

REH-884

CA

ABRH

Associação Brasileira de Recursos Hídricos

Microsystem - MOP_DGA



PLA

ABRH Publicações nº 2

I Seminário de
Qualidade de Águas
Continentais
no MERCOSUL

Anais

David M. L. da Motta Marques (org.)



Porto Alegre, 7 a 9 de dezembro de 1994



Associação Brasileira de Recursos Hídricos

Diretoria da ABRH

Presidente: Carlos E. M. Tucci

Vice-Presidente: Sérgio Barbosa de Almeida

Diretores: Patrícia Boson, Ricardo Borsari e José Almir Cirillo

Comissão de Meio Ambiente da ABRH

Coordenador: David M. L. da Motta Marques

Membros da Comissão: Gisella Forattini, José Roberto Borghetti, Ana L. Donabella, Hector Munoz Espinosa.

Seminário de Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL (1. : 1994 : Porto Alegre)

Anais / organizado por David da Motta Marques. – Porto Alegre : Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1995. – (ABRH Publicações; n. 2)

1. Recursos Hídricos 2. Qualidade da Água I. Motta Marques, David M. L. da II. Associação Brasileira de Recursos Hídricos III. MERCOSUL IV. Título V. Série

CDU 556.18

**I Seminário Qualidade de Águas Continentais
no MERCOSUL**

Promoção

**Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Comissão do Meio Ambiente, Brasil**

**Instituto de Pesquisas Hidráulicas / UFRGS,
Brasil**

em associação com

Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Argentina
Centro de Ecologia Aplicada del Litoral / CONICET,
Argentina

Instituto Nacional de Limnología / CONICET,
Argentina

Sociedade Brasileira de Limnologia, Brasil
Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada /
USP, Brasil

Centro de Ecologia / UFRGS, Brasil

Apoio



Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), Brasil



Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq),
Brasil

Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), Brasil



Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
(CAPES), Brasil



Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul
(FAPERGS), Brasil

Instituto Acqua, Brasil



ESTADO DO PARANÁ
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ

Instituto Ambiental do Paraná (IAP), Brasil



Itaipú Binacional, Brasil

Ministério do Meio Ambiente e Amazônia Legal (MMA), Brasil



Petrobrás / CENPES, Brasil

Petrobrás / REFAP, Brasil

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO
/ ORCYTO), UN

United Nations Environment Programme (UNEP), UN

Organização

Coordenação

Dr. David M. L. da Motta Marques

Comitê Científico

Dr. Albano Schwarzbold
Dr. David M. L. da Motta Marques
Dr José G. Tundisi
Dr. José Roberto Borghetti
Dr. Oscar E. Natale
Dr. Sérgio João De Luca
Dr. Thomas L. Crisman

Comitê Organizador

Dr. Albano Schwarzbold
Ana Lucia L. B. Dollabella
Dr. David M. L. da Motta Marques
Gisela D. Forattini
Héctor R. Muñoz Espinosa
Dr. Luiz F. A. Cybis
Dr. Maria Tereza M. Raya
Dr. Victor Pochat

Comissão de Apoio

Adriana R. Campanha
Alfredo Artur Bauermann
Andréia de Oliveira Germano
Carla dos Santos Leão
Carlos M. Tucci
Carlos Nobuyoshi Ide
Carmen Regina Ribeiro Pinto
Claudio Luis Crescente Frankenberg
Luciana de Souza Cardoso
Luciana Torres Melo
Lygia O. Campos
Márcia Gizeli de Oliveira Feijó
Maria Tereza Raya
Marilene de Fatima do Amaral Moraes
Nara R. Haeser

Sumário

Apresentação	11
David M. L. da Motta Marques	

1 Legislação Ambiental

Gestão Ambiental de Recursos Hídricos	15
Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal	
Mensagem apresentada por Gisela D. Forattini	

Influência das Águas Continentais sobre as Regiões Costeiras: enfoque da legislação atual	25
J. Fortes; C. Cunha	

Síntese do Primeiro Módulo do Projeto de Pesquisa sobre a Legislação dos Países do Cone Sul sobre Recursos Hídricos	41
J.R. Linhares	

Legislação Ambiental Comparada do MERCOSUL: a questão da água	47
M.C. de Oliveira	

2 Gestão Ambiental

Institutions and Mechanisms for Water Quality Management in International River Basin	53
J.S. Wade	

The Management of International River Basin	75
J.A. Thornton e W. Rast	

Cooperação Internacional na Defesa da Qualidade de Águas Continentais	103
G. E. do Nascimento e Silva	

Aspectos Ambientais do Gerenciamento dos Recursos Hídricos no Brasil	113
A. E. Lanna	

Compensação Financeira para Mananciais de Abastecimento Público – ICMS ecológico	133
J.L. Samek e M.S. Roorda	

Mananciais Urbanos em Países do MERCOSUL – desafio para o século XXI 167
S.M.L. Bordest; C.A. de Mauro; M. Macedo; R. Bovo; I.L. Russo; C.A. Ribeiro e R.C. Sousa

Monitoramento e Gestão do Reservatório de Itaipú 173
F. Carbonato e E.N. Huertda

Qualidade da Água na Legislação Ambiental Brasileira 189
A.M.P. Andrezza, R.B. Binotto, D. M. L. da Motta Marques e Albano Schwarzbold

The Role of Biomanipulation in the Management of Freshwater Ecosystems in MERCOSUL Countries 229
T. L. Crisman

3 Indicadores Ambientais – controles de processos

Aplicação de Índices de Qualidade das Águas na Lagoa Caconde, Osório, RS 249
F. Leite e O. Fonseca

Evolução do Controle Biológico de Simulídeos através do *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* no Rio Grande do Sul 261
M.A.T. Souza; L.L.F. Mardini; E.C. Gomes e G.L. da Silveira

Diagnóstico do Reservatório do Vacaí-Mirim através de Índices de Qualidade da Água 279
M.C.C. Gastaldini; M.D.S. de Souza; D.F. Thomas Filho e G. da Silva

Diversidade de Atributos Naturais / Antrópicos através de Análise Multidimensional 295
E.M. Mendiondo; R.T. Clarke e C.E.M. Tucci

Efeito do Teor de Matéria Orgânica Dissolvida sobre as Taxas de seu Processo de Mineralização 311
A.L. Bitar e I. Bianchini Jr.

4 Monitoramento Ambiental

Sistema de Avaliação, Classificação e Monitoramento da Qualidade das Águas de Reservatórios do estado do Paraná 333
L. Fornarolli-Andrade; C.F. Xavier; R.F. Brunkow; M. Treuersch

Ecosistemas Aquáticos: diagnóstico por biomonitoramento 343
D.Navas-Pereira

5 Comportamento em Rios, Reservatórios, Lagos e Estuários

Planícies de Inundação em Macrobacias Hidrográficas Internacionais 367
J.J. Neiff

**Um Exemplo de SAD em Bacia Agrícola pela Integração de Planilha Eletrônica
com Modelo de Qualidade da Água 375**
A.A. Bauermann; S.J. De Luca e L.M. Milano

**Uma Abordagem para Simular as Variações da Salinidade da Água nos
Reservatórios das Regiões Semi-Áridas 391**
I. Datsenko

Bacia do Pantanal – Mato Grosso e Mato Grosso do Sul 399
E. E. Cardoso

Índice de Autores 403

Anexos

**Recomendações – I Seminário de Qualidade de Águas Continentais no
MERCOSUL 407**

Recommendations – I Seminar Inland Water Quality in MERCOSUL 414

Participantes 419

Apresentação

O I Seminário Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL teve como objetivo principal iniciar o desenvolvimento de atividades científicas, tecnológicas e gerenciais integradas, na área de qualidade de águas continentais, de interesse comum aos países que formam o MERCOSUL.

Para concretizar este objetivo vários pesquisadores de instituições de pesquisa, técnicos de instituições governamentais de controle do ambiente e técnicos de empresas usuárias do recurso, a partir da apresentação de trabalhos técnicos e de discussões em *workshops*, avaliaram a situação atual da qualidade das águas continentais no MERCOSUL e desenvolveram uma série de recomendações, as quais foram aprovadas pelo plenário do evento.

Os trabalhos técnicos deste volume ABRH Publicações n.º 2 e as recomendações procuram contribuir para o balizamento das questões científicas, técnicas e gerenciais dos recursos hídricos continentais comuns aos países integrantes do MERCOSUL. Enfatiza-se principalmente a necessidade de desenvolver-se um enfoque de ecossistema para os aspectos quantidade e qualidade dos recursos hídricos. Estas questões deverão ser objeto de discussão durante o processo de negociação presente e vindouro.

Devido à dinâmica do processo de desenvolvimento do conhecimento na área de recursos hídricos estas questões e recomendações não são definitivas e necessitam, com certeza, ser não só reavaliadas durante as discussões de integração como também ampliadas através de outros eventos similares.

Dr. David M.L. da Motta Marques

Coordenador

Comissão do Meio Ambiente / Associação Brasileira de Recursos Hídricos

7 a 9 de Dezembro de 1994

Gestão Ambiental de Recursos Hídricos

Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal
Secretaria de Coordenação dos Assuntos de Meio Ambiente
Mensagem apresentada por Gisela D. Forattini

Embora a água seja um recurso renovável, é também um recurso limitado e lentamente decrescente, se considerarmos a degradação ambiental causada pelos desmatamentos, principalmente nas nascentes e pela poluição dos recursos hídricos, provocada pelas atividades humanas. Além disso, a quantidade de água disponível numa determinada região, pode cair muito abaixo da média, em épocas de seca. Segundo dados do PNUMA, 80 países, que juntos somam 40% da população mundial, já sofrem de grave escassez de água.

Os países situados em regiões áridas e semi-áridas, como os do oriente médio, já enfrentam a crise da água a muitos anos, mas a percepção de uma crise mundial ainda não alcançou a consciência internacional. A principal diferença entre a crise do petróleo e a crise da água, é que a segunda deverá afetar mais seriamente os países em desenvolvimento, onde centenas de milhares de pessoas já estão morrendo e continuarão a morrer devido à falta de água potável e às secas. A Conferência da Nações Unidas Sobre a Água, realizada em Mar Del Plata, Argentina, em março de 1977, foi a primeira grande tentativa de tratar o problema. Já naquela época, o crescente consumo de água e a pressão exercida sobre os recursos hídricos de algumas regiões, indicavam um agravamento da crise nos próximos 50 anos, que só poderia ser atenuada, com a adoção de programas de longo prazo de gerenciamento integrado dos recursos hídricos. O Plano de Ação de Mar del Plata, até hoje o mais completo plano integrado nesta área, foi apenas parcialmente executado, principalmente no que diz respeito aos países em desenvolvimento.

O Banco Mundial publicou recentemente o relatório **Gerenciamento de Recursos Hídricos**, que define a política do

Banco para seu envolvimento futuro nesta área. O relatório conclui que “a água é um recurso cada vez mais escasso, que necessita de um cuidadoso gerenciamento econômico e ambiental”, e recomenda que os países em desenvolvimento adotem, com urgência, uma política integrada de gerenciamento de recursos hídricos que considere os aspectos intersetoriais dos usos da água. Esta política deve criar condições favoráveis para que as agências internacionais de desenvolvimento, os órgãos governamentais, o setor privado, as organizações não governamentais, as comunidades e os consumidores possam contribuir para a melhoria do gerenciamento dos recursos hídricos.

A Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981 que criou a Política Nacional do Meio Ambiente, definiu como Recursos Ambientais a atmosfera, **as águas interiores, superficiais e subterrâneas, os estuários, o mar territorial**, o solo, o subsolo e os elementos da biosfera.

De acordo com a Lei ambiental, portanto, os Recursos Hídricos pertencem ao conjunto dos Recursos Ambientais. Dispõe ainda, que o “estabelecimento de normas relativas ao uso e **manejo**” dos recursos hídricos e dos demais recursos ambientais é da competência da Política Nacional do Meio Ambiente.

É igualmente da alçada da Política Ambiental “a preservação e restauração dos recursos ambientais com vistas à sua utilização racional e **disponibilidade permanente**”.

Para o desempenho de suas competências de proteção e promoção do uso racional dos recursos hídricos, a área ambiental contou desde o início com um arsenal de instrumentos sobretudo de caráter legal.

Investida do poder de polícia ambiental, a área de meio ambiente, supra-setorial, desenvolveu uma ação que poderíamos caracterizar como predominantemente “controladora”, sobre os diferentes usuários das águas.

Esta “ação controladora”, apoiada essencialmente na legislação ambiental, consistiu em funções principalmente de “licenciamento de atividades utilizadoras dos recursos ambientais”, normatização, fiscalização e monitoramento das fontes poluidoras e da qualidade das águas.

O controle ambiental, ainda hoje predominante nas nossas políticas ambientais, revelou-se eficiente no combate à poluição industrial, mas muito limitado nos demais resultados alcançados.

Antes que se generalizassem os sistemas de tratamento de efluentes nas indústrias e logo após a criação dos órgãos estaduais de meio ambiente, a partir da metade dos anos 70, os programas ambientais estiveram quase que inteiramente voltados para um trabalho de “bombeiros”, ou seja, apagando incêndios, na maioria episódios críticos de poluição. É o período também conhecido como o da “**administração de crises**”.

Durante mais de dez anos, a Política Ambiental, lançando mão unicamente de instrumentos legais e regulamentares, mostrou vitalidade e eficiência. O sistema de licenciamento de atividades utilizadoras de recursos ambientais, instrumento fundamental da política de controle, revelou-se capaz de antecipar-se à expansão ou à instalação de novas atividades poluidoras, principalmente industriais, impondo exigências de controle.

A promulgação da Lei nº 7.347, que disciplina a ação cível pública de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente (...), a conhecida lei de defesa de interesses difusos, foi um importante marco no aperfeiçoamento do direito ambiental brasileiro. Além disso, pôde ser assinalado pela entrada em cena de um dos mais importantes atores sociais destes últimos quase dez anos, na defesa do meio ambiente: o **Ministério Público**.

O sistema de licenciamento foi amplamente reforçado no início de 1986, com a instituição do Estudo de Impacto Ambiental e do Relatório de Impacto Ambiental, através de resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.

A Constituição de 1988 consolidou uma década de grandes avanços na legislação ambiental, iniciada com a Lei nº 6.938, que ao mesmo tempo instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, o Sistema Nacional do Meio Ambiente - SISNAMA e o CONAMA.

Muitos países do Primeiro Mundo têm optado por uma nova geração de políticas ambientais, que consiste em tornar mais eficaz a ação das leis e das multas, ao utilizar simultaneamente instrumentos legais e instrumentos econômicos.

Estes instrumentos econômicos, no caso dos recursos hídricos, são as tarifas cobradas pelo uso destes recursos, calculadas proporcionalmente ao volume de água captada e à qualidade do efluente lançado por cada usuário.

A utilização de instrumentos econômicos pelas políticas ambientais, conferiu-lhes uma capacidade de intervenção financeira.

Os órgãos ambientais passaram a dispor não apenas de instrumentos coercitivos, mas também, e simultaneamente, de instrumentos financeiros, potencializando sua capacidade de incitar ou de induzir os usuários das águas a uma mudança de comportamento.

As tarifas pelo uso dos recursos hídricos asseguram a **continuidade e a sustentabilidade financeira** das políticas de gestão destes recursos. Além disso, dão ao poder público, aos empresários e à sociedade civil, transformados em co-gestores e co-responsáveis pela preservação dos recursos, os meios necessários para intensificar a prevenção, assim como a capacidade de se antecipar e de inibir precocemente a degradação do ambiente.

Verifica-se, portanto, uma mudança fundamental de comportamento dos órgãos ambientais, que passam de uma ação puramente controladora, setorial e centralizada, para uma ação gerenciadora dos recursos hídricos e ambientais, de caráter integrado, participativo, descentralizado e financeiramente sustentado. Uma ação capaz de tornar viável o aproveitamento e gestão sustentável destes recursos.

A Política Nacional de Meio Ambiente foi aprovada pelo Congresso Nacional no início dos anos oitenta.

Desde que foi instituída, esta Política foi reconhecida como inovadora face às demais políticas públicas, em função de algumas de suas características, quais sejam:

- **descentralização:** A Lei nº 6.938, antecipando o espírito descentralizador da Constituição de 1988, deslocou boa parte do poder de decisão ambiental da União para as Unidades da Federação, ao confiar a estas importantes responsabilidades executivas;
- **participação:** Ao contrário dos demais órgãos colegiados federais, o poder de decisão no CONAMA, órgão com funções deliberativas e consultivas, integrador da política ambiental no plano nacional, foi aberto a uma ampla participação das Unidades da Federação, da sociedade civil organizada e de empresários, que, à época, encontravam-se na linha de frente da luta contra a centralização do poder, representada pela União;
- **integração:** “Os órgãos e entidades da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos Territórios e dos

Municípios, bem como as Fundações instituídas pelo Poder Público, responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental, constituem o SISNAMA”, cujo órgão superior, o CONAMA, impôs-se pela representatividade de sua composição e pela credibilidade de suas ações.

O SISNAMA vem sendo enriquecido com a criação dos Conselhos Municipais de Defesa do Meio Ambiente - CONDEMA's, dos Conselhos e Sistemas Estaduais do Meio Ambiente - CONSEMA's, do IBAMA (1989), do Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal (1992) e das Secretarias Estaduais e Municipais do Meio Ambiente.

A vinculação de órgãos estaduais de desenvolvimento florestal e pesqueiro ao setor ambiental, confiou-lhe responsabilidades em termos de desenvolvimento e gestão sustentável destas políticas.

- **coordenação:** No plano federal, a coordenação da Política Ambiental do Meio Ambiente, ficou a cargo, em função das claras responsabilidades de coordenação gerencial, da antiga Secretaria Especial do Meio Ambiente - SEMA, hoje Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal. No plano estadual esta coordenação ficou a cargo dos Órgãos Estaduais de Meio Ambiente (OEMA's).
- **financiamento compartilhado:** A Lei nº 6.938, no seu art. 4º, inciso VII, estabeleceu, entre os Objetivos da Política Nacional do Meio Ambiente, que ela visará “à imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados, e ao usuário, da contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos”.

Encontra-se em fase de discussão final no Congresso Nacional o **Projeto de Lei nº 2.249**, de 1991, que tramita há três anos, instituindo uma Política Nacional específica para os Recursos Hídricos.

O Substitutivo do Deputado Fábio Feldmann é um esforço, a nosso ver bem sucedido, para incorporar à nossa legislação a mais eficiente experiência internacional e resgatar o que o Brasil realizou de melhor, em matéria de administração dos Recursos Hídricos, nos últimos anos.

Pode-se dizer que a Política Nacional de Recursos Hídricos resgata e aprofunda os processos de descentralização, participação, integração, coordenação e financiamento compartilhado introduzidos pela Lei que criou a Política Nacional do Meio Ambiente.

Neste sentido, a reorganização e modernização da gestão das águas no Brasil, através da discussão e implantação de uma Política Nacional de Recursos Hídricos, se inscreve num esforço de aperfeiçoamento da própria Política Ambiental.

Poderíamos resumir em 5 (cinco) pontos básicos a estrutura da **Política Nacional de Recursos Hídricos**:

1. Descentralização

Define a Bacia Hidrográfica como escala espacial, prioritária de intervenção para a proteção e gestão descentralizada do meio ambiente, das águas, do saneamento e da saúde ambiental.

A adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e de gestão das águas é uma tendência internacional já consagrada, que transforma a cooperação Estado-Município, através desta interface regional, no centro das políticas nacionais das águas e do meio ambiente.

Os programas e intervenções, assim como os recursos financeiros correspondentes, são definidos na própria bacia pelo Comitê de Bacia (órgão colegiado) e executados sob controle de sua Agência, órgão técnico do Comitê.

Ao definir a Bacia como escala espacial prioritária de intervenção, a nova lei dos Recursos Hídricos está, na verdade, promovendo o **deslocamento espacial, para a bacia, do centro principal de decisão em matéria de políticas sanitárias e ambientais.**

O que se verifica, através deste deslocamento, é a cristalização de uma pluralidade de centros de decisão, mudança do ponto de equilíbrio entre eles e o fim das hegemonias entre as esferas de governo. Isto faz, sobretudo, com que os centros de decisão se tornem mais interdependentes e menos propensos à tomada de decisões unilaterais.

A regionalização da gestão dos recursos hídricos e, num sentido mais amplo, da Gestão Ambiental, encurta a distância, entre as instituições, os meios de intervenção e as decisões, de um lado, e os problemas ambientais, de outro.

2. Participação

Envolve a democratização do processo decisório e descentralização político-institucional. Supõe, ainda, redefinição de papéis, redistribuição de encargos, harmonização de competências e poder de decisão entre os diferentes atores sociais.

Caracteriza-se pela pluralidade de atores sociais com autêntico poder de decisão (União, Estado, Município, Empresários, Sociedade Civil), em que nenhum deles é hegemônico, nenhum tem por si só o controle do sistema.

3. Integração

A lei organiza a administração de recursos no país sob forma de um sistema integrado, denominado **Sistema Nacional de Gestão de Recursos Hídricos - SINGREH**.

A criação de um sistema independente para gerenciar os recursos hídricos é um reconhecimento da especificidade deste recurso ambiental, mas as interfaces e a integração com o Sistema Nacional do Meio Ambiente são de tal ordem, que o primeiro opera de fato como um sistema auxiliar do segundo.

Para dispor de condições institucionais propícias à gestão das águas é necessário que sejam criadas instituições com vocação integradora dos programas e recursos na área sanitária e ambiental. É o caso do Comitê e da Agência de Bacia, entidades integradoras fundamentais.

O Comitê de Bacia é um órgão político colegiado, socialmente representativo, dotado de grande autonomia, poder de decisão e de negociação.

A Agência de Bacia exerce a função de secretaria executiva dos comitês e é responsável pela cobrança do uso dos recursos hídricos. Tem ainda como competência o apoio administrativo, técnico e financeiro ao respectivo comitê de bacia. Ela atua como catalisadora do esforço regional no planejamento e na obtenção de recursos financeiros para a proteção e recuperação dos recursos hídricos.

4. Coordenação

A experiência nacional e internacional demonstra que a competência para coordenar a gestão das águas não deve ser atribuída aos seus grandes usuários e/ou consumidores.

Esta responsabilidade deve, portanto, ser confiada a uma área supra-setorial, não-usuária e já dotada de claras responsabilidades na promoção do uso racional e da disponibilidade permanente dos recursos hídricos, ou seja, a área pública de meio ambiente.

A lei reconhece a Política Nacional de Recursos Hídricos como parte integrante da Política Nacional do Meio Ambiente, ao vincular institucionalmente o sistema de gestão à área ambiental. Define, portanto, o órgão ambiental como instituição coordenadora do sistema.

A administração ou gestão das águas deve ser entendida sobretudo como a mediação dos interesses divergentes e conflitos entre usuários das águas. Ela deve fazer com que o interesse público, geral, social, se sobreponha aos interesses particulares divergentes, assegurando as condições para um aproveitamento múltiplo, racional e harmônico do recurso utilizável, capaz de promover o bem-estar social e o desenvolvimento sustentável do país.

O **equilíbrio** na gestão dos recursos hídricos, significa a conciliação entre os interesses ligados à sua proteção com os interesses voltados para o seu aproveitamento econômico. Entendendo-se que só uma melhor proteção pode garantir a sustentabilidade, a disponibilidade permanente e a satisfação a longo prazo, das próprias necessidades econômicas.

5. Financiamento Compartilhado

A cobrança pela utilização dos recursos hídricos, gera recursos para o financiamento da recuperação dos corpos de água e induz o usuário a um comportamento mais racional em relação ao valor da água. Em termos econômicos o Princípio Poluidor-Pagador ou o Princípio Usuário-Pagador repousa sobre a premissa de que o preço de um bem ou de um serviço deve integrar totalmente seu custo de produção e o custo dos recursos utilizados, inclusive os recursos ambientais.

A utilização do ar para a emissão de poluentes, da água para o lançamento de efluentes ou do solo para a estocagem de resíduos

constitui uma utilização de recursos. E esta utilização deve ser paga, a exemplo do que se faz com qualquer outro fator "clássico" de produção, como a mão-de-obra e os fatores materiais.

Na ausência de pagamento correspondente à sua utilização, os recursos ambientais são desperdiçados, degradados e mesmo destruídos. Nesta linha de raciocínio, a utilização gratuita destes recursos é que leva aos abusos e é a causa primeira da degradação do meio ambiente.

O que se deixa de cobrar equivale a um subsídio. Subsídio para poluir, financiado pelo conjunto dos contribuintes, que pagam sob forma de perda da qualidade de vida e agravamento das desigualdades sociais, na medida em que as áreas ambientalmente mais degradadas correspondem às áreas socialmente menos privilegiadas.

A adoção de instrumentos institucionais e financeiros através da Política Nacional de Recursos Hídricos, acelera a transição do "controle" para a "gestão", que se opera na Política Nacional do Meio Ambiente.

Nesta perspectiva, a gestão ambiental de recursos hídricos é descrita como um dos caminhos mais eficazes para a integração das políticas sócio-ambientais e para a promoção do desenvolvimento sustentável.

Influência das Águas Continentais sobre as Regiões Costeiras: enfoque da legislação atual

Júlio Fortes

Universidade Estadual do Rio de Janeiro, RJ/Brasil

Cynara Cunha

Universidade Federal do Rio de Janeiro / Universidade Estadual do Rio de Janeiro, RJ/Brasil

Resumo – As ações impactantes estão sujeitas a controle amparado na legislação pertinente, regulamentada com base na Resolução n^o 20 do CONAMA. A partir da análise desta Resolução, tomando como base as de outros países, se propõe a criação de uma rede de postos básicos, controladores das condições ambientais das águas oceânicas, localizada nas proximidades das bacias hidrográficas mais representativas. São propostas, ainda restrições aos parâmetros e substâncias sob controle de modo a sistematizar sob ponto de vista econômico-financeiro, a utilização dos recursos envolvidos.

Abstract – Actions which cause impact are subject to control according to pertinent law, regulated based on Resolution n^o 20 of CONAMA. Analyzing this Resolution and looking at other countries, it is proposed to establish a network of basic stations which will control the environmental conditions of ocean water, located close to the mouth of the most representative river basins. Limitations of parameters and controlled substances are also proposed to systematize the use of resources involved from the economic and financial standpoint.

