficientes de desoxigenação (k ₁) e de reaeração (k ₂).....	66
4.3.4 Incorporação da Vazão de Reversão.....	67
5 RESULTADOS e DISCUSSÃO.....	69
6 CONCLUSÕES.....	82
7 BIBLIOGRAFIA.....	85

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Diagrama do impacto da mudança do uso do solo pelo fator urbanização sobre as características do meio físico.....	29
FIGURA 2 - Diagrama do impacto da mudança do uso do solo pelo fator agricultura sobre as características do meio físico.....	30
FIGURA 3 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico geologia.....	32
FIGURA 4 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico pedologia.....	33
FIGURA 5 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico geomorfologia.....	34
FIGURA 6 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico hidrologia.....	35
FIGURA 7 - Bacia do rio Piracicaba e sub-bacia do rio Atibaia.....	51
FIGURA 8 - Principais problemas ambientais na sub-bacia do rio Atibaia.....	54
FIGURA 9 - Sistema Cantareira de Abastecimento.....	58
FIGURA 10-Diagrama com a alocação dos lançamentos industriais e urbanos, captações de água para abastecimento urbano e sub-trechos.....	63
FIGURA 11-Localização dos postos fluviométricos do DAEE (4D-009 e 3D-006) no rio Atibaia, utilizados para obtenção dos dados de velocidade.....	65
FIGURA 12-Simulação das concentrações de DBO e OD no rio Atibaia.....	75
FIGURA 13-Simulação das concentrações de DBO e OD no rio Atibaia, com reversão e sem reversão de água para a RMSP.....	79

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Padrões de qualidade para alguns parâmetros de qualidade de água segundo a resolução CONAMA20/86.....	15
TABELA 2 - As dez principais indústrias poluidoras na sub-bacia do rio Atibaia.....	56
TABELA 3 - Características dos pontos, do trecho escolhido do rio Atibaia para a modelação, onde há lançamento de efluentes e captações de água.....	61
TABELA 4 - Pontos extremos dos sub-trechos do rio Atibaia, caracterizados pela distância (km) do extremo de montante do sub-trecho 1, e as suas extensões.....	62
TABELA 5 - Valores dos coeficientes de reaeração (k_2) a 20°C.....	68
TABELA 6 - Coeficientes utilizados na simulação.....	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CMMAD - Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPLA - Coordenadoria de Planejamento Ambiental
DBO - Demanda bioquímica de oxigênio
DQO - Demanda química de oxigênio
OD - Oxigênio dissolvido
ONG - Organização não governamental
Ph - Potencial hidrogeniônico
RMSP - Região Metropolitana de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

A	- área da seção transversal, m ²
B	- taxa de adição de DBO proveniente dos sedimentos de fundo, (mg/l).dia ⁻¹
CO ₂	- dióxido de carbono
CH ₄	- metano
C _s	- concentração de saturação de oxigênio, mg/l
C _t	- concentração de oxigênio dissolvido no instante t, mg/l
D	- déficit de saturação de oxigênio, mg/l
D ₀	- déficit inicial de saturação de oxigênio, mg/l
D _t	- déficit de saturação de oxigênio no instante t, mg/l
E	- coeficiente de dispersão longitudinal, m ² /dia
H ₂ S	- sulfeto de hidrogênio
K ₁	- coeficiente de desoxigenação, dia ⁻¹
K ₂	- coeficiente de reaeração, dia ⁻¹
K ₃	- coeficiente de sedimentação, dia ⁻¹
L	- demanda bioquímica de oxigênio do primeiro estágio, mg/l
L ₀	- concentração inicial de demanda bioquímica de oxigênio, mg/l
L _t	- demanda bioquímica de oxigênio do primeiro estágio no instante t, mg/l
NH ₄ ⁺	- amônia
NO ₂ ⁻	- nitrito
NO ₃ ⁻	- nitrato
P	- taxa de produção de oxigênio pela fotossíntese, (mg/l).dia ⁻¹
S	- fontes e sumidouros de uma substância não conservativa, (mg./l).dia ⁻¹

RESUMO

HAACH, A.L.A.M. (2000) **Simulação da Qualidade da Água no Rio Atibaia (SP), considerando a Vazão de Reversão do Sistema Cantareira**. São Carlos. 93p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A sub-bacia do rio Atibaia, localizada no Estado de São Paulo, Brasil, pertence à bacia do rio Piracicaba, a qual foi considerada como área crítica pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CRH) em 02/12/1986 e adotada como modelo básico para fins de gestão de recursos hídricos pelo Decreto Estadual número 28.489 de 10/06/1988. O seu acelerado desenvolvimento econômico, a partir da década de 70, sem o acompanhamento de um gerenciamento efetivo considerando os objetivos sociais e econômicos da sua população e a preservação de seus recursos naturais, provocou problemas de escassez e degradação dos seus recursos hídricos. Hoje, são lançados no rio Atibaia os efluentes de indústrias de grande porte, Rhodia e a Replan, além do esgoto sanitário de, aproximadamente, metade da população de Campinas. É neste trecho que este rio apresenta as mais baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as mais altas concentrações de demanda bioquímica de oxigênio. Neste trabalho são simuladas, em um trecho do rio Atibaia, as concentrações destas variáveis de qualidade da água no período de estiagem, através do modelo de Streeter-Phelps, considerando a vazão de reversão do Sistema Cantareira para a Região Metropolitana de São Paulo. Constatou-se, através do modelo utilizado, que as variáveis de qualidade da água analisadas (OD e DBO) estariam em um nível mais favorável caso não houvesse a reversão, possibilitando, assim, uma melhora de qualidade do sistema.

Palavras-chave: Demanda Bioquímica de Oxigênio - Modelação - Oxigênio Dissolvido - Qualidade da Água - Rio.

ABSTRACT

HAACH, A. L. A. M. (2000) **Water Quality Simulation in the Rio Atibaia S.P., considering the reversion flow of the Cantareira System.** São Carlos. 93p. Dissertação (Mestrado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo

The Rio Atibaia sub-basin, located in the São Paulo state, Brazil, belong to the Rio Piracicaba basin, which was considered as a critic area by the Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CRH) on 12/02/1986 and adopted as a basic model for management purpose of water resource by the state decree number 28.489 on 06/10/1988. Its fast economical development, from the 70's, without an effective management accompaniment considering the social and economical objectives of its population and the preservation of its natural resources, provoked problems such as scarcity and degradation of its water resources. Nowadays, effluents from big industries such as Rhodia and Replan, are thrown into the Rio Atibaia, besides the domestic sewage of half of the population of Campinas. It is in this part that the river shows lower concentrations of the dissolved oxygen and higher concentrations of biochemical oxygen demand. In this paper, the concentrations of these variables of water quality, during a drought period using the Steeter-Phelps model are simulated in a part of the Atibaia River, considering the reversion flow of the Cantareira System to Metropolitan Region of São Paulo. It was observed through the model used that the variables of water quality (DO., and BOD) would be in a favorable level if there was not the reversion, thus making possible, an improvement in the environmental quality of the system.

Key words: Biochemical Oxygen Demand - Dissolved oxygen - Modeling - River - Water Quality.

1 INTRODUÇÃO

A segunda metade do século XIX foi marcada por um intenso processo de crescimento econômico acompanhado da exploração irracional dos recursos naturais. Com o decorrer dos anos, começou-se a perceber os danos que o tão sonhado crescimento provocava ao meio ambiente, mas, para a maioria das pessoas em todo o mundo esse era o preço a ser pago pelo desenvolvimento.

No entanto, a partir da década de 70, discussões a respeito de desenvolvimento econômico e preservação ambiental começaram a ser realizadas e a idéia de que estes eram inconciliáveis começou a se alterar. Surgiu, então, o conceito de desenvolvimento sustentável que propõe mudanças profundas de atitudes da sociedade, dos governos e dos empresários, sendo que a busca por esse tipo de desenvolvimento é um processo muito lento que deve ocorrer em etapas.

Uma das premissas para se alcançar o desenvolvimento sustentável é a resolução dos problemas de escassez e qualidade da água, os quais são uma realidade em muitas regiões do mundo. Através da gestão dos recursos hídricos, procura-se resolver estes problemas, utilizando como uma das ferramentas auxiliares os modelos matemáticos de qualidade de água.

Como mencionado, os problemas de escassez e qualidade da água são uma realidade em muitas regiões do mundo e devem-se àquele modelo de desenvolvimento que não se preocupava com a sua base de recursos e com grande parcela da população. A sub-bacia do rio Atibaia é uma das regiões que passam por esses problemas. Esta sub-bacia faz parte da bacia do rio Piracicaba que, desde a década de 70, vem passando por um intenso processo de crescimento econômico,

sendo que o crescimento populacional totalmente urbano e a expressiva expansão das suas atividades industriais e agrícolas não foram acompanhados de adequado planejamento que pudesse evitar o atual quadro de degradação em que se encontram os seus recursos hídricos e, também, as más condições de vida em que vive grande parcela da população local.

Estão instaladas na sub-bacia do rio Atibaia, mais precisamente no município de Paulínia, indústrias de grande porte como a Rhodia, do ramo químico, que lança cerca de 8 mil litros/segundo de esgoto no rio Atibaia, e a Replan, do ramo petroquímico. Ainda neste trecho o rio Atibaia recebe as águas do ribeirão Anhumas, aonde são lançados cerca de 2 mil litros/segundo de esgoto urbano de quase metade da população de Campinas, com população total de aproximadamente 1 milhão de pessoas.

Não bastasse ter que suportar o próprio desenvolvimento, esta sub-bacia ainda tem a tarefa de exportar cerca de 9 m³/s de água, do rio Atibainha e do rio da Cachoeira, formadores do rio Atibaia, para a Região Metropolitana de São Paulo, através do Sistema Cantareira de Abastecimento.

A qualidade da água do rio Atibaia encontra-se comprometida em razão do estágio atual de desenvolvimento em que se encontra a sua bacia de contribuição. Por isso, pretende-se neste trabalho avaliar a qualidade da água deste rio e verificar, através do modelo de qualidade da água de Streeter-Phelps, a variação das concentrações de Oxigênio Dissolvido e da Demanda Bioquímica de Oxigênio nas suas águas, incorporando ao rio a vazão de reversão para a Região Metropolitana de São Paulo.

2 OBJETIVO

O objetivo do presente trabalho é simular, através de um modelo matemático (Streeter-Phelps), a qualidade da água no rio Atibaia no período de estiagem, incorporando a ele a vazão que é revertida dos seus formadores (rio Atibainha e rio da Cachoeira) para a Região Metropolitana de São Paulo.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Desenvolvimento Sustentável

Na década de 50, o crescimento econômico era considerado como a solução para todos os males e acreditava-se que através dele os países do Terceiro Mundo alcançariam rapidamente a maturidade industrial e o desenvolvimento. Na época, não havia preocupação quanto à preservação ambiental. No entanto, este modelo de desenvolvimento econômico começou rapidamente a causar prejuízos, tanto ao meio ambiente quanto a certa parcela da população humana, e já na década de 60 seu efeito destrutivo sobre a biosfera era muito grande (SERRANO & LUCHIARI, 1993).

Naquela época, a maioria das pessoas estava convencida de que o preço para o desenvolvimento era a perda da qualidade ambiental¹, mas, conforme a natureza complexa dos problemas ambientais foi sendo entendida, esta visão foi sendo alterada (TOLBA, 1987) e a questão dos desequilíbrios ambientais e sociais do planeta passou a ser discutida com frequência.

Sabe-se hoje que crescimento econômico e proteção ambiental não são excludentes e inconciliáveis, mas sim, que devem caminhar juntos, sendo que a

1. Por qualidade ambiental entende-se a soma dos padrões encontrados em uma série de componentes que nos cercam e influenciam diretamente a nossa vida, tais como qualidade da água, qualidade do ar e estética (PIRES & SANTOS, 1995).

tendência mundial atual é dar ênfase ao desenvolvimento sustentável (MILARÉ, 1995), o qual é definido pela CMMAD - Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1991), como "aquele desenvolvimento que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade das gerações futuras atenderem às suas próprias necessidades", ou ainda, conforme SÃO PAULO (1992), é aquele desenvolvimento que mantém a sua base de recursos naturais.

Para que haja o desenvolvimento sustentável é necessária a verificação minuciosa da capacidade suporte do ambiente em razão de determinada atividade produtiva, estando associados a ela os custos e benefícios econômicos e sociais do empreendimento (PINHEIRO, 1995). JUNK (1995) definiu capacidade suporte como "a capacidade de um ecossistema ou de uma região para suportar sustentadamente um número máximo de população humana sob um dado sistema de produção que baseia-se em recursos naturais renováveis". Segundo PIRES & SANTOS (1995), quando a estrutura de um ecossistema é degradada e suas funções comprometidas, a qualidade ambiental diminui, considerando-se que houve um desequilíbrio ambiental causado por uma sobrecarga em sua capacidade suporte. No entanto, JUNK (1995) acrescentou que a capacidade tecnológica e intelectual do homem pode incrementar a capacidade suporte de ecossistemas pela redução ou eliminação de fatores limitantes, otimizando os conceitos de manejo.

Para JUNK (1995), os fatores que influenciam o nível e os procedimentos do uso sustentável podem ser agrupados em duas categorias, sendo que uma compreende os relacionados à comunidade, tais como fatores políticos, sócio-econômicos, culturais e tecnológicos; a outra categoria está relacionada aos fatores que determinam a capacidade suporte dos ecossistemas, tais como clima, solos e geomorfologia. Ainda, para este autor, o desenvolvimento sustentável é atingido pelas inter-relações entre estes fatores.

Segundo a CMMAD (1991), o desenvolvimento sustentável possui dois conceitos-chave, sendo que o primeiro é o conceito de necessidades, principalmente

as necessidades essenciais da população de pobres, em nível mundial, que devem receber a máxima prioridade, e o segundo é a noção das limitações que o estágio atual da tecnologia impõe ao meio ambiente, impedindo-o de atender às necessidades presentes e futuras. Não se pode esperar que haja sustentabilidade no planeta, enquanto centenas de milhões de pessoas continuarem a viver em condições de pobreza sem os elementos mais básicos à vida, tais como alimentos, roupas, habitação e emprego (SÃO PAULO, 1992). Para que essas necessidades básicas sejam atendidas é necessário que se inicie uma nova era de desenvolvimento econômico para os países cuja maioria da população é pobre, além da garantia de que essas pessoas receberão uma parcela justa dos recursos aplicados para o crescimento desses países (CMMAD, 1991).

SACHS (1993) colocou 5 dimensões pertinentes ao desenvolvimento sustentável, afirmando que qualquer planejamento de desenvolvimento deve considerá-las simultaneamente. Essas dimensões são:

- . **sustentabilidade social**, que pode ser possibilitada pela adoção de um modelo de desenvolvimento que permita uma maior equidade na distribuição da renda e de bens de modo a ampliar os direitos e as oportunidades de grande parcela da população mundial, e reduzir as distâncias entre os padrões de vida dos pobres e dos ricos. Desta forma seria possível colocar aos menos favorecidos a possibilidade de viverem em harmonia com o meio ambiente, uma vez que tenha sido removido o obstáculo que os impedia de ter uma visão a longo prazo de sua base de recursos;
- . **sustentabilidade econômica**, a ser alcançada através de uma alocação e gestão mais eficientes de recursos e por um fluxo constante de investimentos, tanto do setor público, quanto do setor privado.
- . **sustentabilidade ecológica**, que para se tornar possível deve contar com: a) a intensificação do uso do potencial de recursos dos vários ecossistemas com um mínimo de danos aos sistemas de sustentação da vida, desde que seja para propósitos

socialmente válidos; b) limitação do consumo de combustíveis fósseis e de outros recursos e produtos facilmente esgotáveis ou ambientalmente prejudiciais, substituindo-os por recursos ou produtos renováveis e/ou abundantes e ambientalmente inofensivos; c) redução do volume de resíduos e de poluição, por meio da conservação e reciclagem de energia e recursos; d) limitação do consumo material por parte dos países ricos e pelas camadas sociais mais privilegiadas em todo mundo; e) intensificação da pesquisa de tecnologias limpas e que utilizem de modo mais eficiente os recursos para promoção do desenvolvimento urbano, rural e industrial, f) definição de regras para uma adequada proteção ambiental, desenhando a máquina institucional e selecionando o conjunto de instrumentos econômicos, legais e administrativos necessários para o cumprimento das regras.

. **sustentabilidade espacial**, a ser alcançada através de uma configuração rural e urbana mais equilibrada e de uma melhor distribuição territorial de assentamentos humanos e atividades econômicas, com ênfase nas seguintes questões: a) evitar a concentração excessiva nas áreas metropolitanas; b) evitar a destruição de ecossistemas frágeis, mas de importância vital, através de processos de colonização sem controle; c) promover a agricultura e a exploração agrícola das florestas através de técnicas modernas, regenerativas, por pequenos agricultores, proporcionando para isso o acesso a pacotes técnicos adequados, ao crédito e aos mercados; d) explorar o potencial da industrialização descentralizada, associada a tecnologias de nova geração, com especial atenção às indústrias de transformação de biomassa e ao seu papel na criação de empregos não-agrícolas nas áreas rurais, e) estabelecimento de uma rede de reservas naturais para proteger a biodiversidade.

. **sustentabilidade cultural**, que pode se tornar possível através da busca das raízes dos modelos de modernização e dos sistemas rurais integrados de produção, privilegiando os processos que busquem mudanças dentro da continuidade cultural e que sigam os caminhos para um desenvolvimento sustentável através de um conjunto de soluções que respeitem as especificidades de cada ecossistema, de cada cultura e de cada local.

Todos os conceitos referentes ao desenvolvimento sustentável foram sendo construídos no decorrer de décadas, a partir da década de 70, conforme foram sendo percebidos os danos ambientais e as suas relações com aquele modelo de desenvolvimento, que não se preocupa com a sua base de recursos e com grande parcela da população humana, a qual acaba ficando excluída das oportunidades que o desenvolvimento pode trazer.

Inúmeros foram os encontros para a realização de discussões a respeito da preservação ambiental “versus” desenvolvimento econômico, entre eles o Encontro de Founex em 1971, a Conferência de Estocolmo em 1972, a Conferência de Brundtland em 1987 e, mais recentemente, a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, a Rio-92, realizada na cidade do Rio de Janeiro em junho de 1992. Durante o Encontro de Founex analisou-se a intensa relação entre desenvolvimento e meio ambiente, resultando o Relatório de Founex onde foram identificados os principais tópicos dessa problemática (SACHS, 1993). Na Conferência de Estocolmo foram discutidos os rumos do modelo de desenvolvimento adotado àquela época e começou a se generalizar pelo mundo alguma consciência acerca dos problemas ambientais (SERRANO & LUCHIARI, 1993). Adotou-se nesta Conferência, mediante a Declaração de Estocolmo, um conjunto de princípios para o manejo ecologicamente racional do meio ambiente, sendo que esta Declaração representou o início de um diálogo entre países industrializados e em desenvolvimento, a respeito da vinculação que existe entre o crescimento econômico, a poluição dos bens globais (ar e água) e o bem-estar dos povos de todo o mundo (SÃO PAULO, 1993). Ainda nesta Conferência, surgiu o conceito básico de desenvolvimento sustentável que na época recebia a denominação de ecodesenvolvimento, termo ainda usado em alguns países (SACHS, 1993). Durante a Conferência de Brundtland elaborou-se o relatório O Nosso Futuro Comum que constatava o agravamento da degradação ambiental em escala mundial e o pouco realizado no sentido do desenvolvimento sustentável (LIMA, 1993). Mais recentemente ocorreu a Rio-92, também conhecida como a Cúpula da Terra, que

contou com a presença de representantes de 180 países, dentre os quais 105 chefes de Estado (SACHS, 1993). Paralelamente, ocorreu o maior encontro da sociedade civil organizada já acontecido no Planeta, o Fórum Global das Organizações não Governamentais, que reuniu um conjunto de 3.521 ONGs (LIMA, 1993).

A Rio-92 representou o ponto final de um intenso processo de negociação de mais de dois anos com o propósito de indicar caminhos para compatibilizar o desenvolvimento da humanidade com a capacidade limitada do ecossistema global (República Federativa da Alemanha, 1992). Ao seu final foram assinados alguns acordos ambientais globais, que segundo CORDANI et al. (1997), são os mais importantes da história da humanidade: a Convenção do Clima e da Biodiversidade, a Agenda 21, a Declaração do Rio para o Meio Ambiente e Desenvolvimento e a Declaração de Princípios para Florestas. Dentre estes, SACHS (1993) colocou a Agenda 21 como o documento mais abrangente e de maior alcance. É um documento em forma de recomendações que contém 40 capítulos e está estruturado em quatro grandes temas: 1) a questão do desenvolvimento, com suas dimensões econômicas e sociais, 2) os desafios ambientais que tratam da conservação e gestão de recursos naturais, 3) o papel dos atores e dos grupos sociais na organização da sociedade humana e 4) os meios de implantação das iniciativas e projetos que revelam os conflitos e os riscos da fragmentação social (CORDANI et al., 1997).

A Agenda 21 é um programa de ação global de política de desenvolvimento e de política ambiental elaborado conjuntamente pelos países do Norte e do Sul, sendo válido tanto para os países industrializados como para os em desenvolvimento, embora com destaques e exigências diferentes para os dois grupos (REPÚBLICA FEDERATIVA DA ALEMANHA, 1992). Segundo RIBEIRO et al. (1997), é um valioso instrumento e guia de planejamento para reelaborar idéias sobre desenvolvimento, formular propostas, captar recursos e impulsionar projetos de desenvolvimento sustentável. Os autores (op.cit.) acrescentaram, ainda, que uma administração que já disponha de plano diretor ou de planejamento estratégico para o desenvolvimento territorial, social e econômico, pode usar a Agenda 21 como

instrumento de avaliação e dicionário de referências onde se encontram propostas para muitas áreas de ação, sendo que, ao longo do tempo, essas propostas poderão ser aplicadas em nível local com os devidos ajustes.

3.2 Gestão dos Recursos Hídricos

Como mencionado no tópico anterior, a degradação ambiental é uma realidade em várias regiões do mundo. BRAILE (1979) atribuiu a responsabilidade por esse quadro de degradação ambiental ao desenvolvimento econômico acelerado associado à exploração de recursos naturais até então intocáveis.