1. Introdução

O Ciclo Hidrológico mostra a interligação existente entre as águas continentais e marinhas. Estabelecer fronteiras rígidas entre elas significa interromper um circuito natural inconcebível de forma prática. Assim é possível ver a área de dosagem das bacias de drenagem dos rios nas regiões costeiras, como um área de transição entre água continental e água marinha, com influência de propagação diretamente proporcional ao tamanho daquelas bacias (ver figura 1). Desta forma as regiões costeiras têm suas águas comprometidas pelas

cargas poluidoras geradas nas áreas continentais. É verdade que em sendo as chamadas águas marinhas parte maior da superfície da Terra (3/4 aproximadamente) sua potencialidade como corpo receptor é infinitamente grande não fôra as repercussões localizadas hoje conhecidas (mercúrio no Japão, petróleo no Alasca e outros). Nas discussões que se seguem, serão abordadas as alterações crescentes das águas costeiras buscando enfatizar a natureza de seus componentes tanto do ponto de vista qualitativo quanto da intensidade de sua influência. Neste contexto será introduzido um componente novo gerado pela recente indústria extrativista de petróleo tanto no que diz respeito a eventos ocasionais (acidentes) quanto às ações contínuas de lançamento das chamadas águas de produção extraídas juntamente com o petróleo. Caracterizada a questão examina-se o texto legal da legislação brasileira buscando amparo para as ações fiscalizadoras nacionais comparando-as com as legislações de áreas específicas, predominantemente influenciadas pelos países desenvolvidos. Finalmente conclui-se pela proposta de implantação de uma rede de controle das águas costeiras, a ser implantada ao longo da costa, a partir do litoral norte do Estado de Sergipe, com vistas a manter sob vigilância a qualidade das águas marinhas, podendo ser estendida em uma segunda etapa ao Uruguai e Argentina com vistas a integração buscada sob as premissas do MERCOSUL.

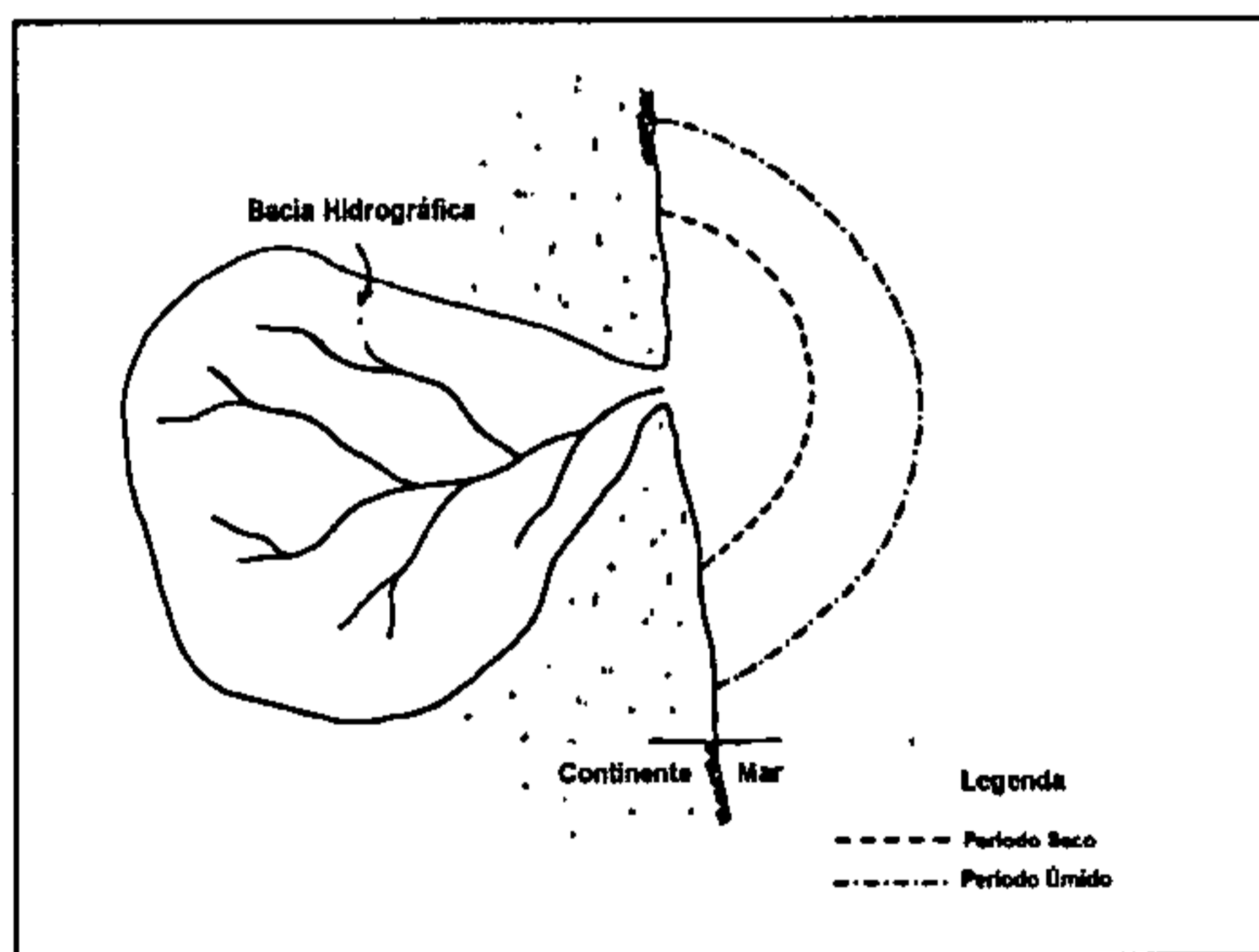


Figura 1. As bacias hidrográficas encaminham suas águas continentais para o mar, estabelecendo limites sazonais móveis resultantes do ciclo hidrológico.

2. Processos que Afetam as Águas Marinhas Submetidas as Cargas Poluidoras com Ênfase em Petróleo

2.1. Introdução

A carga poluidora de petróleo pode ser introduzida no meio ambiente marinho por derramamentos de óleos, decorrentes dos acidentes com embarcações ou oleodutos, pela introdução natural, a partir das fendas oceânicas existentes no fundo, pelos efluentes de plataformas, as chamadas águas de produção, ou ainda está presente nos rios, que lançam suas águas em regiões costeiras (ver figura 2). Os derramamentos provocados por embarcações ou oleodutos, são de fácil localização e devido a sua ocorrência de forma concentrada, seus efeitos são possíveis de serem reparados, em alguns casos. As demais cargas poluidoras se prolongam por um longo tempo, sendo seu efeito ao meio ambiente de difícil quantificação, principalmente no impacto ambiental sofrido na região.

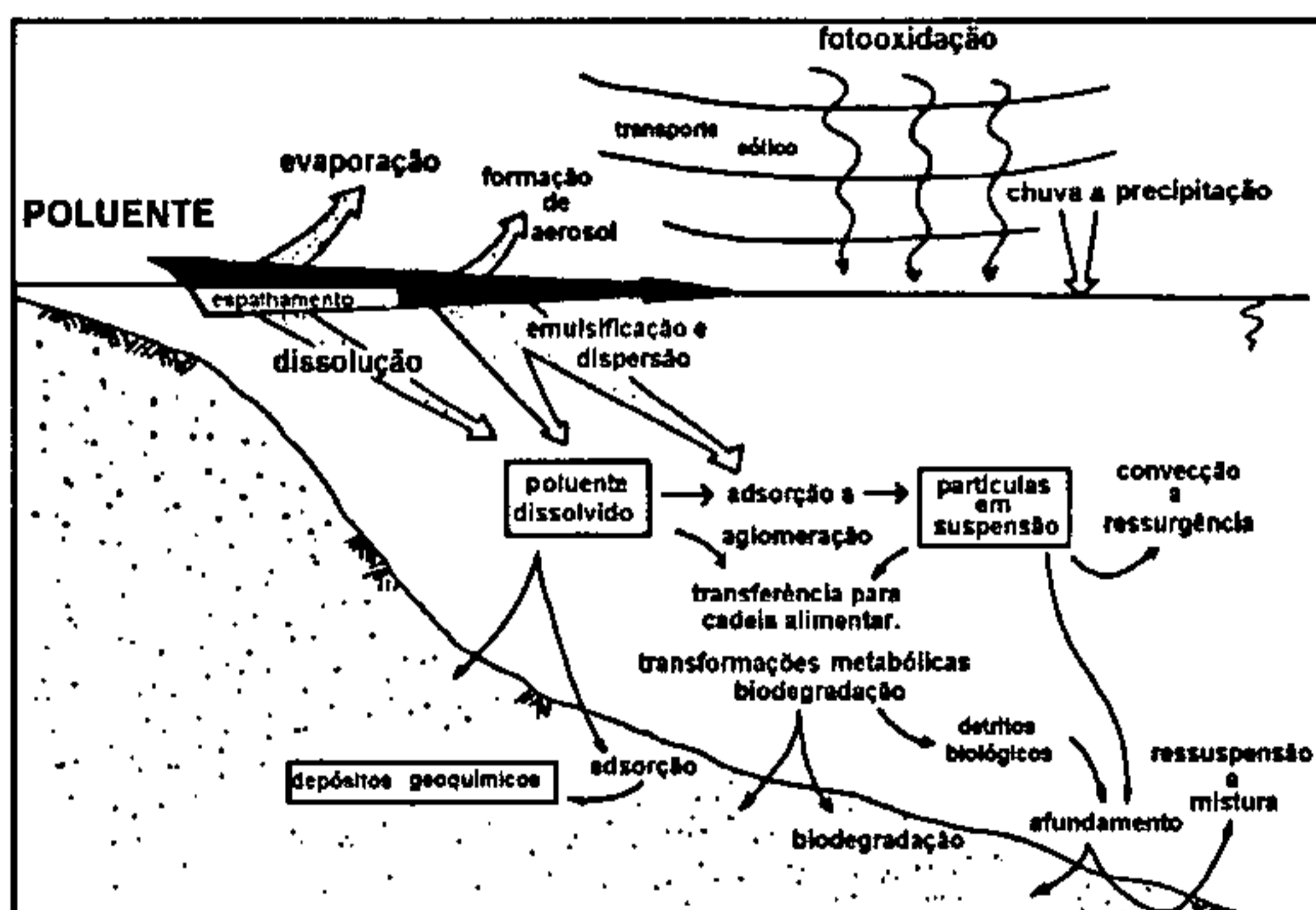


Figura 2. Associando o comportamento das águas continentais portadoras de cargas poluentes ao das cargas de petróleo (Aebaigés, 1980 e Bicego/Weber, 1988), produziu-se a distribuição esquemática acima.

2.2. Descrição do processo

2.2.1. Evaporação

O processo de dispersão de óleo começa com a evaporação, onde pode haver a remoção de cerca de 50 % dos hidrocarbonetos do petróleo derramado na superfície (Bícego, 1988). No caso de derrame de grandes quantidades de petróleo, esta remoção pode significar um “ganho ambiental”. No entanto, para afluxo constante de efluentes, o tempo de exposição da massa de óleo é muito pequeno, fazendo com que a evaporação não seja capaz de remover os mesmos 50% de hidrocarbonetos da massa de óleo, e sim um valor menor. Aliada a evaporação, podem acontecer a foto-oxidação, principalmente com os componentes com alto ponto de ebulição, que não sofreram evaporação. Os hidrocarbonetos residuais passam a ser assimilados pela coluna d’água (ver figura 3).

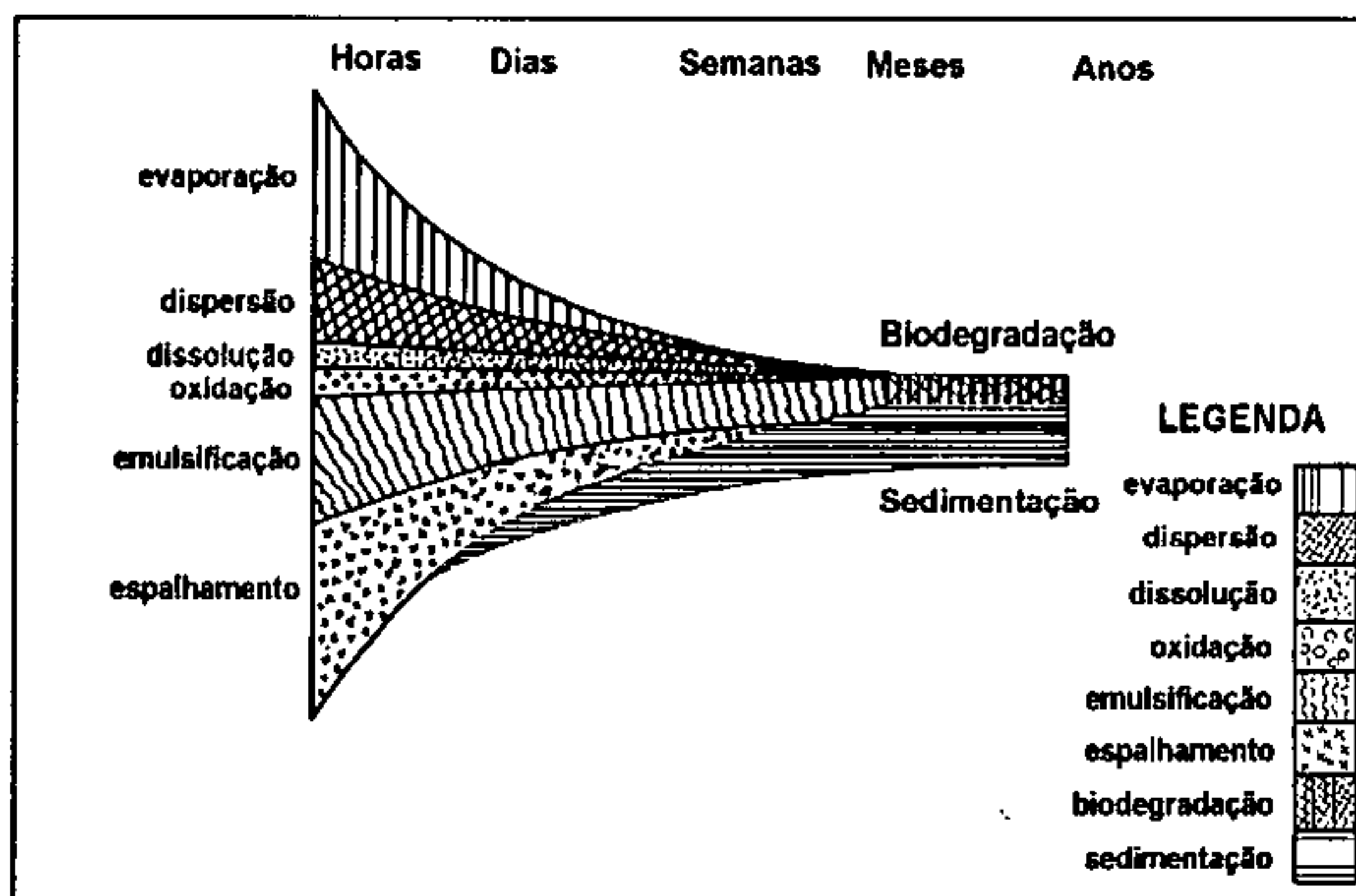


Figura 3. As cargas poluentes geradas no continente provocam intervenção no ambiente marinho, cuja base cronológica pode ser associada a do petróleo (The International Tanker Owners Pollution Federation L.T.D. Technical information Paper. “Fate of Marine Oil Spills”, number 11).

2.2.2. Introdução na coluna d'água

Quando o óleo é introduzido na coluna d'água, pode haver dois tipos de caminamento. A simples dissolução do petróleo na coluna d'água ou a formação de uma emulsão de petróleo. Estes dois processos irão provocar a dissolução do óleo ao longo da coluna d'água. O óleo dissolvido deverá ter três destinos:

- Adsorção e aglomeração com partículas em suspensão.
- Transferências biológicas.
- Adsorção pelos sedimentos do fundo.

A adsorção e aglomeração com partículas em suspensão pode provocar a formação das Bolas de Piche, que irão migrar para a superfície, ou a formação de partículas de óleo, que se aglutinam com sólidos em suspensão, se depositando no fundo ou sofrem convecção e ressurgência.

As transferências biológicas podem ser de três maneiras:

- Transferência para a cadeia alimentar.
- Transferência metabólica.
- Biodegradação
- Depuração microbiológica.

A biodegradação pode provocar a formação de detritos biológicos que irão sedimentar ou se misturar à coluna d'água.

Tanto a adsorção do óleo dissolvido, como os detritos formados pela biodegradação que sedimentarem, irão formar depósitos geoquímicos no fundo.

Em experimentos descritos na literatura, observou-se que a taxa de remoção para os compostos leves foram extremamente altas, quando se considera manchas de óleo. Estas observações vem a confirmar o que se esperava, a evaporação sendo o processo de maior efeito na remoção de manchas de óleo superficiais. O decaimento dos compostos mais leves se dá logo nas primeiras horas. No entanto, como a determinação das taxas exatas de evaporação são de difícil precisão, e funções de variáveis de caracterização complexa, como a área exposta da mancha, a pressão de vapor que é função da temperatura e da composição do óleo que estão relacionadas ao tamanho da mancha e da perda dos compostos leves, a contribuição da evaporação no processo de degradação natural do petróleo no meio ambiente marinho é de difícil quantificação.

Quando se trata de degradação do óleo em sedimentos, experimentos narrados na literatura descrevem que compostos leves persistem durante um grande tempo, que pode variar até 6 meses. Isto ocorre porque o óleo quando aglutina no sedimento, precipita e reduz a área de exposição aos efeitos da evaporação, protegendo-se em camadas mais profundas.

2.2.3. Dispersão

O principal processo físico sofrido pelo óleo emulsificado é a dispersão. As principais forças motrizes existentes na dispersão de óleo no Meio Ambiente Marinho estão relacionadas as condições climáticas e as características do meio ambiente receptor. A energia existente no ambiente, responsável pela dinâmica do meio, pode provocar o aumento ou a diminuição do efeito dessas forças motrizes, acelerando ou retardando o processo. Em recentes estudos realizados pelo E&P Forum, no Mar do Norte, durante o inverno, houve a constatação que as taxas de dispersão podem atingir um fator de 500, a uma distância de 70 metros da plataforma, para simulações em coluna d'água bem misturada, ou seja sem estratificação de densidade, e até 300 vezes, para corpos d'água receptor estratificados, quando se trata de água de produção.

2.2.4. Degradação

Todos estes processos de degradação do petróleo no meio ambiente marinho são dependentes fortemente da dinâmica do meio onde está ocorrendo o processo. Meios onde há baixa energia cinética, como por exemplo nas regiões costeiras abrigadas (baías, estuários e regiões de mangue), onde ocorre predominância de sedimentos argilosos, com alto teor de matéria orgânica, a degradação microbiológica é muito pequena, quase nula, provocando a formação de depósitos de óleos, de difícil degradação.

No entanto, meios de alta energia cinética, como por exemplo as regiões *Off-shore*, onde o regime de ventos e ondas provocam o deslocamento do material introduzido ao meio ambiente marinho, facilita sua aglutinação com os sedimentos e/ou a mistura ao longo da coluna d'água. Nestes meios, o efeito da degradação é dito crônico, e de difícil detecção e prevenção.

Parece necessário que haja uma determinação das regiões onde os efeitos de degradação são significativos, e principalmente o conhecimento e monitoramento para detecções de alterações biológicas, físicas e químicas, provocados pela poluição por hidrocarbonetos e fenóis. Deve-se estabelecer também as áreas onde a proteção do meio ambiente marinho deve ser prioritária ou preventiva, dependendo dos dados pretéritos de concentrações e principalmente das necessidades sociais e econômicas da população residente na região.

Os dados pretéritos existentes sobre os níveis de concentração de hidrocarbonetos e fenóis no ambiente marinho em plataforma continental até bem pouco tempo, eram escassos, e pouco representativos desta região. Os métodos consagrados internacionalmente, como a espectrofluorescência de raios ultravioleta e a cromatografia gasosa, são eficientes na determinação das concentrações, apesar do custo elevado, no entanto, são pouco eficientes na detecção da origem da decomposição dos hidrocarbonetos, se de origem fóssil ou biogênica.

3. Legislação Brasileira para Lançamento de Efluentes em Águas Costeiras

	Brasil. CONAMA	Goiás	Rio Grande do Sul	Rio de Janeiro	São Paulo
Ph	5 a 9	5 a 9	6 a 8,5	5 a 9	5 a 9
Temperatura (oC)	40	40	40	40	40
DBO - mg/l		60	Variável	Variável	60
Materiais Sedimentáveis (mg/l)	1	1	1	1	1,0
Regime de Lançamento - vazão máxima de até.. vezes a vazão média diária	1,5	1,5		1,5	1,5
Materiais Flutuantes	ausentes		ausentes	ausentes	
Cor			ausente	ausente	
Odor			livre do odor		
Espumas			ausentes		
Dureza (mg/l de CaCO)			200		
Óleos e Graxas (mg/l) *óleos minerais	20		10	20	
*óleos vegetais e gorduras animais	50		30	30	
Substâncias (mg/l)					
Alumínio Total			10	3	
Amônia	5			5	
Arsênio Total	0,5	0,2	0,1	0,1	0,2
Bário	5	5	5	5	5
Cádmio	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2
Cianetos	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Chumbo	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Cobalto			0,5	1	
Cobre	1	1	0,5	0,5	1
Cromo Hexavalente	0,5	0,1	0,1		0,1
Cromo Trivalente	2				
Cromo Total		5	0,5	0,5	5

Tabela (cont.) - Padrões de Qualidade de Água para o Mercado Comum do Sul (MERCOSUL)

	Brasil CONAMA	Paraná Golias	Rio Grande do Sul	Rio de Janeiro	São Paulo
Estanho	4		4	4	4
Índice de Fenóis	0,5	0,5	0,1	0,2	0,5
Ferro Solúvel	15	15	10	15	15
Fluoretos	10	10	10	10	10
Cloro Ativo				5	
Fósforo Total			1		
Lítio			10		
Manganês Solúvel	1	1	2	1	1
Mercúrio	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Molibdênio			0,5		
Níquel	2	2	1	1	2
Nitrogênio Total			10		
Prata	0,1	0,02	0,1	0,1	0,02
Selênio	0,05	0,02	0,05	0,05	0,02
Sulfactantes			2		
Sulfetos	1		0,2	1	
Sulfitos	1			1	
Vanádio			1	4	
Zinco	5	5	1	1	5
Composto Organofosforados e Carbonatos Totais	1		0,1	1	
Sulfeto de Carbono	1			1	
Tricloroetano	1			0,1	
Clorofórmio	1				
Tetracloroeto de Carbono	1			0,1	
Dicloroetano	1				
Compostos Organoclorados não Listados acima (Pesticidas, Solventes, etc.)	0,05			0,05	

4. Legislação Mundial de Efluentes com Ênfase nos Países Desenvolvidos

4.1. Padrões de óleo e graxas

Os países ditos desenvolvidos, que produzem petróleo em plataformas *off-shore*, como a Inglaterra, Holanda, Noruega e Dinamarca, seguem a recomendação da Convenção de Paris de 1974 (MARPOL), que estabelece valores médios de 40 mg/l. Este valor é superior ao da norma brasileira, reforçando a idéia que o Brasil possui um dos valores mais restritivos para lançamento de efluentes em corpos d'água. Pode ser visto a partir do quadro abaixo, que estes países adotam uma quantidade menor de parâmetros que devam ser monitorados, facilitando a correção de alguma distorção.

As Legislações mundiais, quando tratam de água de produção, se referem apenas a óleos e Graxas como padrão a serem monitorados. Como exemplo da falta de uma legislação específica para cada tipo de efluente, a legislação brasileira obriga o monitoramento da Amônia para efluentes de plataforma (água de produção). Quando se trata deste efluente, não há justificativa para este monitoramento. Os países desenvolvidos adotam legislações específicas, onde é definido os padrões diferenciados para cada efluente.

4.2. Quadro comparativo das legislações mundiais

	Brasil CONAMA	Inglaterra	Itália	Japão	Dinamarca	México
Ph	5 a 9			5 a 9		6 a 9
Temperatura (oC)	40					
DBO - mg/l				160		60
Materiais Sedimentáveis (mg/l)	1					
Regime de Lançamento - vazão máxima de até... vezes a vazão média diária	1,5					
DQO (mg/l)			160			100
Materiais Flutuantes	ausentes					
Óleos e Graxas (mg/l) *óleos minerais	20	40	3	5		
*óleos vegetais e gorduras animais	50		20	30		
Alumínio Total						
Amônia	5					
Arsênio Total	0,5		1	0,5	10	
Bário	5		40			
Boro	5					
Cádmio	0,2		0,1	0,1		
Cianetos	0,2		1	1	0,2	
Chumbo	0,5		0,5	1	0,5	
Cobalto						
Cobre	1		0,05	3	0,5	
Cromo Hexavalente	0,5		0,5	0,5		0,2
Cromo Trivalente	2		2			
Cromo Total				2	0,2	1
Estanho	4					
Índice de Fenóis	0,5		0,5	5		1
Ferro Solúvel	15			10		

Quadro comparativo das legislações mundiais (cont.)

	Brasil CONAMA	Inglaterra	Itália	Japão	Dinamarca	México
Fluoretos	10		20	30		
Cloro Ativo						
Fósforo Total				16		
Lítio						
Manganês Solúvel	1			10		
Mercúrio	0,01		0,01	0,005		
Molibdênio						
Níquel	2		4		0,5	
Nitrogênio Total				12		
Prata	0,1		0,1		0,1	
Selênio	0,05		0,1			
Sulfactantes			2			
Sulfetos	1					
Sulfitos	1					
Vanádio						
Zinco	5		1	5	1	
Composto Organofosforados e Carbonatos Totais	1		0,2	1		
Sulfeto de Carbono	1					
Tricloroetano	1			0,3		
Clorofórmio	1					
Tetracloroeto de Carbono	1					
Dicloroetano	1					
Compostos Organoclorados não Listados acima (Pesticidas, Solventes, etc.)	0,05		0,1	0,003		

Os valores acima representam as legislações específicas usadas em cada país: o México regulamenta os efluentes da indústria de petróleo; o Japão é específico no controle de efluentes de plataforma, juntamente com a Inglaterra. No Brasil, a legislação é única para qualquer tipo de indústria.

5. Tendência Mundial

Considerada a embocadura das bacias como a fonte de lançamento de águas continentais dever-se-á admitir as possibilidades possíveis para controle das águas na faixa de transição até a completa caracterização como água marinha. As zonas de confluências podem apresentar um comportamento estratificado em períodos de águas calmas, face as diferenças de densidade, até seu total misturamento. Nos períodos de mar agitado este processo é rápido, provocando a mistura quase imediata das massas de água. A partir daí o comportamento da massa de água passa por um processo de dispersão gradativo atingindo as áreas costeiras com diferentes intensidades como resultado da sazonalidade do regime hidrológico, combinado com o regime das águas marinhas até seus níveis regulares. Nesta faixa, os parâmetros de avaliação águas, segundo a legislação brasileira (CONAMA nº 20), define quantidade de componentes em número superior aos das legislações de países como Itália e Japão, entre os não produtores, ou México, entre os países produtores. Isto nos leva a concluir que a legislação brasileira é mais restrita em relação a substâncias poluidoras, capazes de promover alterações significativas no meio ambiente de águas costeiras. Por outro lado este rigor se torna ainda maior quando saímos da faixa de influência das águas continentais, ficando portanto, restrita a capacidade de absorção ampla das águas oceânicas. Tomando por base as coincidências observadas no exame das legislações amostrada nas tabelas vê-se que o elenco de parâmetros nas águas costeiras, compreendidas na faixa de influência deva incluir:

pH	Chumbo
Óleos e graxas	Cobre
Arsênio	Cromo hexavalente
Cádmio	Cromo trivalente
Cianetos	Fenóis

Fluoretos	Zinco
Mercúrio	Compostos organofosforados e carbonatos totais
Níquel	Compostos organoclorados
Prata	

Ultrapassada a faixa de transição as chances de se encontrar as substâncias incluídas nesta relação passam a ser muito pequenas a menos de situações específicas e localizadas de lançamentos continuados capazes de produzir alterações permanentes nos corpos d'água, ainda que em áreas restritas. Assim sendo entende-se que a legislação deva ser amplamente restritiva a ações localizadas, geradas por derrames ocasionais ou não, em sua maior parte de efeito temporário.

6. Conclusão

Nos itens anteriores, vê-se as interligações entre o impacto ambiental gerado nas águas marinhas pelas cargas poluidoras trazidas das áreas continentais através das bacias hidrográficas. Estabelece-se uma associação lógica, face a diversidade desta carga poluidora, entre a forma de disseminação espacial desta carga e a do petróleo, a partir de esquemas apresentados para manchas de petróleo no mar (Aebaigés 1980, Bicego, 1988) dando-se-lhe uma distribuição temporal equivalente a do petróleo cientes de que algumas das substâncias (metais pesados, por exemplo) não estarão sujeitas a degradação mas a assimilação pela cadeia biológica gerando impactos permanentes na flora e fauna marinhas. Mostrou-se ainda que as ações impactantes tem fronteiras móveis graças as sazonalidades climáticas continentais, incapazes de definição precisa, como resultado da abrangência das frentes de impacto, sujeitas as influências de comportamento das águas oceânicas, principalmente no que diz respeito às correntes marinhas.

Neste quadro, entende-se que a vigilância permanente das águas fluviais lançadas ao mar e sua ação ao longo da costa se constitui no ponto fundamental de controle dos efeitos impactantes. Assim, será necessário, para alcançar esta meta a implantação de uma rede de coleta de informações ao longo do litoral, baseada em locais estratégicos, capaz de informar as condições ambientais nas proximidades dos locais de saída de águas continentais. Esta rede deveria, em uma primeira etapa, iniciar nas proximidades do litoral norte do estado de

Sergipe e estender-se para o sul até o ponto mais ao sul do Rio Grande do Sul, integrando-se, a partir daí com pontos de observação implantados no Uruguai e Argentina, tornando efetivas, também neste contexto, as diretrizes de integração definidas no MERCOSUL.

A proposta de adaptação da legislação brasileira aos parâmetros e substâncias referidos implica em se limitar aquela vigilância a um procedimento cada vez mais aceito nas regiões em que a consciência coletiva, gerada pelos governos locais, se mostra mais atuante. É claro que tais ações demandam recursos humanos e materiais significativos e por isso mesmo deve envolver o governo (federal, estadual e municipal) e as entidades de ensino e pesquisa, integradas na meta principal do bem estar das populações futuras.

Claro que existe uma relação de causa e efeito, isto é, se as bacias dos rios tiverem suas águas despoluídas haverá necessidade de um monitoramento de vigilância. Entretanto, o que se observa em relação ao futuro é a necessidade crescente de controle para se assegurar a sobrevivência sadia.

7. Referências Bibliográficas

BICEGO, M. R. R. e WEBER, R. *Contribuição ao Estudo de Hidrocarbonetos Biogênicos e do Petróleo no Meio Ambiente.*

READ, A. D. and BLACKMAN, A. A. *Oily Water Discharges from Offshore North Sea Installations: a perspective.*

COLETÂNEA Legislações Ambientais. Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente.

ENVIRONMENTAL laws and regulations in Japan: Environmental Agency Japan, v.1 and v. 2, 1987.

DECRETO No. 3.793 de 06/12/78, Estado de Goiás.

LEGISLAÇÃO Básica sobre Meio Ambiente - Pernambuco.

LEGISLAÇÃO Mexicana: Diário Oficial - Projeto de Norma Oficial Mexicana NOM - PA - CCA - 001/93.

LEGISLAÇÃO sobre poluição da água 1975/1983 EEC. (Publ. no Journal of de European Community).

NORMA Técnica - SSMA Nº 01/89. Estado do Rio Grande do Sul.

RESOLUÇÃO do CONAMA - 1984 a 1991, Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República. (SEMAM).

MANUAL do Meio Ambiente: Procedimentos, Normas e Legislações. FEEMA. AGGS, 1979.

Síntese do Primeiro Módulo do Projeto de Pesquisa sobre a Legislação dos Países do Cone Sul sobre Recursos Hídricos

José R. Linhares

Universidade Federal Fluminense, RJ/Brasil

Resumo – O presente trabalho, para sua melhor compreensão, será dividido em três partes. Na primeira parte, consignaremos as disposições constitucionais sobre a dominialidade das águas fluviais, constantes nas Constituições Brasileiras. Na segunda parte, analisaremos o Decreto-lei 24.643, de 10.07.1934, que instituiu o Código Brasileiro de Águas, mantido com modificações pelo Decreto-lei nº 852, de 11.11.1938, bem como o Código Civil Brasileiro, promulgado em 01.01.1916 e em vigor a partir de 01.01.1917. Na terceira parte, faremos uma análise crítica do Projeto de Lei nº 2.249, da autoria do Deputado Fábio Feldmann, que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o *Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*, tramitando no Congresso Nacional.

Abstract – This study will be divided into three parts for easier comprehension. In the first part we will include the constitutional provisions concerning ownership of river waters, to be found in the Brazilian Constitutions. In the second part we will analyse Decree-Law 24,643, of July 10, 1934, which instituted the Brazilian Water Code, maintained with modifications by Decree-Law nr 852, of November 11, 1938, and also the Brazilian Civil Code promulgated on January 1, 1916, which took effect on January 1, 1917. In the third part, we will present a critical analysis of Bill nr. 2249, by Congressman Fabio Feldmann, which rules on the National Water Resource Policy, and establishes the *National Water Resource Management System*, which is going through the Brazilian House of Representatives.

Módulo I – Legislação Brasileira sobre Recursos Hídricos

1. Primeira Parte : dominalidade das águas fluviais em nossas constituições federais

A primeira Carta Constitucional Brasileira, que foi a Constituição Política do Império, de 25 de março de 1824, não fez qualquer alusão à questão dos recursos hídricos, nem contemplou qualquer dispositivo à sua dominalidade.

Seguindo a mesma trilha da Carta Política Imperial, a primeira Constituição Republicana, decretada e promulgada em 24.02.1891, também não tratou da proteção aos recursos hídricos, nem expressou preocupação com a questão da dominalidade.

Foi a partir da Constituição da República dos Estados Unidos do Brasil, de 16.07.1934, que foi definida, em nível constitucional, uma política dominal de águas fluviais no Brasil. Assim, ao defini-la, a Carta de 1934 tentou viabilizar as diretrizes das políticas estadual municipal: “são de domínio dos Estados as margens das vias e lagos navegáveis, se por algum título não forem de domínio federal, municipal ou particular” e incorporou, também, as quedas d’águas às propriedades da União.

Mas a Constituição da República dos Estados Unidos do Brasil, de 10.11.1937, alterou totalmente as diretrizes da Carta de 1934, ao estabelecer: “são de domínio público federal: os lagos e quaisquer correntes em terrenos de seu domínio ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países ou se estendam a territórios estrangeiros”.

A Constituição dos Estados Unidos do Brasil, de 18.09.1946, manteve a tendência das Constituições anteriores, reafirmando: “incluem-se entre os bens da União os lagos e quaisquer correntes d’águas em terrenos de seu domínio ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países ou se estendam a territórios estrangeiros”.

A Constituição da República Federativa do Brasil, de 05.10.1988, coloca sob controle do Governo Federal, para assegurar a defesa externa e a harmonia interna entre os Estados, lagos, rios e cursos d’água que:

- a - estão sob domínio da União, inclusive nos Territórios Federais;
- b - banham mais de um Estado;
- c - servem de limite com outros países;
- d - venham de outros países ou se prolonguem no território estrangeiro.

2. Segunda Parte

2.1. Código brasileiro de águas

Em 10 de junho de 1934, às vésperas da promulgação da Constituição Federal, ocorrida em 16 de julho de 1934, foi instituído pelo Decreto 24.643, de 10-07-1934 o Código Brasileiro de Águas.

Este Código define a dominialidade das águas, classificando-as como públicas, particulares e comuns.

São águas públicas: os mares territoriais, as correntes, canais, lagos, e lagoas navegáveis ou flutuáveis, as correntes de que se façam essas águas; as fontes e reservatórios públicos; as nascentes quando forem de tal modo consideráveis que, por si só, constituam o “caput fluminis”, os braços de quaisquer correntes públicas, desde que os mesmos influam na navegabilidade.

São águas particulares as nascentes e todas as águas situadas em terrenos que também o sejam, quando as mesmas não estiverem classificadas entre as águas comuns de todos, as águas públicas ou as águas comuns.

São águas comuns as correntes não navegáveis ou flutuáveis de que essas não se façam.

Em 1938, durante a vigência da Constituição de 1937, o Código Brasileiro de Águas foi modificado pelo Decreto-lei 852, de 11.11.1938, mas que o manteve, praticamente, em sua totalidade.

2.3. Código Civil Brasileiro

Código Civil Brasileiro, promulgado em 1 de janeiro de 1916, entrou em vigor em 1 de janeiro de 1917.

Anterior ao Código de Águas, o Código Civil estabelecia no seu art. 66: “Os bens públicos são:

I - de uso comum do povo, tais como os mares, os rios, estradas, ruas e praças.

Os Artigos 563, 564, 565, 566, 567 e 568 foram revogados pelo Decreto n. 24.643, de 10.7.1934 (Código Brasileiro de Águas).

O Art. 601 determina que: "aquele que, sem permissão do proprietário, pescar, em águas alheias, perderá para ele o peixe que apanhe, e responder-lhe-á pelo dano, que lhe faça".

Já no Art. 602, disciplina o uso das margens das águas particulares que atravessam várias propriedades: "Nas águas particulares, que atravessam terrenos de muitos donos, cada um dos ribeirinhos tem direito a pescar de seu lado, até ao meio delas".

3. Terceira Parte : projeto de lei nº 2.249, da autoria do deputado Fábio Feldmann, que dispõe sobre a política nacional de recursos hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, em tramitação no Congresso Nacional

O Projeto de Lei do Deputado Fábio Feldmann dispõe sobre a Política e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Está formulado em três capítulos. O primeiro institui a Política Nacional de Recursos Hídricos.

O segundo cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, define seu objetivo e sua estrutura, estabelece a composição e as competências dos organismos que o integram, e fixa as diretrizes para o gerenciamento.

O terceiro compreende Disposições Finais, entre elas as alterações das leis que regulamentam a composição financeira.

De acordo com o Projeto de Lei 2.249, a Política Nacional de Recursos Hídricos visa "assegurar o uso integrado e harmônico dos recursos hídricos, para a promoção do desenvolvimento e bem-estar da sociedade brasileira". Entre os princípios que a fundamentam destacam-se:

- 1 - o direito de todos ao acesso aos recursos hídricos e a observação de critérios econômicos, sociais e ambientais na distribuição desses recursos;

- 2 - instituição de áreas de proteção de mananciais para abastecimento de populações, etc.

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos tem o objetivo de “assegurar a gestão dos recursos hídricos e coordenar a elaboração e a execução do Plano Nacional de Recursos Hídricos”. Sua atuação deve observar, entre outras, as diretrizes:

- 1 - integração das iniciativas das diversas esferas do governo;
- 2 - estímulo à participação das comunidades envolvidas nos processos decisórios.

As disposições finais do Projeto versam sobre:

- 1 - Permanência da atribuição de instrução de pedidos de outorga de direitos para o uso dos recursos hídricos de domínio da União e de exploração dos potenciais de energia hidráulica nos órgãos que atualmente as detêm.
- 2 - Sanções previstas ou que venham a ser estabelecidas em leis ou regimentos sobre o uso, controle, conservação e proteção de recursos hídricos.

Ao Projeto 2.249 foi apensado, em 30.03.94, o Projeto de Lei 1.895, de autoria do Deputado Koyo Iha, que propunha a instituição do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dava outras providências.

Legislação Ambiental Comparada do MERCOSUL: questão das águas

Marcia Correa de Oliveira
Secretaria de Estado de Meio Ambiente, MS / Brasil

Resumo – Resultados da investigação realizada nas legislações do Brasil, Paraguai, Uruguai e Argentina, pertinente ao tema, com identificação das assimetrias existentes. Proposta a ser apresentada: criação de uma Câmara Técnica Internacional restrita aos países: Paraguai, Uruguai, Argentina e Brasil, visando a homogeneização da legislação ambiental para adequá-la a condição da gestão ambiental desses países.

Abstract – Results of the investigation of Brazilian, Paraguayan, Uruguayan and Argentine legislation, pertinent to the topic, identifying the existing differences. Proposal to be presented: to establish an International Technical Chamber limited to the following countries: Paraguay, Uruguay, Argentina and Brazil, for the purpose of homogenizing environmental legislation and to render it appropriate to the status of environmental management in these countries.

Iniciada a partir dos anos 80, a nova ordem mundial formada através do surgimento de blocos e alianças estabelecidas nos continentes e hemisférios, convencem os governos latino-americanos a mudarem a ótica de suas relações internacionais.

Ameaçados de marginalização política e econômica face ao processo de recomposição dos grandes blocos, a América Latina buscou o estabelecimento de mecanismos de integração comercial de tal forma que lhe permitisse não só ampliar mercados para seus produtos, mas também contar com maior peso nos foros multilaterais nas negociações com os países desenvolvidos.

Visando acelerar esta integração, dentre outros esforços, foi assinado em 26 de janeiro de 1991 entre os países da Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai, o Tratado de Cooperação para o estabelecimento de um Mercado Comum (Tratado de Assunção) a vigorar a partir de janeiro de 1995, criando-se assim o MERCOSUL.

Visa o MERCOSUL acelerar os processos de desenvolvimento econômico mediante o mais eficaz aproveitamento dos recursos disponíveis, identificando-se os interesses comuns e harmonizando-

se políticas macroeconômicas, diminuindo-se assim as barreiras internacionais.

Seguindo os preceitos da gradualidade, flexibilidade e equilíbrio o MERCOSUL avança na formação de grupos ou comissões de trabalho que estudam a integração e aprofundam temas como o dos transportes marítimos e terrestres, a política industrial e tecnológica, a política energética, dentre outros assuntos relacionados com as tarifas aduaneiras e normas técnicas.

E a questão ambiental? Nota-se que, muito embora o Tratado de Assunção considere em seu preâmbulo que a ampliação dos mercados nacionais e o desenvolvimento econômico da região devem vir acompanhados da preservação do meio ambiente, o que exigiria a integração também de políticas ambientais entre os países do Prata, o que vimos até agora são ações oriundas de entidades não governamentais que atentas a situação tem realizados sucessivos encontros na busca de demonstrar a seus governos que a integração das políticas ambientais é premente desde a década de 70 quando se iniciou a construção de hidroelétricos em rios internacionais; quando os efeitos da chuva ácida provocada pelas termoelétricas começaram a atingir os países vizinhos; quando intensificou-se o tráfego na hidróvia platense e além disso, quando os desmatamentos de matas ciliares e assoreamentos dos rios de fronteira, ocorridos na década de 60, deram início a ameaça constante à integridade dos ecossistemas compartilhados como o Pantanal e o Chaco.

Considerando que a Bacia do Prata é o elo de ligação entre os países do MERCOSUL temos que observar que este ecossistema é formado por 3 rios principais: o Paraná, o Paraguai e o Uruguai. Embora sendo internacionais, estes rios possuem suas nascentes em território brasileiro: região central, pantanal e região sul, respectivamente, sem deixarmos de mencionar ainda o rio Iguaçu que, em seu trecho final, separa o Brasil da Argentina.

Com aproximadamente 3.209.000 Km² a Bacia do Prata, também conhecida como Bacia do Paraná, é a 3ª maior do mundo compreendendo sua extensão em 44% no território brasileiro, 32% na Argentina, 13% no Paraguai e os restantes divididos entre o Uruguai e a Bolívia.

A ocupação de regiões de fronteira, seja pela expansão de atividades produtivas ou pela implantação de projetos de infraestrutura transnacional, causaram impactos ao meio ambiente que se

alastraram dentre os países vizinhos, quando em muitos casos conflitos entre populações e constrangimentos.

As principais fronteiras que limitam o Brasil e os outros países do MERCOSUL, ou seja, os rios Paraguai, Paraná e Uruguai, tiveram ao longo de suas margens a ocupação agrícola, os assentamentos humanos e industriais em uma época em que pouco ou quase nada se falava sobre proteção ambiental, evidenciando assim a escassez de normas legais nestes países que ordenassem a ocupação territorial. Na Argentina por exemplo, 60 % da população e 85% de sua atividade econômica estão situadas nas províncias adjacentes ao rio Paraná, um processo de ocupação que se deu desde o período colonial e cujo resultado (despejo de esgotos e poluentes industriais) é hoje sentido nos países fronteiros.

No Sul do Brasil, a ocupação da fronteira oeste acentuou-se na década de 60, principalmente pela expansão das atividades agrícolas que acabaram causando o desmatamento de imensas áreas florestais nativas, fato repetido pela região centro-sul na década de 70. O impacto ambiental negativo veio no rastro das técnicas agrícolas favorecidas pelo modelo desenvolvimentista da época: assoreamento dos cursos d'água pelo processo erosivo e contaminação por agrotóxicos.

O mesmo processo de ocupação agrícola também ocorre no Paraguai.

Como se sabe o assoreamento dos rios e suas conseqüências são apontadas por especialistas da área como um dos mais graves problemas ambientais dos rios do Prata com implicações diretas na economia regional e prejuízos potenciais à navegação.

Ainda o crescente aumento das concentrações urbanas causadas pelas descontroladas migrações intra e internacionais contribuem positivamente para o aumento da poluição hídrica.

Estes fatores demonstram que ações urgentes devem ser adotadas através de cooperações internacionais uma vez que a constituição e complexidade no funcionamento dos ecossistemas da região não obedecem limites político-administrativos tradicionais.

Com assimetrias legislativas consideramos que a proposição de uma regra harmônica e idêntica não atingirá os propósitos além de utópica, porém como 1ª medida algo deva ser feito em função de homogeneizarmos padrões de qualidade das águas para uso similares e para os corpos d'água com contaminação histórica prever ajustamento

aos padrões numéricos fixados em seus respectivos países visando atender aos padrões de qualidade estabelecidos.

Tal proposição parece atingir seus objetivos a longo prazo, mas as metas precisam ser definidas e mediante a omissão destas por parte dos órgãos oficiais atrevo-me a apresentá-la fundamentada no propósito de colaborar na possível garantia do uso das águas transfronteiriças, de forma racional.

Institutions and Mechanisms for Water Quality Management in International River Basins

Jeffrey S. Wade
University of Florida, FL/USA

Resumo – No período de rápido crescimento populacional e aumento da demanda da indústria, agricultura e comércio, a proteção da qualidade e quantidade da água tornou-se crítica. Desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos e a proteção de processos naturais que mantem esses recursos, dependerá da integração e gerenciamento de estratégias que enfatizem procedimentos cooperativos entre todas as agências e estados. A drenagem de um rio é geralmente reconhecida com a unidade geográfica e ecológica apropriada para integrar o gerenciamento da água. Entre as ferramentas necessárias para integrar o gerenciamento estão os arranjos e estruturas institucionais, mecanismos de coordenação, reforma e harmonização de regulamentos, pesquisa científica e monitoramento e o reconhecimento da relação entre a política de instituições com jurisdição sobre diferentes impactos nos recursos hídricos. Análises dos diferentes procedimentos para o gerenciamento da água no contexto internacional fornece exemplos de estruturas e estratégias recomendadas.

Abstract – In a period of rapidly increasing populations and greater demands by industry, agriculture and commerce, the protection of water quality and quantity has become critical. Sustainable development of water resources and the protection of natural processes which maintain those resources will depend on integrated, comprehensive management strategies which emphasize a cooperative approach among all affected agencies and states. The river drainage basin is generally recognized as an appropriate geographic and ecological unit for integrated water management. Among the tools necessary for integrated management are adequate institutional structures and arrangements, coordination mechanisms, regulatory reform and harmonization, scientific research and monitoring, and recognition of the relationship among the policies of institutions with jurisdiction over different impacts to water resources. Analysis of existing approaches to water management in the international context provides examples of recommended structures and strategies.

1. Introduction

In 1991, Brazil, Argentina, Uruguay and Paraguay signed a treaty stating that member countries would work to eliminate international tariff and non-tariff barriers to trade, and allow the free movement of goods, services, people and capital by January 1, 1995.¹ The primary motivations for this attempt to establish a common market, known as Mercosul, are to avoid the political and economic marginalization of the participating countries; to present a common front for participating countries in multilateral economic negotiations with developed countries; and to expand national markets.

It is well recognized that the increased production and free circulation of products from countries without careful controls will tend to elevate environmental damage and hazards to human health, and jeopardize the sustainable use of water resources unless appropriate safeguards are implemented, including common technical standards, regulations and cooperative relationships. Opening markets can also be expected to foster new industrial operations, increase migration and create urban expansion. New roads and other transport facilities will bring additional regional development projects and associated negative impacts to shared resources. Under these circumstances, the challenge to the Mercosul countries is to develop and implement strategies that allow for environmentally sustainable development of water resources, based on cooperative integrated management.

The potential threat to international waters in the La Plata Basin represented by expanded industrialization and trade are characteristic of an increasing trend around the world. Environmental and developmental threats to the world's rivers are rapidly transforming natural resource problems from a national to an international concern.

1. Tratado Para a Constituição de um Mercado Comum entre A República Argentina, A República Federativa do Brasil, A República do Paraguai e A República do Uruguai, Capítulo I, Artigo 1 (26 March 1991), 30 I. L. M. 1041 (1991) (hereinafter The Treaty of Asuncion).

2. Andersen, S., "The Development of a South American Common Market (MERCOSUL): Environmental Effects on the Plata River Basin," Instituto Gaia do Brasil, Publication No. 7 (January 1992).

¹ Seminário - Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

Worldwide, there are approximately 214 river basins which are shared by two or more countries.³ There are almost fifty countries which have seventy-five percent or more of their total land area falling within shared river basins. With the growing understanding that environmental problems transcend national boundaries, it is increasingly important to find legal and institutional mechanisms to protect and manage transboundary resources.

In the legal context, international rivers represent several unique problems. Water resources, unlike fixed natural resources such as minerals, are part of a complex and dynamic hydrologic system. The use and quality of water resources in an upstream State has a clear effect on the condition of the river downstream. Any natural or human-caused event affecting the water resources in one part of a watershed has the potential to change the quantity and quality of the water in another part of the watershed. Extensive development of upstream water resources will reduce the flow to lower reaches and may deprive people of adequate water supplies, or damage estuarine fisheries. Dredging or straightening of upstream portions of a river will increase the potential for downstream flooding. A downstream riparian's construction of in-stream facilities such as dams will impact the rate of flow in the entire river system, both upstream and downstream.

Under these circumstances, isolated national attempts to develop and manage water resources without reference to the dynamics of large international watersheds will inevitably lead to conflict. Efforts to create arrangements among different States along international rivers must emphasize coordinated development, rather than unilateral action, and must address effects within the watershed as a whole, as opposed to isolated portions within national boundaries.⁴

3. UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME, THE STATE OF THE WORLD ENVIRONMENT, at 29, U. N. Doc. UNEP/GC. 16/9 (1991).

4. See generally, OLMSTEAD, THE LAW OF INTERNATIONAL DRAINAGE BASINS 3-8 (A. H. Garretson et al. eds., 1967).

2. The Limitation of Current Legal Principles

Strictly legal approaches to problems of international water quality hold very little promise for long-term, coordinated management. A small body of international law has developed around the resolution of issues involving allocation and pollution of shared waters, but the principles and standards have not been universally accepted. Moreover, the currently existing legal process is an essentially reactive one which does not encourage prior planning or prevention.

Historically, States have exercised absolute sovereignty over the use of water and other natural resources located within the State's jurisdiction, without regard to the effects on neighboring States. This principle, known as the Harmon Doctrine, was recognized in 1895 when United States Attorney General Harmon applied the concept of absolute sovereignty to a dispute between the United States and Mexico over the pollution of the Rio Grande River. His position was that international law placed no obligation or responsibility upon the United States, and that the dispute was a political question to be resolved between the nations. Under this doctrine, an upstream State can reduce or utilize a river's flow within its boundaries for any purpose without considering the effect on a downstream State. The Harmon Doctrine however, has since been essentially abandoned as an outdated and ineffective method for reconciling differences among States over shared natural resources.

Another limited theory of water allocation is the principle of prior appropriation, which favors the State that puts the water to use first, thereby protecting those uses which existed prior in time. Under this principle, States may claim prior rights to use a certain amount of water depending on the date upon which that use began. It has not been applied in pollution cases, where a prior appropriation of water might

5. KISS, A. & D. SHELTON, INTERNATIONAL ENVIRONMENTAL LAW 119 (1991).

6. *Id.* at 119-20.