Essencial à manutenção da vida, a água é um recurso natural renovável pelos processos físicos do ciclo hidrológico, porém deve ser considerada um recurso finito e de ocorrência aleatória, uma vez que está distribuída de forma irregular no tempo e no espaço, em função de condições geográficas, climáticas e meteorológicas (BARTH, 1987).

Segundo SALATI et al. (1999), a água é um fator limitante para o desenvolvimento sustentável e os recursos hídricos devem ser preservados tanto em qualidade quanto em quantidade para que se alcance este desenvolvimento que preserva a sua base de recursos. Desta forma, segundo os autores (op.cit.), um dos desafios a ser enfrentado para que seja alcançado o desenvolvimento sustentável é a minimização dos efeitos da escassez e da poluição da água, sendo que, para tanto, novos projetos para atender à demanda de água deverão surgir e, além disso, tais projetos deverão ser planejados e administrados dentro de uma perspectiva de sustentabilidade econômica, social e ambiental; além disso, deverão ser tomadas medidas para estimular o uso mais "eficiente" da água, tais como estabelecer políticas que considerem a água como um bem escasso com valor econômico e não como uma dádiva da natureza de uso gratuito.

Nas regiões onde há baixa densidade demográfica, ocupação rarefeita do solo e pouco desenvolvimento industrial, o uso da água não exige maiores cuidados quanto ao controle da qualidade e quantidade, mas à medida que estes três fatores se intensificam, a preocupação com a proteção dos recursos hídricos deverá se intensificar também, já que com o aumento da demanda e da carga de esgotos que é lançada na água, começam a surgir conflitos de usos e usuários da água que passa a ser escassa em quantidade e em qualidade. Portanto, novamente se evidencia a necessidade de gerenciamento deste recurso como bem econômico, ao qual deve ser atribuído um valor justo, para que o mesmo se preste aos seus múltiplos usos, tais como abastecimento doméstico e industrial, irrigação de culturas agrícolas, geração de energia elétrica e assimilação e afastamento de esgotos (BARTH, 1987).

De acordo com BARTH (op.cit.), a água precisa ser gerida como bem econômico. E o quê é a "Gestão dos Recursos Hídricos"? Ainda segundo o autor (op.cit.), a gestão dos recursos hídricos é a forma pela qual se pretende equacionar e resolver as questões de escassez relativa dos recursos hídricos e ela realiza-se mediante procedimentos integrados de planejamento e administração. Planejamento em ciências econômicas é definido como sendo a forma de se conciliar recursos escassos e necessidades abundantes e planejamento de recursos hídricos é o conjunto de procedimentos organizados que visam ao atendimento das demandas de água, considerando-se a disponibilidade restrita desse recurso. A administração de recursos hídricos se faz através de um conjunto de ações necessárias para tornar efetivo o planejamento com os devidos suportes técnicos, jurídicos e administrativos; além disso, permite a revisão permanente do plano impedindo que este se torne obsoleto e irreal com o passar dos anos.

Estando evidente a necessidade de se estabelecer um plano de gestão para os recursos hídricos de uma determinada região, este deve basear-se numa estratégia que leve em conta os objetivos sociais, econômicos e ambientais da nação. Tal estratégia deve ser definida e implementada pelo setor público de cada país, uma vez que a água é essencial para a vida humana e serviria para: 1) determinar prioridades

no fornecimento de serviços hídricos; 2) estabelecer diretrizes sobre os direitos à água, sobre a tarifação e a recuperação de custos, sobre os investimentos públicos e sobre o papel do setor privado no desenvolvimento dos recursos hídricos, e 3) criar medidas de proteção e restauração do meio ambiente. Além disso, esta estratégia deve basear-se numa análise dos recursos hídricos do país, a qual inclui previsão das demandas de água e baseia-se no crescimento estimado da população (BANCO MUNDIAL, 1998). A estratégia de ação permitirá, além disso, a congregação dos que estão interessados no estabelecimento do plano de gestão e a desarticulação dos seus opositores, colocando o interesse público acima dos interesses particulares e cooperativistas (BARTH, 1987).

Ainda, ao se estabelecer planos de gestão de recursos hídricos, deve-se considerar como unidade hidrológica a bacia hidrográfica (TUCCI, 1987), uma vez que os recursos hídricos são parte da mesma, e estão em constante interação com os seus componentes abióticos (especialmente o substrato geológico e o clima), bióticos, (comunidades animais e vegetais) e antrópicos (atividades humanas), os quais, segundo PROCHNOW (1981), são os mais importantes sistemas que respondem pelo fornecimento de matéria e energia ao sistema hídrico superficial.

3.3 Qualidade da Água

Segundo DERÍSIO (1992), por qualidade da água entende-se um conjunto de características intrínsecas mensuráveis de natureza física, química e biológica, que se mantidas dentro de certos limites, viabilizam determinados usos, sendo que esses limites constituem os critérios ou padrões de qualidade da água.

A resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, de 1986, estabeleceu parâmetros para os padrões de qualidade da água, através dos quais é feita a classificação dos corpos de água doce do Território Nacional, os quais estão distribuídos em 5 classes (CETESB, 1999a):

I - CLASSE ESPECIAL - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, sem prévia ou com simples desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

II - CLASSE 1 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas, sem remoção de película;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

III - CLASSE 2 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);

d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;

e) à criação natural e/ou intensiva (aqüicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

VI - CLASSE 3 - águas destinadas:

a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;

b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;

c) à dessedentação de animais.

V - CLASSE 4 - águas destinadas:

a) à navegação;

b) à harmonia paisagística;

c) aos usos menos exigentes.

3.3.1 Padrões de Qualidade da Água

A tabela a seguir apresenta os padrões de qualidade da água, segundo parâmetros propostos pela Resolução CONAMA20/86:

TABELA 1 - Padrões para alguns parâmetros de qualidade de água segundo a resolução CONAMA20/86

Parâmetro	Classe Especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
OD (mg/L)		6	5	4	2
pH		6 a 9	6 a 9	6 a 9	-
DBO _{5,20} (mg/L)		3	5	10	-
Nitrogênio Nitrato (mg/L)		10	10	10	-
Nitrogênio Nitrito (mg/L)		1	1	1	-
Fósforo Total (mg/L)		0,025	0,025	0,025	-
turbidez (UNT)		40	100	100	-
Cloreto Total (mg/L)		250	250	250	-
Alumínio (mg/L)		0,1	0,1	0,1	-
Bário (mg/L)		1	1	1	-
Cádmio (mg/L)		0,001	0,001	0,01	-
Chumbo (mg/L)		0,03	0,03	0,05	-
Cobre (mg/L)		0,02	0,02	0,5	-
Níquel (mg/L)		0,025	0,025	0,025	-
Mercúrio (mg/L)		0,0002	0,0002	0,002	-
Zinco (mg/L)		0,18	0,18	5	-
Fenóis (mg/L)		0,001	0,001	0,3	1
Manganês (mg/L)		0,1	0,1	0,5	-
Coliformes Fecais (NMP/100mL)		200	1000	4000	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)	ausentes (*)	1000	5000	20000	-
Resíduo Filtrável (mg/L)		500	500	500	-
Sulfactantes (mg/L)		0,5	0,5	0,5	-

(*) Quando para uso de abastecimento sem prévia desinfecção

Fonte: CETESB (1999a)

3.3.2 Indicadores de Qualidade da Água

Para avaliar a qualidade da água de um manancial é necessário um programa de monitoramento. O monitoramento, componente integral dos processos de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, pode ser definido como a coleta contínua ou periódica, comparação e análise de dados e informações para propósitos de efetivo gerenciamento dos sistemas aquáticos.

O monitoramento regular e confiável de sistemas aquáticos não constitui tarefa fácil. Há problemas metodológicos que precisam ser resolvidos para uma abordagem de custo efetivo e confiável, que possa ser usada para monitorar de acordo com os recursos disponíveis. Segundo DERÍSIO (1992), alguns indicadores de qualidade podem ser agrupados da seguinte forma:

- poluição orgânica: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), fenóis, etc.
- contaminação bacteriana: coliformes totais e fecais.
- processo de eutrofização: concentrações de nitrogênio e fósforo.
- poluição em geral: potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, turbidez, sólidos em suspensão e metais.

A seguir, é apresentado o significado sanitário de alguns indicadores ou parâmetros de qualidade (CETESB, 1999b):

- **Temperatura:** variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos d'água naturais podem apresentar variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura da água desempenha um importante papel de controle no meio aquático, e é influenciada por fatores tais como: latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação anormal da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termoeletricas.

- **Potencial Hidrogeniônico (pH):** esta variável, por definir o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução, deve ser considerada, pois os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar o desaparecimento dos seres nela presentes. Valores fora das faixas recomendadas podem alterar o sabor da água e contribuir para corrosão dos sistemas de distribuição, ocorrendo com isso, uma possível extração do ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio, e dificultar a descontaminação.

- **Oxigênio Dissolvido (OD):** os níveis de oxigênio dissolvido têm papel determinante na capacidade de um corpo d'água natural manter a vida aquática. Uma adequada concentração de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção dos processos naturais de auto-depuração em sistemas aquáticos e estações de tratamento de esgotos. Através de medidas do teor de oxigênio dissolvido, podem ser avaliados os efeitos dos resíduos oxidáveis nas águas receptoras e na eficiência do tratamento dos esgotos, durante o processo de oxidação bioquímica.

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):** a DBO de uma amostra de água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumida durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é freqüentemente usado e referido

como $DBO_{5,20}$. Os maiores acréscimos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Pelo fato da DBO somente medir a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado, não indica a presença de matéria não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana.

- **Coliformes:** as bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. As bactérias coliformes fecais reproduzem-se ativamente a $44,5^{\circ}\text{C}$ e são capazes de fermentar o açúcar. O uso da bactéria coliforme fecal para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme "total", porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera.

- **Nitrato:** é a principal forma de nitrogênio encontrada nas águas. Concentrações de nitratos superiores a 5 mg/l demonstram condições sanitárias inadequadas, uma vez que a principal fonte de Nitrato são os dejetos humanos e animais. Os nitratos estimulam o desenvolvimento de plantas e organismos aquáticos, como algas que florescem na presença destes.

- **Nitrito:** é uma forma química do nitrogênio normalmente encontrada em quantidades pequenas nas águas superficiais, pois é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária. O íon nitrito pode ser utilizado pelas

plantas como uma fonte de nitrogênio. A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica.

- **Nitrogênio Amoniacal (amônia):** é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa; sua presença na água, normalmente em baixas concentrações, não causa nenhum dano fisiológico aos seres humanos e animais. Grandes quantidades de amônia podem causar mutações e mortandade de peixes.

- **Nitrogênio Total:** o Nitrogênio Total é a soma dos nitrogênios orgânico e amoniacal. Ambas as formas estão presentes em detritos de nitrogênio orgânico oriundos de atividades biológicas naturais. O nitrogênio Kjeldahl total pode contribuir para a completa abundância de nutrientes na água e sua eutrofização. O nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico são importantes para avaliar o nitrogênio disponível para as atividades biológicas. A concentração de Nitrogênio Kjeldahl Total em rios que não são influenciados pelo excesso de insumos orgânicos variam de 1 a 0,5 mg/l.

- **Fósforo Total:** altas concentrações de fosfatos na água estão associadas com a eutrofização da mesma, provocando o desenvolvimento de certas espécies de algas e outras plantas aquáticas indesejáveis em reservatórios ou águas paradas. As cianobactérias, predominantes em sistemas eutrofizados, podem ser as responsáveis pela eliminação de toxinas que causam mortandade de peixes e tornam a água inviável para abastecimento.

- **Resíduo Total:** os sólidos podem causar danos à vida aquática. Eles podem se sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que constituem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos adsorvem bactérias e resíduos, promovendo, muitas vezes, decomposição anaeróbia próximo ao sedimento. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas.

- **Turbidez:** alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, diminuir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, ela afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água.

- **Cádmio:** está presente em águas doces em concentrações traços, geralmente inferiores a 0,001 mg/l. Pode ser liberado para o ambiente através da queima de combustíveis fósseis e também é utilizado na produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes, acessórios fotográficos, praguicidas, etc. É um metal de elevado potencial tóxico, que se acumula em organismos aquáticos, possibilitando sua entrada na cadeia alimentar. O cádmio pode desencadear vários processos patológicos no homem, incluindo disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose, inibição no crescimento, doenças crônicas em idosos e câncer.

- **Bário:** em geral ocorre nas águas naturais em concentrações muito baixas, de 0,0007 a 0,9000 mg/l. É normalmente utilizado nos processos de produção de pigmentos, fogos de artifício, vidros e praguicidas. A ingestão de bário, em doses superiores às permitidas, pode causar desde um aumento transitório da pressão sanguínea, por vasoconstrição, até sérios efeitos tóxicos sobre o coração, vasos e nervos, sendo que até hoje não foi comprovado seu efeito cumulativo.

- **Chumbo:** dissolvido em águas superficiais naturais, os seus teores geralmente encontram-se em quantidades baixas. A queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes. O chumbo e seus compostos também são utilizados em eletrodeposição, metalurgia, materiais de construção, plásticos, tintas, etc. O chumbo é uma substância tóxica cumulativa. Uma intoxicação crônica por este metal pode levar a uma doença denominada saturnismo, que ocorre na maioria das vezes, em trabalhadores expostos ocupacionalmente. Outros sintomas de uma exposição crônica ao chumbo, quando o efeito ocorre no sistema nervoso central, são: tontura,

irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, entre outros. Quando o efeito ocorre no sistema periférico, o sintoma é a deficiência dos músculos extensores. A toxicidade do chumbo, quando aguda, é caracterizada pela sede intensa, sabor metálico, inflamação gastro-intestinal, vômitos e diarreias.

- **Cobre:** as concentrações de cobre em águas superficiais são, normalmente, bem menores que 0,020 mg/l. As fontes de cobre para o meio ambiente incluem corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre, como aplicação de fungicidas e pesticidas, e precipitação atmosférica de fontes industriais. As principais fontes industriais incluem indústrias de mineração, fundição e refinação. No homem, a injeção de doses excessivamente altas pode acarretar irritação e corrosão da mucosa, danos capilares generalizados, problemas hepáticos e renais, e irritação do sistema nervoso central seguido de depressão. Entretanto, a intoxicação por cobre é muito rara. A presença de cobre no sistema de abastecimento de água, embora não constitua um perigo para a saúde, pode interferir nos usos domésticos.

- **Cromo Total:** as concentrações de cromo em água doce são muito baixas, normalmente inferiores a 0,001 mg/l. É utilizado na produção de alumínio anodizado, aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos, papel, fotografia e curtumes. Na forma trivalente, o cromo é essencial ao metabolismo humano, sendo que a sua carência é causa de algumas doenças. Na forma hexavalente é tóxico e cancerígeno. Os limites máximos são estabelecidos basicamente em função do cromo hexavalente.

- **Níquel:** concentrações de níquel em águas superficiais naturais podem chegar a aproximadamente 0,1 mg/l, embora concentrações de mais de 11,0 mg/l possam ser encontradas, principalmente em áreas de mineração. A maior contribuição para o meio ambiente, pela atividade humana, é a queima de combustíveis fósseis. Como contribuintes principais temos, também, os processos de mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição e, como fontes

secundárias, temos fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados. Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios.

- **Mercúrio:** as concentrações de mercúrio em águas doces não contaminadas estão normalmente em torno de 50 mg/l. Entre as fontes antropogênicas de mercúrio no meio aquático destacam-se as indústrias cloro-álcali de células de mercúrio, vários processos de mineração e fundição, efluentes de estações de tratamento de esgotos, fabricação de certos produtos odontológicos e farmacêuticos e indústrias de tintas. O peixe é um dos maiores contribuintes para a carga de mercúrio no corpo humano, sendo que este mostra-se mais tóxico na forma de compostos organo-metálicos. A intoxicação aguda pelo mercúrio, no homem, é caracterizada por náuseas, vômitos, dores abdominais, diarreia, danos nos ossos e morte. Esta intoxicação pode ser fatal em 10 dias. A intoxicação crônica afeta glândulas salivares, rins e altera as funções psicológicas e psicomotoras.

- **Zinco:** em águas superficiais, normalmente as concentrações estão na faixa de < 0,001 a 0,10 mg/l. É largamente utilizado na indústria e pode entrar no meio ambiente através de processos naturais e antropogênicos, entre os quais destacam-se a produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço e efluentes domésticos. A água com alta concentração de zinco tem uma aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente quando aquecida. O zinco, por ser um elemento essencial para o ser humano, só se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito altas, o que é extremamente raro. Neste caso, pode acumular-se em outros tecidos do organismo humano; isso só ocorre quando as taxas de ingestão diária são elevadas.

- **Fenóis:** são compostos orgânicos que geralmente não ocorrem naturalmente nos corpos d'água. A presença dos mesmos, nos corpos d'água, se deve principalmente aos despejos de origem industrial. São compostos tóxicos aos organismos aquáticos, em concentrações bastante baixas e afetam o sabor dos peixes e a aceitabilidade das

águas por conferir sabor e odor extremamente pronunciados, especialmente os derivados do cloro. Para o homem, o fenol é considerado um grande veneno, causando efeito de cauterização no local em que ele entra em contato através da ingestão. Os resultados de intoxicação são náuseas, vômito, dores na cavidade bucal, na garganta e estômago, entre outros. Inicialmente, há uma excitação seguida de depressão, e queda na pressão arterial, seguida de desenvolvimento de coma, convulsão e endemia dos pulmões.

- **Ferro Total:** em quantidade adequada, é essencial ao sistema bioquímico das águas, podendo, em grandes quantidades, se tornar nocivo, dando sabor e cor desagradáveis e dureza às águas, tornando-as inadequadas ao uso doméstico e industrial. O ferro aparece, normalmente, associado com manganês.

- **Manganês:** raramente atinge concentrações de 1,0 mg/l em águas superficiais naturais e, normalmente, está presente em quantidades de 0,2 mg/l ou menos. É muito usado na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas e baterias, e na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifício e fertilizantes, entre outros. Sua presença em quantidades excessivas é indesejável em mananciais de abastecimento público devido ao seu efeito no sabor, tingimento de instalações sanitárias, aparecimento de manchas nas roupas lavadas e acúmulo de depósitos em sistemas de distribuição.

- **Cloreto:** um aumento no teor de cloretos na água é indicador de uma possível poluição por esgotos (através de excreção de cloreto pela urina) ou por despejos industriais, e acelera os processos de corrosão em tubulações de aço e de alumínio, além de alterar o sabor da água.

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO):** é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO, sendo o teste realizado num prazo menor e em primeiro lugar, servindo os resultados de orientação para o teste da DBO. O

aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem industrial.

- **Surfactantes:** o principal inconveniente dos detergentes na água se relaciona aos fatores estéticos, devido à formação de espumas em ambientes aeróbios.

- **Ortofostato Solúvel:** os ortofosfatos são biodisponíveis. Uma vez assimilados, eles são convertidos em fosfato orgânico e em fosfatos condensados. Após a morte de um organismo, os fosfatos condensados são liberados na água. Entretanto, eles não estão disponíveis para absorção biológica até que sejam hidrolizados para ortofosfatos por bactérias.

- **Condutividade:** a condutância específica (condutividade) é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. A condutividade da água depende de suas concentrações iônicas e da temperatura. A condutância específica fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade específica da água aumenta.

- **Coloração:** é pouco freqüente a relação entre cor acentuada e risco sanitário nas águas. O problema maior de coloração na água, em geral, é o estético já que causa um efeito repulsivo aos consumidores.

Dentre esses parâmetros de qualidade da água, serão acrescentadas mais algumas informações a respeito da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e do Oxigênio Dissolvido (OD), por serem essenciais à simulação utilizada.

3.3.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Para EIGER (1991), o conceito de DBO possibilita uma avaliação bastante importante do estado de qualidade d'água de um determinado sistema, além de tornar possível a comparação do potencial poluidor de resíduos distintos através de uma mesma grandeza. Também, através da DBO é possível estimar-se as necessidades de aeração para degradar a matéria orgânica em estações de tratamento de esgoto (PORTO et al., 1991). Divide-se a DBO em: carbonácea ou de 1º estágio e nitrogenada ou de 2º estágio (EIGER, 1991). Os organismos utilizam inicialmente o OD para transformar o carbono em CO_2 e posteriormente para transformar compostos nitrogenados em nitritos (NO_2) e em nitratos (NO_3) (PORTO et al., 1991).

Caso houver o esgotamento do oxigênio dissolvido em um sistema aquático, o processo de decomposição aeróbia dá lugar ao processo de decomposição anaeróbia, no qual as bactérias anaeróbias e as facultativas irão transformar compostos orgânicos simples, como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e amônia (NH_3), podendo haver a ocorrência de um terrível mau cheiro (LINSLEY & FRANZINI, 1978).

3.3.2.2 Oxigênio Dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988) e é uma das variáveis mais importantes de que se dispõe para avaliação da poluição das águas.

A concentração deste gás em uma massa d'água isenta de matéria orgânica em decomposição está em permanente equilíbrio com a pressão parcial do O_2 atmosférico e é proporcional à temperatura da água. Caso houver a introdução de certa carga poluidora nesta massa d'água, expressa em valores de DBO, parte do seu

OD será utilizada na oxidação biológica da matéria orgânica introduzida, produzindo a desoxigenação (BRANCO, 1978). A relação existente entre a DBO de um efluente lançado num ponto de um rio e a concentração de OD a jusante do lançamento do efluente é uma relação complexa e é um dos principais indicadores que guiam o manejo da qualidade d'água de um rio (GROMIEC, 1983).

Segundo LINSLEY & FRANZINI (1978), se a desoxigenação for mais rápida do que a reoxigenação, haverá déficit de oxigênio. BRANCO (1978.) refere-se a este déficit como “déficit de saturação” que define como sendo a diferença entre a concentração prevista em mg/l a uma dada temperatura e a concentração encontrada nas determinações químicas. BRANCO (1986), cita que este déficit tende a ser compensado pela reoxigenação a partir do O₂ atmosférico e da fotossíntese realizada por organismos clorofilados presentes na própria massa d'água, que desta forma tende a recuperar novamente o seu estado de saturação de oxigênio.

3.3.3 Degradação da Qualidade da Água

Hoje, a qualidade e quantidade da água de um sistema estão relacionadas às atividades antrópicas exercidas em sua bacia de contribuição. Do ponto de vista da qualidade da água e das atividades exercidas em uma bacia hidrográfica, STRASKRABA (1995) determinou dois tipos básicos de fontes de poluição: as fontes distintas ou pontuais, e as fontes difusas. Segundo este autor, as primeiras são de fácil detecção e estão relacionadas aos diferentes tipos de indústrias e assentamentos humanos, sendo que o efeito das indústrias sobre a qualidade das águas é diversificado, dependendo do tipo de indústria, de produtos fabricados e de produtos químicos utilizados.

Na indústria têxtil, algumas das operações de processamento de tecidos de algodão e de tecidos sintéticos dão origem a um volume de efluentes muito grande. São as operações de desengomagem e lavagem, de cozimento e lavagem, de

alveijamento e lavagem, de mercerização e lavagem, de estamparia e de lavagem. Em alguns casos, os despejos são provenientes principalmente da limpeza das máquinas e da lavagem das caldeiras. Os resíduos resultantes dos despejos das várias seções contêm compostos orgânicos, como amido, gomas, glucose, graxas, pectina, álcoois, ácido acético, sabões e detergentes, e compostos inorgânicos, como hidróxido de sódio, carbonato, sulfato e cloreto (BRAILE, 1979).

Na indústria petroquímica, vários dos compostos presentes nos resíduos gerados em seus processos de produção são tóxicos para a vida aquática e podem exercer, também, efeitos tóxicos nas plantas e animais, o que torna a água residual desta indústria insatisfatória para a agricultura e pecuária (BRAILE, 1979).

Os efluentes das indústrias químicas variam em qualidade e quantidade, dependendo do tipo de produtos fabricados, processos utilizados e matérias-primas empregadas. Esses efluentes constituem-se, geralmente, de teores variáveis de sólidos em suspensão e em solução, na forma de ácidos, álcalis e sais tóxicos, além de fluoretos, fosfatos, sulfatos, solventes orgânicos, graxas, óleos, metais e água quente ou vapor (BRAILE, 1979).

Além da industrialização, atividades como a urbanização e a agricultura, quando realizadas sem um planejamento que vise a proteção dos recursos naturais da bacia hidrográfica na qual estão inseridas, também causam problemas de qualidade e quantidade de água em rios e reservatórios. GUERREIRO (1996), cita em seu trabalho diferentes tipos de interferência que estas atividades exercem nos fatores físicos: geologia, pedologia, geomorfologia, hidrologia e clima. Tais interferências estão nos diagramas a seguir:

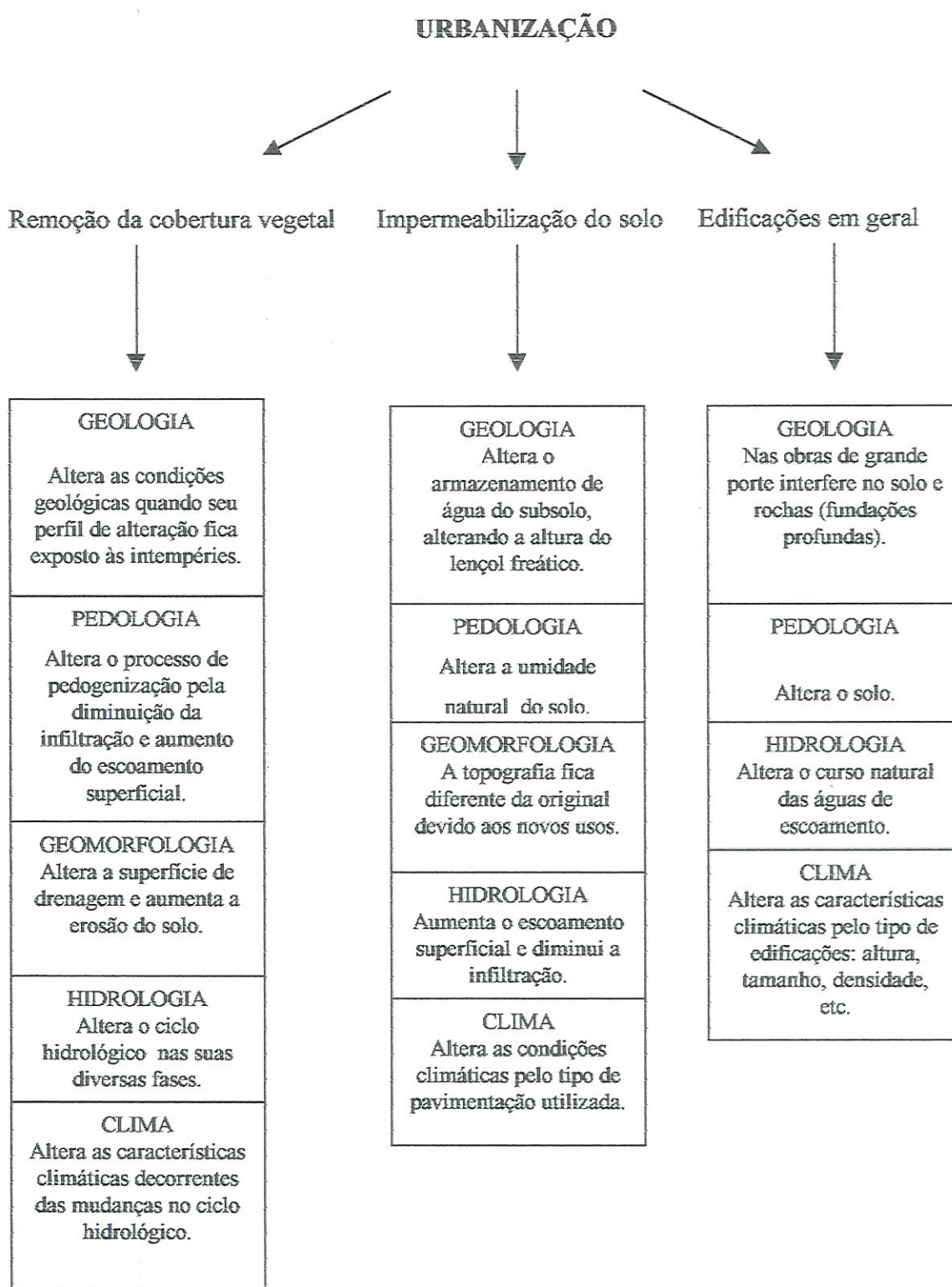


FIGURA 1 - Diagrama do impacto da mudança do uso do solo pelo fator urbanização sobre as características do meio físico (GUERREIRO, 1996).

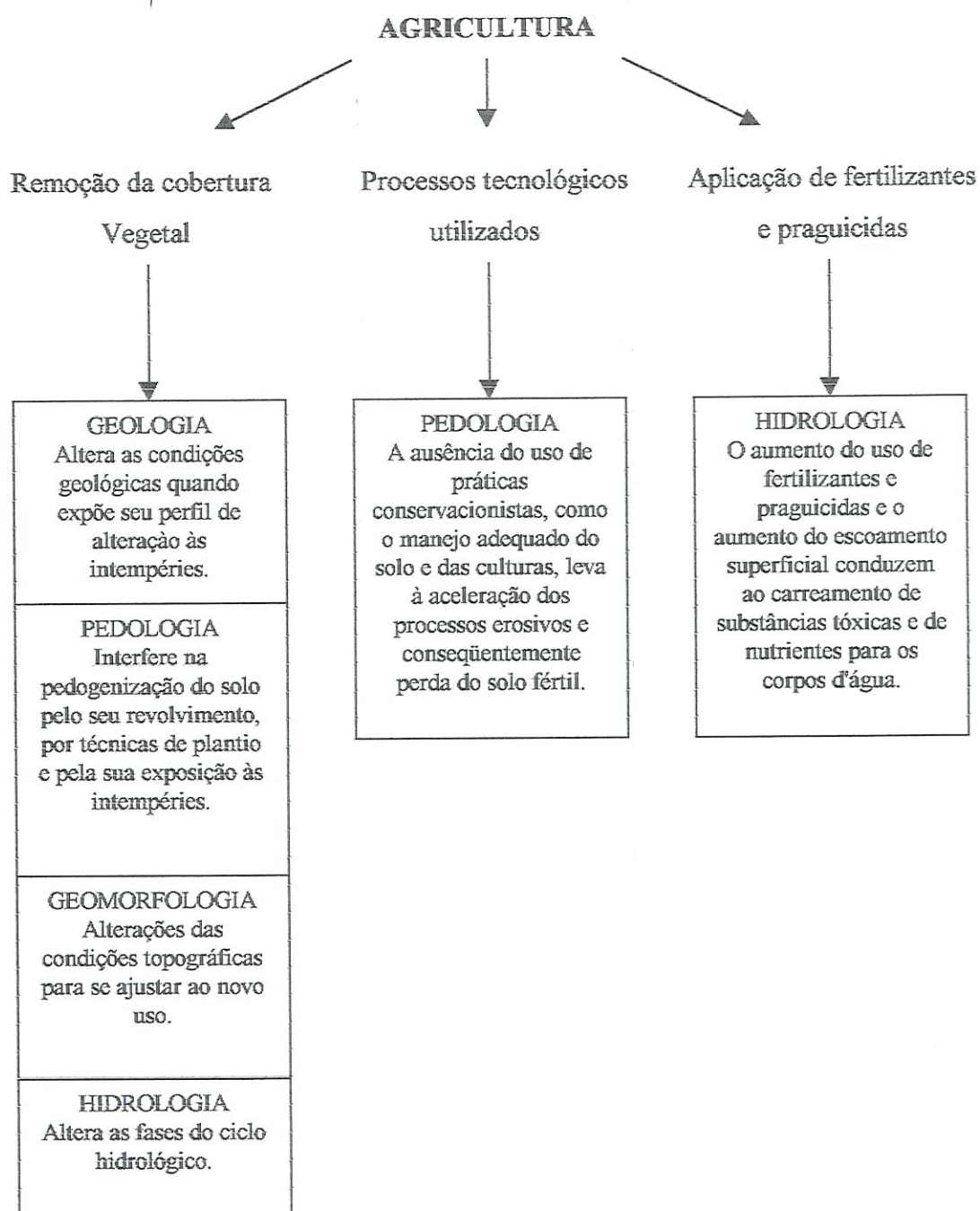


FIGURA 2 - Diagrama do impacto da mudança do uso do solo pelo fator agricultura sobre as características do meio físico (GUERREIRO, 1996).

As interferências que os fatores físicos citados sofrem em razão de atividades como a urbanização e a agricultura, provocam, por sua vez, impactos na qualidade da água dos sistemas aquáticos da bacia hidrográfica. Como citado anteriormente, o sistema abiótico, representado principalmente pelo substrato geológico e pelo clima, é um dos mais importantes sistemas que respondem pelo fornecimento de matéria e energia ao sistema hídrico superficial. Alguns destes impactos estão esquematizados nas figuras a seguir:

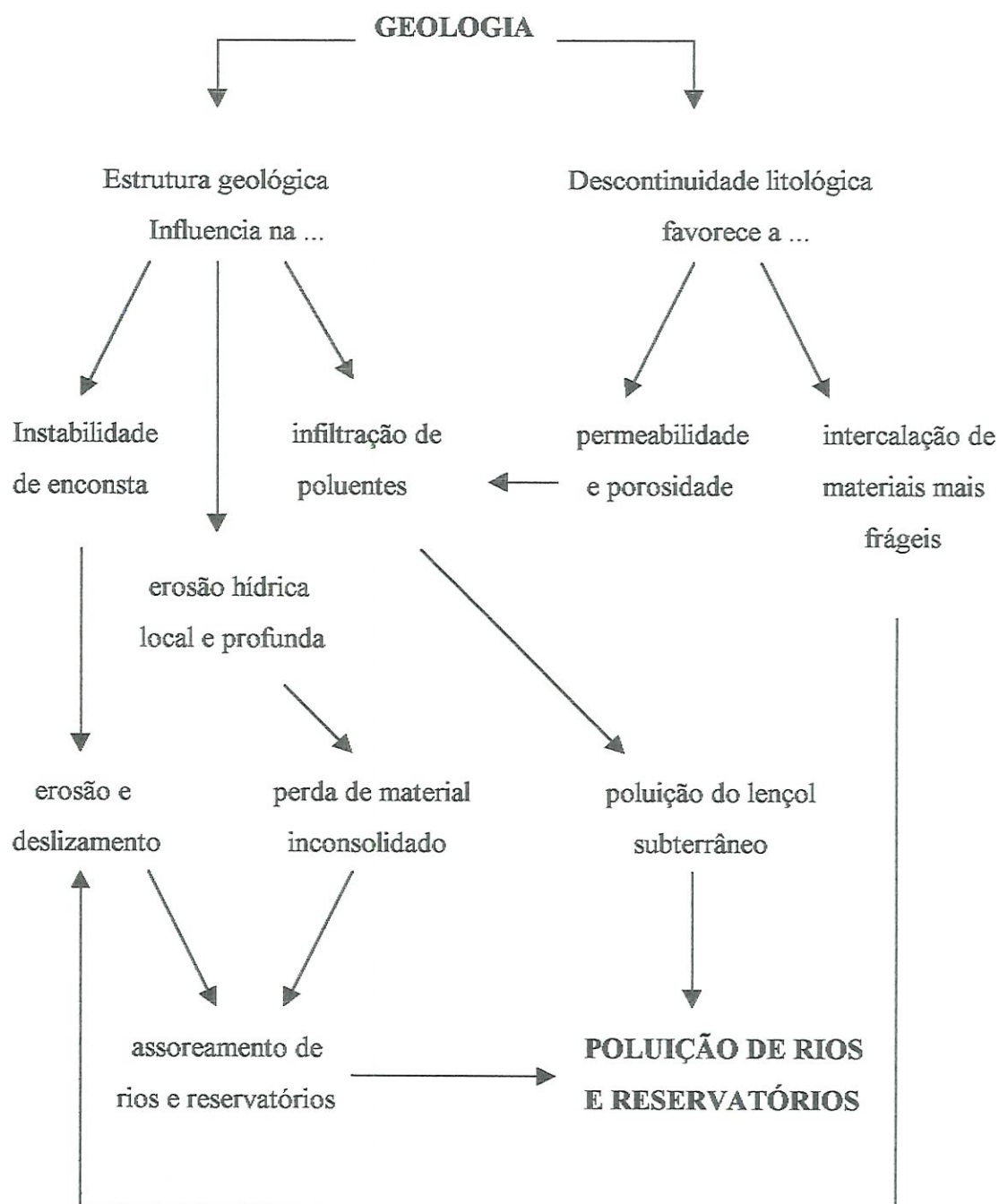


FIGURA 3 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico geologia (GUERREIRO, 1996).

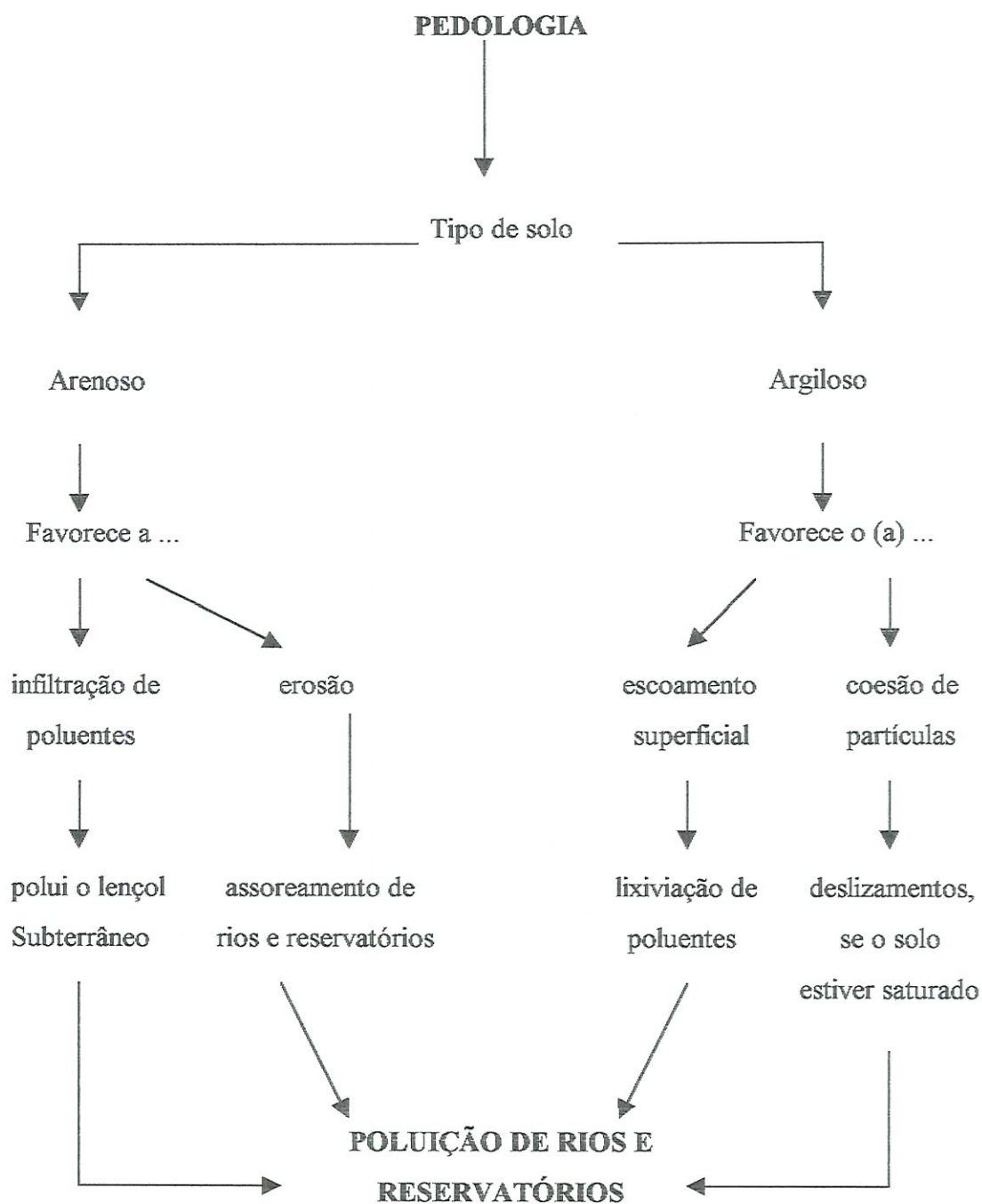


FIGURA 4 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico pedologia (GUERREIRO, 1996).

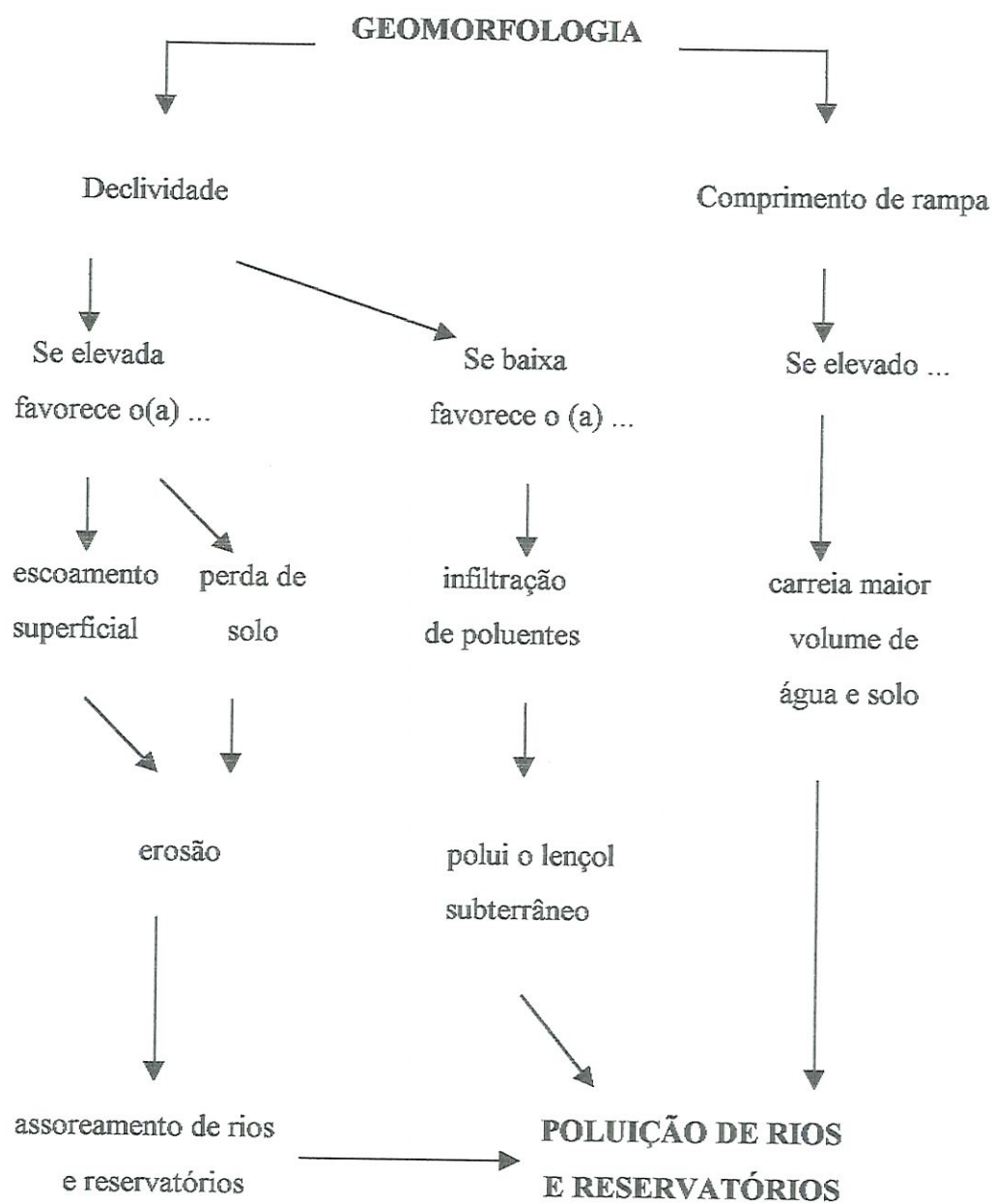


FIGURA 5 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico geomorfologia (GUERREIRO, 1996).