7. *Id.* at 120.

8. J. G. LAMMERS, POLLUTION OF INTERNATIONAL WATERCOURSES 364 (1984).

be claimed for its value in assimilating the pollution. Application of the prior appropriation doctrine can produce inequities where one State lacks the economic or technical ability to develop its own river use. Moreover, in favoring States which first put water to use, the doctrine does not encourage integrated planning or environmental uses of the river. The doctrine is the legal basis for the allocation of water resources in the western United States, but has received little international support.

A contrasting principle of international law is known as "absolute territorial integrity." Under this principle, lower riparians have an absolute right to the uninterrupted, uncontaminated flow of a river from the territory of the upper riparian, no matter what the priority. Thus, a riparian State may not develop a portion of a shared rivercourse if it will cause harm to another riparian State. This approach has also received little support among the international legal community, and is seen as inequitably placing a burden on upper riparians without applying reciprocal duties to lower riparians.

A significant factor in international water law is the customary law axiom of *sic utere tuo ut alienum non laedas*,¹¹ which limits a State's actions if such actions threaten to injure another State. In practice, this is expressed through the principles of "restricted territorial sovereignty" and "restricted territorial integrity." Basically, these principles provide that each State is free to use water within its jurisdiction, provided that it does not prejudice the rights of other riparian States. The *sic utere* doctrine, with its emphasis on balancing interests among States, has been favored in attempts to codify international water law.

International case law formally recognized the doctrine in the case of *Spain v. France*,¹² where the court upheld "the sovereignty in

9. Griffin, W. L., "The Use of Waters of International Drainage Basins Under Customary International Law," 53 AM. J. INT'L L. 50, 70 (1959).

10. Thoermond III, J. & E. Shirley, "A Survey of the International Law of Rivers," 16 DENV. J. INT'L L. & POL'Y 139, 143 (1988).

11. "One should use his own property in such a manner as not to injure others."

12. *Spain v. France*, 24 I. L. R. 101 (1957).

its own territory of a State desirous of carrying out hydroelectric developments” but also recognized “the correlative duty not to injure the interests of a neighboring State.”¹³ Support for the concept is also found in *United States v. Canada*¹⁴ in which the court found that “under the principles of international law...no State has the right to use or permit the use of its territory in such a manner as to cause injury by fumes in or to the territory of another or the properties or persons therein....”¹⁵ The case addressed impacts from air pollution, but as an expression of the general principle, would find direct application to pollution of international rivers.

Although the three principles of *sic utere*, “restricted territorial sovereignty,” and “restricted territorial integrity” have different theoretical bases, their application will result in similar findings. Basically, under these principles, any use of a river that causes substantial harm to another riparian State is unlawful where the harm outweighs equitable reasons in favor of that use.¹⁶ Though these are the favored approaches to resolving disputes over shared resources at present, a more progressive idea of transboundary resource management is the “community of interests” concept.¹⁷ Under this approach, which is gaining increasing support from disciplines as varied as ecology, engineering and economics, a riverine watershed is considered as a hydrologic unit that should be managed as an integrated whole. Application of the approach implies that each State within a basin has a right of action against any other basin State, such that no State may affect the resource without the cooperation and permission of its neighbors.¹⁸

13. *Spain v. France*, 24 I. L. R. 101, 111 - 112 (1957).

14. *U. S. v. Canada*, 3 R. I. A. A. 1905 (1938) (Known as the Trail Smelter Arbitration).

15. *U. S. v. Canada*, 3 R. I. A. A. 1905, 1965 (1938).

16. Thormond & Shirley, *supra* note 10, at 146.

17. Dellapenna, J., “Surface Water in the Iberian Peninsula: An Opportunity for Cooperation or a Source of Conflict?,” 59 TENN. L. REV. 803, 816 - 17 (1992).

18. Nanda, V. P., “Emerging Trends in the Use of International Law and Institutions for the Management of International Water Resources,” 6 DENV. J. INT’L L. & POL’Y 239, 258 (1976).

There are several important international agreements and codifications which suggest such an approach. The basic rule on transfrontier pollution was first codified in the 1972 Stockholm Declaration on the Human Environment. Principle 21 specified that States have “the responsibility to ensure that activities within their jurisdiction or control do not cause damage to the environment of other States or of areas beyond the limits of national jurisdiction.”¹⁹ Thus the general standard is that States must be allowed to use their natural resources to the extent necessary to promote their economic development, however in exercising this prerogative, they must avoid impinging on the right of neighboring States to a healthy environment.

This approach was explicitly stated in Principle Two of The Rio Declaration on Environment and Development, which asserted that “States have...the sovereign right to exploit their own resources pursuant to their own environmental and developmental policies, and the responsibility to ensure that activities within their jurisdiction or control do not cause damage to the environment of other States or of areas beyond the limits of national jurisdiction.”²⁰ The two goals have been combined in later international documents using the phrase “sustainable and environmentally sound development.”²¹

Until recently, the most progressive codification of the principles of international law regarding transboundary water resources were the Helsinki Rules on the Uses of the Waters of International Rivers, written by the International Law Association (ILA) in 1966.²² The

19. 1972 Stockholm Declaration on the Human Environment, adopted by consensus by the Stockholm Conference on the Human Environment, June 16, 1972. U. N. Doc. A/CONF.48/14/Rev. 1, pp. 3-5, Principle 21.

20. The Rio Declaration on Environment and Development, U. N. Conference on Environment and Development, Agenda Item 1, U. N. Doc. A/CONF. 151/5/Rev. 1 (1992).

21. *See, e.g.*, General Assembly Resolution 42/186, 11 Dec. 1987, para. 10, 42 GAOR, Supp. No. 49 (A/42/49), at 141, 142; Resolution 44/227, 22 Dec. 1989, paras. 2-6, 42 GAOR, Supp. No. 49 (A/44/49), at 150.

22. INTERNATIONAL LAW ASSOCIATION, HELSINKI RULES ON THE USES OF INTERNATIONAL WATERS OF INTERNATIONAL RIVERS, in Report of the Fifty-Second Conference: Helsinki 477 (1967) [hereinafter, Helsinki Rules].

basic approach of the Helsinki Rules is that each State within an international drainage basin has the right to a reasonable and equitable portion of the use of the waters in the basin. The Helsinki Rules represent the first formal codification of the equitable use idea in stating that “each basin State is entitled, within its territory, to a reasonable and equitable share in the beneficial uses” of a drainage basin’s waters.²³ However, the legal status of the Helsinki Rules has been undermined by the fact that the ILA is an unofficial organization whose resolutions cannot be legally binding in international law unless they are adopted in the form of a multilateral convention or followed by States as State practice.

Though relations among most States have not yet progressed to an acceptance of this model for the management of international river basins, it is essential to keep in mind that activities in any part of a basin can have some degree of effect on the overall functioning of the basin. Thus, there should be continued movement toward a conceptual approach which recognizes the interrelated character of all water management decisions and which creates institutions and mechanisms to implement such an approach on a basinwide basis.

3. Towards Integrated Management

The major impetus for evolving legal norms and institutional structures concerning the uses of shared water resources can be traced to a growing awareness among states of their common interest in the careful utilization and development of such resources. If the intent is to create long-term shared economic prosperity, there must be recognition of the many values of transboundary water resources, and cooperation in the protection of those values on a long-term basis.

As expressed in the final report of the U. N. Water Conference at Mar del Plata in 1977: “It is necessary for States to cooperate in the case of shared water resources in recognition of the growing economic, environmental and physical interdependencies across international frontiers. Such cooperation . . . must be exercised on the basis of the

23. Helsinki Rules, *supra*, note 22, art. IV, at 486.

equality, sovereignty and territorial integrity of all States.”²⁴ In a similar declaration, Chapter 18 of Agenda 21 from the 1992 UNCED Conference stated: “Integrated water resources management is based on the perception of water as an integral part of the ecosystem, a natural resource and a social and economic good, whose quantity and quality determine the nature of its utilization. To this end, water resources have to be protected, taking into account the functioning of aquatic ecosystems and the perennality of the resource, in order to satisfy and reconcile needs for water in human activities.”²⁵

From a practical perspective also, there are a number of factors which encourage more integrated management of multiple uses of water resources within South America:

1. An increasing competition for water, in terms of both quantity and quality, which can only be resolved through reconciling the interests of different users through integrated management.
2. Excessive human occupation in areas subject to landslide, flooding or water shortages. This leads to destruction of native vegetation in many watersheds, as well as reduction of surface water base flow and overexploitation of ground water.
3. Industrial and agricultural growth contributes more and new pollutants, including old and new pesticides and fertilizers, expansion of mining, clandestine production of cocaine, and the resurgence of epidemics such as cholera have surpassed the ability of any individual water use sector to confront the problem. Public health and environmental authorities are not capable of

24. REPORT OF THE UNITED NATIONS WATER CONFERENCE, MAR DEL PLATA, ARGENTINA, General Assembly, U. N. Doc. E/CONF. 70/29 (1977), at 53.

25. Agenda 21: A Blueprint for Action for Global Sustainable Development into the 21st Century, in THE FINAL TEXT OF AGREEMENTS NEGOTIATED BY GOVERNMENTS AT THE UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (UNCED), 3-14 June 1992, Rio de Janeiro, Brazil, U. N. Doc. A/CONF. 151 (1992).

I Seminário – Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

managing these problems due to lack of authority, resources or operational capacity.

4. A wider variety of water users are getting political power. Pressure for watershed management, mainly for erosion control to reduce sedimentation, has resulted from construction of reservoirs for various purposes.
5. Extreme droughts, floods, landslides have created pressure to develop control measures to reduce impacts, and to distribute the costs of works according to the benefits received.
6. Concern for integrated water management is non-existent in regions dominated by the "informal sector," such as illegal gold mining, using mercury, or the production of drugs where a number of acids and other chemicals are used, or where migrant farmers slash and burn forested slopes.²⁶

The Mercosul member states are currently working to modernize economies and promote coordinated policies on trade, agriculture, industry, transport, infrastructure and other sectors important to achieving integrated economic growth. According to the Treaty of Asuncion, "all measures taken should be reached by the most efficient use of the available resources and the preservation of the environment."²⁷ Beyond this language, however, there is little support in the treaty itself for integrated, holistic approaches to management of shared water resources.

Article 9 of the Treaty of Asuncion establishes a Common Market Council and a Common Market Group to oversee the administration and implementation of the process during transition. The Council, the more senior of the two institutional bodies, is made up the Ministers of Foreign Relations and Economics of each member state, and it issues decisions to ensure that the Mercosur project is

26. Dourojeanni, A. and Lee, T., "Some Comments on the Challenges Facing Water Management in Latin America," In PROCEEDINGS OF THE INTERAMERICAN DIALOGUE ON WATER MANAGEMENT, 327, 328-329, October 27-30, 1993, Miami, Florida, USA.

27. *Supra*, note 1, Article 1.

implemented on schedule.²⁸ The Common Market Group proposes measures designed to strengthen the integration process and ensure implementation of the Council's decisions.²⁹ The Group is assisted by ten working subgroups which work to coordinated policies on commercial matters; customs; technical norms; fiscal and monetary policy as related to commerce; surface transport; maritime transport; industrial and technological policy; agriculture; energy policy; and coordination of specific macro-economic policies. In December of 1991, three additional working subgroups³⁰ were created to deal with labor relations, education and tourism.

In December of 1992, the member states also established twelve commissions to harmonize national legislation in key areas, including environmental protection. The Environmental Protection Commission has established directives in several areas which must still be agreed to by the member states. These include: (1) common legislation on the placement of liability in cases of transborder contamination, (2) regional policy for the prevention of accidents, and (3)³¹ transportation control and licensing of toxic border waste. Though the implementation of many of these measures will be complicated by the necessity for constitutional and institutional reform in some member countries, their importance as preliminary steps cannot be overstated. Ultimately, however, the most effective approach to developing and protecting the water resources of the Mercosul states will involve integrated planning and management on a watershed basis.

It is important to examine the notion of what is implied by an "integrated approach" to management of water resources. There are several potential strategies which could be pursued as the goals of an integrated management scheme by sovereign states. These range from simple agreements to communicate and provide information relative to planned development activities, to integrated plans for basinwide

28. O'Keefe, "An Analysis of the Mercosur Economic Integration Project from a Legal Perspective," 28 INT'L LAW 439, 443 (Summer 1994).

29. Id.

30. Id.

31. Biggs, "Latin America and the Basel Convention on Hazardous Wastes," 5 COLO. J. INT'L ENVTL. L & POL'Y 333 (Summer 1994).

resource development and protection, to coordinating environmental regulations and institutions, to the creation of international institutions with the authority to modify or prohibit ill-advised projects which do not meet the goals of environmentally sustainable use. There are advantages and difficulties associated with each strategy.

Approaches to integration which simply require communication, and possibly consultation on projects with potential water quality impacts within the basin are relatively easy to accept. This type of interagency communication is vital to in-country agencies attempting to overcome institutional bias in order to promote broader perspectives on management. However, these approaches have been shown to have little value as tools to force sovereign states to restrict or defer economic activity and development with negative impacts on water resources. Under these agreements, beyond the duty to inform, a state is not required to conform its actions to the needs of neighboring states.

Agreements which move beyond information sharing and require the creation of cooperative plans for the integrated development and protection of water resources are powerful tools which have the potential to provide the framework for careful utilization of those resources. It is increasingly important that resource assessment and management shift from a reactive to an anticipatory stance in order to cope with the increasing threats to freshwater systems. However, as shown by several interstate water resource planning commissions in the United States, the planning process itself may be subject to strong political influences, and a planning document standing alone carries no authority to require that states develop their water resources in conformity with the plan. Once the plan has been completed, the only force for compliance is a nation's interest in maintaining the good will of neighboring States. Potential enforcement mechanisms include the imposition of trade sanctions, quotas and tariffs, or the creation of trading benefits as incentives for the implementation of plan elements.

The coordination of environmental and water management regulations between the Mercosul countries is probably the most basic and necessary approach that should be taken to facilitate an integrated approach to protecting shared resources. Current efforts to harmonize environmental standards in Mercosul are absolutely essential. However, there are two additional factors which must be considered for this approach to have practical effect. Differences in institutional resources

and enforcement capabilities between relevant agencies in the Mercosul countries must be recognized and realistically accounted for in attempts to implement harmonized water quality regulations. It is vitally important that cooperating agencies have equivalent levels of legal authority related to water management decisions, that they have roughly equivalent legislative mandates, that their technical expertise and resources allow them to perform similar impact analyses, and that they have the legal and technical capability to adequately enforce the harmonized standards.

4. Integrated Management: institutions and realities

Truly integrated management of shared water resources in Mercosul will require more than the coordination of environmental and water management regulations. There are several models for international institutions which provide insight into the form of an integrated approach.

4.1. Canada-United States boundary waters treaty

One of the most celebrated water management institutions is the International Joint Commission (IJC), an independent body established by Canada and the United States as part of the 1909 Boundary Waters Treaty governing use of transboundary waters. The Boundary Waters Treaty³² is a framework agreement stating both general and specific principles related to compensation and pollution among other concerns. Articles III and IV of the Agreement state two important restrictions. The first is that nothing which affects the natural flow or level of boundary waters on the other side of the boundary shall be undertaken without approval. The second is an absolute statement that boundary waters and waters flowing across the boundary shall not be polluted on either side to the injury of health or property of the other.

The IJC is composed of six commissioners, three from each country, and meets at least twice a year, currently about 8-10 times a

32. Treaty Between the United States and Canada Concerning Boundary Waters, Jan. 11, 1909, 36 Stat. 2448.

year. There is a small permanent staff and all joint expenses are shared. Decisions are based on majority vote. The primary function of the IJC is to have jurisdiction and pass upon all cases under Articles III and IV where approval is required. In addition, it has consultative powers under which either party to the treaty may submit questions concerning differences involving the rights, obligations or interests of either in relation to the other. These are termed "references," and though the IJC's reports on them are nonbinding in legal effect, they have often been used to solve problems in the implementation of the treaty.

In addition, the IJC has powers of arbitration, based on the prior consent of both parties to be bound by the decision. Where the IJC cannot reach a decision by majority vote, reports are sent to the two governments who then choose an umpire to decide the dispute independently. For several reasons, including vagueness of applicable law and the fact that most commissioners are engineers, there has never been resort to this arbitral function of the IJC.

Applications requesting permission to undertake projects and diversions of water come from Governments on behalf of private and/or legal entities which intend to complete the project. Prior approval is required from the IJC. The applicant has the burden of providing all necessary information, plans etc. Interested parties have the right to intervene in the proceedings. The IJC can approve, reject or approve with conditions, and its decisions are binding.

The treaty contains a codification of the controversial Harmon Doctrine, stating that each party reserves to itself "the exclusive jurisdiction and control over the use of all waters on its own side of the line which in their natural channels would flow across the boundary or into boundary waters." However, the potentially disruptive effects of this doctrine have not been felt, primarily because of the essentially cooperative and pragmatic approach that has been taken by the two countries during the life of the treaty. This commitment to negotiation has rendered the Harmon Doctrine largely irrelevant on a practical level.

Under the 1972 and 1978 Great Lakes Water Quality Agreements (GLWQA),³³ the advisory responsibilities of the IJC have expanded.

33. Great Lakes Water Quality Agreement, Apr. 15, 1972, U. S.-Canada, 23 U. S. T. 301, superseded by Great Lakes Water Quality Agreement, Nov. 22, 1978, U. S.- Can., T. I. A. S. No. 9257.

The 1978 Agreement included a commitment by Canada and the United States “to restore and maintain the chemical, physical, and biological integrity of the water of the Great Lakes Basin Ecosystem.” It also strengthened the monitoring and reporting role of the IJC, which had been given effect under the 1972 Agreement, by the establishment of the Great Lakes Water Quality Board.

Under the 1978 GLWQA, the IJC adopted two important and interrelated initiatives. A broadly drawn ecosystem approach now provides a structure for the management of use and impact interrelationships within the entire watershed. Remedial action plans (RAPs) call for environmental restoration of 42 “areas of concern” (AOCs) in the Great Lakes Basin ecosystem. On both regional and local scales, the strength of the approach is based on the involvement of all interested parties, including community and industry-based groups. In 1987, the GLWQA was further revised by several new annexes which included adoption of the RAP model and clarification of and minor adjustments to the Commission’s responsibilities.³⁴

The potential to duplicate the success of this approach in other settings has been questioned for several reasons, but these should not be considered fatal. The unique geography of the region, encompassing a vast frontier, is one reason it is difficult to assess the applicability of the Canadian-American experience to other situations. The second reason is the relative cultural and political homogeneity of the two countries. And finally, the Boundary Waters Treaty is simplified by the fact that it is bilateral rather than multilateral. However, generally it can be said that the success of the approach is also based on the political will to resolve differences even in the absence of an obligation to do so; the collegial as opposed to adversarial conduct of those appointed to operate the framework; and the flexibility and adaptability of the body to changing circumstances.

34. Revised Great Lakes Water Quality Agreement of 1978, Nov. 18, 1978, U. S.-Can., T. I. A. S. No. 9257.

4.2. Convention on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes

A second agreement with potential use in creating integrated approaches to water resource management is the 1992 Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes,³⁵ under the sponsorship of the U. N. Economic Commission for Europe. It is open to signature by several classes of states and organizations. The Convention has the character of a framework treaty and provides that riparian states shall enter into specific bilateral or multilateral agreements, where they do not exist, or adapt existing ones when necessary to eliminate any contradictions with the basic principles of the convention. The treaty is comprehensive, but there are several essential articles promoting integrated pollution prevention.

Article 2 requires that the parties take all appropriate measures:

- (a) To prevent, control and reduce pollution of waters causing or likely to cause transboundary impact;
- (b) To ensure that transboundary waters are used with the aim of ecologically sound and rational water management, conservation of water resources and environmental protection;
- (c) To ensure that transboundary waters are used in a reasonable and equitable way, taking into particular account their transboundary character, in the case of activities which cause or are likely to cause transboundary impact;
- (d) To ensure conservation and, where necessary, restoration of ecosystems.

Article 2 also requires that measures for the prevention, control and reduction of water pollution be taken, where possible, at the source. In taking these measures, the Parties are to be guided by several principles, including:

- (a) The precautionary principle, which states that action to avoid the potential transboundary impact of the release

35. UN E/ECE/1267 (March 17, 1992).

of hazardous substances shall not be postponed on the ground that scientific research has not fully proved a causal link between those substances, on the one hand, and the potential transboundary impact, on the other hand;

- (b) The polluter-pays principle, by virtue of which costs of pollution prevention, control and reduction measures shall be borne by the polluter;
- (c) Water resources shall be managed so that the needs of the present generation are met without compromising the ability of future generations to meet their own needs.

Finally, Article 2 requires that the riparian parties cooperate on the basis of equality and reciprocity, in particular through bilateral and multilateral agreements, in order to develop harmonized policies, programs and strategies covering the relevant catchment areas, or parts thereof, aimed at the prevention, control and reduction of transboundary impact and aimed at the protection of the environment of transboundary waters or the environment influenced by such waters, including the marine environment.

Article 3 requires that parties to the agreement also develop, adopt, implement and as far as possible, render compatible relevant legal, administrative, economic, financial and technical measures, in order to ensure that a long list of progressive pollution prevention goals are promoted. These include prior licensing, prohibitions on certain uses where necessary, reduction of nutrients and hazardous substances from diffuse sources, environmental impact assessments, promotion of sustainable water resources management, including application of an ecosystems approach, and contingency planning.

Thus, the Convention does promote multilateral agreements to develop integrated approaches for management of relevant catchment areas, and provides several guidelines for the goals, structure and functions of these types of bodies.

4.3. Draft articles on the law of the non-navigational uses of international watercourses

The most recent codification of the law of international watercourses was by the United Nations-affiliated International Law Commission (ILC) in its Draft Articles on the Law of the Non-Navigational Uses of International Watercourses.³⁶ The proposed geographic application of such rules is subject to notions of sovereignty and political realities. The 1966 Helsinki Rules, formulated by the International Law Association (ILA), were based on the international drainage basin concept which addressed every hydric component of entire watersheds. Unlike the ILA, the ILC has rejected the drainage basin approach as being overly broad and replaced it with the term “watercourse,” which is defined as “a system of surface and underground waters constituting, by virtue of their physical relationship, a unitary whole and flowing into a common terminus.” Though there is an obvious restriction in the definition of “watercourse,” away from the international focus of the ILA, it is important to note that in practical application, the term can be interpreted as including international drainage basins.

Article 20 asserts that “Watercourse States shall, individually or jointly, protect and preserve the ecosystems of international watercourses.” The Draft Articles suggest application through the “watercourse agreements” concept. In drafting such agreements, States are free to “apply and adjust the provisions of the present articles to the characteristics and uses of a particular international watercourse or part thereof.”³⁷ Thus, the Draft Articles are set up as a framework treaty, with a generalized approach which States can modify to address specific situations. States are able to use the Draft Articles as a general guide for creating bilateral or multilateral

36. REPORT OF THE INTERNATIONAL LAW COMMISSION, DRAFT ARTICLES ON THE LAW OF NON-NAVIGATIONAL USES OF INTERNATIONAL WATERCOURSES, U. N. GAOR, 46th Sess., Supp. No. 10 at 161, U. N. Doc. A/46/10, (1991) [hereinafter, Draft Articles].

37. Draft Articles, *supra* note 36, part I, art. 3, P 1.

agreements which take account of the hydrologic and political characteristics of a region.³⁸ Under Article 3, such agreements may cover all or part of an entire watercourse, a specific project, or a particular program, so long as the use of the waters by other watercourse States is not adversely affected to an appreciable extent.³⁹

Article 5 of the Draft Articles grants watercourse States the right to participate in any consultations on the potential use of shared watercourses, to the extent that a State's existing or planned use may be affected. A related requirement, reflecting customary international law, is that a State has the responsibility to inform another State when events on its own territory might affect the other State. The Draft Articles provide that watercourse States shall exchange data "on the condition of the watercourse, in particular that of a hydrological, meteorological, hydrogeological and ecological nature...."⁴⁰

General substantive principles, as well as the rights and duties of watercourse States, are contained in Part II of the Draft Articles. Generally, these substantive requirements are an attempt to codify progressive principles of customary law regarding the use of international watercourses among States. The two most salient principles, equitable and reasonable use in Article 5 and the obligation not to cause appreciable harm in Article 7,⁴¹ have been called the "twin cornerstones" of the Draft Articles.

Article 7 requires that States utilize an international watercourse in a manner that does not cause appreciable harm to other watercourse States. An "appreciable harm" is one involving "real impairment of use, i.e., a detrimental impact of some consequence" upon the public

38. Draft Articles, *supra* note 36, part I, art. 3, P 1.

39. McCaffrey, S., "Background and Overview of the International Law Commission's Study of the Non-Navigational Uses of International Watercourses," 3 COLO. J. INT'L ENVTL. L. & POL'Y 17, 41 (1992).

40. Draft Articles, *supra* note 36, part II, art. 9, P 1.

41. McCaffrey, S., "The Law of International Watercourses: Some Recent Developments and Unanswered Questions," 17 DENV. J. INT'L L. & POL'Y 505, 508 (1989).

health, industry, property, agriculture, or the environment of another State.⁴² Thus, the Draft Articles utilize the *sic utere* principle of international law which requires States to prevent appreciable harm in other watercourse States. This standard is somewhat more protective than the “substantial harm” standard put forth in the Helsinki Rules, however there is no allowance for retroactively applying the no appreciable harm standard to existing uses.

Equitable utilization is an important principle in the Draft Articles. As stated in Article 5, the preferred approach is: “equitable and reasonable utilization and participation,” in which each State in the international watershed has an equal right to use the waters of the basin.⁴³ The duties asserted in Article 5 include: (1) international watercourses shall be used and developed to attain optimal utilization consistent with adequate protection of the particular watercourse; and (2) watercourse States shall participate in the use, development, and protection of international watercourses in an equitable and reasonable manner, including the duty to cooperate in the protection and development of it.⁴⁴ The extent of a State’s right of equitable use depends on individual circumstances as provided in six factors, including geographic and hydrologic factors, social and economic needs, effects of the use of the watercourse on another State, existing and potential uses, conservation and economic factors, and availability of alternatives. Article 10 provides that “in the absence of agreement or custom to the contrary, no use of an international watercourse enjoys inherent priority over other uses.”