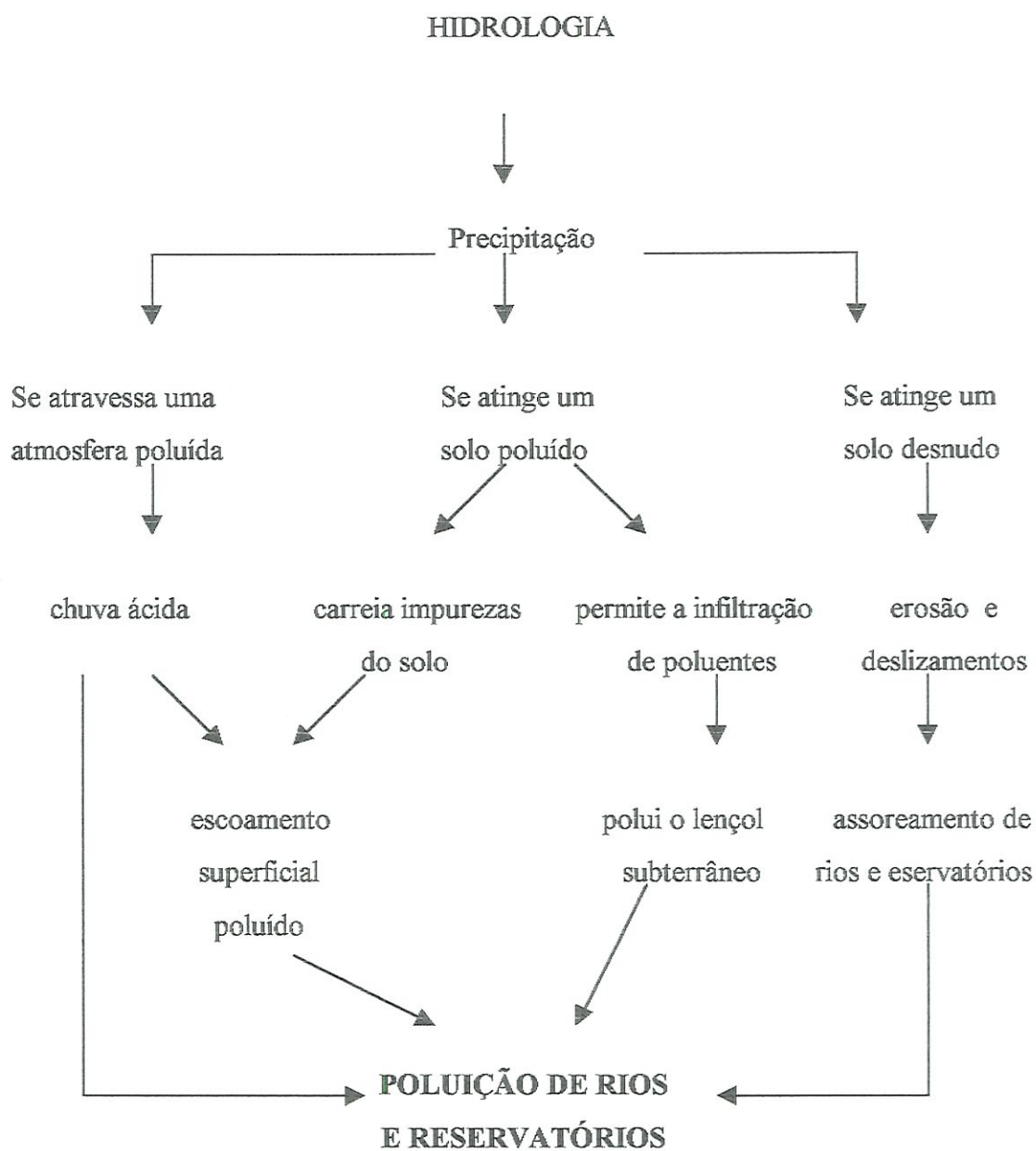


FIGURA 6 - Impactos na qualidade da água de rios e reservatórios em função do fator físico hidrologia (GUERREIRO, 1996).

3.4 Modelos Matemáticos de Qualidade da Água

Segundo TUCCI (1987), deve-se utilizar de todas as ferramentas disponíveis para se antever as diferentes alternativas de controle da qualidade da água e da sua distribuição para os diferentes usos. Ele citou os modelos matemáticos como uma delas, e acrescentou que estes são técnicas que permitem representar as diferentes alternativas propostas de solução e simular condições que poderiam ocorrer.

Segundo SIQUEIRA (1996), os modelos de qualidade de água têm sido amplamente utilizados no planejamento, manejo e tomadas de decisão em recursos hídricos. O autor (op.cit.), acrescentou que a modelação permite estimar como o rio responderia a diferentes descargas de resíduos, permite a escolha das melhores alternativas de manejo, possibilita estimar a capacidade de autodepuração do sistema fluvial e, desta forma, torna-se possível prever os impactos decorrentes de uma descarga de resíduos.

Como visto anteriormente, as alterações na qualidade da água em rios e reservatórios podem ocorrer em virtude de atividades antrópicas realizadas na bacia de contribuição do corpo d'água em questão. EIGER (1991) colocou que cada situação exige a escolha de um modelo adequado, havendo casos em que a simulação não representa a situação real devido a erros decorrentes das aproximações adotadas, podendo gerar conclusões duvidosas.

O primeiro modelo matemático para ambiente aquático, o modelo de Streeter-Phelps, surgiu em 1925 nos Estados Unidos, como resultado de um estudo intensivo sobre fontes de poluição e seus impactos sobre a água de abastecimento doméstico realizado por uma comissão denominada "Ohio River Commission" (ORLOB, 1983).

Atualmente existem inúmeros modelos matemáticos de qualidade d'água para rios, dentre os quais vários são extensões das equações propostas por Streeter e Phelps (TEIXEIRA FILHO, 1988).

3.4.1 Modelo de Streeter-Phelps

É um modelo matemático de qualidade d'água composto de duas equações para avaliar a demanda bioquímica de oxigênio de vários constituintes biodegradáveis (desoxigenação) e a concentração de oxigênio dissolvido em cursos d'água (GROMIEC et al., 1983). O processo de desoxigenação é descrito pela equação diferencial a seguir (TEIXEIRA FILHO, 1988):

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (1)$$

onde,

L - demanda bioquímica de oxigênio do primeiro estágio, ou , carbonácea (ML^{-3})

K_1 - coeficiente de desoxigenação (T^{-1})

O coeficiente de desoxigenação (K_1) representa o oxigênio consumido pelas bactérias para a oxidação da matéria orgânica carbonácea ou a velocidade de reação da DBO do primeiro estágio. Depende principalmente da natureza e concentração da matéria orgânica, da quantidade de bactérias presentes na água (SALVADOR, 1989), e também, da temperatura desta (LINSLEY & FRANZINI, 1978).

A concentração de oxigênio dissolvido de um curso d'água, num certo instante t , pode ser determinada através da equação do déficit de saturação de oxigênio.

O déficit de saturação de oxigênio na água, num dado instante t , eq.(2), corresponde à resultante da soma dos efeitos da desoxigenação, resultante da decomposição aeróbia da matéria orgânica, e da oxigenação, resultante da reaeração atmosférica, as quais ocorrem simultaneamente e independentemente uma da outra (BRANCO, 1978):

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad (2)$$

onde,

D - déficit de saturação de oxigênio, ou, a diferença entre a concentração de saturação de OD e a concentração a um dado tempo t (ML^{-3})

K_2 - coeficiente de reaeração (T^{-1})

A concentração de oxigênio dissolvido no instante t é calculada pela equação abaixo (TEIXEIRA FILHO, 1988):

$$D = C_S - C_t \quad (3)$$

onde,

C_S - concentração de saturação de oxigênio (ML^{-3})

C_t - concentração de oxigênio dissolvido no instante t (ML^{-3})

A solução da eq.(1) é dada pela eq.(4.1) ou pela eq.(4.2) (GASTALDINI, 1982; GROMIEC, 1983; SÃO PAULO-SMA, 1994):

$$L_t = L_0 e^{-K_1 \cdot t} \quad (4.1)$$

$$L_t = L_0 10^{-k_1 \cdot t} \quad (4.2)$$

onde,

$$k_1 = 0,434 K_1$$

L_0 - concentração de DBO do primeiro estágio num ponto inicial de referência ($t=0$) no rio (ML^{-3})

L_t - valor da DBO do primeiro estágio após o tempo de trânsito t (ML^{-3})

A solução da eq.(2) é dada pela eq.(5.1) ou pela eq.(5.2) (ORLOB, 1983):

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} [e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}] + D_0 e^{-K_2 \cdot t} \quad (5.1)$$

ou,

$$D_t = \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} [10^{-k_1 \cdot t} - 10^{-k_2 \cdot t}] + D_0 10^{-k_2 \cdot t} \quad (5.2)$$

onde,

$$k_1 = 0,434 K_1$$

$$k_2 = 0,434 K_2$$

L_0 - concentração de DBO do primeiro estágio num ponto inicial de referência ($t=0$) no rio (ML^{-3})

D_0 - déficit de OD no mesmo ponto (ML^{-3})

D_t - déficit de saturação de oxigênio dissolvido após o tempo de trânsito t (ML^{-3})

Segundo EIGER (1991), o modelo de Streeter-Phelps supõe o transporte de um poluente em um rio como sendo um problema unidimensional. O autor (op.cit.) colocou que desta forma há risco deste modelo não representar a realidade do problema, uma vez que esta situação nem sempre ocorre e deixa claro que a hipótese de transporte unidimensional de um poluente só se torna aceitável a uma longa distância a jusante do ponto de lançamento do mesmo. Ele acrescentou, no entanto, que tem sido comum adotar a hipótese de que escoamentos em rios são unidimensionais. GROMIEC et al. (1983), afirmaram que precisão suficiente tem sido obtida em muitos sistemas fluviais utilizando-se modelos de apenas uma ou duas dimensões e acrescentaram que em modelos unidimensionais de sistemas fluviais assume-se mistura completa verticalmente e lateralmente.

Segundo GROMIEC (1983), o modelo de Streeter-Phelps é baseado numa descarga constante de poluentes num determinado e único ponto ao longo do rio, o qual possui vazão constante e seção transversal uniforme: a concentração de oxigênio e a DBO são consideradas uniformes lateralmente e verticalmente em qualquer seção transversal; a desoxigenação e a reaeração são reações de primeira ordem²; as taxas de reação são constantes e a alteração livre do déficit de oxigênio é função apenas da desoxigenação e da reaeração atmosférica resultante da absorção de oxigênio através da interface ar-água. Nas massas de água, uma fina película encontra-se sempre rica em oxigênio, mesmo em condições de intensa poluição; a transferência de O₂ dessa fina camada para as outras camadas d'água depende do grau de agitação ao qual está exposta a massa d'água, o qual depende de fatores como a velocidade de deslocamento d'água, a profundidade do canal, acidentes topográficos,

2. Uma reação é considerada de "m-ésima" ordem se a seguinte equação é válida para a seguinte taxa de reação (GROMIEC, 1983):

$$\frac{dC}{dt} = -KC^m$$

ação dos ventos, etc.(LINSLEY & FRANZINI, 1978). Conforme TEIXEIRA FILHO (1988), o modelo não prevê a entrada de tributários ou lançamentos ao longo do curso e as concentrações de OD e de DBO são consideradas uniformes nas seções transversais porque considera-se a turbulência do curso d'água suficientemente intensa.

Segundo ORLOB (1983), além da oxidação da matéria orgânica realizada por bactérias e da reaeração atmosférica consideradas no modelo de Streeter-Phelps, numerosos processos ocorrem em sistemas fluviais, dentre eles:

- a) a redução da DBO através da sedimentação;
- b) o acréscimo de DBO ao longo do rio, proveniente dos depósitos de fundo, através do escoamento superficial;
- c) a adição de oxigênio através do processo de fotossíntese de fitoplâncton, fitobentos, perifiton e plantas fixas, e
- d) a remoção de oxigênio pela respiração dos organismos aquáticos.

Várias modificações do modelo de Streeter-Phelps têm sido propostas para que os processos acima sejam considerados ao se descrever o perfil da DBO e OD ao longo de um rio (ORLOB, 1983).

3.4.2 Modelo de Camp

Camp, em 1963, modificou as equações de Streeter-Phelps de modo a inserir nas mesmas os valores referentes à remoção de DBO por sedimentação de partículas orgânicas, ao aumento de DBO produzido pelos subprodutos da decomposição anaeróbia dos lodos sedimentados e ao aumento da concentração de oxigênio provocado pela fotossíntese (LINSLEY & FRANZINI, 1978). As hipóteses admitidas para este modelo são as mesmas que as do modelo de Streeter-Phelps (TEIXEIRA FILHO, 1988).

Os perfis de DBO e OD propostos por Camp podem ser descritos pelas equações diferenciais eq.(6) e eq.(7), respectivamente (ORLOB, 1983):

$$\frac{dL}{dt} = -(K_1 + K_3)L + B \quad (6)$$

onde,

K_3 - coeficiente de sedimentação (T^{-1})

B - taxa de adição de DBO proveniente dos depósitos de fundo ($ML^{-3}T^{-1}$)

$$\frac{dD}{dt} = K_1L - K_2D - P \quad (7)$$

onde,

P - taxa de produção de oxigênio pela fotossíntese na zona eufótica ($ML^{-3}T^{-1}$)

Segundo ORLOB (1983), a solução da eq.(6) é dada pela eq.(8.1) ou pela eq. (8.2), e a solução da eq.(7) é dada pela eq.(9.1) ou pela eq.(9.2):

$$L_t = \left(L_o - \frac{B}{K_1 + K_3} \right) e^{-(K_1 + K_3)t} + \frac{B}{K_1 + K_3} \quad (8.1)$$

ou,

$$L_t = \left(L_o - \frac{B}{k_1 + k_3} \right) 10^{-(k_1 + k_3)t} + \frac{B}{k_1 + k_3} \quad (8.2)$$

$$\begin{aligned}
 D_t = & \frac{K_1}{K_2 - (K_1 + K_3)} \left(L_0 - \frac{B}{K_1 + K_3} \right) [e^{-(K_1 + K_3)t} - e^{-(K_2 t)}] + \\
 & + \frac{K_1}{K_2} \left(\frac{B}{K_1 + K_3} - \frac{P}{K_1} \right) [1 - e^{-K_2 t}] + D_0 e^{-(K_2 t)}
 \end{aligned}
 \tag{9.1}$$

ou,

$$\begin{aligned}
 D_t = & \frac{k_1}{k_2 - k_1 - k_3} \left(L_0 - \frac{B}{k_1 + k_3} \right) [10^{-(k_1 + k_3)t} - 10^{-k_2 t}] + \\
 & + \frac{k_1}{k_2} \left(\frac{B}{k_1 + k_3} - \frac{P}{k_1} \right) [1 - 10^{-k_2 t}] + D_0 10^{-k_2 t}
 \end{aligned}
 \tag{9.2}$$

O coeficiente de sedimentação (K_3) representa a DBO carbonácea da matéria orgânica que se sedimenta ao longo dos cursos d'água, formando o lodo do fundo ou depósitos bentônicos; depende da velocidade do rio, podendo ser desprezado para valores mais elevados da mesma, geralmente acima de 0,20 m/s, quando a matéria orgânica tende a permanecer em suspensão (SALVADOR, 1989). Segundo THOMAS (1948, apud TEIXEIRA FILHO, 1988), o coeficiente de sedimentação K_3 varia de 0 a 0,36 por dia. Conforme GROMIEC et al. (1983), K_3 representa um pequeno valor para velocidades de escoamento maiores do que 0,3 m/s e um grande valor para velocidades menores do que 0,18 m/s. Ainda, segundo

ORLOB (1983), se a redução da DBO através da sedimentação for desprezível, considera-se $K_3 = 0$, e P e B também podem ser considerados iguais a zero.

3.4.3 Modelo QUAL-I

Este modelo foi desenvolvido nos anos de 1969 e 1970 por "F.D.Masch and Associates" e por "Texas Water Development Board" (GROMIEC et al., 1983).

O QUAL-I é um conjunto de modelos matemáticos inter-relacionados capaz de simular as distribuições temporais e espaciais de parâmetros de qualidade de água ao longo de um sistema fluvial unidimensional, ou seja, a concentração da substância em estudo é homogênea numa mesma seção transversal, e com escoamento em regime permanente não uniforme. Considera, ainda, os efeitos da dispersão longitudinal e da advecção, podendo simular os seguintes parâmetros (GASTALDINI, 1982; GROMIEC, 1983; GROMIEC et al., 1983; TEIXEIRA FILHO, 1988):

- demanda bioquímica de oxigênio (apenas as demandas carbonáceas),
- oxigênio dissolvido,
- temperatura da água, e
- substâncias conservativas.

O transporte de massa unidimensional de uma substância conservativa ou não, em um segmento de rio com seção transversal de área A, com comprimento Δx ao longo do eixo longitudinal, num intervalo de tempo Δt , é dado pela eq.(10) (GROMIEC, 1983; GROMIEC et al., 1983):

$$\frac{\partial C}{\partial t} A = \frac{\partial(EA \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} - \frac{\partial(AUC)}{\partial x} \pm AS \quad (10)$$

onde,

C - concentração da substância (ML^{-3})

A - área da seção transversal (L^2)

E - coeficiente de dispersão longitudinal (L^2T^{-1})

x - distância na direção longitudinal (L)

U - velocidade média do escoamento (L/T^{-1})

S - representa fontes e sumidouros de uma substância não conservativa (ML^{-3})

t - tempo (T)

Segundo GROMIEC et al. (1983), para calcular a temperatura da água utiliza-se a eq.(10), onde:

C - temperatura da água ($^{\circ}C$)

S - representa fontes de calor

A seguir é dado o significado de cada termo da eq.(10), conforme TEIXEIRA FILHO (1988):

$\frac{\partial C}{\partial t} A$ - representa a variação temporal da concentração na seção transversal

$\frac{\partial(AE \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x}$ - representa a variação da concentração devido à dispersão longitudinal

$\frac{\partial(AUC)}{\partial x}$ - representa a variação da concentração devido à advecção

AS - representa as perdas e ganhos no comprimento dx

Assumindo que a seção transversal do rio possui mistura completa, o modelo utiliza as seguintes equações para a simulação da DBO e do OD, respectivamente (GROMIEC et al., 1983):

$$\frac{\partial L}{\partial t} A = \frac{\partial(AE \frac{\partial L}{\partial x})}{\partial x} - \frac{\partial(AUL)}{\partial x} \pm AS_L \quad (11)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} A = \frac{\partial(AE \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} - \frac{\partial(AUC)}{\partial x} \pm AS_C \quad (12)$$

onde,

C - concentração de OD (ML^{-3})

L - concentração de DBO (ML^{-3})

S_L : $-(K_1+K_3)L$

S_C : $K_2(C_s-C)-(K_1+K_3)L$

3.4.4 Modelo QUAL-II

Este modelo é uma modificação do modelo QUAL-I. Foi desenvolvido por "Water Resources Engineers" em 1973, para "U.S. Environmental Protection Agency". Permite a simulação dos seguintes parâmetros de qualidade de água,

considerando o escoamento do sistema fluvial em estado permanente ou dinâmico (GROMIEC, 1983):

- demanda bioquímica de oxigênio (demanda carbonácea),
- oxigênio dissolvido,
- demanda bentônica de oxigênio,
- clorofila a,
- nitrogênio nas formas de amônia, nitrito e nitrato,
- fósforo,
- coliformes,
- material radioativo,
- minerais conservativos, e
- temperatura.

O comportamento dinâmico dos parâmetros de qualidade de água é dado pela integração da equação unidimensional de transporte de massa por mecanismos de advecção e dispersão (GROMIEC, 1983):

$$\frac{\partial C}{\partial t}(A_x dx) = \frac{\partial(A_x E \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial(A_x UC)}{\partial x} dx +$$

$$+ (A_x dx) \frac{dC}{dt} \pm AS$$

(13)

onde,

C - concentração da substância (ML⁻³)

x - distância na direção longitudinal (L)

t - tempo (T)

A_x - área da seção transversal (L^2)

E - coeficiente de dispersão (L^2T^{-1})

U - velocidade do escoamento (L/T)

S - representa fontes e sumidouros de uma substância não conservativa (ML^{-3})

O QUAL-II possibilita uma maior interação entre os parâmetros de qualidade de água e utiliza equações diferenciais para descrever as reações e interações entre eles, considerando um sistema fluvial unidimensional. Para simular as variações na DBO e no OD, utiliza as seguintes equações, respectivamente (GROMIEC, 1983; GROMIEC et al., 1983):

$$\frac{dL_C}{dt} = -(K_1 + K_3)L_C \quad (14)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC}{dt} = & K_2(C_S - C) + (\alpha_3\mu_r - \alpha_4\rho_r)A - K_1L_C - K_bA_x - \\ & - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \end{aligned} \quad (15)$$

onde,

C - concentração de oxigênio dissolvido (ML^{-3})

C_S - concentração de saturação de oxigênio dissolvido (ML^{-3})

L_C - concentração de DBO carbonácea (ML^{-3})

α_3 - taxa de produção de oxigênio através da fotossíntese por unidade de biomassa algal (MM^{-1})

α_4 - taxa de consumo de oxigênio através da respiração por unidade de biomassa algal (MM^{-1})

α_5 - taxa de consumo de oxigênio através da oxidação por unidade de amônia (MM^{-1})

α_6 - taxa de consumo de oxigênio através da oxidação por unidade de nitrito (MM^{-1})

N_1 - concentração de amônia (ML^{-3})

N_2 - concentração de nitrito (ML^{-3})

β_1 - taxa constante de oxidação biológica da amônia (T^{-1})

β_2 - taxa constante de oxidação biológica do nitrito (T^{-1})

μ_r - taxa de crescimento de algas (T^{-1})

ρ_r - taxa de respiração de algas (T^{-1})

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 A Sub-bacia do Rio Atibaia

Localiza-se no Estado de São Paulo, mais precisamente na Região Administrativa de Campinas que é o principal centro econômico do interior paulista e uma das regiões de maior crescimento econômico do país (NEGRI, 1992). Está inserida na bacia do rio Piracicaba (FIGURA 7). Possui uma área de drenagem de 2.960 km² (SÃO PAULO-SMA, 1994) e está situada aproximadamente entre os paralelos 22°35' e 23°15' de latitude Sul e entre os meridianos 47°30' e 46°15' a oeste de Greenwich (BRASIL, 1983). O rio Atibaia é formado pelo rio Atibainha e pelo rio da Cachoeira que se unem nas proximidades e a montante do município de Atibaia; tem aproximadamente 180 km de extensão e, a jusante do reservatório de Salto Grande, município de Americana-SP, juntamente com o rio Jaguari, irá formar o rio Piracicaba (SÃO PAULO-SMA, 1994).

A referida sub-bacia tem toda a sua rede hidrográfica sob influência das chuvas de verão, com máximo pluvial ora em dezembro, ora em janeiro e com mínimo, geralmente, em agosto, sendo que cerca de 75% dos 1.539mm precipitados sobre a bacia correspondem à precipitação ocorrida nos meses de outubro a março. No semestre mais seco, abril a setembro, o volume precipitado varia de 300mm a 350mm. É caracterizada pelo clima subtropical úmido, com verões brandos e úmidos e invernos frios e secos. A temperatura média anual é de 18°C e 19°C, as temperaturas médias do mês mais quente são de aproximadamente 21°C e 22°C e as temperaturas médias do mês mais frio são de 14°C e 15°C. Encontra-se na unidade

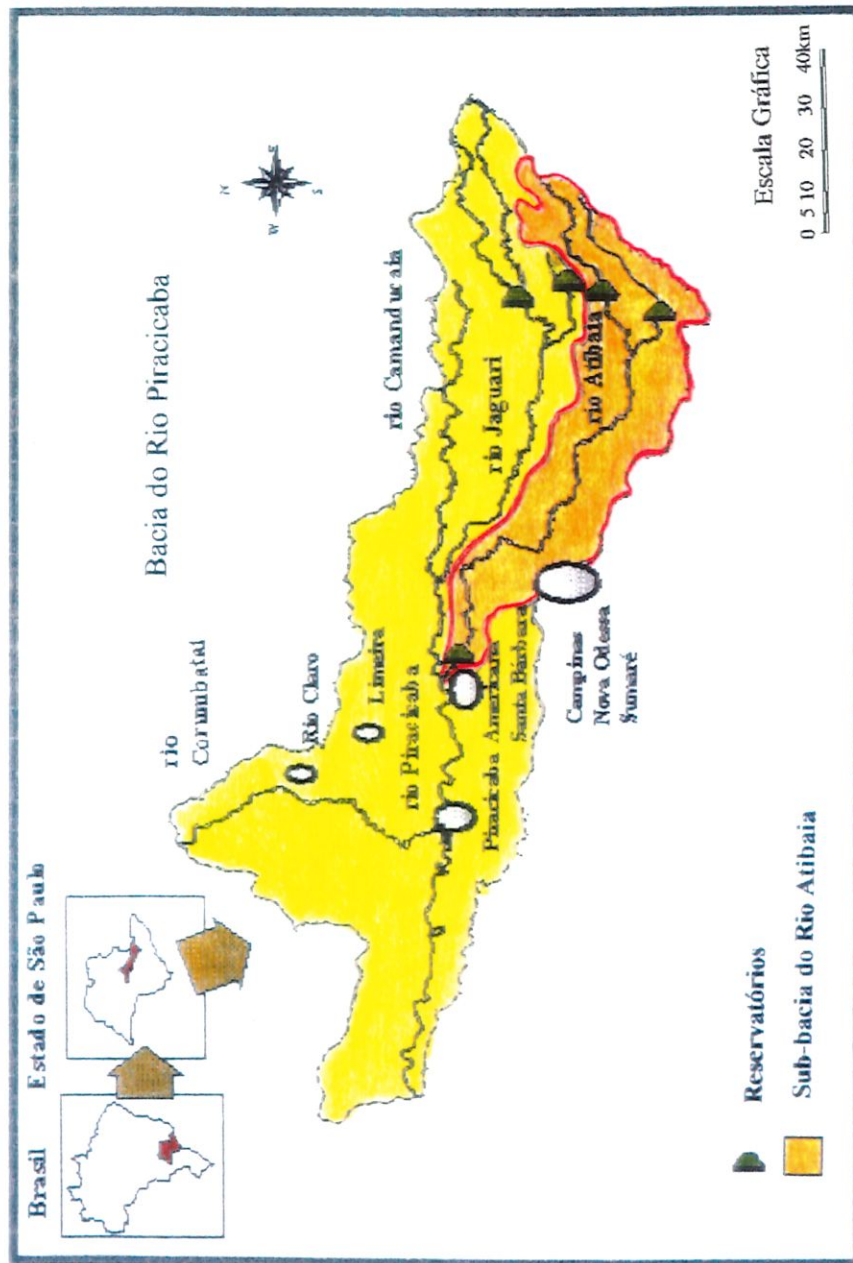


FIGURA 7 - Bacia do rio Piracicaba e sub-bacia do rio Atibaia (CENA, 2000).



geomorfológica do Planalto Atlântico na zona do Planalto de Jundiaí, que é a parte mais antiga do Complexo Cristalino, com altitudes médias entre 800m e 1.000m, as quais são mais baixas do que as altitudes encontradas nas outras zonas morfológicas do Planalto Atlântico. Esta área é considerada uma área de transição entre as terras altas do sudoeste mineiro e a região sedimentar mais baixa da Depressão Periférica. Quase toda a área desta sub-bacia caracteriza-se por apresentar topografia acidentada, com declividades médias entre 10% e 15% e terrenos pouco permeáveis, constituídos por rochas do Complexo Cristalino (ABDALLA, 1986; CAMPOS & BARROS, 1993; PROCHNOW, 1981).

Pertencem a esta sub-bacia os municípios de Bom Jesus dos Perdões, Jarinu, Nazaré Paulista, Paulínia, Piracaia e Vinhedo, com população entre 1 mil e 50 mil habitantes, os municípios de Atibaia, Itatiba e Valinhos, com população entre 50 mil e 100 mil habitantes, e parte do município de Campinas, com população total de aproximadamente 1 milhão de habitantes (SEADE, 1992, apud SÃO PAULO-SMA, 1994).

Como mencionado, esta sub-bacia está inserida na bacia do rio Piracicaba que possui altos índices de industrialização e urbanização, além de um desenvolvido sistema de transportes e infra-estrutura em geral. Paralelamente, além de problemas quanto à distribuição de sua população e de suas atividades industriais, apresenta sérios problemas ambientais, sendo que um dos recursos naturais mais ameaçados é a água, escassa e com qualidade comprometida em algumas regiões devido à alta concentração de indústrias e de habitantes (PROCHNOW, 1990).

A degradação dos recursos hídricos na bacia do rio Piracicaba iniciou-se na década de 70 em virtude do processo de interiorização do desenvolvimento econômico do Estado de São Paulo. A partir de então houve nesta bacia um expressivo crescimento populacional, totalmente urbano com decréscimo da população rural, acompanhado de expansão na agricultura e na indústria; no entanto, este desenvolvimento acelerado não foi acompanhado de medidas para proteção de

mananciais e de tratamento de efluentes, o que provocou a degradação de seus recursos hídricos (ASSIS, 1992; NEGRI, 1992).

Segundo BARTH (1987), “dentre todas as Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo, a Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba é aquela que concentra os maiores problemas de aproveitamento e controle dos recursos hídricos”, sendo indicada como área crítica pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH) em 02/12/1987, e adotada como modelo básico para fins de gestão de recursos hídricos pelo Decreto Estadual número 28.489 de 10/06/1988 (PROCHNOW, 1990). Seus rios estão cada vez mais poluídos, sendo que parte expressiva desta poluição é proveniente de esgotos domésticos, resíduos industriais e insumos agrícolas.

Para SEVÁ FILHO (1997) o problema mais grave de degradação fluvial em toda a região de Campinas ocorre no rio Atibaia, nas proximidades e a montante do Reservatório de Salto Grande, onde a RHODIA (indústria do ramo químico) lança cerca de 8 mil litros de esgoto por segundo neste rio que também recebe neste local as águas do Ribeirão Anhumas, no qual são despejados aproximadamente 2 mil litros de esgoto urbano por segundo, referentes a cerca de metade da população de Campinas. Todo esse esgoto acaba atingindo o Reservatório de Salto Grande de onde é captada água para abastecimento de Sumaré, de parte de Hortolândia e de Nova Odessa e, ainda, alguns quilômetros a jusante da confluência do Rio Atibaia com o Jaguari, que formam o Rio Piracicaba, é captada água para o município de Americana. É importante ressaltar que dos municípios da sub-bacia do rio Atibaia, somente Jarinu, Nazaré Paulista e Valinhos realizam o tratamento de seus efluentes, sendo que nos dois primeiros a eficiência é de aproximadamente 80% e no último é de 20%; o restante dos municípios lança seu esgoto doméstico “in natura” diretamente no Rio Atibaia e em seus afluentes (CAMPOS & BARROS, 1993). Os principais problemas ambientais nesta sub-bacia estão ilustrados na FIGURA 8.

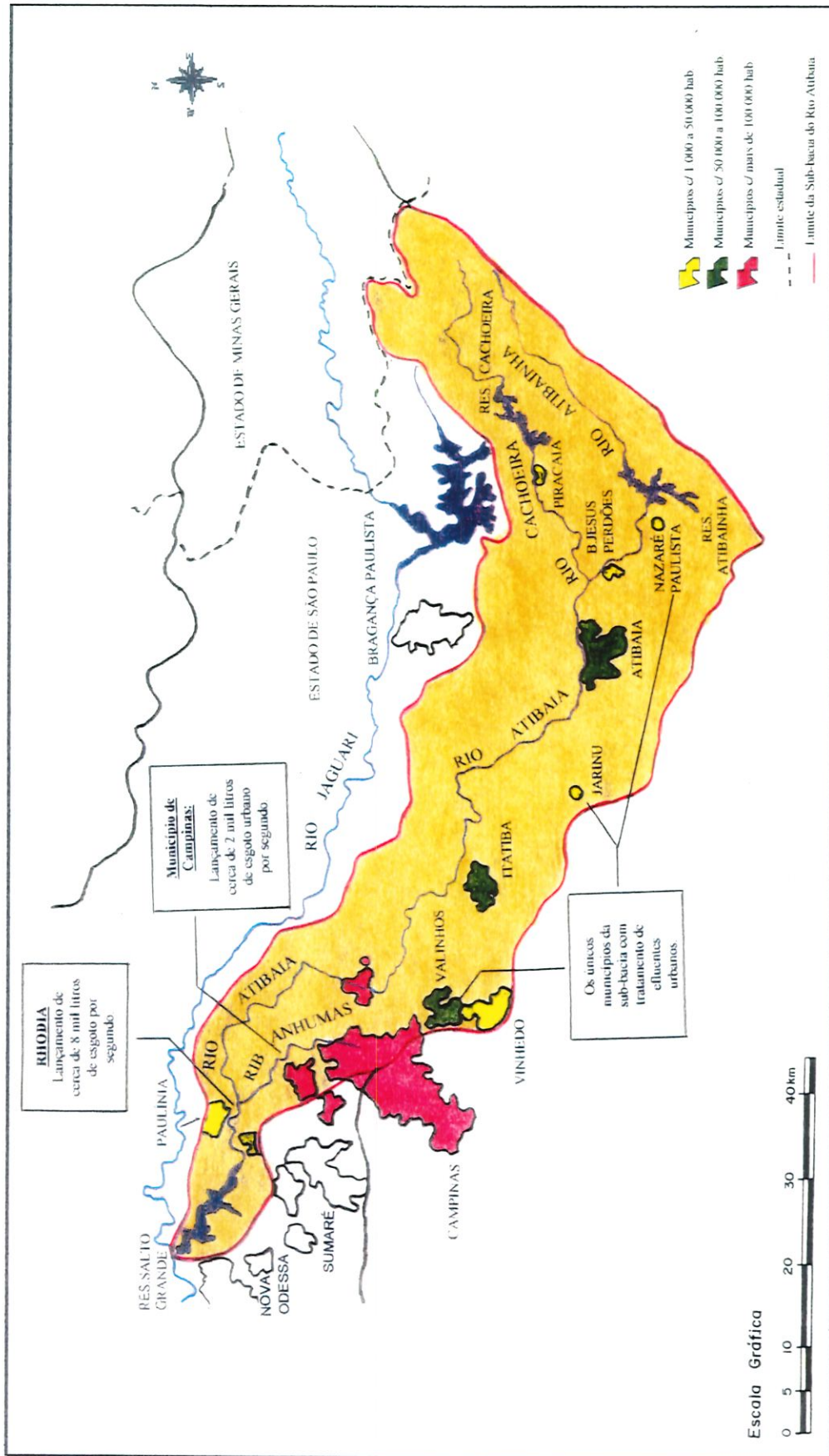


FIGURA 8 - Principais problemas ambientais na sub-bacia do rio Atibaia (SÃO PAULO-SMA, 1994).

Com relação aos efluentes industriais, apesar de passarem por processo de tratamento, a eficiência de remoção não é de 80% como está previsto na legislação. No caso das indústrias do ramo alimentício, têxtil, de bebidas, de aguardente e de tinturaria, a eficiência é, respectivamente, de 40%, 67%, 68%, 46,4% e 15,4%. Os ramos industriais responsáveis pela maior parte da poluição na bacia do rio Piracicaba são os ramos alimentício, têxtil, químico, de papel e de tinturaria, os quais são responsáveis por 79,8% da carga total das indústrias não alcooleiras e por 86,6% da carga residual (CESTESB, 1991, apud SÃO PAULO-SMA, 1994).

Na bacia do rio Piracicaba, a carga poluidora residual industrial de origem orgânica lançada nos corpos d'água representa 47,2 % do total, enquanto que a carga residual urbana representa 52,8 %. No entanto, a carga potencial industrial representa 94,6 % contra apenas 5,4 % da carga urbana, o que revela os riscos das atividades industriais, desta bacia, para o meio ambiente e para a saúde pública (SÃO PAULO-SMA, 1994).

A TABELA 2 mostra as dez principais indústrias poluidoras na sub-bacia do rio Atibaia:

TABELA 2 - As dez principais indústrias poluidoras na sub-bacia do rio Atibaia
 Fonte: (CESTESB, 1991, apud SÃO PAULO-SMA, 1994).

Indústria	Ramo	Município	C.Total (kg DBO/dia)	C.Residual (kg DBO/dia)	% de redução
Rhodia S.A.	química	Paulínia	33.380	7.035	79
Rhodiaco I.Q.Ltda.	química	Paulínia	16.057	1.606	90
Ind.Gessy Lever Ltda.	química	Valinhos	10.804	1.114	90
Têxtil Elizabeth S.A.fab.2	têxtil	Itatiba	2.405	607	75
Cia .Antártica Paulista	bebida	Campinas	358	358	0
Pabreu Cia.I.Tecidos Finos	têxtil	Itatiba	1.106	310	72
Timavo do Brasil S.A.I.T.	têxtil	Itatiba	1.065	297	72
Fibralin Têxtil S.A.	têxtil	Itatiba	1.423	285	80
Bann Química S.A.	química	Paulínia	1.010	280	72
Petrobrás - Replan	petroq.	Paulínia	2.693	271	90

Ainda, em se tratando de atividades industriais, tem-se o problema da emissão na atmosfera de gases como os óxidos de nitrogênio (NOx) e óxidos de enxofre (SOx), que em reação química com as moléculas de água das chuvas vão gerar a chuva ácida que conforme MONTICELLI & MARTINS (1993), já é um item preocupante na bacia do rio Piracicaba. Conforme SEVÁ FILHO (1997), em termos de concentração de poluentes atmosféricos, com destaque para o material particulado (fuligens e fumaças) e para os gases sulfurosos, a região de Campinas está atingindo números médios e máximos de emissão e de concentração desses poluentes que se equiparam aos números europeus e norte-americanos de cerca de vinte anos atrás, nas regiões mais industrializadas destes continentes; foi nesta época, anos 1970 a 1980 que os setores ambientalistas, governamentais e empresariais destes se deram conta da gravidade da situação, e foram tomadas as primeiras medidas sérias para o controle daquele quadro de poluição. Ainda, segundo SEVÁ FILHO (op. cit.), “a

composição química e física do ar de muitos locais sabidamente poluídos da região de Campinas nunca ou raramente é medida e pouca ou nenhuma providência é tomada para diminuir a quantidade de emissões ou para melhorar a qualidade dos combustíveis queimados, o que torna a poluição atmosférica da região uma ameaça aos moradores próximos, aos usuários de ônibus, aos trabalhadores e, também, torna-se uma ameaça aos seus recursos naturais, pois certamente está ocorrendo a acidificação progressiva dos solos e das águas superficiais da região, embora sua percepção seja menos sutil, sendo que os seus efeitos só se manifestarão no decorrer de um tempo maior”.

Além das atividades industriais, as atividades agrícolas também têm um potencial poluidor muito grande. A prática agrícola na Bacia é intensiva, com uso expressivo de agrotóxicos. Sabe-se que, da quantidade total de agrotóxicos que é aplicada, apenas 10% atinge o alvo desejado e, portanto, uma quantidade muito grande destes compostos se perde no solo e acaba atingindo os corpos d'água pelo processo de lixiviação (MONTICELI & MARTINS, 1993).

Além dos problemas de poluição, a Bacia do Rio Piracicaba encontra-se numa situação delicada no que se refere à vazão de seus rios: cerca de 33 mil litros de água por segundo são captados pela SABESP (empresa estadual de águas) das cabeceiras dos rios Jaguari e Atibaia para abastecimento de aproximadamente 9 milhões de habitantes da Região Metropolitana de São Paulo, o que representa 60% da população da Grande São Paulo. Como mencionado, o volume revertido é de aproximadamente 33 m³/s e a reversão ocorre por intermédio do Sistema Cantareira de Abastecimento (FIGURA 9). Este sistema de abastecimento é formado por 4 reservatórios: Cachoeira, Atibainha e Juqueri, com início de operações em 1975, e Jaguari-Jacareí, com início de obras em 1976. Os reservatórios Cachoeira e Atibainha, são represamentos dos rios da Cachoeira e Atibainha, respectivamente, os quais são formadores do rio Atibaia e de onde são revertidos 9m³/s: 5m³/s do reservatório Cachoeira e 4 m³/s do reservatório Atibainha, representando cerca de 60% da vazão na foz do rio Atibaia, em períodos de estiagem mais severa. Além da

reversão de água para a RMSP, ocorre a reversão de água do Rio Atibaia para os municípios de Jundiaí e de Campinas (CENA, 2000; NEGRI, 1992; SÃO PAULO-SABESP, 1982; SEVÁ FILHO, 1997; TEIXEIRA FILHO, 1988;).

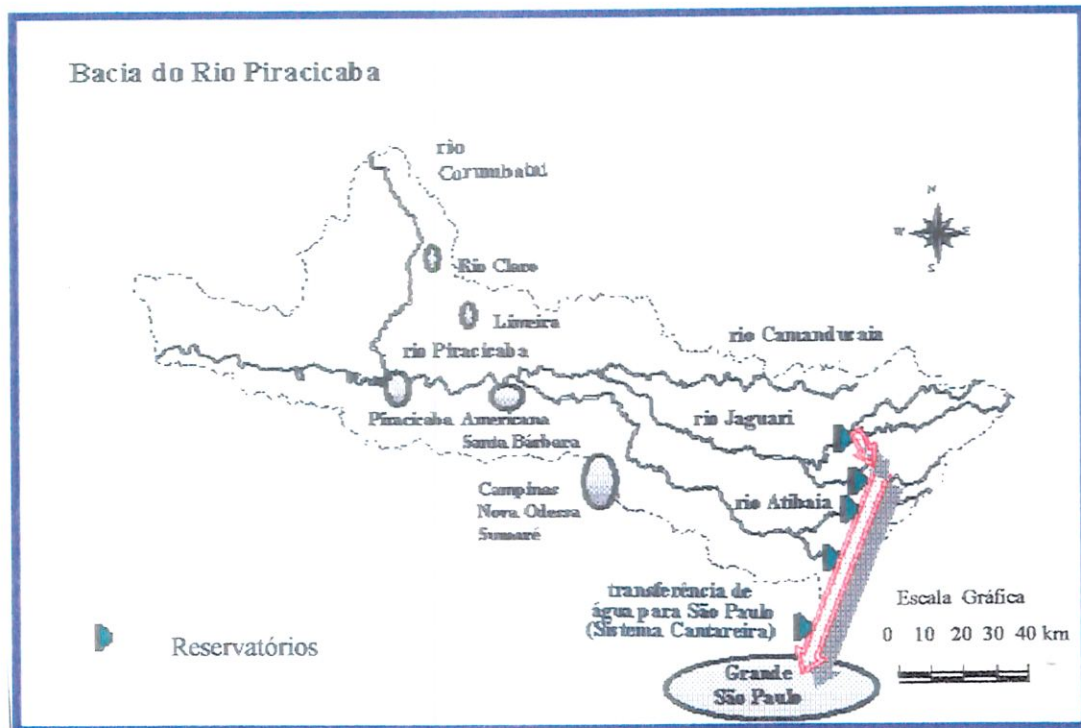


FIGURA 9 - Sistema Cantareira de Abastecimento (CENA, 2000).

4.2 Escolha do Modelo Matemático de Qualidade de Água

Como visto na revisão bibliográfica, existem vários modelos matemáticos de qualidade de água. Alguns mais simples, outros mais complexos que permitem simular um número maior de parâmetros.

Para simular a qualidade da água no rio Atibaia, de acordo com os objetivos deste trabalho, serão simuladas as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e de demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Nos trabalhos de mestrado e

doutorado mais recentes, a respeito de simulação da qualidade da água em rios, foi utilizado o modelo QUAL-II. Dada a falta de informações a respeito da taxa de produção de oxigênio pela fotossíntese, taxa de consumo de oxigênio pela respiração de organismos aquáticos, e outras taxas, conforme item 3.4.4, a equação para a simulação da concentração de OD do modelo QUAL-II ficaria reduzida à equação para simulação da concentração de OD do modelo de Streeter-Phelps (GROMIEC (1983), o qual foi escolhido neste trabalho. Utilizou-se as equações eq.(4.2) e eq.(5.2).