The Draft Articles appear to use the “equitable utilization” principle as an attempt to balance the “no appreciable harm” principle

42. REPORT OF THE INTERNATIONAL LAW COMMISSION TO THE GENERAL ASSEMBLY ON THE WORK OF ITS FORTIETH SESSION, U. N. GAOR, 43d Sess., Supp. No. 10, at 85, U. N. Doc. A/43/10 (1988), reprinted in [1988] Y. B. Int’l L. Comm’n 36, U. N. Doc. A/CN. 4/SER. A/1988/Add. 1 (part 2) [hereinafter, Report of the ILC].

43. Nanda, V.P., “Emerging Trends in the Use of International Law and Institutions for the Management of International Water Resources,” 6 DENV. J. INT’L L. & POL’Y 239, 258 (1976).

44. Draft Articles, *supra* note 36, part II, art. 5, P 1.

of Article 7. Under this approach, a downstream State that first developed its water resources could not prohibit later development by an upstream State by arguing that the later development would cause it appreciable harm. The fact that the downstream State was first to develop would merely be one factor out of six in determining the equitable allocation of the watercourse.

It is important to note that it is the no appreciable harm standard (*sic utere*), rather than the equitable use standard, that is applied in the case of pollution. This is a significant difference, since pollution should be reduced on all levels, not just balanced in one State against the beneficial uses in another State. In its support of this approach, the ILC defines the equitable use standard by direct reference to no appreciable harm. “[U]tilization of an international watercourse is not equitable if it causes other watercourse States appreciable harm. The Commission recognizes, however, that in some instances the achievement of equitable and reasonable utilization will depend upon the toleration by one or more watercourse States of some measure of harm.”⁴⁵

Although the principle of *sic utere* would serve to protect a State’s environment from harm caused by another State, it does not protect ecosystems against harm caused within a single State. In Part IV, with four articles addressing environmental protection and pollution, the Draft Articles recognize that a river ecosystem is a resource deserving legal protection. Article 20, entitled “Protection and Preservation of Ecosystems,” sets forth the purposes of the section as “protecting and preserving ecosystems of international watercourses.” Article 21 defines pollution as “any detrimental alteration in the composition or quality of the waters of an international watercourse which results directly or indirectly from human conduct.”⁴⁶ Article 21 also provides that nations have a duty to “prevent, reduce and control pollution” of an international river that may cause appreciable harm to the river’s “living resources.” This emphasis on identifying and preventing problems before they affect living resources is an important step toward preserving ecosystems.

45. Report of the ILC, *supra* note 42, at 84.

46. Draft Articles, *supra* note 36, part IV, art. 21, P 1.

Article 21 requires watercourse States to establish lists of substances, "the introduction of which into the waters of an international watercourse is to be prohibited, limited, investigated, or monitored." Similarly, Article 22 requires that States shall "take all measures necessary to prevent the introduction of species, alien or new, into an international watercourse which may have effects detrimental to the ecosystem of the watercourse resulting in appreciable harm to other watercourse States."⁴⁷ This provision is extremely important, given the potentially drastic upsets in ecosystem function resulting from the introduction of non-native species. However, it should be noted that the prohibition only applies in cases where other watercourse states would experience appreciable harm from such introductions.

5. Conclusion

If the common market envisioned by Mercosul becomes reality, the resulting increases in trade and industrialization will create additional pressures on water resources. Under these circumstances, the Mercosul countries will face significant economic, environmental and institutional hurdles in the effort to achieve sustainable development of water resources. Current principles of international water law do not provide sufficient controls or incentives for the management of shared water resources.

Though existing initiatives for the harmonization of environmental standards in the Mercosul countries are important, the long-term viability of water resources in the region will necessarily involve integrated planning and management across international watersheds. Current relations between States in the region do not appear to allow for the establishment of such approaches, however several treaties and institutional models exist for the development of cooperative management strategies across international river basins.

47. Draft Articles, *supra* note 36, part IV, art. 22.

The Management of International River Basins

Jeffrey A. Thornton
Walter Rast

United Nations Environment Programme, Kenya

Resumo – O gerenciamento ambiental de águas continentais é um dos mais importantes desafios aspectos ambientais do mundo. Essas águas não são essenciais apenas para agricultura, uso doméstico ou industrial, mas está aumentando a atenção que é dada aos usos ambientais das águas para preservação da vida aquática. Essa preocupação tem proporcionado a adoção da metodologia de gerenciamento holístico ou integrado das bacias para garantir a qualidade e disponibilidade de águas para usos nobres. A adoção deste procedimento a nível estadual ou nacional é muito difícil, mas a adoção deste tipo de programa a nível internacional introduz um significativo grau de complexidade. Para assessorar governantes no sentido de superar essas dificuldades, o programa da Nações Unidas para o Meio Ambiente desenvolveu recomendações para reunir dados, análise, diagnóstico e planos de ação que tem sido chamado de processo EMINWA, ou Processo de Planejamento do Gerenciamento Ambiental de Águas Continentais. Esse processo tem orientado governos de várias regiões climáticas a preparar um plano executivo para o planejamento do gerenciamento de bacias num nível multinacional, usando uma variedade de fontes financeiras, incluindo bilaterais e Disponibilidade Globais Ambientais (GEF). Neste artigo nos apresentamos um resumo do processo EMINWA, como se relaciona com o sistema rio da Prata-Paraná da América do Sul e oferece algumas recomendações para o desenvolvimento de o planejamento de um gerenciamento ambiental confiável para esta importante bacia internacional.

Abstract – The environmentally-sound management of inland waters is one of the most pressing environmental problems facing the world. Not only are such waters essential for agricultural, industrial and domestic purposes, but increasing attention is being paid to the environmental uses of freshwater systems by aquatic life. Such attention has demanded that an holistic or integrated watershed management approach be adopted in ensuring the quality and availability of waters for all beneficial uses. Adoption of such an approach on a provincial or national scale is difficult enough, but adoption of such a programme on an international basis introduces a significant degree of additional complexity. To assist governments to overcome such difficulties, the United Nations Environment Programme developed a recommended procedure of data gathering, analysis, diagnosis and action planning that has come to be known as the EMINWA process, or the Environmentally-sound Management of Inland Waters planning process. This process has assisted governments in various climatic zones to prepare and execute river basin management plans on a multi-national basis, using a variety of funding sources including bilateral aid and the Global Environment Facility (GEF). In this paper, we present an outline of the EMINWA process as it relates to the Paraná River-Rio de la Plata system of central South America and offer some guidance for the development of an environmentally-sound management plan for this major international river basin.

1. Introduction

International waters have been defined as “oceans, enclosed and semi-enclosed seas and estuaries, rivers, lakes, aquifers and wetlands, their living and non-living resources, shared by more than one country” (GEF-STAP, 1993). Inherent in such a definition is the transboundary nature of such waters and the concept of beneficial use. It is this use of the waters that ultimately underlies the need for their management. Beneficial uses, including both passive or non-consumptive uses such as hydropower generation and consumptive uses such as potable water supply, can be both beneficial and deleterious; water quality, which is the principal determinant of the highest beneficial use to which these waters may be put, can be enhanced or reduced by the human actions represented by such usage (e.g., dam construction or urbanization) within the hydrological limitations imposed by climate, etc. Therefore, the management of these waters generally entails an intervention in either water usage (and/or the concomitant land use activities) or hydrology or both.

Management of water quality has historically been based on the control of known sources of pollution. These sources typically are associated with specific points of discharge of wastewaters and effluents (i.e., from urban centers, manufacturing plants or similarly well-defined activities). The control of these highly localized pollution sources is termed point source control, and is the first stage in the control of environmental contamination (Ryding, 1993). Control of pollutants from point sources historically has been considered a local issue. In many cases, controlling pollutants at their sources in the wastewater stream can achieve the desired result, an enhancement of the beneficial use potential of the downstream waters.

In some cases, however, the magnitude of these point source controls is insufficient to effect the desired change in beneficial use potential and further actions are needed. Control of the less readily identifiable sources of contamination is the second stage in environmental management (Ryding, 1993). These diffuse sources of pollution, or nonpoint sources, are generally more numerous than the point sources discussed above. These sources also contribute a wider variety of contaminants to water courses, over greater distances, which further complicates the management of such sources.

Management of nonpoint sources, therefore, moves from the realm of a local issue to the realm of a provincial or national issue.

At the national level, the management of water quality is often effected through the promulgation of environmental protection legislation (see Schlickman *et al.*, 1993) which, with respect to water quality, sets forth specific quality criteria that must be met by effluent producers, whether they be individuals, corporations or municipalities. In so doing, most countries employ the “polluter pays principal” to allocate the cost of such environmental protection—although it may be argued that, in practice, such principals fall victim to the expediency of passing the cost of environmental clean-up to consumers in the form of higher priced goods and services, and, preferably, to the general public as capital and operation and maintenance costs associated with public wastewater treatment works (see Thornton and Day, 1990). More often, however, effluent producers chose to ignore environmental protection legislation unless it is enforced, and enforced to the extent that the penalties involved in non-compliance exceed the marginal cost of installing wastewater treatment. Nonpoint source contamination controls are rarely recognized in such scenarios and typically are even more difficult to successfully enforce.

It is against this background, wherein the management of national water resources is a complex social, economic, legal, scientific and technical process involving numerous decision-makers and stakeholders, that the management of international waters is being attempted. Not only is the foregoing process characteristic of the management of water courses and resources at the national level—where there is a significant degree of homogeneity among these components imposed by the environmental protection legislation, but also of the management of international waters—where there is typically a substantial disharmony between laws, regulations, economic development priorities, popular concerns, technical emphases and scientific capabilities. In addition, superimposed on this confusion of components, is the basic hydrological fact that water flows down hill; a fact that generally places the downstream nation (user) at a disadvantage vis a vis the upstream nation (user) that has prior use of the shared waters. This, then, can be considered as the starting point of our consideration of the management of international river basins.

2. The Global Basis of International Concern

The globality of environment has been recently popularized by Ehrlich and Ehrlich (1990) and others (e.g., WCED, 1987; UN, 1993) who have pointed out the commonalities among, and linkages between, the causes of environmental degradation throughout the world. In some cases, recognition of these commonalities and linkages has led to the conclusion of international agreements that obligate nations to control and reduce global degradation from activities such as the production and use of ozone depleting substances (cf., the Framework Convention for Climate Change), and certain animal and plant products (cf., the Convention on Biological Diversity).

In the sphere of water resources management, nations also have recognized the globality of problems that degrade and impair water use (cf., WMO, 1992; UN, 1993, Chapters 17 and 18). While there is no comprehensive international treaty on global water resources *per se*, the United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS) provides an analogous basis of law that covers, *inter alia*, the marine environment and contiguous terrestrial watersheds—Part XII, Section 5, Article 207 (UN, 1983a). Inclusion of contiguous terrestrial watersheds in this Convention represents a radical departure from the traditional, disciplinary approach to water resources management that largely continues to persist in the scientific fields of oceanography and limnology (which typically treat marine and fresh waters as separate entities, rather than extreme ends of a salinity continuum; see Chapman and Thornton, 1986).

In addition to UNCLOS, the management of international waters is governed by numerous regional conventions, agreements and protocols, and a significant body of international customary law. These regional treaties reflect, in part, the inequalities in the distribution of global water resources, extreme examples of which include the Amazonian rain forests and North African deserts. These inequalities are summarized in diagrammatic form in Figure 1 which superimposes total annual continental river runoff on Troll's "summarized continent" (Troll, 1968, as re-drawn by Davies and Walmsley, 1985; runoff data after van der Leeden *et al.*, 1990). The inequalities shown thereon reflect both continental land mass distributions and climatic influences, which, in turn, underlie specific regional concerns in the field of water resources management. These concerns also tend to place, or reenforce,

differing regional emphases on common global water resources problems. Davies and Walmsley (1985) and Straskraba *et al.* (1993) identify a number of these differences in degree of concern relating to limnology and water quality on the basis of hemispheric locality and waterbody typology.

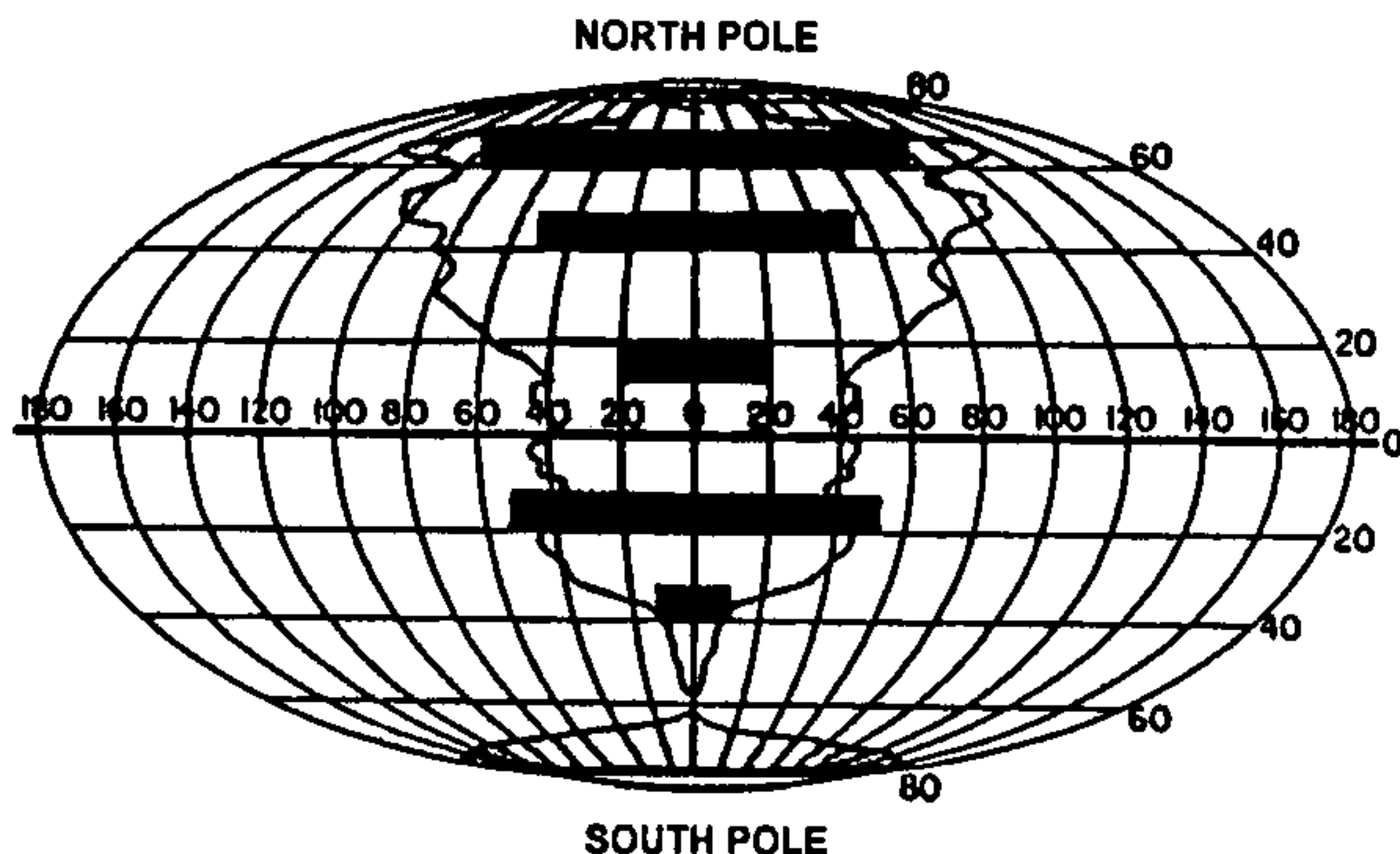


Figure 1 – Troll's "summarized continent" showing the distribution of land masses by latitude (after Troll, 1968, as re-drawn by Davies and Walmsley, 1985); horizontal bars superimpose total annual continental river runoff from, north to south, Asia ($13,190 \text{ km}^3$), North America and Europe ($9,070 \text{ km}^3$), Africa ($4,225 \text{ km}^3$), South America ($10,380 \text{ km}^3$) and Australasia ($1,965 \text{ km}^3$) (data after van der Leeden *et al.*, 1990).

Notwithstanding such regional variations, however, the ultimate basis for global concern over water resources rests with humankind's absolute dependence on water for survival. It is from this basic fact that all subsequent economic activity stems, upon which the ecological integrity and sustainability of these endeavors depends, and from which a common problem-solving approach can be drawn (cf., El-Habr, 1993).

3. The Eminwa Process

In response to the request of the Member States for a common, scientifically-sound, comprehensive approach to diagnosing and solving transnational water resources problems, the United Nations Environment Programme (UNEP) developed a process for the Environmentally-sound Management of INland WAters—the EMINWA Programme (David, 1986). The EMINWA Programme sets forth a three-fold planning and implementation approach that assists basin countries in overcoming the considerable difficulties involved in reconciling differing perspectives, legal regimes and hydroclimatic conditions (David *et al.*, 1988). This Programme parallels the UNEP Regional Seas Programme, which employs similar methodologies in the management of oceans and coastal marine areas (UNEP, 1982, 1991); in this way, the two programs provide a comprehensive, hydrologically-linked approach to the regional management of international water resources. The principal features of these programs are summarized below.

3.1. Phase I: diagnosis

Sound plans are built on a thorough analysis of the physiographic and demographic features of a watershed. Such an analysis is conducted by experts from the basin countries most familiar with the conditions and desired uses of the waters within the basin. Generally, these experts are nominated by national government agencies, and are formed into an international working group. Often such working groups form the nucleus of future basin commissions or other permanent international bodies that facilitate the conduct and implementation of the planning project within a specific river or lake basin. This working group may be supplemented by outside experts and other staff as necessary. Their initial work is to assemble the many inventories that are needed as input data for the analytical process (David, 1988); Figure 2 illustrates this process schematically:

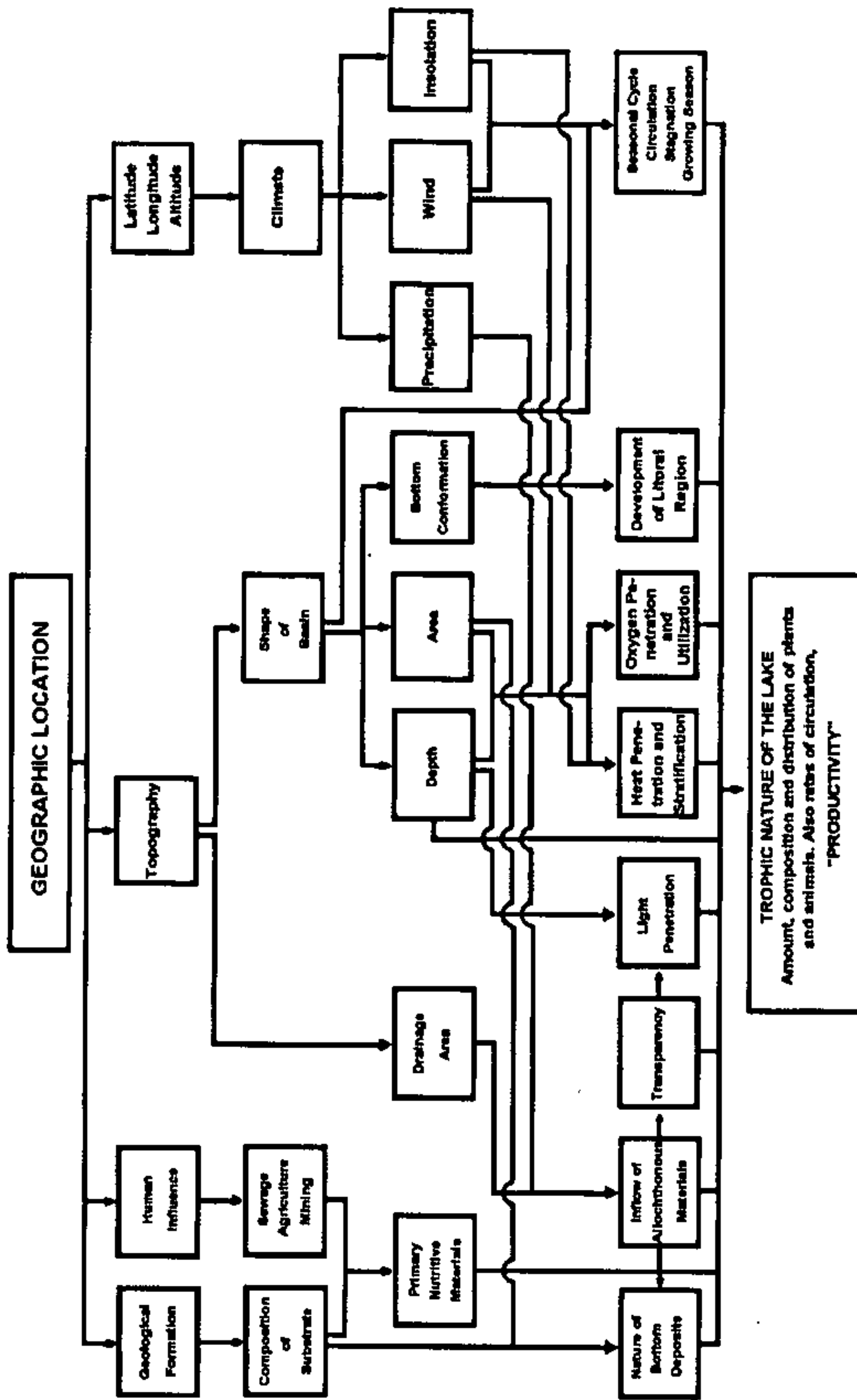


Figure 2 – Schematic representation of the watershed inventory process, illustrating the inter-relationships between inventory components (after Rast *et al.*, 1989).

- 1) The geographical inventory of the river basin - identifies the watershed boundaries, major physical features and morphometry. These data set the boundaries of the study area and define the hydrological system of interest. This system may be an entire river basin or a portion thereof. Included in this inventory would be a delineation of political jurisdictions, the identification of major hydrologic features (lakes, wetlands, etc.), and the delimitation of the major sub-basins.
- 2) The climate inventory - identifies the principal seasons within the annual cycle, including the periods of recurrent precipitation and drought. Meteorological parameters such as rainfall/snowfall amount, evaporation, wind velocity and direction, and temperature range are compiled. These data are important for constructing a water balance within the river system; the hydrology of the basin plays an important role in transporting contaminants and modifying the impacts of pollutant loadings.
- 3) The geological and soils inventory - identifies the physical and chemical characteristics of the bedrock and soils within the study area. The erosive potential of the soils is tabulated. These data can form the basis for quantification of both the natural background loading conditions that can be expected within the watershed and the potential for pollution by sediments and adsorbed contaminants. David et al. (1988), however, note that soils classifications tend to be one area in which there has been a proliferation of national schemes that are often incompatible one with another, even within the same river basin.
- 4) The surface water resources inventory - quantifies the hydrological regime of the waters within the study basin. Locating and accessing of output from river gauging stations, and other hydrological and limnological records (lake level data, water chemistry data, etc.), forms an essential part of the water resources inventory. Of particular note, are data on oxygen regimes in rivers and lakes, total dissolved solids concentrations

- (salinity), suspended solids concentration data (turbidity), and nutrient concentrations as these constituents affect the aquatic life in, and beneficial uses of, the waters. Within this inventory also would be the quantitative description of any wetlands, lakes and other hydrological features. Morphometric and physical data such as watershed: surface area ratios, mean and maximum depths, water residence times, and operating practices (especially relevant to man-made lakes) would be included in this portion of the inventory.
- 5) The groundwater resources inventory - quantifies the hydrogeology of the aquifers within the study basin. Locating and accessing of output from monitoring wells, and other hydrological records (water table level data, permeability data, water chemistry data, etc.), forms an essential part of the groundwater resources inventory.
 - 6) The vegetation and wildlife inventory - identifies the principal features of the living resources within the drainage basin. Where possible, the use of national "red data books" to identify the ranges of endangered or threatened species within the watershed can provide important insight into critical habitat areas and natural features requiring special protection in a subsequent management plan.
 - 7) The demographic inventory - identifies major cultural and social groupings within the study area, including identification of the principal urban and commercial centers, quantification of present and forecast populations, trends in migration patterns (i.e., migration into or out of the cities, resettlement of displaced persons, etc.), and other historical-cultural information that "defines" the people in the watershed (e.g., some religious beliefs could preclude use of certain remedial measures such as wastewater re-use).
 - 8) The public health inventory - identifies both specific health concerns, such as schistosomiasis or onchocerciasis, that occur in the watershed, and sanitation concerns, such as the degree of wastewater

and potable water treatment present in the watershed. These data are useful in determining the types of remedial measures that have collateral benefit and, hence, advance the objectives of several agencies (e.g., provision of water-borne sewerage can contribute not only to the reduction of nutrient loading through point source control of wastewater, but can also reduce the incidences of some water-borne diseases). In this way, the subsequent management plan will involve a broader constituency and be more palatable to decision-makers and the public.

- 9) The land use and economic development inventory - identifies present and planned future patterns of land usage within the watershed and establishes a direct link to national and local development plans. Land usage is a primary determinant of contaminant loading from nonpoint sources, and knowledge of the extent of various types of land usage can provide insight into the relative efficacy of point source versus nonpoint source pollution control measures. In most countries, land usage is determined by analysis of aerial photography and topographic mapping. Surface reconnaissance is often necessary to up-date land use inventories and should be conducted on a regular basis. Land use inventories are generally broken down into a number of categories which represent ever finer levels of detail, beginning with gross land usage (agriculture, urban) and moving toward plot-specific uses (row-crop farming...maize farming, industrial...vehicle manufacturing, etc.) (see Anderson *et al.*, 1976). Depending on the nature of the data base, available resources, and project timeline, refinement of the gross land use classifications should be undertaken (Rast *et al.*, 1995). Similarly, land use zoning schemes, which set forth planned land use developments, should be accessed in order to determine forecast future land use. These schemes should be amended by surface or aerial reconnaissance to ensure their currency. By combining this inventory with unit area loads (UALs), it is also

possible to forecast pollutant loads to waterbodies within the study area (cf., Ryding and Rast, 1989).