4.3 Aplicação do Modelo

Para a aplicação do modelo foi escolhido o trecho do rio Atibaia com extremos na captação de água para o município de Atibaia e no início do Reservatório de Salto Grande. Posteriormente, dividiu-se este em sub-trechos.

4.3.1 Divisão do rio Atibaia em sub-trechos

Utilizou-se a divisão em sub-trechos para o rio Atibaia proposta por SÃO PAULO-SMA (1994). Para esta divisão SÃO PAULO-SMA (1994), baseou-se nos seguintes critérios:

- localização dos principais pontos de captação de águas;
- localização das descargas poluidoras mais significativas;
- localização das principais represas;
- localização dos maiores afluentes à rede hídrica principal;
- localização dos pontos de amostragem de qualidade da água para a montagem do perfil sanitário;
- identificação dos pontos onde há mudanças marcantes nas características do sistema fluvial (profundidade e velocidade).

4.3.2 Obtenção de valores de OD e DBO observados

As concentrações de OD e de DBO, para cada sub-trecho no período de estiagem, foram obtidas de SÃO PAULO-SMA (1994.), ano de 1990, as quais foram determinadas utilizando-se relatórios da CETESB e calculando-se a concentração média destes parâmetros (médias dos valores mínimos, médios e máximos).

4.3.3 Obtenção dos dados de entrada para o modelo

Os dados de vazão, de carga poluidora e a extensão, para cada sub-trecho no período de estiagem, foram obtidos de SÃO PAULO-SMA (1994.), ano de 1990, sendo que as vazões foram determinadas considerando-se dados de estudos da CETESB e DAEE, e utilizando-se a vazão Q_{95} por representar situações de estiagem próximas às observadas no período de 5 anos; as cargas poluidoras industriais e urbanas foram determinadas segundo relatórios da CETESB e estudos citados na bibliografia, respectivamente.

Utilizou-se o valor de 9,2 mg/l, proposto por LINSLEY & FRANZINI (1978), para a concentração de saturação de oxigênio (C_s) em águas doces a 20°C, que é a temperatura média da água do rio Atibaia no período de estiagem (SÃO PAULO-SMA, 1995).

A TABELA 3 identifica a localização dos pontos onde há lançamento de efluentes e captações de água ao longo do trecho do rio Atibaia escolhido para a modelação, bem como a distância de cada um deles à foz deste rio, e os valores de OD, DBO, vazão e carga lançada para cada ponto. A TABELA 4 identifica os pontos extremos de cada sub-trecho, caracterizados pela distância do extremo de montante do trecho 1, o qual corresponde ao ponto 1 na TABELA 3, bem como as extensões de cada um, e a FIGURA 10 ilustra a alocação dos pontos onde há

lançamento de efluentes e captação de água para abastecimento urbano no trecho escolhido do rio Atibaia, e os sub-trechos.

TABELA 3 - Características dos pontos, do trecho escolhido do rio Atibaia para a modelação, onde há lançamento de efluentes e captações de água.

Ponto	Localização	Tipo	Dist.	OD	DBO ₅	V	Carga
1	Atibaia	C.URB.	170,50	-	-	6,76	0,000
2	P.M. Cap. Atibaia		170,50	7,56	0,859	6,76	0,000
3	Atibaia	L.URB.	163,85	-	-	7,06	2,633
4	Atibaia	L.IND.	163,85	6,82	5,170	7,06	0,061
5	P.M.		150,00	6,75	3,433	8,84	0,000
6	Jarinu	L.IND.	141,07	6,64	2,976	9,14	0,112
7	Jundiáí	C.URB.	120,87	6,91	1,473	10,78	0,000
8	Itatiba	C.URB.	109,98	6,96	1,008	11,78	0,000
9	Itatiba	L.URB.	108,13	-	-	11,84	2,356
10	Itatiba	L.IND.	108,13	6,28	5,217	11,84	2,004
11	P.M. (Pte J.Egídio)		80,80	6,24	1,856	12,60	0
12	Campinas (5% do esgoto)	L.URB.	80,31	-	-	12,66	1,627
13	Valinhos	L.URB.	80,31	-	-	12,66	1,513
14	Vinhedo	L.URB.	80,31	-	-	12,66	1,157
15	Valinhos e Vinhedo	L.IND.	80,31	6,03	5,814	12,66	1,948
16	AT2065 - P.M.		78,24	-	-	12,72	0
17	Campinas	C.URB.	78,24	6,79	5,476	12,72	0
18	Campinas (40% do esgoto)	L.URB.	29,46	-	-	14,14	13,018
19	Campinas	L.IND.	29,46	6,52	14,864	14,14	8,201
20	Rodhiaco Ind.Química	L.IND.	29,05	5,59	15,941	14,16	1,606
21	Bann Química	L.IND.	27,63	4,45	15,385	14,16	0,28
22	Replan Ref.do Planalto	L.IND.	25,44	2,61	14,373	14,24	0,271
23	Paulínia	L.URB.	18,50	2,59	11,843	14,44	0,957
24	J.Bresler S/A Ind.Papel	L.IND.	18,30	2,45	11,835	14,46	0,109
25	Sumaré	C.URB.	16,80	-	-	14,48	0
26	P.M. (Captação Sumaré)		16,80	5,00	11,243	14,48	0
27	Barragem		1,03	5,09	3,395	15,24	0

Fonte: (SÃO PAULO-SMA, 1994)

P.M. - ponto de monitoramento

tipo: L.URB. - lançamento urbano; L.IND. - lançamento industrial; C.URB. - captação urbana; **dist.:** distância da foz em km.; **OD:** concentração de oxigênio dissolvido - mg/l; **DBO₅:** demanda bioquímica de oxigênio do 1º estágio - mg/l; **vazão:** m³/s; **carga:** carga lançada após tratamento - tDBO/dia.

TABELA 4 - Pontos extremos dos sub-trechos do rio Atibaia, caracterizados pela distância (km) do extremo de montante do sub-trecho 1, e as suas extensões.

Sub-trecho	Extremo de montante	Extremo de jusante	Extensão (m)
1	0	6.65	6650
2	6.65	20.5	13850
3	20.65	29.43	8930
4	29.43	49.63	20200
5	49.63	60.52	10890
6	60.52	62.37	1850
7	62.37	89.70	27330
8	89.70	90.19	490
9	90.19	92.26	2070
10	92.26	141.04	48780
11	141.04	141.45	410
12	141.45	142.87	1420
13	142.87	145.06	2190
14	145.06	152.00	6940
15	152.00	152.20	200
16	152.20	153.70	1500
17	153.70	169.47	15770

Fonte: (SÃO PAULO-SMA, 1994)

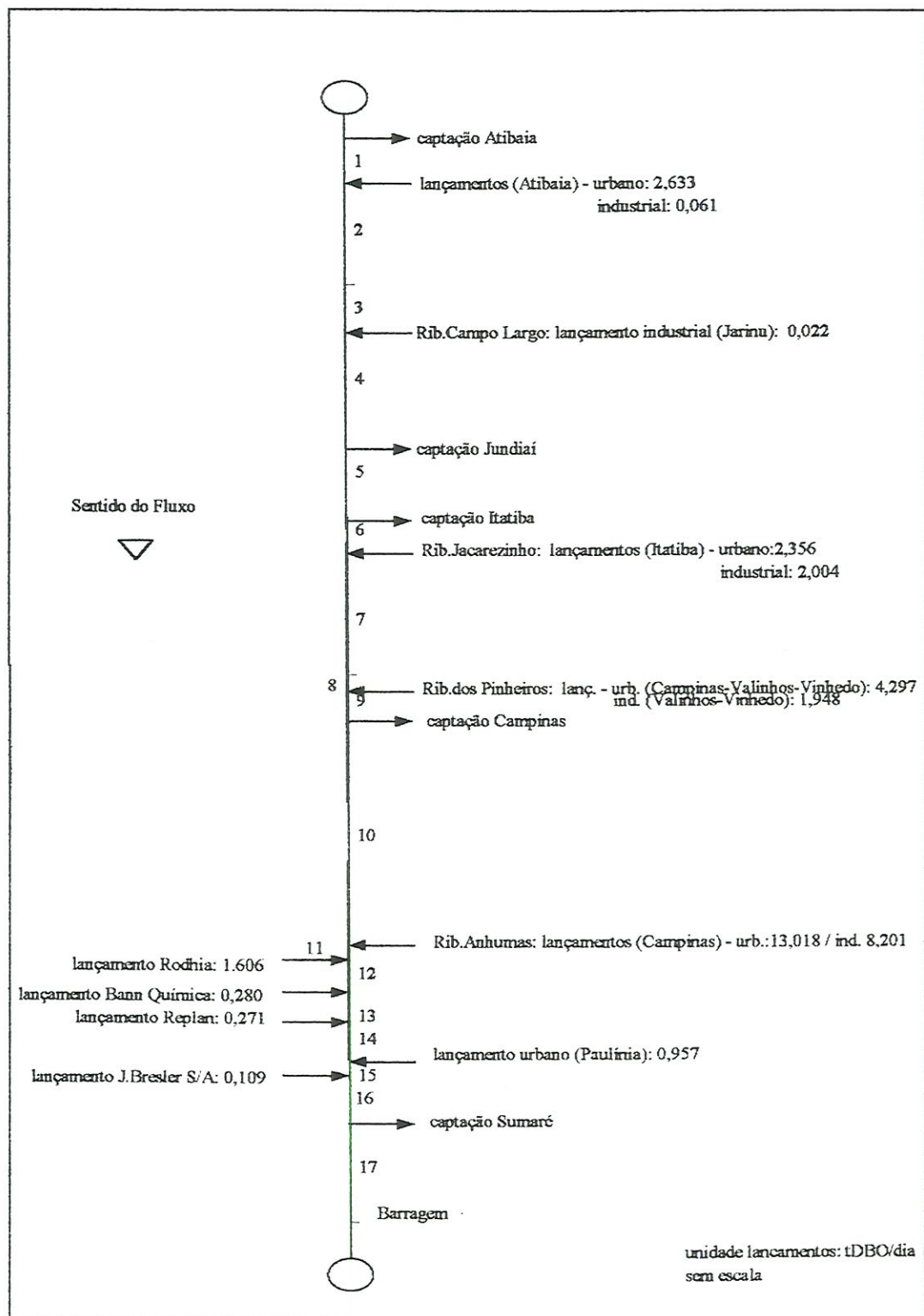


FIGURA 10 - Diagrama com a alocação dos lançamentos industriais e urbanos, captações de água para abastecimento urbano e sub-trechos.

4.3.3.1 Determinação da concentração inicial de DBO₅ (L₀)

Para o cálculo de L₀ utilizou-se a eq.(17) proposta por SÃO PAULO-SMA (1995), a seguir:

$$L_o = \frac{[Q_a L_{ta} + C_p (1 - K_a)] 1,5}{Q_p} \quad (17)$$

onde,

Q_a - vazão do trecho anterior do rio (m³/s)

Q_p - vazão do rio no ponto (m³/s)

L_{ta} - concentração final de DBO do trecho anterior (mg/l)

C_p - carga lançada no ponto (tonDBO₅/dia)

K_a - coeficiente de abatimento

Segundo SÃO PAULO-SMA (1995), o coeficiente de abatimento K_a foi introduzido na equação acima para o ajuste final dos valores da DBO e de OD simulados pelo modelo. Este coeficiente representa os efeitos de autodepuração e da sedimentação das cargas poluidoras desde os pequenos córregos até os principais corpos d'água. SÃO PAULO-SMA (op.cit.), adotou um valor máximo de 0,45 para K_a, na bacia do rio Piracicaba.

4.3.3.2 Determinação do tempo de trânsito (t)

Para calcular o tempo de trânsito da água do rio em cada trecho, seria necessário obter valores de velocidade em cada um deles, mas, obteve-se dados de velocidade para apenas dois pontos do rio: são os postos fluviométricos do DAEE de

número 3D-006 (Itatiba) e 4D-009 (Paulínia). Os dados foram obtidos junto ao DAEE de Piracicaba e a localização dos pontos está na FIGURA 11.

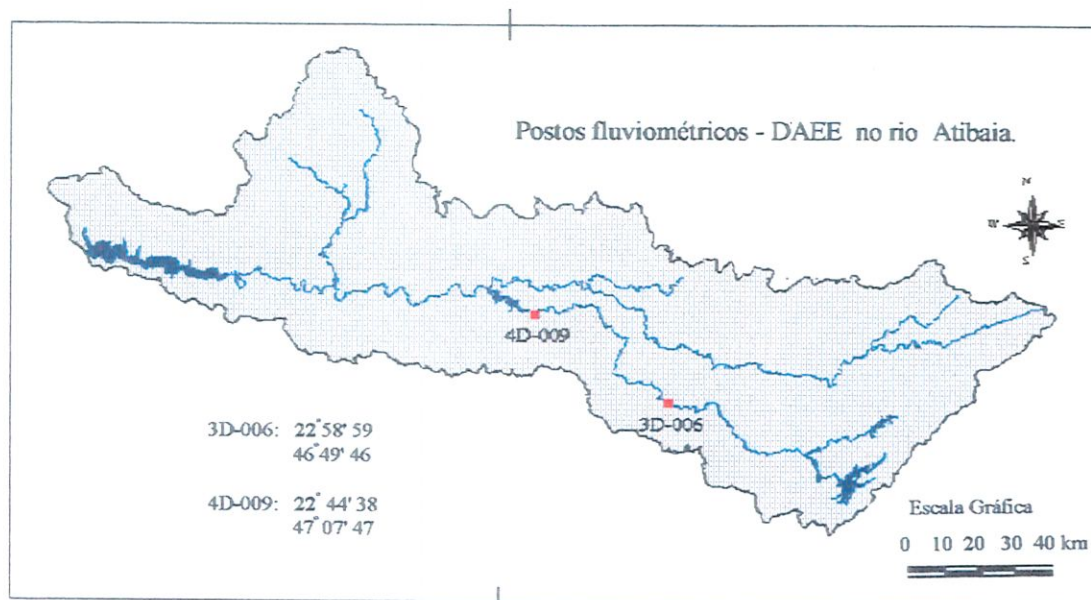


FIGURA 11 - Localização dos postos fluviométricos do DAEE (4D-009 e 3D-006) no rio Atibaia, utilizados para obtenção dos dados de velocidade (CENA, 2000).

Considerou-se dados de velocidade no ponto 3D-006 em períodos de baixas vazões, dos anos de 1972 a 1990. O valor médio para a velocidade neste ponto é de 0,35 m/s. Para o ponto 4D-009, considerou-se dados de velocidade em períodos de baixas vazões, dos anos de 1972 a 1981. O valor médio para a velocidade neste ponto é de 0,25 m/s.

Em razão da ausência de mais informações a respeito da velocidade no rio Atibaia, considerou-se a velocidade de 0,35 m/s para os trechos 1 a 10 (pouco antes de Paulínia), e a velocidade de 0,25 m/s para os trechos 11 a 17.

O tempo de trânsito da água em cada sub-trecho foi calculado dividindo-se o seu comprimento pela sua velocidade média no mesmo (LINSLEY & FRANZINI, 1978).

4.3.3.3 Determinação dos coeficientes de desoxigenação (k_1) e de reaeração (k_2)

Este processo de determinação dos coeficientes é o processo de calibração do modelo. Deve-se determiná-los de maneira que o modelo reproduza dados de qualidade de água tão próximos, quanto possível, dos dados observados. O resultado do processo de calibração é um conjunto de coeficientes coerentes com o objeto de estudo, o rio, os quais podem ser utilizados para simular outras condições, das quais se deseja saber o resultado. O critério básico na calibração é minimizar as diferenças entre os valores observados e os valores obtidos na simulação (TEIXEIRA FILHO, 1988).

A determinação de k_1 e k_2 se faz por tentativa e erro, adotando-se valores iniciais obtidos da literatura e trabalhos publicados (EPA, 1981, apud TEIXEIRA FILHO, 1988). Desta forma, foram adotados intervalos de valores de k_1 e k_2 para dar início ao processo de calibração, sendo que posteriormente esses valores foram ajustados para cada trecho (SÃO PAULO-SMA, 1995; TEIXEIRA FILHO, 1988). Segundo BARBOSA JÚNIOR (1997), existe na literatura um grande número de fórmulas empíricas e semi-empíricas que foram propostas por diversos autores para fornecer previsões do coeficiente de reaeração em termos de parâmetros físicos médios dos cursos d'água (velocidade, profundidade e declividade).

Foram adotados valores de k_1 indicados por LINSLEY & FRANZINI (1978) e valores encontrados por TEIXEIRA FILHO (1988.) para o rio Piracicaba no período de estiagem. Para cursos d'água, LINSLEY & FRANZINI (op.cit.) afirmaram que k_1 , a uma temperatura de 20°C, varia, em geral, aproximadamente, de 0,10 a 0,20

por dia. TEIXEIRA FILHO (op.cit.) encontrou para k_1 valores de 0,3 a 0,45 por dia. Considerando-se que a temperatura média da água no rio Atibaia e no rio Piracicaba no período de estiagem é de aproximadamente 20°C, adotou-se inicialmente para k_1 valores de 0,10 a 0,45 por dia, onde cada valor deste intervalo foi testado.

O intervalo de valores para k_1 estimados por TEIXEIRA FILHO (1988) foi adotado, também, pelo fato de que este coeficiente depende da natureza e da concentração da matéria orgânica, e da temperatura da água, sendo estes semelhantes nos dois rios: a maior parte da carga poluidora de origem orgânica lançada nos corpos d'água das sub-bacias dos rios Piracicaba e Atibaia é proveniente de esgotos domésticos, além das atividades industriais serem semelhantes nas duas sub-bacias: ramos têxtil, químico e alimentício, dentre outras indústrias existentes (SÃO PAULO-SMA, 1995).

LINSLEY & FRANZINI (1978) sugerem para k_2 , o qual depende das características hidráulicas do rio, os valores da TABELA 5, mas não citam as características hidráulicas, do que classificam de grandes rios ou de rios de águas velozes, por exemplo. TEIXEIRA FILHO (1988) utilizou equações empíricas que relacionam profundidade e velocidade médias do canal e estimou valores de k_2 entre 0,15 e 0,25 por dia, desconsiderando o Salto de Piracicaba que é um trecho encachoeirado Assim, para a determinação dos valores iniciais de k_2 , utilizou-se apenas o estudo realizado por TEIXEIRA FILHO (op.cit.) no rio Piracicaba, com características de velocidade e profundidade médias semelhantes às do rio Atibaia, conforme dados fornecidos pelo DAEE-Piracicaba.

4.3.4 Incorporação da Vazão de Reversão

Depois de determinar os coeficientes k_1 e k_2 , para cada sub-trecho, utilizou-se o modelo de Streeter-Phelps para simular as concentrações de OD e de

DBO no rio Atibaia, incorporando a ele as vazões de reversão do rio da Cachoeira e do rio Atibainha para a RMSP, as quais totalizam $9\text{m}^3/\text{s}$.

Considerou-se que a concentração de DBO e a concentração de OD desta vazão de reversão são, respectivamente, 0 mg/l (SÃO PAULO-SMA, 1995) e $9,2\text{ mg/l}$ (concentração de saturação de oxigênio).

TABELA 5 - Valores do coeficiente de reaeração k_2 , a 20°C .

Pequenas lagoas	0,05 - 0,10
Rios de águas lentas	0,10 - 0,15
Grandes lagoas	0,10 - 0,15
Grandes rios	0,15 - 0,30
Rios de águas velozes	0,30 - 0,50
Corredeiras	acima de 0,50

FONTE: (LINSLEY & FRANZINI, 1978)

5. RESULTADOS e DISCUSSÃO

Os rios são ecossistemas abertos, em constante interação com o sistema terrestre e a atmosfera circundante (CUMMINS et al., 1984; HYNES, 1970, apud BUBEL, 1998), sendo que as características destes ecossistemas estão intimamente ligadas à natureza de sua bacia de drenagem (HYNES, 1970, apud MAIER, 1983). Assim, a pedologia, a geomorfologia, a climatologia, os tributários e a vegetação da bacia de drenagem são determinantes na composição física, química e biológica das águas de um rio (HYNES, 1975; WELCOME, 1980, apud LAGE FILHO, 1996). No entanto, atualmente, a qualidade da água de um rio não pode mais ser entendida como uma consequência só de processos naturais (abióticos e bióticos), mas também de processos antrópicos, representados principalmente por pressões urbanas, industriais e agrícolas (PROCHNOW, 1981).

MARGALEF (1983) classifica os rios como sistemas heterotróficos, ou sistemas constantemente alimentados, pois, a maior parte da matéria orgânica presente neles é de origem alóctone, proveniente dos ecossistemas terrestres. Além disso, os seus nutrientes são constantemente substituídos, já que, juntamente com a água, são removidos sem oportunidade de retorno (VISSER, 1974, apud MAIER, 1983).

Segundo MARGALEF (1991), os rios atuam como um sistema de transporte do excesso de produção dos continentes ao mar, e são utilizados para o afastamento de esgoto proveniente das cidades e indústrias. Desta forma, em razão dos diversos tipos de influência que sofrem e por apresentarem pequeno volume de

água, têm a sua composição química muito variável, o que afeta a distribuição de espécies e grupos de organismos nestes sistemas. Ainda, segundo VISSER (1974, apud MAIER, 1983), as características morfológicas dos rios e as características físicas das suas águas, também determinam a composição das comunidades bióticas que neles se desenvolvem.

Como vimos, os corpos d'água da sub-bacia do rio Atibaia são utilizados para o afastamento de esgotos domésticos e industriais, sendo que alguns deles, como o ribeirão Pinheiros, o ribeirão Anhumas e o próprio rio Atibaia recebem grande quantidade de carga orgânica. Pela FIGURA 12, observa-se, nos pontos onde há o lançamento de efluentes industriais e esgotos urbanos, a grande variação nas concentrações de DBO e OD.

Os efluentes que são lançados nos rios são tão variados quanto as atividades antrópicas que os produzem, e, como vimos, a poluição provocada por estes efluentes produz efeitos físicos e químicos na água, sendo a desoxigenação um deles. Ela é usualmente causada pela decomposição da matéria orgânica pela ação de bactérias, mas também, ocorre devido à presença de agentes redutores na água, sendo que neste último caso a demanda de oxigênio é imediata. Então, ocorre uma diminuição brusca deste gás que é lentamente repostado pela reaeração, através da interface ar-água ou pela atividade fotossintética de plantas aquáticas. A desoxigenação devido à decomposição da matéria orgânica é mais lenta e o oxigênio dissolvido presente na água diminui aos poucos. À medida que a matéria orgânica vai sendo decomposta a jusante do lançamento, o déficit de oxigênio aumenta e a taxa de desoxigenação também aumenta. Então, depois de uma certa distância, a quantidade de oxigênio da atmosfera que passa para a água é maior do que a quantidade que é retirada, e o déficit de oxigênio começa a diminuir (HYNES, 1971). Na FIGURA 12 pode-se observar os efeitos dos lançamentos de matéria orgânica no rio Atibaia sobre a concentração de oxigênio dissolvido na água.

Os rios são ecossistemas muito complexos e em função desta complexidade, diversos autores têm estabelecido teorias para tentar dar a estes ecossistemas uma abordagem holística (LAGE FILHO, 1996).

Dentre estas teorias há o conceito do "Contínuo Fluvial" (River Continuum Concept, RCC) elaborado por VANNOTE et al. (1980, apud BUBEL, 1998) e o conceito da "Descontinuidade Serial" proposto por WARD & STANFORD (1989, apud BUBEL, 1998).

Para o conceito do "Contínuo Fluvial", um rio é um sistema onde as variáveis físicas, tais como profundidade, largura, volume e temperatura, apresentam gradientes que formam um contínuo ao longo de seu curso ou extensão, ao qual a comunidade biológica estaria associada, e propõe que o entendimento das estratégias biológicas e dinâmicas de sistemas lóticos requer considerações deste gradiente de fatores físicos formados pela rede de drenagem.

O conceito acima divide um rio em 3 regiões geomorfológicas distintas: cabeceira (cursos de ordem 1 a 3), curso médio (ordem 4 a 6) e foz, estuário ou grandes rios (ordem maior do que 6). Na cabeceira há uma forte influência da vegetação ripária que reduz a produção autotrófica em função do sombreamento e da grande quantidade de detritos alóctones, predominando processos heterotróficos. A diversidade biológica nessa zona pode ser baixa devido à pequena amplitude diária e sazonal de temperatura aliada a uma restrita base nutricional. Essa área do curso do rio pode acumular, processar e transportar materiais provenientes dos sistemas terrestres, e nela o sedimento é grosseiro, sendo composto por cascalho e seixos. No curso médio há pouco sombreamento, com boa penetração de luz. A diversidade total da comunidade pode ser maior nesses trechos onde as variações de temperatura tendem a ser maiores. Pode haver um aumento da produtividade primária e do transporte de material orgânico pela corrente ao mesmo tempo em que há a redução da entrada de alimento terrestre. O sedimento nesse trecho do rio é uma mistura de materiais finos e grosseiros. Na foz, o rio recebe matéria orgânica finamente

particulada proveniente da corrente de montante, sendo insignificante o efeito da vegetação marginal. A produção primária pode ser limitada pela profundidade e turbidez, sendo que a característica heterotrófica passa a ser dominante novamente (VANNOTE et al., 1980, apud LAGE FILHO, 1996). Segundo LAGE FILHO (op.cit.), este conceito tem aplicação limitada a determinadas situações ambientais, já que foi desenvolvido para ecossistemas de rios naturais, isentos de atuação antrópica.

O conceito da "Descontinuidade Serial" foi proposto como modelo para prever a recomposição de rios que sofrem represamentos ao longo de seu curso. De acordo com essa hipótese, os represamentos rompem o gradiente do rio, vindo a produzir uma mudança longitudinal nas variáveis. Para essa previsão, utiliza-se dois parâmetros: a "distância de descontinuidade", que consiste na mudança longitudinal de uma variável na ordem do rio ou em outra unidade de distância, e a "intensidade", que é a medida do impacto da regulação (a mudança absoluta entre o perturbado e o não perturbado). O conceito foi ainda estendido, de modo a considerar as interações entre o rio e a sua planície de inundação (WARD & STANFORD, 1989, apud BUBEL, 1998). Para SABATER et al. (1989, apud BUBEL, 1998), este conceito pode ser usado a fim de medir as variações a partir de outros tipos de intervenções antrópicas, tais como poluição e despejo de efluentes.

Considerando-se esses conceitos ecológicos, pode-se dizer que o rio Atibaia segue a "Descontinuidade Serial", por receber em vários trechos grandes quantidades de efluentes industriais e esgotos sanitários, além de fontes difusas de matéria orgânica e inorgânica advindas dos usos e ocupação da bacia hidrográfica.

A utilização de modelos de qualidade da água em ambientes naturais (rios e ribeirões), ou em canais artificiais de zonas urbanas, envolve o uso de parâmetros que necessitam ser bem avaliados para que o modelo forneça resultados confiáveis, sendo o coeficiente de reaeração k_2 um desses parâmetros, o qual está intimamente relacionado à capacidade de autodepuração do corpo d'água. Os coeficientes de reaeração usados em modelos de previsão são geralmente estimados a partir de

equações de natureza teórica, empírica e semi-empírica. Os modelos teóricos geralmente não se mostram adequados para previsão de k_2 , uma vez que contêm parâmetros que não são facilmente relacionados às características físicas e hidráulicas do corpo d'água. Já as equações empíricas e semi-empíricas são capazes de prever satisfatoriamente o coeficiente de reaeração desde que os cursos d'água naturais apresentem características de velocidade, profundidade e declividade médios semelhantes àquelas em que as equações se basearam; se essas características não forem semelhantes, as previsões podem ser enganosas (BARBOSA JÚNIOR, 1997). Para o autor (op.cit.), a maneira ideal de se estimar k_2 é através de técnicas de determinação direta, no local, como por exemplo a técnica dos traçadores gasosos, o que, no entanto, envolve custos elevados, constituindo-se em um forte impedimento para o uso desta técnica.

No processo de calibração do modelo foi feito o ajuste desse coeficiente (k_2) e, também, do coeficiente de desoxigenação k_1 . Os valores de k_1 variaram de 0,17 a 0,45 por dia e os valores de k_2 variaram de 0,15 a 0,25 por dia, conforme a TABELA 6. Os menores valores de k_1 encontram-se no curso superior do rio, onde o mesmo ainda não recebe grandes quantidades de efluentes industriais e esgotos sanitários, os quais parecem favorecer a desoxigenação, aumentando o consumo de oxigênio.

O coeficiente de abatimento K_a , da eq.(17), foi utilizado para estimar L_0 apenas nos sub-trechos 9 e 11, sendo que no início destes ocorre a confluência do rio Atibaia com os ribeirões Pinheiros e Anhumas, respectivamente. O valor de K_a utilizado para o sub-trecho 8 foi de 0,45 e para o sub-trecho 9 foi de 0,17.

TABELA 6 - Coeficientes utilizados na simulação.

Sub-trecho	Coeficiente de desoxigenação (k_1)	Coeficiente de reaeração (k_2)
1	0.17	0.15
2	0.18	0.15
3	0.17	0.15
4	0.35	0.25
5	0.34	0.24
6	0.29	0,15
7	0.45	0.25
8	0.45	0.25
9	0.33	0.25
10	0.45	0.25
11	0.37	0.15
12	0.33	0.15
13	0.33	0.15
14	0.33	0.25
15	0.45	0.25
16	0.31	0.25
17	0.41	0.25

Os resultados da simulação das concentrações da DBO e do OD, estão na FIGURA 12. Para a simulação da DBO, os resultados foram considerados bastante satisfatórios, e para a simulação das concentrações de OD os resultados também foram considerados satisfatórios, com exceção dos pontos: km 92,26, km 145,06, km 153,70 e km 169,47, onde houve um maior distanciamento ($|\text{erro}| > 1$) entre os valores observados e simulados.

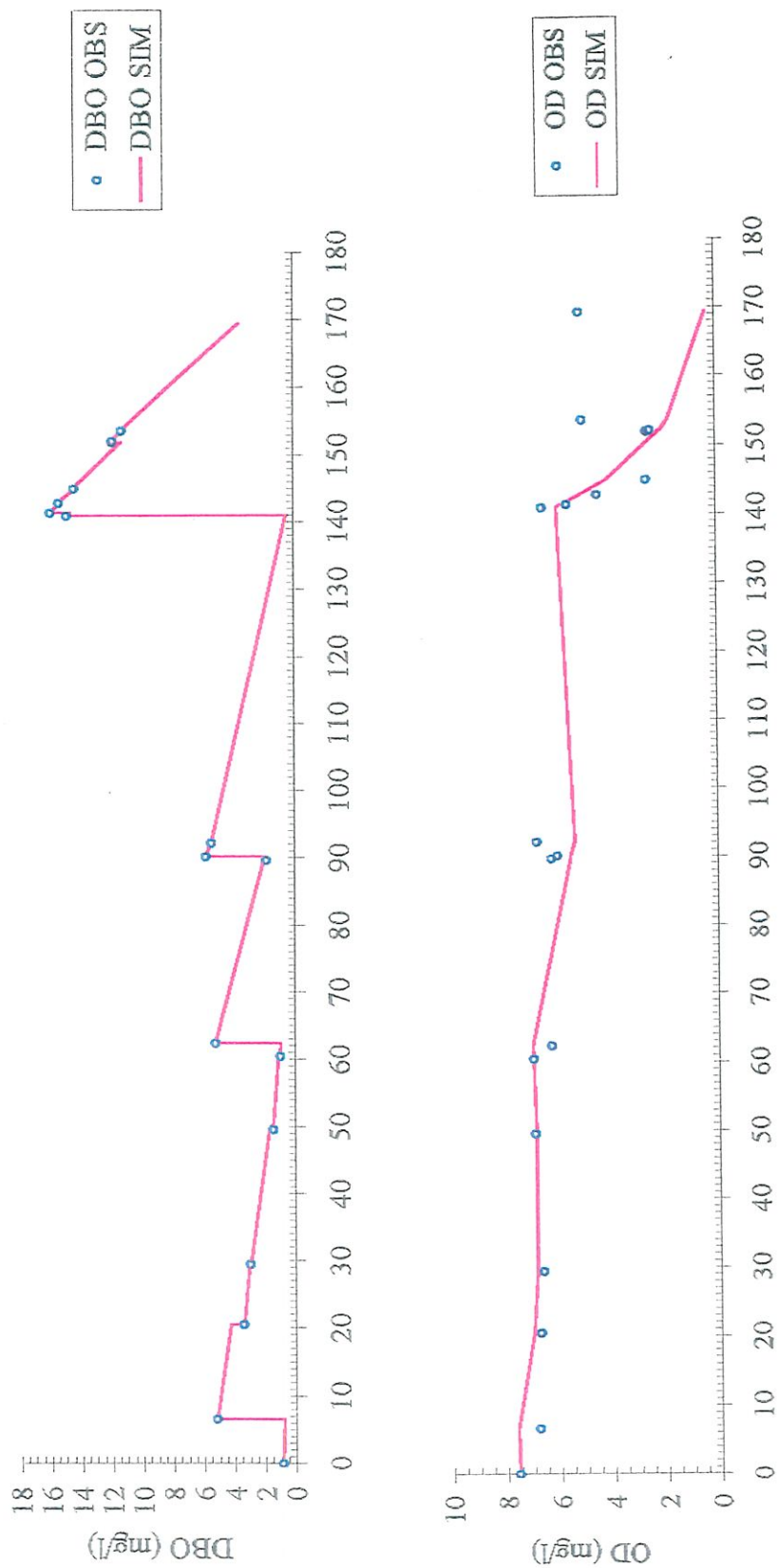


FIGURA 12 - Simulação das concentrações de DBO e OD no rio Atibaia.

Fazendo-se uma análise das concentrações de OD, ilustradas na FIGURA 12, pode-se perceber no ponto km 145,06 que a concentração de OD observada é menor do que a concentração que foi simulada pelo modelo. Neste ponto há o lançamento dos efluentes da REPLAN. Esta queda brusca na concentração de oxigênio dos valores observados em relação aos valores simulados pelo modelo, pode ser devido à presença de agentes redutores nestes efluentes, e tal influência não é considerada no modelo utilizado neste trabalho. Poderia ser, também, que o coeficiente de reaeração adotado neste trabalho, para a aplicação do modelo, fosse maior do que o coeficiente de reaeração que realmente existe no local. Ou seja, estaria sendo considerado, para a aplicação do modelo, que a quantidade de oxigênio que entra na massa de água, proveniente da atmosfera, é maior do que a quantidade de oxigênio que realmente entra. O coeficiente de reaeração adotado foi de 0,15 por dia. Mesmo considerando-se que k_2 fosse igual a zero, as concentrações de OD simuladas ainda permaneceriam razoavelmente maiores do que as concentrações observadas, e isto leva a crer que, provavelmente, a diferença existente não seja em razão da adoção de valores incorretos para o coeficiente de reaeração.

Já com relação aos pontos: km 92,26, km 153,70 e km 169,47, percebe-se que as concentrações de OD calculadas pelo modelo são menores do que as concentrações observadas no local. Talvez haja um acréscimo na concentração de OD proveniente da atividade fotossintética de plantas aquáticas, não considerado no modelo utilizado neste trabalho. O valor maior de OD nos dados observados pode ser, também, devido à adoção de um coeficiente de reaeração menor do que aquele que realmente existe no local, pois pode existir, nos trechos anteriores a estes pontos, algum desnível maior no rio Atibaia, que estivesse proporcionando uma reaeração maior do que a esperada. Outro aspecto a ser considerado é o acréscimo na concentração de OD neste trecho, proveniente de afluentes com concentração de OD maior do que a do rio Atibaia, o que também não foi contemplado no modelo utilizado.

Além dos problemas de baixa qualidade da água de alguns de seus trechos, o rio Atibaia sofre problemas de baixa disponibilidade hídrica e elevada demanda. Segundo KIRA & SAZANAMI (1995), a água encontra-se disponível nas quantidades necessárias para suprir as demandas projetadas em todo o globo; no entanto, o mau gerenciamento, a falta de conservação, a poluição e o rápido aumento da demanda localizada estão colocando em risco o fornecimento em muitas áreas. Ainda, segundo os autores (op.cit.), a disponibilidade de água não contaminada talvez seja o único fator importante que limita a obtenção de uma qualidade de vida melhorada para quase dois terços da população mundial.

A situação ambiental da sub-bacia do rio Atibaia é agravada pela reversão de água para a RMSP, através do Sistema Cantareira de Abastecimento. Os reservatórios do Sistema Cantareira, bem como todos aqueles da bacia do rio Piracicaba, foram construídos sem que fossem estabelecidos mecanismos de gestão ambiental que considerassem em conjunto os recursos hídricos dessa bacia hidrográfica, da Baixada Santista e do Alto Tietê, ou, sem que fossem consideradas as normas necessárias à gestão integrada dos múltiplos usos destes recursos. Além disso, estes projetos foram realizados com base em estudos que remontam à década de 60 (SÃO PAULO-SMA, op.cit.).

No passado, o planejamento de recursos hídricos inclinou-se a tratar a água doce como uma fonte ilimitada, que podia ser fornecida de forma barata e na quantidade desejada (KIRA & SAZANAMI, 1995). No Brasil, esta consciência começou a se alterar à partir de 1972, quando realizou-se em Estocolmo a Assembléia Geral das Nações Unidas sobre Meio Ambiente. Então, a sociedade brasileira despertou para a necessidade de proteção e conservação dos recursos naturais, especialmente da água (BARTH, 1999).

Antes dessa mudança de consciência em relação ao meio ambiente, o planejamento para desenvolvimento de recursos hídricos dava maior importância a projetos tais como barragens e reservatórios, dando pouca atenção aos efeitos

ambientais, econômicos e sociais nas comunidades da bacia. Não pode-se negar que os benefícios trazidos por estes projetos de recursos hídricos são muitos, no entanto há uma série de efeitos negativos advindos deles que devem ser considerados (KIRA & SAZANAMI, 1995).

Nas tomadas de decisão para a realização de projetos envolvendo os recursos hídricos, deve-se considerar os interesses dos diversos grupos de usuários envolvidos. Os grupos de interesse não devem buscar uma posição de vantagem sobre os outros com relação ao uso de recursos naturais, mas sim, procurar uma abordagem de gerenciamento coletiva a longo prazo, direcionada para a conservação da bacia hidrográfica (NAKAGAMI, 1995), a qual deverá ser considerada como unidade de estudos para o gerenciamento dos recursos hídricos.

Segundo SALVADOR (1989), é no período de estiagem que se verificam os maiores impactos sobre a qualidade das águas, e estes são decorrentes do aumento na concentração de poluentes, uma vez que a vazão dos rios está mais baixa. Na FIGURA 13, observa-se que as condições ambientais do rio Atibaia, na época de estiagem, seriam outras caso não houvesse a reversão de água para a RMSP. Como era esperado, as concentrações de DBO sem reversão (aumentando a vazão do rio Atibaia em $9 \text{ m}^3/\text{s}$) seriam menores do que as concentrações de DBO com reversão. Ainda, as concentrações de OD seriam maiores incorporando-se a vazão de reversão, ou seja, seriam maiores aumentando-se a vazão do rio Atibaia.

As barragens do Sistema Cantareira são as que exercem maior influência sobre o escoamento natural dos rios da bacia do rio Piracicaba. A operação normal de descarga a jusante dos reservatórios do Rio da Cachoeira e do Rio Atibainha são de, respectivamente, $2 \text{ m}^3/\text{s}$ e $1 \text{ m}^3/\text{s}$, desde que as vazões de Paulínia e Piracicaba não sejam inferiores a $15 \text{ m}^3/\text{s}$ e $40 \text{ m}^3/\text{s}$, caso em que a SABESP aumenta as descargas dependendo do volume do sistema. Apesar disso, uma análise sobre os mananciais que deverão abastecer as cidades da bacia do rio Piracicaba até o ano 2010, realizada

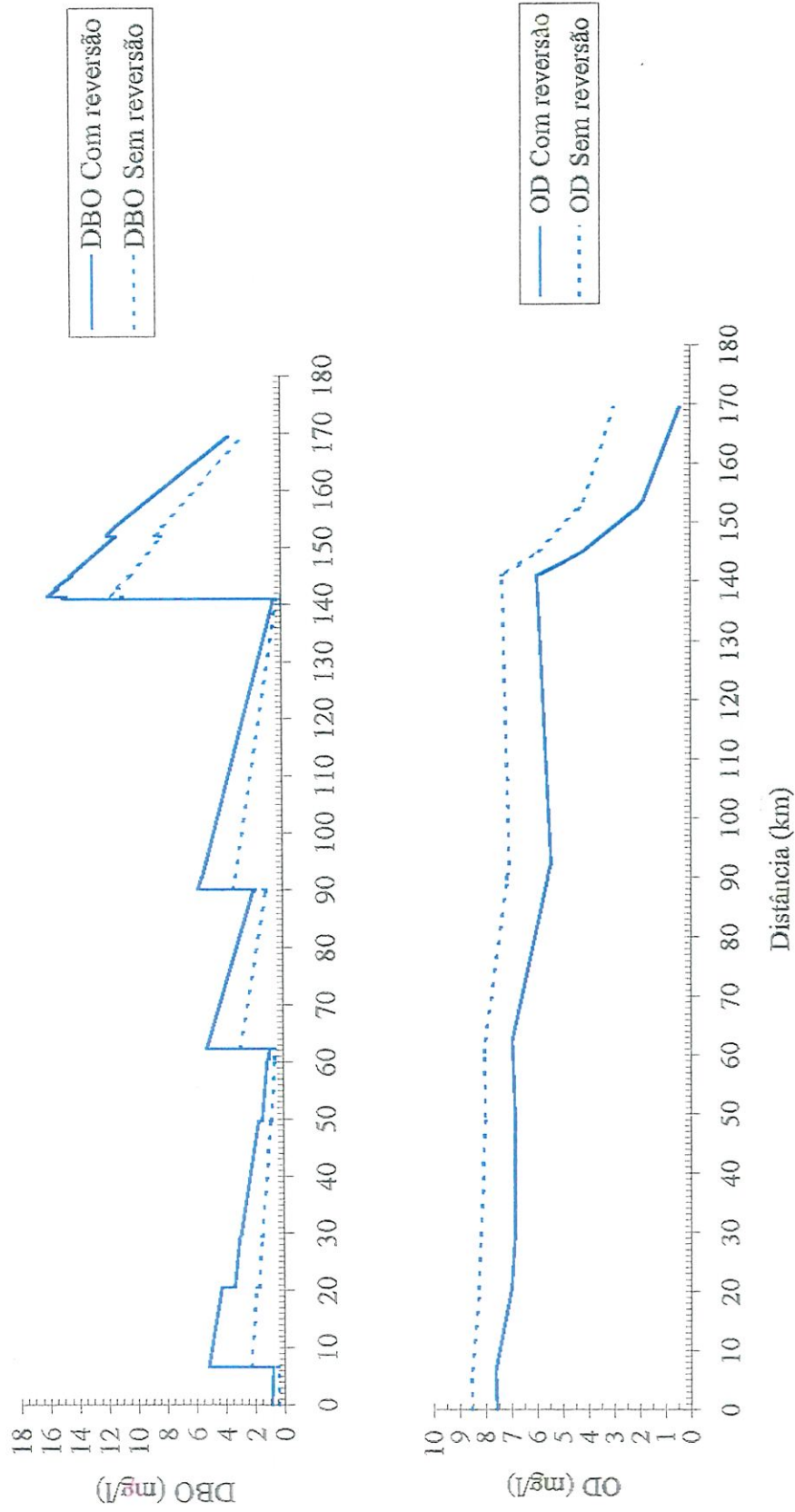


FIGURA 13 - Simulação das concentrações de DBO e OD no rio Atibaia, com reversão e sem reversão de água para a RMSP.

pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental - CPLA, da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, mostra que o Sistema Cantareira deverá continuar abastecendo a RMSP (SÃO PAULO-SMA, op.cit.).