In addition to the foregoing inventory information, the international group of experts generally also compiles information on desired uses, development planning, institutional arrangements and legal requirements in each of the basin countries. Some of the features of these investigations include:

- 1) The determination of potential/desired future beneficial uses - which can be derived in part from the present and forecast future land use patterns in the watershed. Knowledge of changing land use patterns provides an indication of the types of water demands that can be expected during the planning period within the river basin. This information, in turn, sets certain limits on the degree of water quality deterioration that can be tolerated (using the land use forecast and the UALs, as discussed above, can also permit the estimation of the degree of potential impact that can be expected). Thus, these data will assist in the determination of the extent of the remedial actions that are likely to be required if the desired water uses are to be met. Ryding and Rast (1989) suggest some of these requirements, in terms of trophic state required and tolerable, for a variety of common beneficial uses (Table 1).

Table 1: Required and tolerable trophic state conditions^(a) for representative beneficial uses of water (after Ryding and Rast, 1989).

Beneficial Use	Required Quality	Tolerable Quality
Potable water supply	Oligotrophic	Mesotrophic
Contact recreation (bathing)	Mesotrophic	Meso-eutrophic
Fish culture		
- salmonid species	Oligotrophic	Mesotrophic
- cyprinid species	—	Eutrophic
Process water supply	Mesotrophic	Meso-eutrophic
Cooling water supply	—	Eutrophic
Non-contact recreation	Mesotrophic	Eutrophic
Landscaping	—	Meso-eutrophic
Irrigation	—	Hypertrophic
Energy production	—	Hypertrophic (b)

(a) Trophic state boundaries are given in Ryding and Rast (1989) based on work by the OECD (1982), Salas and Martino (1991), and Thornton and Rast (1993).

(b) Hydropower generation may be impaired by plant growth and/or anaerobiasis (which enhances corrosivity) associated with hypertrophy; less enriched waters are generally desired for hydropower generation.

2) The quantification of water requirements and management - which identifies the gap between (i) water availability and demand, thereby providing an indication of the need for, and extent of, water conservation measures that must be included in the subsequent action plan, and (ii) the present quality of the water and the ideal. The latter is arrived at as the logical continuation of the beneficial use determinations discussed above. While both flow and quality augmentation is possible (see DWA, 1986, for a discussion of inter-basin transfers and the blending of waters in the Vaal River system of South Africa, for

example), such augmentation requires consideration of additional variables, such as an examination of the potential for transfer of invasive biotic species between watersheds (Macdonald *et al.*, 1986; Petitjean and Davies, 1988).

- 3) The assessment of administrative institutions and capabilities - which identifies both local and regional capabilities needs that will contribute to plan implementation. This assessment can also contribute to the identification of institutions and staff to assist in compiling the abovementioned inventories. An outcome of this assessment is the identification of the training needs which should be met to facilitate conduct of the inventories and implementation of the plan. Development of a skilled human resource pool in the management plan region is a major objective of the EMINWA Programme and an integral part of developing local solutions to regional problems.
- 4) The compilation of national plans and legislation - which determines the legal basis for water resource management actions and identifies gaps that must be met in order to establish an effective, coordinated program of river basin management. As has been noted, national legislation within transnational river basins often differ in intent and design, with the result that uniform enforcement within the river basin becomes difficult or impossible. Rationalization of national environmental protection legislation across all basin countries is thus an important legislative step toward a comprehensive basin management plan. Similarly, the inclusion of, and concurrence with (insofar as possible), national development plans provides an important link between development goals and environmental protection; activities in the comprehensive watershed management plan should reflect the national goals that in most cases have already been established and which are being implemented—clearly, however, such plans should also be informed by the comprehensive watershed management plan, especially where the inventory data

would indicate that national development goals are unlikely to be achieved due to water quantity or quality limitations. In every case, national development goals within a particular transnational watershed should be harmonized wherever possible to accommodate the full range of uses desired.

- 5) The identification of international and regional arrangements - which may be in place or which may be necessary to establish in order to implement the recommended actions set forth in the watershed management plan. Many countries have established regional basin commissions to implement the recommended watershed management plan, as has been noted above. On-going activities typically carried out by such basin commissions include hydrological and water quality monitoring, maintenance of civil engineering works associated with the management program, and other administrative tasks associated with project funding and operations.

These data, gathered through this comprehensive inventory process, are then used to analyze or diagnose the condition of the watershed and its component waterbodies. Existing and potential problems are identified and quantified, and the degree of intervention determined using a range of assessment tools and methodologies (one example is shown in Figure 3; Rast *et al.*, 1989). These assessment tools may be simple empirical models or complex watershed models or simply descriptive models that aid in the formulation of a range of available responses, which is Phase II of the EMINWA Programme.

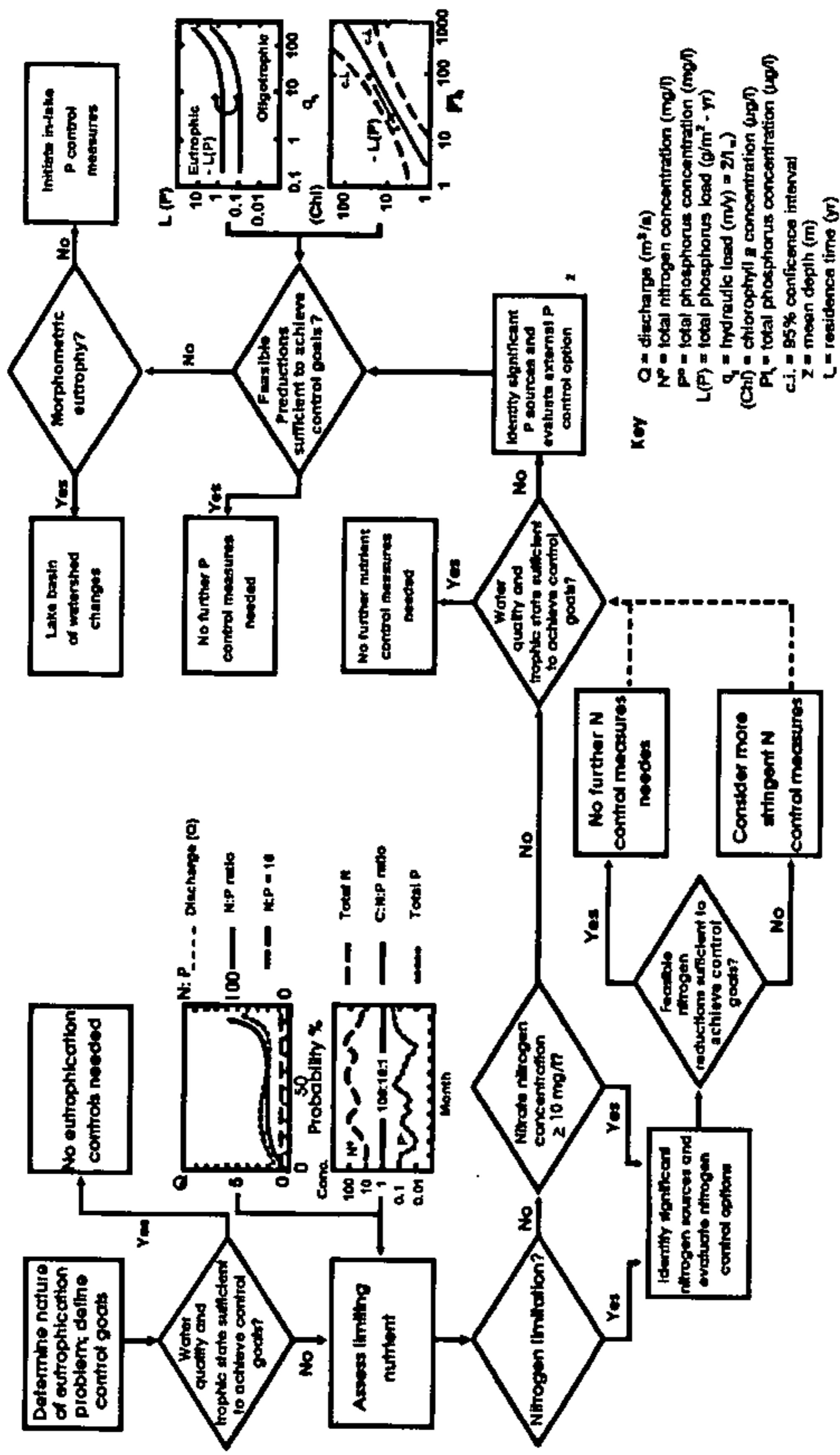


Figure 3 - An example of the use of watershed inventory in the diagnostic process (after Rast et al., 1989). In this case, a diagnosis of an eutrophication problem is made using water quality data (which may be forecast from land use data using UALs), simple empirical models, and temperate zone water quality criteria.

3.2. Phase II: action plan preparation

The nature of the action plan that derives from the watershed analysis described above as Phase I of the EMINWA Programme will be determined by the nature of the water resources problems and issues identified. In some case, the present and forecast future problems may be of a largely administrative nature which may require no more than better data dissemination within a region and the establishment of administrative links between agencies. The United States-Canada International Joint Commission, established in 1909 by the Boundary Waters Treaty between the United States and Great Britain, is one such example. Other water resources problems of a more complex nature, including flood control, minimum flow requirements, and water pollution abatement, may require more detailed and specific international and institutional arrangements, although, likewise, the initial approach to their solution will probably require the conclusion of a binding international agreement between basin countries (Biswas, 1993).

To date, UNEP has completed diagnostic studies and action plans for a number of regional seas and several international river basins, including, *inter alia*, the Mediterranean Sea (UN, 1992), the Red Sea and Gulf of Aden (UNEP, 1986), the Caribbean Sea (UNEP, 1983), Lake Chad (Lake Chad Basin Commission, *s. d.*) and Zambezi River (David, 1988). Each of these plans is supported by an appropriate legal arrangement (UN, 1992; UN, 1983b; UN, 1983c; David, 1988; UNEP, 1987, respectively). Other studies and plans are proposed or underway.

The aforementioned action plans typically contain the following elements (Abdel Mageed, 1993):

- 1) A description of the planning area - which sets the geographic bounds of the planning area, including a statement of national jurisdiction within the study area.
- 2) An environmental assessment - which includes, *inter alia*, a statement of development trends in the subject region, an assessment of environment pollution control needs and capabilities, an evaluation of current (coastal zone/riparian) management practices, an analysis of the fishery, an evaluation of energy production and demand, an overview of human settlements and human

settlement patterns and trends, an analysis of tourism, and an assessment of environmental health problems.

- 3) A management plan - which includes recommended ways of resolving problems identified in the environmental assessment, recommended follow-up activities (and a statement of any subsequent, specialized planning studies, if needed), and recommended training and capacity-building within regional and national institutions.
- 4) A statement of the legal basis for the planned project - which refers to any regional, national or local government legislation and/or actions that underpin or are necessary to facilitate the conduct of the remedial actions proposed by the plan. Generally, this statement would indicate the need for additional legislative action as well as making reference to existing legal instruments.
- 5) A summary of the institutional and financial arrangement - which sets forth the specific responsibilities for the conduct of the environmental protection program, broad details of the project budget, and other organizational aspects of the plan. If an international commission (or other staffing arrangement) is to be established, or if an existing commission is to participate in the project, then the role of that agency and of the other actors would be summarized in this part of the plan. Funding sources as well as costs also would be identified.
- 6) Recommendations regarding plan implementation - would provide specific guidance regarding plan implementation, such as commencement dates, project "milestones", and other information necessary to ensure, insofar as possible, the successful implementation of the planned actions.

The action plans referred to above include a wide range of administrative, technical, economic and legal activities which generally include specific actions needed at all levels of society. These activities commonly span the gamut of costs, and typically include multilateral involvement in the implementation of some of the project elements.

3.3. Phase III: project implementation

As alluded to above, the implementation of the recommended plan by the basin countries is generally carried out by the basin countries. In many projects, plan implementation is facilitated by United Nations organizations or by donor agencies.

An integral part of project implementation involves the assessment of results and the feedback of information to the public and to the scientific/technical community (Figure 4). In this way, knowledge is shared among nations and individuals, and public commitment to the planned actions is enhanced. At times, the recommended actions may be insufficient to correct the perceived problems, and further actions may be needed. However, it is important to bear in mind that, during plan implementation, a lag period or ecosystem response delay is to be expected. Nevertheless, if, after some period, a project falls short of its goals, it may be necessary to repeat the diagnostic procedure and refine the action plan to account for changed circumstances or new information. The need for new information during this refinement process highlights the desirability of post-implementation monitoring (see Ryding and Rast, 1989, for a more detailed discussion on this subject).

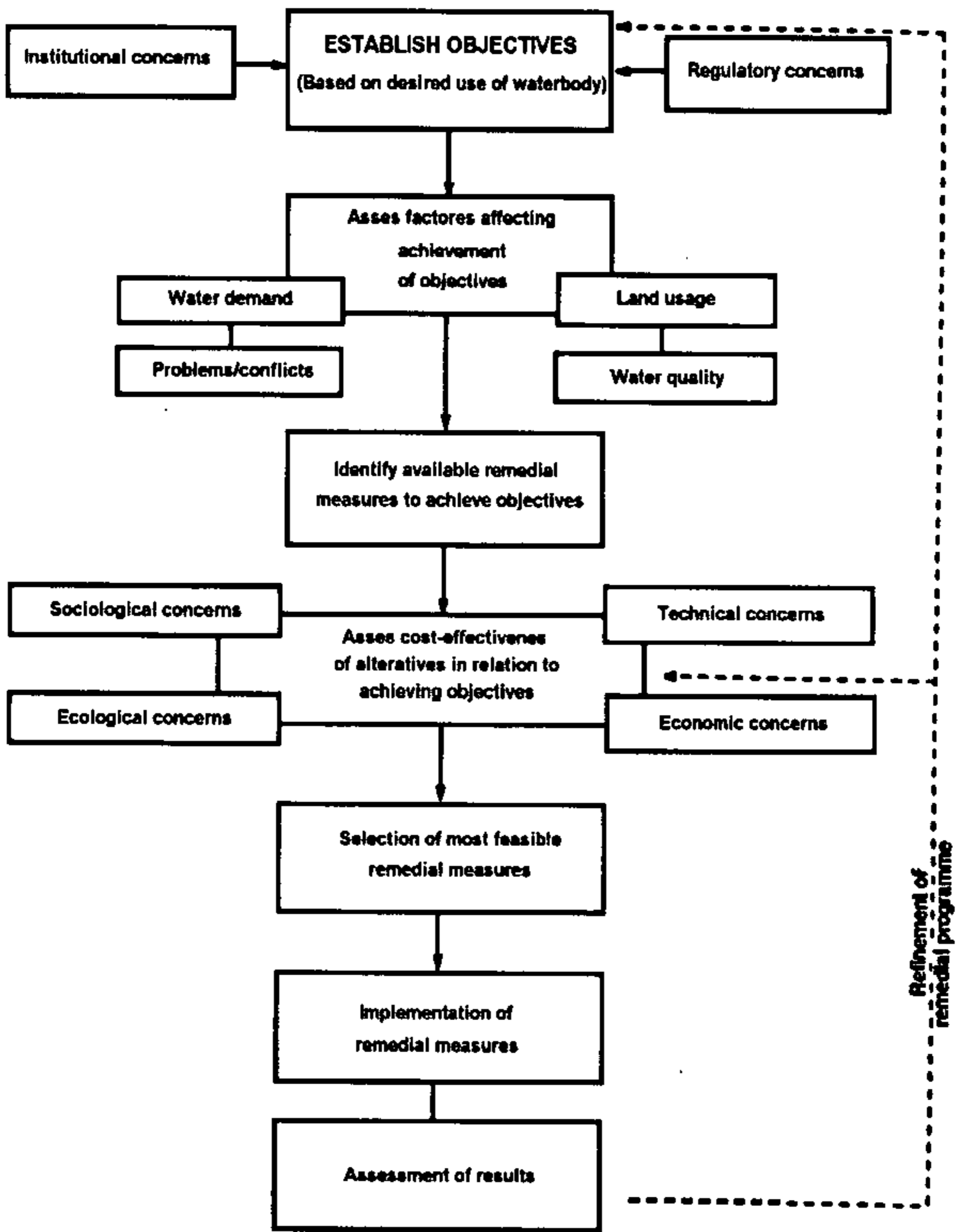


Figure 4 – Flow chart of the typical steps used in compiling and implementing a comprehensive watershed management plan (Rast *et al.*, 1989): the first two actions are usually accomplished during the diagnostic phase, and the last two actions generally reflect the implementation phase; the central portion of the Figure represents the action plan development phase.

4. Concluding Remarks: the case of the Rio de la Plata

4.1. The Rio de la Plata

The *Frente Marítimo* and the Rio de la Plata constitute the fluvial and marine environment that receives the waters flowing from the Rio de la Plata Basin to the Atlantic Ocean. This vast hydrographical system embraces over 3 100 000 km² and includes territories in Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay and Uruguay. It is the most developed basin in South America from the point of view of agriculture, livestock production and industry, as well as the second largest from a hydrographical point of view. The population of this basin is estimated at 30.000.000 inhabitants.

4.2. The legal basis for action

In recognition of these facts, the five basin countries signed the Treaty of the Rio de la Plata Basin, wherein they agreed to join efforts to promote the harmonious development and physical integration of the basin (Brasilia, 1969). In addition, the coastal nations are engaged in on-going discussion with the United National Environment Programme (UNEP) regarding the establishment of the South-west Atlantic Regional Seas Programme which will strengthen international maritime ties between the riparian nations.

4.3. Current development activities and environmental problems

Since 1969, development in the basin has indeed increased severalfold, with many different and increasing demands being placed on the river system. These development projects are being undertaken by national governments with the active support of various multinational agencies, including both regional (e.g., *Mercado Comun del Sur*, Organization of American States (OAS) and international (e.g., United Nations Development Programme (UNDP), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation (UNESCO), and the International Bank for Reconstruction and Development [The

World Bank]) organizations. Hydropower generation, transportation, recreation and waste disposal are typical non-consumptive uses, while agricultural, domestic, industrial, and fisheries and other resource exploitation, including mining, form the principal consumptive uses. All of these demands modify the hydrodynamics and ecosystem integrity of this basin and influence events in the study area while simultaneously benefitting the people in the hinterland.

In addition, population and urban growth in the basin is such that this degree of exploitation will inevitably increase, increasing consumptive uses and leading to further modification of this riverine system, especially as the Hidrovia Paraguay-Paraná (Paraguay-Paraná Waterway) project (Hidrovia) and the *Mercado Común del Sur* (Southern Common Market) process (MERCOSUR) accelerate the development of the agricultural, livestock and industrial sectors in the countries in the basin. The proposed study area presently includes the major population centers of Montevideo and Buenos Aires, which are of obvious import and impact to the environment and economy of the coastal zone. The net result of this development is that the waters of the Rio de la Plata basin, by the time they reach the study area, are already significantly modified in terms of both quantity and quality.

Superimposed on this already complex situation, within the study area, are the influences of two converging contour currents – a subtropical current (Brasil Current) and a sub-Antarctic current (Malvinas Current) – which, when meeting the waters of the Rio de la Plata, create the widely changing thermo-saline gradients and oceanographic conditions that characterize this area and influence its living resources, which are themselves subject to exploitation as a fisheries resource for the coastal communities. The effect of the modified river flow and water quality on the dynamics on this industry are already beginning to be experienced (e.g., increased incidences of “red tide”, reduced yields of desirable fishes) even though the consequences of river basin development on ecosystem dynamics in the study area are poorly understood.

Further, not only is the study area the point of entry for the various fresh and marine waters that create this dynamic environment and influence its living resources, but it is also the threshold for the

movement of shipping between the ports of the Rio de la Plata Basin and destinations overseas. Presently, and within the framework of a policy for regional development, measures are being taken to facilitate river navigation in the basin (Hidrovia) which will bring about an increase in river and maritime traffic in the study area. At present, the movement of seaborne imports and exports through the study area amount to approximately 35 million tons of cargo per year, which volume is expected to increase significantly following development of the waterway system. This, too, will place further stress on the waters of the study area that could severely impact their utility as, *inter alia*, a fishery, transportation corridor and waste receptacle.

4.4. The proposed planning project

The proposed study will contribute to the knowledge required to manage the river basin and coastal waters in such a way as to maximize their economic value while maintaining ecosystem integrity and, thereby, ensuring sustainable use of these resources for the foreseeable future. The goal of the project is the production of an environmental management plan for the Rio de la Plata estuary.

The proposed project is to be carried out by an agreed intergovernmental mechanism, the *Comision Tecnica Mixta del Frente Maritimo* (CTMFM) and the *Comision Administradora del Rio de la Plata* (CARP) – the executing agency and supporting agency, respectively. Although relatively few details are presently available, the existence of the necessary treaty agreements, intergovernmental agencies and local centers of expertise would suggest few concerns regarding the operational aspects of the proposed project.

Likewise, although no details of the budgetary arrangements are available, it is anticipated that some portion of the project will be cost-shared through the International Waters Portfolio of the Global Environment Facility (GEF). To maximize available funds, and to create the local solution to a regional problem that is the hallmark of an EMINWA-based project, it is anticipated that maximum use will be made of local scientific staff, given the high standard of expertise present in the region. Cost containment practices (such as the already extant agreement with the national naval authorities' hydrographic services to provide ship time) are proposed. Given the proposed scope of the work, which generally follows the EMINWA process as set

forth above, an initial budget of GEF funds in the amount of US \$10 million would appear appropriate. Against this international investment, local and regional grants and investments of a similar amount would be anticipated – in other words, it is proposed that the project proceed on a 50 percent cost-shared basis, given the sensitivity of this area and its global and regional importance. (This budget estimate reflects a recognition of the high cost of ship-time – off-set to a degree through the arrangements made with the naval hydrographical services – and the relatively high cost-of-living in this region which will affect both the purchase of equipment and the acquisition and retention of suitably trained technical staff by the participating agencies to undertake, *inter alia*, GIS and aquatic modeling studies which are seen as an integral to the project.)

From the viewpoint of the GEF, the UNDP is an appropriate entity to undertake the day-to-day tasks associated with project implementation, although a multi-agency steering committee consisting of suitable staff from other GEF, UN and regional agencies might be a useful adjunct to other administrative arrangements considering, for example, the potential for integrating the present planning efforts with the Rio de la Plata-Paraná river basin development efforts and expanding the present level of cooperation between regional nations to the level of a Regional Seas Programme. This steering committee could also perform a useful role in the infusion of international expertise into the project at low cost and in terms of project review.

5. Acknowledgements

The opinions presented herein are the personal, professional views of the authors and do not necessarily reflect the official views or policies of the United Nations Environment Programme.

The Rio de la Plata case study is presented courtesy of the United Nations Development Programme, to whom acknowledgement is due for the use of their information. Again, presentation of this case study does not necessarily reflect the official views and policies of the United Nations Development Programme, or the Global Environment Facility Governing Council and Secretariat, nor represent a commitment by these agencies to undertake this specific project.

6. References

- Abdel Mageed, Y. (1993) Environmentally Sound Water Management and Development, *Water Resources Development*, 9(2), 155-165.
- Anderson, J. R., E. E. Hardy, J. T. Roach and R. E. Witmer (1976) *A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data*, US Geological Survey Professional Paper No. 964, Government Printer, Washington.
- Biswas, A. K. (1993) Management of International Waters: Problems and Perspective, *Water Resources Development*, 9(2), 167-188.
- Chapman, P. and J. A. Thornton (1986) Nutrients in Aquatic Ecosystems: An Introduction to Similarities Between Freshwater and Marine Ecosystems, *J. Limnol. Soc. sth. Afr.*, 12(1/2), 2-5.
- David, L. (1986) Environmentally Sound Management of Freshwater Resources, *Resources Policy*, 12, 307-316.
- David, L. (1988) Environmentally Sound Management of the Zambezi River Basin, *Water Resources Development*, 4(2), 80-102.
- David, L., G. N. Golubev and M. Nakayama (1988) The Environmental Management of Large International Basins: The EMINWA Programme of UNEP, *Water Resources Development*, 4(2), 103-107.
- Davies, B. R. and R. D. Walmsley (1985) *Perspectives in Southern Hemisphere Limnology*, Developments in Hydrobiology, DH 28, Dr W. Junk Publishers, The Hague, 263 pp.
- DWA [Department of Water Affairs] (1986) *Management of the Water Resources of the Republic of South Africa*, Government Printer, Pretoria.
- Ehrlich, P. R. and A. H. Ehrlich (1990) *The Population Explosion*, Simon and Schuster, New York.
- El-Habr, H. N. (1993) Environment and Water Development: Some Critical Issues, *Water Resources Development*, 9(2), 115-204.

- GEF-STAP [Global Environment Facility, Scientific and Technical Advisory Panel] (1993) *Analytical Frameworks for Global Warming, Biodiversity, and International Waters*, UNDP-UNEP-World Bank, Nairobi.
- Lake Chad Basin Commission (*s. d.*) *Master Plan for the Development and Environmentally Sound Management of the Natural Resources of the Lake Chad Conventional Basin*, Lake Chad Basin Commission, Ndjamena.
- Macdonald, I. A. W., F. J. Kruger and A. A. Ferrar (1986) *The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa*, Oxford University Press, Cape Town, 324 pp.
- OECD [Organisation for Economic Cooperation and Development] (1982) *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment, and Control*, OECD, Paris, 154 pp.
- Petitjean, M. O. G. and B. R. Davies (1988) Ecological Impacts of Inter-basin Transfers—Some Case Studies, Research Requirements, and Assessment Procedures, *S. Afr. J. Sci.*, **84**, 368-385.
- Rast, W., M. M. Holland and S.-O. Ryding (1989) *Eutrophication Management Framework for the Policy-maker*, UNESCO MAB Digest, **1**, UNESCO, Paris, 83 pp.
- Rast, W., S.-O. Ryding, M. M. Holland, G. Jolankai and J. A. Thornton (1995) *Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems*, UNESCO MAB, **11**, Parthenon Publishing, Carnforth, in press.
- Ryding, S.-O. (1992) *Environmental Management Handbook*, Lewis Publishers, Boca Raton, 777 pp.
- Ryding, S.-O. and W. Rast (1989) *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*, UNESCO MAB Series, **1**, Parthenon Publishing, Carnforth, 314 pp.
- Salas, H. J. and P. Martino (1991) A Simplified Phosphorus Trophic State Model for Warm-water Tropical Lakes, *Water Research*, **25**, 341-350.

- Schlickman, J. A., T. M. McMahon & N. van Riel (1993) *International Environmental Law and Regulation*, Butterworth Legal Publishers, Salem.
- Straskraba, M, J. G. Tundisi and A. Duncan (1993) *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Development in Hydrobiology, DH 77, Kluwer Academic Publishers, The Hague, 291 pp.
- Thornton, J. A. and J. A. Day (1990) Water laws and management: Directions for the nineties, *Sth. Afr. J. aquat. Sci.*, **15**(2), 314-321.
- Thornton, J. A. and W. Rast (1993) A Test of Hypotheses Relating to the Comparative Limnology and Assessment of Eutrophication in Semi-arid Man-made Lakes, In: M. L. Straskraba, J. Tundisi and A. Duncan, *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Development in Hydrobiology, DH 77, Kluwer Academic Publishers, The Hague, pp. 1-24.
- Troll, C. (1968) The Cordilleras of the Tropical Americas: Aspects of Climate, Phytogeographical and Agrarian Ecology, *Colloq. Geogr.*, **9**, 15-56.
- UN [United Nations] (1983a) *The Law of the Sea: United Nations Convention on the Law of the Sea with Index and Final Act of the Third United Nations Conference on the Law of the Sea*, United Nations, New York, 224 pp.
- UN [United Nations] (1983b) *Regional Convention for the Conservation of the Red Sea and Gulf of Aden Environment: Protocol Concerning Regional Co-operation in Combatting Pollution by Oil and Other Harmful Substances in Cases of Emergency*, United Nations, New York, 27 pp.
- UN [United Nations] (1983c) *Convention for the Protection and Development of the Marine Environment of the Wider Caribbean Region: Protocol Concerning Co-operation in Combatting Oil Spills in the Wider Caribbean Region*, United Nations, New York, 25 pp.

- UN [United Nations] (1992) *Mediterranean Action Plan and Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution and Its Related Protocols*, United Nations, New York, 61 pp.
- UN [United Nations] (1993) *Report of the United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992: Volume I: Resolutions Adopted by the Conference*, United Nations Document A/CONF. 151/26/Rev.1(Vol. 1), New York.
- UNEP [United Nations Environment Programme] (1982) *Achievements and Planned Development of UNEP's Regional Seas Programme and Comparable Programmes Sponsored by Other Bodies*, *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 1, 1-64.
- UNEP [United Nations Environment Programme] (1983) *Action Plan for the Caribbean Environment Programme*, *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 26, 1-24.
- UNEP [United Nations Environment Programme] (1986) *Action Plan for the Conservation of the Marine Environment and Coastal Areas of the Red Sea and Gulf of Aden*, *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 81, 1-12.
- UNEP [United Nations Environment Programme] (1987) *Agreement on the Action Plan for the Environmentally Sound Management of the Common Zambezi River System*, UNEP, Harare.
- UNEP [United Nations Environment Programme] (1991) *UNEP-sponsored Programme for the Protection of Oceans and Coastal Areas*, *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 135, 1-58.
- Van der Leeden, F., F. L. Troise and D. K. Todd (1990) *The Water Encyclopedia, Second Edition*, Lewis Publishers, Boca Raton, 808 pp.
- WCED [World Commission on Environment and Development] (1987) *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford.
- WMO [World Meteorological Organization] (1992) *International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century. The Dublin Statement and Report of the Conference*, United Nations, Geneva, 55 pp.

Cooperação Internacional na Defesa da Qualidade de Águas Continentais

Embaixador G. E. do Nascimento e Silva

Presidente da Sociedade Brasileira de Direito Internacional e Conselheiro do Instituto Acqua, Brasil

Resumo – Serão tratados nesta conferência os seguintes tópicos: 1) A importância da água na vida das Nações; e 2) Importância da água no nascimento das cidades.

Abstract – This lecture will deal with the following topics: 1) The importance of water in the life of Nations; and 2) The importance of water in the birth of cities.

Os ambientalistas não se cansam de chamar a atenção dos governantes e principalmente da opinião pública para o descaso com que as gerações atuais tratam o Planeta Terra, que na opinião dos mais pessimistas poderá tornar-se inabitável. E a causa principal seria a falta de água potável. Citam-se exemplos de civilizações e de cidades, outrora prósperas, que desapareceram e em todos os casos o fator primordial foi a falta de água potável.

Nunca será demais repetir que 2/3 do corpo humano é constituído por água; que 80 % do nosso sangue é água; que a perda de 15% da taxa normal de água no organismo representa uma ameaça fatal à vida. E que o mesmo se aplica aos países e às cidades.

Todo povoado se instala inicialmente junto a uma fonte de água, geralmente um rio; com o passar do tempo, com o aumento populacional e de habitações, ocorre a degradação das ribanceiras e a poluição da fonte hídrica, forçando os habitantes a buscar novos suprimentos de água potável, em locais cada vez mais distantes e a desenvolver técnicas capazes de reproduzir o fenômeno da autodepuração natural das águas, mediante a qual todos os detritos orgânicos despejados nos rios acabam se decompondo por si próprios.

A poluição dos rios com toda a espécie de detritos, principalmente os despejados pelas indústrias, representa uma das grandes preocupações de todos os países. Na Europa, quantias astronômicas foram investidas, visando à despoluição dos principais rios, como o Reno e o Tâmis. Infelizmente, fatores adversos têm, em alguns casos,

impedido ou dificultado os esforços dos técnicos, conforme ocorreu em novembro de 1986 no Reno, quando ocorrerem dois acidentes na região de Basiléia. A catástrofe teve início com um incêndio que destruiu um depósito de produtos químicos da Sandoz; a água utilizada no combate ao incêndio fez com que o depósito transbordasse e entre 10 a 30 toneladas de inseticidas e fungicidas atingissem o Reno, provocando a morte de inúmeras espécies de peixes que haviam sido reintroduzidos no rio. Doze dias depois, ocorreu nova poluição: a firma Ciba-Geigy admitiu ter depositado acidentalmente 400 litros de herbicida no rio. Ainda no mesmo mês, a firma alemã Basf despejou mais uma tonelada de herbicida à base de ácido acético. Não cabe analisar todas as conseqüências destes três incidentes, que acabaram por atingir não só a Suíça e a Alemanha Federal, mas também a França e os Países Baixos, obrigando as autoridades locais a buscar água em fontes alternativas e os fabricantes de cerveja de Dusseldorf a interromper a sua fabricação. Uma das principais preocupações das autoridades sanitárias decorria das quantidades de mercúrio despejadas, principalmente no caso da Sandoz.

A proteção qualitativa e quantitativa da água é um dos problemas mais sérios que a comunidade internacional deve enfrentar. E a importância do problema é maior em alguns países em desenvolvimento, onde a falta do líquido ou o mau aproveitamento dos recursos existentes, ligados a um aumento populacional, representam uma ameaça à sua sobrevivência.

1. A Questão da Água na Conferência do Rio de Janeiro sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento

A importância do suprimento de água potável foi mencionada na Declaração da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente celebrada em Estocolmo em 1972, cujo segundo Princípio lembra que os recursos naturais da terra, dentre eles a água, devem ser salvaguardados para as gerações presente e futuras.

A Assembléia Geral das Nações Unidas ao convocar a Conferência do Rio enumerou os problemas ambientais necessários à manutenção da qualidade de vida na Terra e citou em segundo lugar a proteção da qualidade da água potável e o seu suprimento. Dada a circunstância de a Conferência visar à proteção do meio ambiente no seu sentido mais

amplo, é compreensível a importância dada à questão da água potável, vital para o desenvolvimento dos países menos favorecidos

Na segunda sessão da Comissão Preparatória (março-abril de 1991), o Secretário da Conferência submeteu um extenso relatório sobre a proteção dos recursos de água potável do ponto de vista da qualidade e fornecimento, onde lembrou que embora os recursos de água potável sejam apenas uns 3% dos recursos de água do planeta, representam um dos elementos vitais mais importantes do ecossistema mundial com uma importância cada vez maior em quase todas as regiões do mundo.

A importância da água na agricultura principalmente nos países em desenvolvimento foi uma das primeiras preocupações do relatório, dada a necessidade de conciliar o problema da produção de alimentos com a disponibilidade de água em regiões semi-áridas ou áridas. Em tal caso, a solução está na irrigação. O relatório salienta que as técnicas de irrigação mal adaptadas e a irrigação excessiva têm provocado perdas abundantes de água, erosão e salinização do solo e a contaminação das águas por pesticidas, herbicidas e adubos.

A utilização da água como fonte de energia também mereceu cuidadoso estudo. A produção de energia hidroelétrica não modifica a quantidade de água que pode ser utilizada para fins posteriores, mas pode em alguns casos modificar a qualidade, como é o caso da utilização para fins de esfriamento de turbinas.

Constatada a importância do tema, as Nações Unidas convocaram a Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente, em Dublin em janeiro de 1992, com a participação de 114 países, 28 organizações vinculadas às Nações Unidas e 38 ONGs.

Os principais objetivos da Conferência de Dublin foram os seguintes: avaliar os recursos mundiais de água doce em relação à demanda presente e futura e determinar os problemas que terão que ser resolvidos principalmente na década de 90; elaborar um documento para a gestão dos recursos; formular estratégias e assinalar para a atenção dos governos os problemas estratégicos e programas de ação. Os trabalhos da Conferência se realizaram no contexto de seis grupos de trabalho e os resultados foram consignados em extenso Relatório, que se acha precedido da "Declaração de Dublin" que contém quatro princípios básicos e um detalhado plano de ação.

Dada a importância das soluções alcançadas em Dublin, a Comissão Preparatória concluiu os seus trabalhos a respeito sugerindo que a **Agenda 21** pautasse nas mesmas as suas conclusões.

A **Agenda 21**, o documento mais importante adotado na Conferência do Rio, observa quase no início do extenso capítulo 18, que a água não é um produto finito, que é essencial para a manutenção da vida na Terra e que quase todas as questões ambientais enumeradas na Resolução 44/228 da Assembleia Geral das Nações Unidas se acham ligadas, direta ou indiretamente, à questão da água potável. Ao enumerar os objetivos gerais do capítulo, o documento lembra que "a água é necessária em todos os aspectos da vida". O objetivo geral é garantir a certeza de suprimento de água de boa qualidade para a inteira população deste planeta, garantindo, ao mesmo tempo, as funções hidrológicas, biológicas e químicas do ecossistema, adaptando as atividades humanas aos limites da capacidade da natureza e combatendo os transmissores de enfermidades transmitidas pela água.

De conformidade com os objetivos gerais, a **Agenda 21** propõe vários programas ligados à questão da água potável, dentre eles os seguintes: integração do desenvolvimento e da administração dos recursos, taxação da água, proteção dos recursos aquáticos, qualidade da água, fornecimento de água potável e sua proteção sanitária, o desenvolvimento urbano sustentável e o problema da água, a água para a produção sustentável de alimentos e o desenvolvimento rural, e os impactos das mudanças de clima sobre o fornecimento de água.

2. O Projeto da Comissão de Direito Internacional e as Diretrizes de Montreal sobre Poluição Terrestre

Na determinação das regras que deverão nortear os países do MERCOSUL no tocante à utilização das águas da Bacia do Prata é importante acompanhar não só os trabalhos da Comissão de Direito Internacional (CDI), sobre a utilização das vias de águas internacionais para fins que não os da navegação, mas também as reuniões de Peritos convocadas pelo Programa das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente (PNUMA) para reavaliar e atualizar as diretrizes adotadas em Montreal em 1985 sobre a poluição dos mares de origem terrestre (*the Montreal Guidelines on pollution from land-based sources*).

As referidas diretrizes foram adotadas dado o teor pouco satisfatório dos artigos 207 e 213 da Convenção sobre o Direito do Mar de 1982, tendo em vista que 80% da poluição do mar é precisamente de origem terrestre. A doutrina não se ocupava do problema, visto não se tratar de problema de natureza internacional, mas sim da alçada do direito interno. O artigo 207 se limita a declarar que os Estados devem adotar leis e regulamentos para prevenir, reduzir e controlar a poluição de origem terrestre, “incluindo rios, estuários, dutos e instalações de descarga”. O artigo estabelece um nível de controle mínimo, tanto assim que as leis e regulamentos previstos pela Convenção não precisam conformar-se com regras pré-estabelecidas. Em outras palavras, deixa-se às partes adotar as leis e regulamentos que desejarem.

Os trabalhos preparatórios da Convenção de 1982 nos mostra que não foi possível conciliar a posição de alguns poucos países favoráveis à adoção de normas rígidas com as da maioria, composta pelos países em desenvolvimento e alguns países industrializados.

Havia a esperança de que no decorrer da Conferência do Rio de 1992 fosse possível adotar algumas regras mais precisas a respeito, mas foi julgado aconselhável deixar a questão para mais tarde e, neste sentido, realizou-se em Montreal em junho de 1994, uma primeira reunião de peritos que voltarão a se reunir em Reykjavik em março de 1995 com o objetivo de ser adotado finalmente em Washington no fim do ano um plano de ação.

A CDI foi chamada pela Assembléia Geral das Nações Unidas, em 1959, a colocar em sua agenda a questão da utilização das águas de rios internacionais. Com anterioridade, a Assembléia Geral já havia tomado conhecimento das “Helsinki Rules”, elaboradas pela International Law Association na sua sessão de Helsinqui de 1966.

Desde o Congresso de Viena de 1815, os rios internacionais têm sido classificados como contíguos ou sucessivos. Os rios contíguos são os que servem de limite entre dois Estados, ao passo que os sucessivos são os que atravessam dois ou mais Estados sem lhes servir de limites. Pode ocorrer que um rio atravesse o território de um Estado, servir em seguida num determinado trecho de limite entre dois Estados, para finalmente atravessar o território de um Estado. É o caso do Rio Paraná que até as Sete Quedas é limítrofe e torna-se sucessivo por que atravessa larga área do território brasileiro.

Além desta classificação clássica, que conta com a aceitação da grande maioria dos Estados e dos autores, a tese da *international*

drainage basin, que pode ser traduzida como “bacia de drenagem internacional”, tem merecido a aceitação de alguns. Trata-se de uma tese defendida pela *Internacional Law Association* cujos estudos foram aprovados em 1966 e passaram a ser conhecidos como as *Helsinki Rules*, segundo as quais “uma bacia de drenagem internacional é uma área geográfica que cobre dois ou mais Estados determinada pelos limites fixados pelos divisores de água, inclusive as águas de superfície e as subterrâneas, que desembocam num ponto final comum”.

A tese teve uma aceitação inicial da parte da Comissão de Direito Internacional, onde as posições conflitantes entre o Brasil e Argentina no tocante à barragem de Itaipu se fizeram sentir. Para a Argentina, “o afluente principal e os secundários de um rio devem ser considerados *internacionais*, mesmo quando se encontrem inteiramente dentro do território nacional, visto que constituem parte do sistema fluvial de uma bacia de drenagem internacional”. O Brasil, ao contrário, argumentou que o estudo a ser feito deveria basear-se na definição clássica de rio internacional, tal como adotada em Viena em 1815.

Não obstante a evidente preferência do primeiro relator, Richard Kearney, pelas *Helsinki Rules*, a maioria dos governos consultados não só descartaram a tese da *international drainage basin*, como ponto de partida do estudo a ser realizado, mas salientaram que o trabalho deveria ser pautado na Ata Final do Congresso de Viena de 1815. A resposta do Brasil foi categórica: “O Governo brasileiro considera que o estudo do uso de rios internacionais que não o da navegação deve ser baseado na definição tradicional de um rio internacional tal como previsto pelos artigos 1 e 2 do Regulamento de 24 de março de 1815, relativo à livre navegação de rios, e os artigos 108 e 109 da Ata Final de Viena, de junho de 1815. Aquela orientação que parece a mais apropriada para a orientação do trabalho da Comissão tem sido aceita pela maioria dos peritos em direito internacional. De acordo com este conceito clássico, rios internacionais são os que separam ou atravessam o território de dois ou mais Estados”.

3. O Aproveitamento das Águas da Bacia do Rio da Prata no Contexto do MERCOSUL

Não obstante a rejeição pela CDI em 1976, as idéias consignadas na teoria da *international drainage basis* passaram a ter certa aceitação tanto assim que o Secretário Geral da UNCED - 1992 considerou em relatório que as Helsinki Rules eram "highly authoritative", silenciando quanto à orientação proposta pelos governos que responderam ao questionário da CDI.

Embora a tese da bacia de drenagem internacional possa ter certos atrativos, a sua aplicação ao Brasil teria conseqüências absurdas. Basta atentar para o fato que a Bacia Amazônica cobre 4.787.000 quilômetros quadrados do território brasileiro e a Bacia do Prata cobre 2.400.000. No caso da Bacia do Prata, inclui todo o Paraguai, dois terços do Uruguai, grande parte do território da Bolívia, da Argentina e do Brasil. No caso brasileiro, basta lembrar que inclui quase que todo o Estado de São Paulo, parte de Minas Gerais, inclusive Belo Horizonte, e que a própria Capital - Brasília - faz parte da Bacia. Em outras palavras, medidas sobre os recursos hídricos em São Paulo acabariam dependendo de um organismo regional.

Identificadas as regras acolhidas pelo direito internacional no tocante ao uso das águas de rios internacionais, cumpre verificar a sua eventual implementação em relação à Bacia do Prata e, principalmente, as suas conseqüências em relação ao Brasil.

Uma norma adotada no tocante à utilização do Reno deve ser levada em linha de conta no tocante ao Rio Paraná. Como o Reno é a principal fonte de água potável na Alemanha e nos Países Baixos, o controle contra a poluição se reveste de especial importância. Como a principal responsabilidade recai sobre a exploração das minas de potássio na França, na Alsácia, foi firmada uma convenção pelo qual a Alemanha, Suíça e os Países Baixos concordaram em assumir 70% de uma dívida francesa de 132 milhões de francos franceses. Como a principal responsabilidade no combate à poluição do Rio Paraná recairá sobre o Brasil, o precedente europeu deve ser lembrado. A eventual conclusão de negociações diplomáticas no contexto do MERCOSUL relativas aos recursos hídricos é factível e pode se estribar em documentos aceitos pelos países em questão, a começar com a Declaração aprovada em 24 de dezembro de 1933, pela Sétima Conferência Internacional Americana, realizada em Montevideu,

I Seminário - Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

relativa ao aproveitamento industrial ou agrícola das águas dos rios internacionais. Os dois princípios básicos que se aplicam aos recursos hídricos, de um modo geral, são os seguintes: 1) os Estados têm o direito exclusivo de aproveitar as águas que se encontrem sob sua jurisdição; 2) o exercício desse direito fica limitado em seu exercício pela necessidade de não prejudicar direito igual dos demais Estados banhados pelo rio.

A experiência tem demonstrado que, com boa vontade, é possível levar as negociações em questões ambientais a soluções satisfatórias para as partes. O Acordo sobre cooperação em matéria ambiental entre o Brasil e o Uruguai é exemplificativo. De há muito, as autoridades uruguaias vinham se queixando que a chuva ácida na cidade de Melo teria a sua origem na Usina Termoelétrica Candiota II, em Bagé no Rio Grande do Sul, muito embora na opinião de diversos técnicos a origem seria o parque industrial de Buenos Aires. O Governo uruguaio submeteu um projeto visando à solução do problema e, em 28 de dezembro de 1992, foi firmado um Acordo que pôde invocar uma Declaração aceita em Canela em fevereiro do mesmo ano que estabelece posições comuns dos países do Cone Sul sobre meio ambiente e desenvolvimento. Pelo Acordo, as partes se comprometem a intensificar a cooperação destinada a proteger e conservar o meio ambiente e dentre os objetivos enumerados figura "o estabelecimento de métodos de monitoramento e de avaliação de impacto ambiental, bem como seu aperfeiçoamento". Posteriormente, em 8 de março de 1994, o Governo brasileiro entregou equipamento de monitoramento atmosférico para a região da fronteira.

As eventuais negociações sobre recursos hídricos dependem do objetivo buscado. A natureza dos direitos e das obrigações variará segundo o objetivo seja a proteção da água potável, ou para fins sanitários. No caso do uso para fins agrícolas, os problemas da irrigação, salinização e possível desertificação devem ser abordados. Num acordo sobre a utilização de águas dentro do contexto do MERCOSUL se buscará as regras de direito internacional sobre o aproveitamento industrial das águas dos rios internacionais, com especial ênfase nas regras já aceitas sobre a construção de barragens. As negociações poderão ser difíceis, mas o exemplo do Acordo tripartite de 19 de outubro de 1979, entre a Argentina, o Brasil e o Paraguai veio demonstrar que mesmo em se tratando de situações complexas é possível se chegar a bom termo.

5. Conclusão

Seja como for e tendo em vista os principais textos de direito internacional a respeito, pode-se mencionar as seguintes normas que se nos afiguram aceitáveis:

1. Todos os Estados, Organizações e Indivíduos compartilham a responsabilidade no tocante à conservação, proteção e restauração do ecossistema, com ênfase na água, ar, terra e a diversidade biológica;
2. É reconhecido o direito soberano dos Estados de explorar seus recursos segundo suas políticas ambientais e de desenvolvimento;
3. Em conseqüência, ocorre responsabilidade do Estado na hipótese de atividades sob sua jurisdição ou controle que causem danos ao meio ambiente de outros Estados;
4. Os Estados devem cooperar no sentido de proteger os recursos hídricos e, em tal sentido, adotar leis e regulamentos nacionais e firmar tratados bi ou multilaterais a respeito;
5. Os Estados devem informar imediatamente aos Estados ameaçados de qualquer catástrofe natural ou de situações de emergência que possam ter efeitos perniciosos sobre o meio ambiente dos mesmos;
6. Na hipótese de um Estado cogitar em realizar obras de vulto que possam afetar seriamente o meio ambiente de outros Estados, deve notificá-los com a devida antecedência com o objetivo de serem iniciadas consultas a respeito. Os Estados consultados devem responder dentro de um prazo de seis meses, sendo que uma resposta afirmativa não é condição obrigatória para o início das obras.

Aspectos Ambientais do Gerenciamento dos Recursos Hídricos no Brasil

Antonio Eduardo Lanna
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS/Brasil

Resumo – O Gerenciamento dos Recursos Hídricos deve ser integrado ao Gerenciamento Ambiental para tratar de forma eficiente os aspectos quantitativos e qualitativos da água. No Brasil há a tradição de separar o Sistema de Meio Ambiente do de Recursos Hídricos, dificultando a integração comentada, particularmente quando se trata com os problemas ambientais relacionados à água. Partindo desta constatação, o trabalho analisa criticamente as bases institucionais (jurídicas e organizacionais) dos Sistemas Nacionais de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, e as propostas de aperfeiçoamento deste último. Conclui-se que este aperfeiçoamento pretendido, para se tornar efetivo, deverá exigir uma mudança na postura tanto das entidades ambientais, quanto daquelas vinculadas aos diversos setores econômicos, no planejamento do desenvolvimento econômico e da proteção ambiental.

Abstract – Water Resource Management should be integrated to Environmental Management to deal efficiently with quantitative and qualitative aspects of water. In Brazil there is a traditional separating between the Environmental System and that of Water Resources, rendering the aforementioned integration difficult, particularly when dealing with the problem of water quality. Based on this finding, the paper presents the institutional foundation of both managements, and a proposal for the improvement of the National Water Resource Policy, substantiated in a Bill of Law which is being studied in the National Congress. It is found that this proposal seeks to attenuate the above mentioned problem. However, it is concluded that to be successful it must be changed.

1. Introdução

Um recurso ambiental multifuncional escasso deve ser gerenciado por estrutura matricial na qual uma das dimensões trata do gerenciamento dos seus múltiplos usos e a outra do gerenciamento da sua oferta. A Figura 1 ilustra a inter-relação entre estes Gerenciamentos da Oferta e a do Uso Setorial dos recursos ambientais.

Figura 1. Dimensões do Gerenciamento Ambiental

DIMENSÕES DO GERENCIAMENTO AMBIENTAL		GERENCIAMENTO DOS RECURSOS AMBIENTAIS						
		ABASTECIMENTO	ASSIMILAÇÃO	DE REJEITOS	AGROPECUÁRIA	ENERGIA	TRANSPORTE	LAZER
GERENCIAMENTO DA OFERTA DOS RECURSOS AMBIENTAIS	SOLO							
	AR							
	ÁGUA							
	FAUNA							
	FLORA							
	OUTROS RECURSOS							

O Gerenciamento da Oferta de um recurso ambiental para os diferentes setores sócio-econômicos visa a antecipar e dirimir conflitos intra-setoriais (entre demandas do mesmo setor) intersetoriais (entre demandas de diferentes setores) e conflitos intergeracionais (entre o uso pela geração presente e pelas futuras). Os diversos Gerenciamentos das Ofertas dos recursos ambientais não podem ser realizados de forma isolada já que o uso de um recurso pode comprometer quantitativa ou qualitativamente a oferta de outro e/ou alterar a demanda sobre o mesmo. É o caso típico da vinculação entre os recursos solo e água: o uso do solo pode aumentar a demanda por água e, em paralelo, diminuir sua disponibilidade, e vice-versa. Desta

necessidade surge o Gerenciamento (Global) da Oferta dos Recursos Ambientais, que integra as linhas da matriz. No cruzamento de cada linha e coluna localiza-se o gerenciamento de um recurso natural para uso em dado setor.

Para promover a compatibilização entre as diversas demandas e ofertas de recursos ambientais a sociedade deve tomar decisões políticas e estabelecer sistemas jurídico-administrativos adequados, o que leva a uma terceira dimensão, de caráter institucional, do Gerenciamento Ambiental: o Gerenciamento Interinstitucional.

A complexidade de considerar em um espaço geográfico demasiadamente amplo estas três dimensões determina a busca de uma delimitação geográfica mais restrita que contenha a maioria das relações causa-efeito, sem se tornar de complexa operacionalidade. Existe a tendência de adotar a bacia hidrográfica como a unidade ideal de planejamento e intervenção devido ao papel integrador dos recursos hídricos, nos aspectos físico, bioquímico e sócio-econômico. Da projeção das três dimensões anteriores do Gerenciamento Ambiental sobre a unidade geográfica de uma bacia hidrográfica surge o Gerenciamento das Intervenções na Bacia Hidrográfica ou, como é usualmente denominado, o Gerenciamento de Bacia Hidrográfica.

Podem ser portanto identificadas três dimensões no Gerenciamento Ambiental: a primeira é relacionada ao contexto de insumo de fatores e diz respeito ao **Gerenciamento do Uso dos Recursos Ambientais**. A segunda, relacionada ao contexto do estoque dos fatores diz respeito ao **Gerenciamento da Oferta dos Recursos Ambientais**. A terceira diz respeito à compatibilização das duas gestões anteriores, e ocorre no contexto político, legal e administrativo, e é aqui referida como **Gerenciamento Interinstitucional**.