Segundo a Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986, o rio Atibaia enquadra-se na classe 2, mas, apresenta condições de classe 4 a jusante do ribeirão Anhumas. Com a escassez de água no Estado de São Paulo e a continuidade do abastecimento de água para a RMSP, através do Sistema Cantareira, a cada momento a situação ambiental deste rio torna-se mais irrecuperável.

Os usos da água precisam ser definidos, assegurando-se a disponibilidade para os usos prioritários. O desperdício precisa ser desestimulado e os processos naturais ou artificiais de reciclagem devem, com urgência, ser promovidos. É essencial assegurar condições ambientais favoráveis.

Hoje, precisa haver uma mudança de hábitos de produção e consumo em que os corpos d'água são os depositários de todo tipo de dejetos. Os usos urbano, doméstico e industrial da água, aqui incluída a diluição de esgotos sanitários e outros despejos líquidos, podem e devem ser compatibilizados com os demais. O requisito fundamental para que isso ocorra é o tratamento adequado dos esgotos sanitários urbanos e dos resíduos líquidos industriais. O mesmo pode ser dito em relação aos aproveitamentos da água para irrigação, para fins de energia elétrica e para a navegação. Todos esses usos e outros menos significativos, em termos de quantidade e de degradação da qualidade da água, devem ser compatibilizados com padrões razoáveis de preservação ambiental. Basta, para isso, que haja o planejamento integrado do uso dos recursos hídricos e que os respectivos projetos levem em consideração interesses e peculiaridades dos usuários efetivos ou potenciais da água.

Quanto ao uso agrícola da água, os métodos de irrigação podem ser aprimorados e, com o manejo adequado do solo, a poluição decorrente do carreamento de defensivos agrícolas e fertilizantes será minimizada.

A baixa prioridade dada pela sociedade brasileira à gestão dos recursos hídricos, mesmo em regiões onde estes são historicamente escassos e mal distribuídos temporalmente, reflete uma cultura equivocada de abundância de água que vem da formação do povo brasileiro.

A implementação de um novo modelo de gestão dos recursos hídricos baseado no respeito a todos os usuários (gestão de recursos e não de uso) e com a participação de toda a sociedade certamente terá custos, causará incômodos, evidenciará conflitos, forçará a busca de novas soluções, de novos pontos de equilíbrio. No entanto, quaisquer que sejam os resultados, valerá a pena o esforço para manter disponível no país, de forma sustentável, a água, recurso insubstituível, estratégico, que se torna cada vez mais escasso e que sustenta a vida na Terra.

6 CONCLUSÕES

Os resultados do modelo de Streeter-Phelps para a simulação da DBO foram considerados satisfatórios. Já para a simulação do OD, o modelo não mostrou-se tão eficiente para os pontos localizados nos km 92,26, km 145,06, km 153,70 e km 169,47, pois, os valores simulados pelo modelo apresentaram-se distantes dos valores observados. A diferença existente no ponto km 145,06, onde a concentração de OD observada é menor do que a concentração que foi simulada pelo modelo, pode ser devida à presença de agentes redutores nos efluentes da REPLAN que são lançados neste ponto e tal influência não é considerada no modelo utilizado neste trabalho.

Os valores do coeficiente de desoxigenação variaram de 0,17 por dia a 0,45 por dia, sendo que os menores valores encontram-se no curso superior do rio, onde o mesmo ainda não recebe grandes quantidades de efluentes industriais e esgotos sanitários. Esses efluentes parecem favorecer a desoxigenação, provocando um aumento no consumo de oxigênio. Os valores do coeficiente de reaeração variaram de 0,15 por dia a 0,25 por dia.

O rio Atibaia, enquadrado na classe 2 segundo a Resolução CONAMA-20/86, ajusta-se ao conceito de "Descontinuidade Serial", pois ao longo de seu curso sofre diversos tipos de influências antrópicas, como o lançamento de grandes quantidades de efluentes industriais e de esgotos sanitários.

As condições de degradação e escassez de água em que se encontram os recursos hídricos da sua sub-bacia, sem dúvida, são uma função do gerenciamento

inadequado destes recursos: o desenvolvimento econômico nesta sub-bacia ocorreu sem o acompanhamento de um planejamento que contemplasse os objetivos sociais e econômicos de sua população e sem preocupação em conservar os seus recursos naturais, em especial a água.

Além disso, o planejamento a longo prazo e a estimativa dos aumentos na demanda de água e carga lançada nos sistemas aquáticos, não foram realizados. Indústrias se instalaram e cidades cresceram de forma centralizada, principalmente na região de Campinas, onde o rio Atibaia sofre um impacto ambiental muito grande provocado pelo lançamento do esgoto de metade da população de Campinas e por indústrias de grande porte como a REPLAN e a RHODIA, em Paulínia.

Contribui, ainda, para esse quadro, a reversão de água para a RMSP e, mais uma vez, verificam-se as conseqüências da falta de um gerenciamento efetivo. Decidiu-se abastecer mais da metade da população da Grande São Paulo, cerca de 9 milhões de pessoas, com a água da bacia do rio Piracicaba, novamente sem que se considerassem os objetivos sociais e econômicos da população desta bacia e a preservação de seus recursos hídricos.

A simulação, incorporando ao rio Atibaia a vazão que é revertida para a RMSP, ou seja, aumentando a vazão deste rio em $9 \text{ m}^3/\text{s}$, mostrou que as concentrações de DBO_5 poderiam ser menores do que aquelas existentes quando ocorre a reversão, e as que concentrações de OD poderiam aumentar, demonstrando a importância do efeito de diluição e da necessidade de se manter uma determinada quantidade de água nesse rio para se obter uma melhor qualidade da mesma. As condições ambientais do rio Atibaia, na época de estiagem, seriam outras caso não houvesse a reversão de água para a RMSP.

Na época em que o Sistema Cantareira teve as suas operações iniciadas, a bacia do rio Piracicaba não se encontrava na situação de desenvolvimento em que se encontra atualmente, mas hoje é preciso realizar um estudo profundo desta situação.

Talvez não haja, pelo menos a curto prazo, outra solução para o abastecimento da RMSP, mas o assunto merece atenção da sociedade, dos governos e das empresas da sub-bacia do rio Atibaia, bem como de toda a bacia do rio Piracicaba e também da Região Metropolitana de São Paulo.

8 BIBLIOGRAFIA

- ABDALLA, S.L.F. (1986). **O Meio Ambiente e a Estruturação de Bacias Hidrográficas**. Rio Claro. 161p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas - UNESP.
- ASSIS, R.B. (1992). Atuação do Estado no Gerenciamento de Recursos Hídricos. In: SEMANA DE DEBATES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE: ETAPA PIRACICABA, 1992. *Atas*. Piracicaba., DAEE/FUNDAP. p.17-25.
- BANCO MUNDIAL (1998). Gerenciamento de recursos hídricos. RODRIQUEZ, F.A., coord. Trad. por Henrique Chaves. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília., 292 p.
- BARBOSA JÚNIOR, A.R. (1997). **Uso de Traçadores na Determinação de Parâmetros de Qualidade em Escoamentos Naturais da Água**. São Carlos. 500 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.
- BARTH, F.T. (1987) Fundamentos para gestão de recursos hídricos. In: BARTH, F.T. et al. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. Coleção ABRH de recursos hídricos. São Paulo. Nobel/ABRH. p.1-86.

- _____. (1999) Aspectos Institucionais do Gerenciamento de Recursos Hídricos. In: REBOUÇAS, A .C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. orgs. **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Usos e Conservação**. São Paulo, Escrituras Editora. P.565-599.
- BRANCO, S.M. (1978). **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo. CETESB. 620p.
- BRANCO, S.M. (1986). **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo. CETESB. 620p.
- BRANCO, S.M. (1991) A Água e o Homem In: PORTO, R.L.L. org. et al. **Hidrologia Ambiental**. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. V.3. São Paulo, EDUSP. p.69-163.
- BRAILE, P.M. (1979) **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo, CETESB. 764p.
- BRASIL (1983a). Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento. **Região Sudeste do Brasil**. Campinas, Folha SF-23-Y-A, MIR 488. Rio de Janeiro, IBGE. Escala 1:250.000. 1 mapa color. 65x77 cm.
- BRASIL (1983b). Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento. **Região Sudeste do Brasil**. Guaratinguetá, Folha SF-23-Y-B, MIR 489. Rio de Janeiro, IBGE. Escala 1:250.000. 1 mapa color. 65x77 cm.
- BRASIL (1983c). Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento. **Região Sudeste do Brasil**. Santos, Folha SF-23-Y-D, MIR 500. Rio de Janeiro, IBGE. Escala 1:250.000. 1 mapa color. 65x77 cm.

- BRASIL (1983d). Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento. **Região Sudeste do Brasil**. São Paulo, Folha SF-23-Y-C, MIR 499. Rio de Janeiro, IBGE. Escala 1:250.000. 1 mapa color. 65x77 cm.
- BUBEL, A.P.M. (1998) **Caracterização Limnológica do Rio do Peixe (Microrregião Geográfica de Botucatu - SP) em Duas Épocas do Ano (Períodos de Seca e Chuva)**. São Carlos. 217p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.
- CAMPOS, J.R.; BARROS, F.G. Relatório Preliminar sobre a Recuperação da Qualidade das Águas da Represa de Salto Grande, Americana-SP. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. Americana, 1993/
- CENA (2000) - Centro de Energia Nuclear Avançada - Universidade de São Paulo - Piracicaba. Análise de Intervenção das Vazões dos Principais Rios da Bacia do Rio Piracicaba. <http://www.cena.usp.br/Piracena/html/intervencao.htm>. (31/01/2000).
- CETESB (1999a). Padrões de Qualidade para os Parâmetros Monitorados na Rede de Monitoramento, segundo a Resolução CONAMA20/86. <http://www.cetesb.br/QualidadeRios/anexo2.htm>. (14/12/1999).
- CETESB (1999b). Significado Sanitário dos Parâmetros de Qualidade Selecionados para Utilização na Rede de Monitoramento. <http://www.cetesb.br/QualidadeRios/anexo1.htm>. (14/12/1999)
- CMMAD - Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1991). **Nosso Futuro Comum**. Rio de Janeiro, Fundação Getúlio Vargas. 430p.

- CORDANI, U.G.; MARCOVITCH, J.; SALATI, E. (1997). Avaliação das Ações Brasileiras em Direção ao Desenvolvimento Sustentável Após a Rio-92. *In*: CORDANI, U.G.; MARCOVITCH, J.; SALATI, E. orgs. **Rio 92, Cinco Anos Depois: avaliação das ações brasileiras em direção ao desenvolvimento sustentável após a Rio-92**. São Paulo, Alphagraphics. p. ix-xix.
- DERÍSIO, J.C. (1992) **Introdução ao Controle de Poluição Ambiental**. São Paulo, CETESB. 201p.
- EIGER, S. (1991) Qualidade da Água em Rios e Estuários. *In*: PORTO, R.L.L. org. et al. **Hidrologia Ambiental**. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. V.3. São Paulo, EDUSP. p.69-163.
- ESTEVES, F.A. (1988) **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Editora Interciência: FINEP. 575p.
- GASTALDINI, M.C.C. (1982) **Análise do Mecanismo de Autodepuração do Rio Jacaré-Guaçu através de Modelo de Qualidade D'água**. São Carlos. 160 p. Dissertação (Mestrado).- Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo..
- GROMIEC, M.J. (1983) Biochemical Oxygen Demand - Dissolved Oxygen: River models. *In*: JORGENSEN, S.E. ed. **Application of Ecological Modelling in Environmental Management, Part A**. Amsterdam, Elsevier. p.131-225.
- GROMIEC, M.J; LOUCKS, D.P.; ORLOB, G.T. (1983). Stream Quality Modeling. *In*: ORLOB, G.T. ed. **Mathematical Modeling of Water Quality**. University of California, Davis. Chichester/New York/Brisbane/Toronto/Singapore, Jhon Wiley & Sons Wiley.. p.176-226.

- GUERREIRO, E.M.B.R. (1996). **Critérios de uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas visando a proteção dos corpos d'gua**. São Carlos. 217p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos.
- HYNES, H.B.N. (1971) **The Biology of Polluted Waters**. Toronto, University of Toronto Press. p.53-69.
- JUNK, W. (1995) Capacidade Suporte de Ecossistemas: Amazônia como estudo de caso. . *In*: TAUKE-TORNISIELO, S.M. et al. [orgs.]. **Análise Ambiental: estratégias e ações**. São Paulo, T.A. Queiroz-Fundação Salim Farah Maluf. p.51-63.
- KIRA, T.; SAZANAMI, H. (1995). Utilização de Recursos Hídricos e Problemas de Gerenciamento de Lagos. *In*: HASHIMOTO, M. [ed.]. **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. Aspectos Sócio-Econmicos do Gerenciamento de Lagos/Reservatórios**. Vol.2. p.1-5. Editor da Série em Português: TUNDISI, J.G. Tradução: TIOSSI, A. & ARENS, E.G. Comitê Internacional do Meio Ambiente Lacustre - ILEC e Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - UNEP.
- LAGE FILHO, A.L. (1996). **Características Ecológicas e Limnológicas da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas, no Período de Menores Precipitações (Poços de Caldas - MG)**. São Carlos. 192p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LIMA, M.C. (1993) Desenvolvimento Sustentável, a Crise do Fordismo e os Países Periféricos. *In*: RODRIGUES, A.M. [org.]. **Meio Ambiente, Ecos da Eco. Textos Didáticos**. N 8. Departamento de Sociologia - Instituto de Filosofia e Ciências Humanas - UNICAMP. Campinas. p.97-101.

- LIMA, W.P. (1986). **Princípios de Hidrologia Florestal para o Manejo de Bacias Hidrográficas**. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Departamento de Silvicultura. Piracicaba. 242 p.
- LINSLEY, R.K; FRANZINI, J.B. (1978). **Engenharia de Recursos Hídricos**. São Paulo, EDUSP/MacGraw-Hill. p. 69;651-661
- MAIER, M.H. (1983) **Geoecologia, Hidrografia, Hidroquímica, Clima e Processos Antrópicos da Bacia do Rio Jacaré Pepira (SP)**. São Carlos. 305p. Tese (Doutorado). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.
- MARGALEF, R. (1983) **Limnologia**. Ed.Omega. Barcelona. 1010 p.
- MARGALEF, R. (1991) **Teoría de los Sistemas Ecológicos**. Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona. p.70-75.
- MILARÉ, E. (1995). Política Ambiental Brasileira. In: TAUKE-TORNISIELO, S.M. et al. [orgs.]. **Análise Ambiental: estratégias e ações**. T.A.Queiroz-Fundação Salim Farah Maluf. São Paulo. p.15-18.
- MONTICELLI, J.J. & MARTINS, J.P.S. (1993) **A Luta Pela Água - Nas Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari**. Capivari, EME. 124 p.
- NAKAGAMI, K. (1995). Grupos de Interesse Envolvidos com o Uso de Recursos/Meio Ambiente Hídrico. In: HASHIMOTO, M. [ed.]. **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. Aspectos Sócio-Econômicos do Gerenciamento de Lagos/Reservatórios**. Vol.2. p.1-5. Editor da Série em Português: TUNDISI, J.G. Tradução: TIOSSI, A. & ARENS, E.G. Comitê Internacional do Meio Ambiente Lacustre - ILEC e Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - UNEP.

- NEGRI, B. (1992). Urbanização e Demanda de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Piracicaba no Estado de São Paulo. In: SEMANA DE DEBATES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE: ETAPA PIRACICABA, 1992. *Atas*. Piracicaba, DAEE/ FUNDAP. p.27-37
- OLIVEIRA, A.M.S. (1995). Assoreamento em Cursos e Corpos D'água. In: SÃO PAULO. **Curso de Geologia aplicada ao meio ambiente**. Associação Brasileira de Geologia de Engenharia: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, Divisão de Geologia BITAR, O.Y. coord. São Paulo. p.59-76.
- ORLOB, G.T. (1983) Water Quality in Perspective. In: ORLOB, G.T. ed. **Mathematical Modeling of Water Quality**. University of California, Davis. Chichester/New York/Brisbane/Toronto/Singapore, Jhon Wiley & Sons. p.1-10.
- PINHEIRO, N.L. (1995) Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. In: TAUK-TORNISIELO, S.M. et al. orgs. **Análise Ambiental: estratégias e ações**. São Paulo, T.A.Queiroz/Fundação Salim Farah Maluf. p.18-21.
- PIRES, J.S.R.; SANTOS, J.E. (1995). .Bacias Hidrográficas: integração entre o meio ambiente e o desenvolvimento. *Ciência Hoje*. v. 19. n. 110, p.40-44.
- PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S.J. (1991) Caraterização da Qualidade da Água. In: PORTO, R.L.L. org. et al. **Hidrologia Ambiental**. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. V.3. São Paulo, EDUSP. p.27-66.
- PROCHNOW, M.C. (1981) **A Qualidade das Águas na Bacia do Rio Piracicaba**. Rio Claro. 170p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP.

_____. (1990). **Análise Ambiental da Sub-Bacia do Rio Piracicaba: Subsídios ao seu Planejamento e Manejo**. Rio Claro. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas - UNESP. p.1-11.

REPÚBLICA FEDERATIVA DA ALEMANHA (1992). Ministério do Meio Ambiente. Defesa Ecológica e Segurança de Reatores e Ministério da Cooperação Econômica. **Resultados da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED)**. Traduções: a política ambiental da Alemanha a camilinho da Agenda 21, nº 2. São Paulo, Fundação Konrad-Adenauer-Stiftungp. p.94-100.

RIBEIRO, M.A.; PHILIPPI JR., A.; BRITO, M.C.W. (1997). Ações Voltadas para a Implementação Regional da Agenda 21. In: CORDANI, U.G.; MARCOVITCH, J.; SALATI, E. orgs. **Rio 92, Cinco Anos Depois: avaliação das ações brasileiras em direção ao desenvolvimento sustentável após a Rio-92**. São Paulo, Alphagraphics. p. 229-251.

SACHS, I. (1993). **Estratégias de Transição para o Século XXI: desenvolvimento e meio ambiente**. Trad. por LOPES, M. São Paulo, Studio Nobel-Fundap. 103p.

SALATI, E.; LEMOS, A .M.; SALATI, E. (1999). Água e o Desenvolvimento Sustentável. In: REBOUÇAS, A .C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. orgs. **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Usos e Conservação**. São Paulo, Escrituras Editora. p.39-64.

SALVADOR, N. (1989) **Avaliação de impactos sobre a qualidade dos recursos hídricos**. São Carlos. 370p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.

- SÃO PAULO (1982). Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP. Sistema Cantareira: etapa final. *Revista DAE*. ano XLII, n.128, março 1982, p.14-15.
- SÃO PAULO (1990). Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Plano Estadual de Recursos Hídricos: primeiro plano do Estado de São Paulo - Síntese**. São Paulo, DAEE. p. 24-80.
- SÃO PAULO (Estado) (1992). **Cuidando do Planeta Terra: uma estratégia para o futuro da vida**. HUMBERG, M.S. (ed.) Trad. por ARAÚJO, L.P.A. São Paulo, CL-A Cultural. 249p.
- SÃO PAULO (1993). Secretaria do Meio Ambiente - Coordenadoria de Educação Ambiental. **Meio Ambiente e Desenvolvimento: Documentos Oficiais, Organização das Nações Unidas, Organizações não Governamentais**. Série Documentos, ISSN 0103-164X. São Paulo, 24p.
- SÃO PAULO (1994). Secretaria do Meio Ambiente. **Estabelecimento de Metas Ambientais e Reenquadramento dos Corpos d'Água.:Bacia do Rio Piracicaba**. Série Relatórios, ISSN 0103-4103). São Paulo. p.1-27.
- SÃO PAULO (1995). Secretaria do Meio Ambiente. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1994**. Série Relatórios, ISSN 0103-4103). São Paulo, CETESB. p.114.
- SEBASTIANES, J.A.M. (1992). Histórico das Campanhas e Lutas pela Despoluição do Rio Piracicaba. In: **Semana de Debates Sobre Recursos Hídricos e Meio Ambiente: etapa Piracicaba, 1992 Atas**. Piracicaba, DAEE/FUNDAP. p.1-2.

- SEVÁ FILHO, A.O. Riscos Técnicos Coletivos Ambientais na Região de Campinas, SP. / Distribuído aos participantes do curso de extensão Riscos Ambientais, mapeando a região de Campinas, SP, realizado na UNICAMP entre nov.1994 e jan.1995. 1997/
- SERRANO, C.M.T.; LUCHIARI, M.T.D.P. (1993). Desenvolvimento, Desenvolvimento Sustentável e suas Críticas. In: RODRIGUES, A.M. org. **Meio Ambiente, Ecos da Eco**. Textos Didáticos. Nº 8. Departamento de Sociologia - Instituto de Filosofia e Ciências Humanas - UNICAMP, Campinas. p.19-32.
- SIQUEIRA, E.Q. (1996). **Aplicação do Modelo de Qualidade de Água (QUAL2E) na Modelação de Oxigênio Dissolvido no Rio Meia Ponte (GO)**. São Carlos. 90p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento - Universidade de São Paulo.
- STRASKRABA, M. (1995). Planejamento. In: JORGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, R.A. eds.. **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos**. v.3. Gerenciamento de Litorais Lacustres. TUNDISI, J. Ed. da série em português. Trad. por Dorit Thereza Schennholtz. Comitê Internacional do Meio Ambiente Lacustre. Japão. p.122-134.
- TEIXEIRA FILHO, J. (1988) **Estudo de Modelos Matemáticos de Qualidade de Água**. São Paulo. 224p. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- TOLBA, M.K. (1987). **Sustainable Development: constraints and opportunities**. Guildford, Butterworth Scientific. p.126-135.
- TUCCI, C.E.M. (1987) Modelos Determinísticos. In: BARTH, F.T. et al. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. Coleção ABRH de recursos hídricos. São Paulo, Nobel/ABRH. p.203-326.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Escola de Engenharia de São Carlos. Serviço de Biblioteca. (1993). Diretrizes para elaboração de dissertações e teses na EESC-USP. São Carlos.