O Gerenciamento de Recursos Hídricos é encontrado nesta matriz do Gerenciamento Ambiental na linha referente ao recurso ambiental água. Os aspectos ambientais deste gerenciamento somente podem ser globalmente abordados se ele se integrar a um processo de Gerenciamento Ambiental. Isto no Brasil tem sido dificultado pelas tradições institucionais, que separam o primeiro do segundo, no âmbito federal e no da maioria dos Estados brasileiros, de acordo com a Tabela 1 (ABRH, 1990). Outro problema que pode ser diagnosticado é que esta separação acabou por firmar uma praxe na qual o planejamento das intervenções é realizado pelos Sistemas de Uso dos Recursos Ambientais, abrigados nos diferentes setores econômicos,

enquanto o Sistema do Meio Ambiente (ou de Oferta dos Recursos Ambientais) trata unicamente da verificação da obediência à legislação ambiental e da expedição de licenciamentos, de forma burocrática. Com isto foi estabelecida uma dicotomia entre o planejamento do desenvolvimento econômico e da proteção ambiental que desafia qualquer tentativa de racionalização.

Este trabalho analisa criticamente as bases institucionais (jurídicas e organizacionais) dos Gerenciamentos Ambiental e dos Recursos Hídricos no Brasil, e as propostas para o aperfeiçoamento deste último, enfatizando a busca de soluções para superar o impasse acima comentado.

2. Aspectos Constitucionais

Existem diversos níveis de competência, federal, estadual e municipal no Gerenciamento Ambiental. Os rios são do domínio federal ou estadual. No entanto, os potenciais hidráulicos em qualquer rio são bens da União, bem como as águas em depósito decorrentes de suas obras. Estes dispositivos dizem respeito à água e não às áreas das bacias hidrográficas. Estando estas em territórios municipais, estaduais e do Distrito Federal, eles poderão delas dispor de acordo com a lei. Cabe à União “elaborar e executar planos nacionais e regionais de ordenação do território e de desenvolvimento econômico e social”. No entanto é competência comum da União dos Estados e dos Municípios proteger o meio ambiente, as florestas, fauna e flora. Cabe aos Municípios igualmente promover o ordenamento territorial.

Tabela 1. Situação dos Sistemas de Recursos Hídricos nos Estados Brasileiros

Sistema de Recursos Hídricos	Regiões				
	Sul	Sudeste	Centro-Oeste	Nordeste	Norte
específico	RS	SP	GO, MS, MT	BA, AL, SE, PE, PB, RN, CE	
integrado ao de Recursos Minerais		MG			
integrado ao de Meio Ambiente		RJ, ES		PI	AM, PA
integrado ao de Recursos Naturais	RR				
somente como bem do Estado	SC				MA, RO
sem informações / sem constituinte (até 6/2/90)			DF		RR, AP

A União tem competência privativa de legislar sobre dos recursos hídricos, energia, direito agrário, jazidas, minas e outros recursos minerais e metalurgia. Esta competência privativa não resulta em exclusividade: os estados estão autorizados a legislar sobre questões específicas das matérias relacionadas no artigo se Lei Complementar autorizar a delegação de competência da União para o estado, e desde que verse sobre regulação parcial, ou questões específicas (MAGALHÃES, 1992). Cabe lembrar, porém, que uma Lei Complementar exige a sua aprovação pela maioria absoluta dos membros da Câmara de Deputados e do Senado Federal, o que torna trabalhosa sua implementação.

A competência comum tratada no artigo 23 se refere à esfera administrativa para prestação de serviços (zelar, proteger e preservar) e que podem ser realizados em todos os níveis de poder. Concorrentemente, compete à União, aos Estados e ao Distrito Federal legislar sobre florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição, responsabilidade por dano ao meio ambiente, etc. Esta competência concorrente não se dá, porém, em igualdade de condições: obedece à uma hierarquia vertical, na qual a União edita normas de caráter geral e os estados complementam ou suprem a legislação, adaptando-a às suas peculiaridades, o mesmo ocorrendo com os municípios em relação aos estados.

Em resumo, constitui competência concorrente da União, Estados e Distrito Federal (excluindo os Municípios) legislar sobre florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos

I Seminário - Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição. À União cabe fixar normas gerais e aos Estados e Distrito Federal legislar nos *vazios*, atendendo às suas peculiaridades. Aos municípios cabe suplementar a legislação federal ou estadual no que couber, ou seja, quando se tratar de interesse local.

Com as atribuições que são feitas à União, Estados, Municípios e Distrito Federal no Gerenciamento Ambiental, adota-se, de acordo com o Artigo 18 da Constituição, o “federalismo cooperativo, uma moderna fórmula de repartição de competências, integralmente voltada para o fortalecimento da descentralização político-jurídico-administrativa” (MAGALHÃES, 1992).

3. Política Nacional do Meio Ambiente

A Política Nacional do Meio Ambiente foi instituída pela lei 6.938 de 31 de Agosto de 1981 tendo sido regulamentada pelo Decreto nº 97.632 de 10 de Abril de 1989 e alterada em sua redação pelas Leis nº 7.804 de 18 de Julho de 1989 e 8.028 de 12 de Abril de 1990. Por estes instrumentos legais também foi constituído o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). Esse SISNAMA é constituído por um Órgão superior, na forma de um Conselho de Governo, com “função de assessorar o Presidente da República na formulação da política nacional e nas diretrizes governamentais para o meio ambiente e os recursos ambientais” (Art. 6º, inc. I). Como órgão consultivo e deliberativo foi criado o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com funções de “assessorar, estudar e propor ao Conselho de Governo, diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais e deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões compatíveis” com os propósitos do SISNAMA (Art 6º, inc. II). O Órgão Central é a Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República transformada mais tarde no Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal. O Órgão Executor da política é o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) que tem como finalidade “executar e fazer executar, como órgão federal, a política e diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente” (Art. 6º, inc. IV). Nesse sentido a ação do IBAMA pode ser suplementada pela atuação de Órgãos Seccionais, no âmbito dos Estados, e de Órgãos Locais, no âmbito dos municípios (Art 6º, inc. V e VI). Os principais instrumentos

I Seminário – Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

da Política Nacional do Meio Ambiente são apresentados na Tabela 2, de acordo com o Art. 9º da lei em tela, e serão analisados em seqüência.

Tabela 2. Instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente

I - o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental
II - o zoneamento ambiental
III - a avaliação de impactos ambientais
IV - o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras

3.1. Padrões de qualidade ambiental

A Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986 do Conselho Nacional do Meio Ambiente estabeleceu para o território brasileiro nove classes de uso preponderante para as águas doces (5 classes), salobras (2 classes) e salinas (2 classes). Ao adotar padrões uniformes para todo o território nacional não são reconhecidas as diferenças ambientais entre as diferentes regiões brasileiras o que pode se constituir em problemas para o gerenciamento regional. Para considerações sobre esta questão, tendo por base a proteção dos recursos hídricos no Estados Unidos, vide HUGHES e LARSEN (1988).

A Tabela 3 identifica os usos preponderantes de cada classe, cujos limites ou condições qualitativas acham-se detalhados na Resolução.

Tabela 3. Classes de Uso Preponderante das Águas Territoriais Brasileiras de Acordo com Resolução nº 20/86 do CONAMA

	Usos Preponderantes	Tipo de Água											
		Doces				Salinas							
		E	1	2	3	4	5	6	7	8			
Abastecimento Doméstico	sem prévia ou com simples desinfecção	X											
	após tratamento simplificado		X										
	após tratamento convencional			X	X								
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas		X											
	Proteção às comunidades aquáticas		X	X			X			X			X
	Harmonia Paisagística					X			X				X
Recreação	de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho)		X	X			X		X			X	
	de contato secundário									X			X
Irrigação	de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película		X										
	de hortaliças e plantas frutíferas			X									
	de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras					X							
Criação natural e/ou intensiva (aqüicultura) de espécies destinadas à alimentação humana			X	X					X			X	
	Dessedentação de animais					X							
Navegação							X						
	comercial							X					X
Usos menos exigentes								X					

O enquadramento nestas classes é um instrumento de planejamento ambiental pois estabelece o nível de qualidade (ou classe) a ser alcançado e/ou mantido em um segmento de corpo de água ao longo do tempo. Em função disto são estabelecidos limites de lançamento de resíduos. Estes limites podem ser absolutos, como no caso da Classe Especial (E), em que “não são tolerados lançamentos de águas residuárias, domésticas e industriais, lixo e outros resíduos sólidos, substâncias potencialmente tóxicas, defensivos agrícolas, fertilizantes químicos e outros poluentes, mesmo tratados” (Art. 18). Nos outros casos são tolerados lançamentos desde que, além de atenderem uma série de restrições apresentadas na Resolução no que tange à qualidade do efluente, “não venham a fazer com que os limites estabelecidos para as respectivas classes sejam ultrapassados” (Art. 19).

A sistemática preconizada é que o IBAMA (rios federais) ou o órgão estadual de meio ambiente (rios estaduais) enquadrem as águas, ouvidas entidades públicas e privadas interessadas. Em função disto serão estabelecidos programas permanentes de acompanhamento de sua condição, bem como programas de controle da poluição para que os cursos de água atinjam as classes respectivas. Devido às conseqüências econômicas, sociais e ambientais deste instrumento de enquadramento, há necessidade de que ele seja resultado de um processo de planejamento da bacia hidrográfica que compatibilize a oferta com as demandas dos recursos hídricos e dos demais recursos ambientais cujo uso afete a qualidade das águas, no que diz respeito a quantidade e qualidade. Os custos e benefícios, definidos de forma ampla, devem ser estimados e comparados para justificar o enquadramento em uma ou outra classe. A compatibilidade de enquadramento de trechos sucessivos de um rio deve ser avaliada para evitar impossibilidades físicas ou tecnológicas, ou custos excessivos quando, por exemplo, o trecho de montante for enquadrado em classe menos exigente que o de jusante. A necessidade de serem ouvidas entidades públicas e privadas cria a oportunidade para que entidades colegiadas de bacias assumam este papel, facilitando a tarefa do órgão ambiental.

Esta concepção contrasta parcialmente com a prática que tem sido adotada em alguns rios federais, vide por exemplo CEIVASF/IBAMA (1989), ou estaduais como, por exemplo, os enquadramentos do rio Piracicaba, afluente do Rio Doce, em Minas Gerais, e da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, cujos processos estão sendo

desenvolvidos pelas respectivas fundações estaduais do meio ambiente (FEAM-MG e FEPAM-RS). Nestes casos o enquadramento sucede ao diagnóstico qualitativo e de usos de água, mas é realizado sem respaldo de um plano de bacia. Esta falha decorre, possivelmente, de que não exista em execução este tipo de planejamento no país, a não ser em casos esporádicos, visando geralmente ao atendimento de usos setoriais. O que tem sido verificado é que, orientado como está, o processo de enquadramento se desenvolve com forte carência de fundamentação objetiva. Usualmente, a decisão dos órgão ambiental desagrade os grupos identificados com propostas “ambientalistas”, que reivindicam classes mais exigentes, e também pelos identificados com teses “desenvolvimentistas” que as querem mais tolerantes. Pela falta de análises mais circunstanciadas sobre os impactos globais do enquadramento, as discussões acabam sendo monopolizadas por estas posições mais radicais, afastando grupos moderados que neste tipo de negociação social poderiam servir de “fiel da balança”. Como resultado, são criados impasses que tendem ou a procrastinar a decisão ou a fazer com que ela ocorra de forma bastante aleatória, racionalizada por interesses imediatistas e circunstanciais sem o desejado caráter que deve ser atrelado a um objetivo estratégico.

3.2. Avaliação de impacto ambiental

Este instrumento foi introduzido pela primeira vez na legislação brasileira pela Lei 6.803 de 1980 que mencionou uma Avaliação de Impacto obrigatória para a localização de pólos petro, cloro e carboquímicos, além de instalações nucleares. No ano seguinte, a Lei 6.938 da Política Nacional do Meio Ambiente elencou-o como um dos seus instrumentos. As diretrizes para implementação apenas foram estabelecidas em 1986 através da Resolução nº 1 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, complementada pelas Resoluções 6 e 11 do mesmo ano. O Artigo 225 da Constituição estabeleceu a sua exigência para atividades potencialmente degradadoras do ambiente. Este estudo deve ter caráter Interdisciplinar, objetivando identificar e interpretar as conseqüências e efeitos que atividades e projetos possam vir a ter sobre o bem-estar e saúde humanos e o equilíbrio ambiental. Seu custeio é promovido pelo proponente da atividade ou projeto. Os juízos de valor, positivo ou negativo, com relação ao projeto subsidiam a administração pública

no seu licenciamento ou não. Através de Audiências Públicas adiciona-se a opinião da comunidade à discussão, sempre no intuito de informar o administrador público, a quem cabe a decisão final.

As principais falhas na aplicação deste instrumento originam-se do fato de ele não ter sido ainda compreendido e absorvido como instrumento de planejamento. O empreendedor ao contratá-lo não está “pagando pela sua aprovação”, mas deveria estar também se subsidiando na busca de melhores soluções técnicas e de localização do empreendimento. A interdisciplinaridade não significa soma ou superposição de estudos disciplinares (multidisciplinaridade) mas demanda uma interpretação conjunta que as ciências ainda buscam. Ocorrem ainda falhas oriundas de atitudes que ignoram os instrumentos legais: estudo iniciado após a implantação do projeto, não realização de qualquer estudo, implantação de empreendimentos sem licença. Outra falha vem da não observância integral da legislação: não é dada publicidade ao estudo ou não são realizadas audiências públicas. Isto colide com o artigo 5º da Constituição que assegura a qualquer cidadão o direito a “receber dos órgãos públicos informações de seu interesse particular, ou de interesse coletivo ou geral” (inc. XXXIII) podendo em função destas “propor ação popular que vise anular ato lesivo ao patrimônio público ou de entidade de que o Estado participe, ..., ao meio ambiente e ao patrimônio histórico e cultural” (inc. LXXII). O direito à informação ambiental consta também do artigo 6º § 3º da Lei 6.938 da Política Nacional do Meio Ambiente e o dever do Poder Público informar à sociedade foi acolhido no artigo 10 da mesma lei.

Uma nova concepção para este instrumento tem surgido como conseqüência do diagnóstico de que freqüentemente impactos ambientais deveriam ser evitados já no âmbito do planejamento das intervenções em escala regional. Isto equivaleria a orientar preventivamente o desenvolvimento tendo em vista a sensibilidade e a vulnerabilidade do ambiente, e não unicamente buscar medidas mitigadoras de projetos de intervenções específicas quando os programas já se acham em andamento. Os instrumentos de Zoneamento Ambiental e de Zoneamento Ecológico-Econômico, a seguir comentados, atendem à esta demanda, que pode ser vista como a de adotar o instrumento de Avaliação de Impactos Ambientais já na fase de planejamento ambiental, ou a Avaliação Estratégica de Impactos Ambientais. Refletindo esta concepção, o projeto de lei que institui o

Sistema de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul prevê que “O Plano Estadual de Recursos Hídricos considerará, obrigatoriamente, a variável ambiental através da incorporação, ao nível do planejamento de cada bacia hidrográfica, de Estudos de Impacto Ambiental e respectivos Relatórios de Impacto Ambiental, de modo a conter um juízo de pré-viabilidade do licenciamento ambiental global, sem prejuízo do licenciamento nos termos da legislação vigente”

3.3. Zoneamento Ambiental

O Zoneamento Ambiental busca orientar o uso dos espaços sem determiná-lo, já que se limita à análise do ambiente. Ele se constitui em um suporte para o que mais tarde se denominou por Zoneamento Ecológico-Econômico quando então são consideradas as ofertas econômicas e os agentes e fatores sociais. Ambos, mas particularmente o segundo, apresentam restrições ao exercício da propriedade privada. O inciso XXII do artigo 5º da Constituição garante o direito à propriedade mas o inciso seguinte já condiciona que ela deverá atender à sua função social que, para o caso da propriedade rural, é alcançada de acordo com o artigo 186, quando são atendidos os seguintes requisitos, simultaneamente: “I - aproveitamento racional e adequado; II - utilização adequada dos recursos naturais disponíveis e preservação do meio ambiente; III observância das disposições que regulam as relações de trabalho e IV - exploração que favoreça o bem-estar dos proprietários e dos trabalhadores”. Sendo assim, as limitações do uso da propriedade privada como resultados de diretrizes e posturas de um Zoneamento Ecológico-Econômico “não atropelam o direito de propriedade, não desprivatizam o seu exercício, tampouco atingem seu conteúdo porque o exercício anti-social do direito de propriedade, na Constituição, acolheu a preservação do meio ambiente como um novo valor jurídico a integrar a configuração desse direito” (MAGALHÃES, 1992)

Como reconhece MACHADO (1992) o zoneamento deve ser a consequência do planejamento. Entretanto, ele se situa em uma fase preliminar antes que políticas e planos de desenvolvimento sejam formulados. Isto antecipa a necessidade de caracterização de estágios distintos no processo de planejamento. O mesmo autor cita como exemplo de zoneamentos ambientais as leis federal para a bacia do Rio

Doce (Lei 7.566 de 19 de Dezembro de 1986), e estaduais, do Estado do Mato Grosso do Sul que proíbe a instalação de destilarias de álcool no Pantanal (Lei 328 de 25 de Fevereiro de 1982) e do Estado de São Paulo que regula as atividades da bacia do Rio Piracicaba (Lei 2.446 de 12 de setembro de 1980). Também no Estado de São Paulo a Lei 7.641 de 19 de Dezembro de 1991 estabeleceu critérios para uso e ocupação do solo nas bacias dos Rios Pardo, Moji-Guaçu e Médio Grande.

3.4. Conclusão parcial

Uma seqüência lógica de adoção e integração dos instrumentos previamente apresentados teria no início do processo a adoção padrões de qualidade ambiental que substancializariam cenários alternativos a serem implementados em uma região. Em uma segunda fase seria procedido o Zoneamento Ambiental no qual seria estabelecida a sensibilidade e vulnerabilidade ambiental. Esta fase subsidiaria o enquadramento da região de interesse nas classes estabelecidas pelos diversos padrões, tendo um caráter de planejamento preliminar, já que visa a autorização do uso dos recursos ambientais de forma eficiente (ambiental, econômica e socialmente) sem que seja comprometido o atendimento aos padrões de qualidade hipotetizados. Avaliações Estratégicas de Impacto Ambiental estimariam as conseqüências ambientais de diferentes tipos de atividades antrópicas, e as possibilidades de ser atingida ou mantida uma ou outra classe de qualidade ambiental. Desta análise resultaria uma função de negociação (trade-off) pois classes mais exigentes em termos de qualidade ambiental restringiriam de forma mais drástica o uso dos recursos ambientais, comprometendo economicamente os resultados das atividades antrópicas, com reflexos positivos e negativos no atendimento a objetivos sociais. Do processo de negociação social que seria sustentado pela análise técnica prévia resultaria o Zoneamento Ecológico-Econômico da região, que orientaria os planos que equacionariam as intervenções e os seus licenciamentos.

3.5. Licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras

O licenciamento ambiental deve ser sustentado pelo processo de planejamento anterior, já que sua efetivação visa atingir ou manter um cenário de qualidade ambiental no qual o corpo receptor foi enquadrado. Portanto, o Zoneamento Ecológico-Econômico estabelece as diretrizes para execução desse instrumento. Operacionalmente, o licenciamento foi regulamentado pelo artigos 17 a 19 do Decreto 99.274 de 6 de Junho de 1990. O Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais (PACHECO e MENDONÇA, 1992) ampliou o conceito de licenciamento para abranger as classes de preventivo, antes da implantação da atividade, e corretivo, quando ela já se acha implantada, sem licença. Os tipos de licença ambiental são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Licenciamento Ambiental

Classes	Tipo	Características
Preventivo	Prévio (LP)	Na fase preliminar do planejamento da atividade ou na sua expansão: avalia adequação com planos de uso e ocupação do solo (federal, estadual e municipal); baseado documentação que permita avaliação de impacto ambiental do empreendimento.
	De Instalação (LI)	Autoriza início de implantação do empreendimento, de acordo com plano de controle ambiental, que contém o projeto executivo das medidas mitigadoras dos impactos ambientais, estudadas na fase de LP.
	De Operação (LO)	Autoriza, após verificações, o início da atividade licenciada e funcionamento dos equipamentos de controle de poluição e dos sistemas de controle de degradação ambiental, estudados nas fases de LP e LI.
Corretivo	De Instalação ou de Operação	Quando empreendimentos já se encontram na etapa de instalação ou de operação, respectivamente, sem licenciamento preventivo.

Uma questão que tem sido relegada na legislação e prática brasileiras de licenciamento de lançamentos em corpos de água é a íntima relação entre os aspectos quantitativos e qualitativos. Isto por

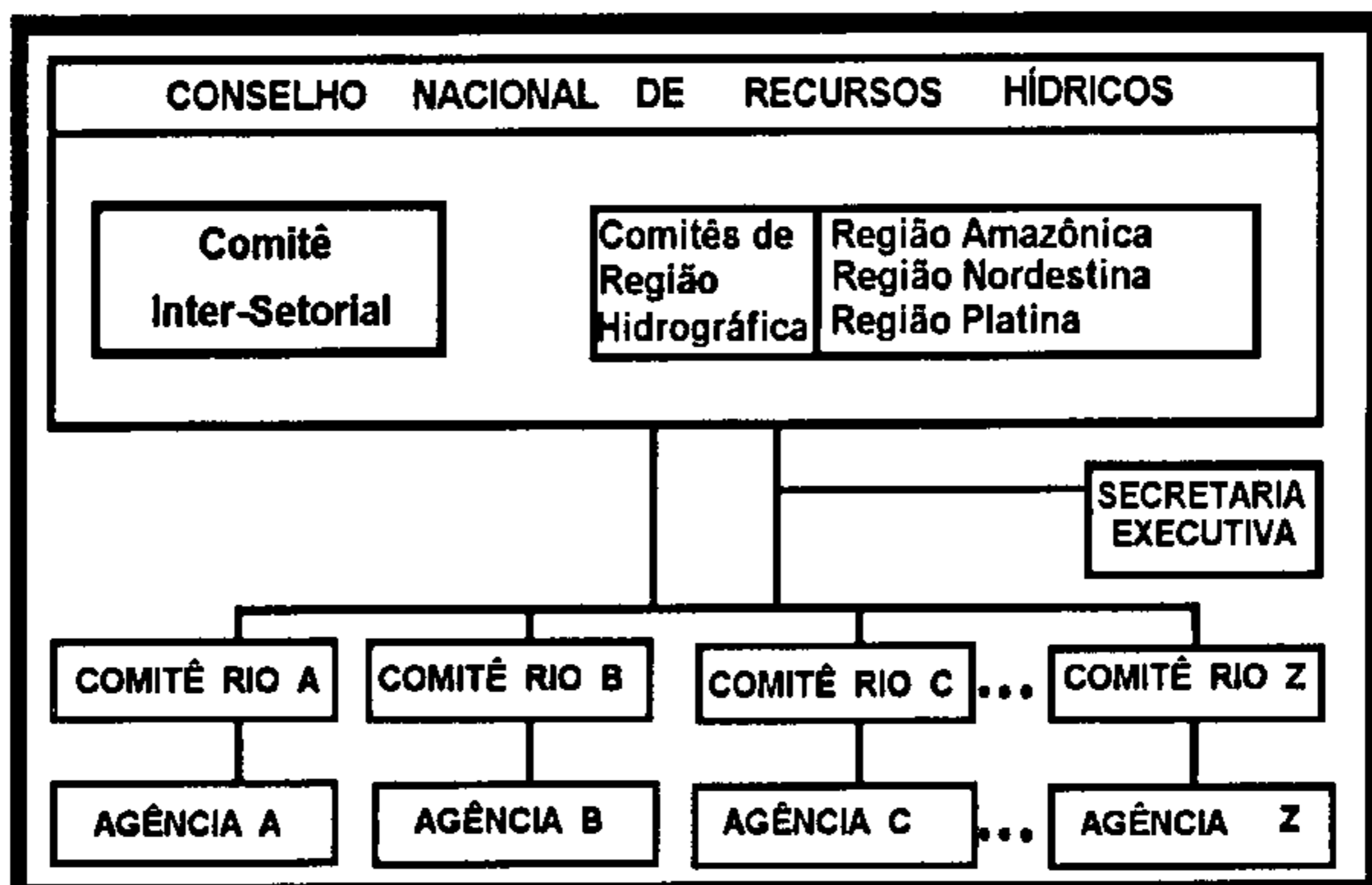
que a qualidade de água depende da concentração dos poluentes e, portanto, do volume de água e do volume dos poluentes lançados, por unidade de tempo. Desta forma o comprometimento da qualidade pode ser causado tanto pelo lançamento de poluentes quanto pela retirada de água. No entanto, a prática institucional brasileira tem operado através de um duplo procedimento de licenciamento: o qualitativo, sob o controle dos órgãos ambientais, e o quantitativo, sob o controle de órgãos que gerenciam usos setoriais de água, particularmente para fins de geração de energia elétrica e irrigação. Neste caso o licenciamento é traduzido como outorga dos direitos de uso da água. Um dos usos da água é como receptor de efluentes, visando o seu afastamento, diluição e depuração. Sendo assim, a outorga deveria compreender os aspectos quantitativos, de derivação, e os qualitativos, de lançamentos. Alguns Estados brasileiros têm se orientado nesse sentido. Os demais, a exemplo do que ocorre no âmbito federal, ou criaram seus Sistemas de Recursos Hídricos separados do Sistema do Meio Ambiente, ou são omissos na matéria, conforme foi apresentado na Tabela 1.

4. Projeto de Lei Federal do Sistema Nacional de Recursos Hídricos

O projeto de lei nº 2249/91 foi apresentado pelo executivo ao Congresso Nacional, sendo aperfeiçoado por substitutivo apresentado por seu relator na Comissão de Defesa do Consumidor, Meio Ambiente e Minorias em 2 de Junho de 1993 e 23 de Junho de 1994. A estrutura organizacional é apresentada na Figura 2. É proposto um Colegiado Nacional denominado Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Ele é composto pelo Comitê Intersetorial, formado por 12 representantes do poder público federal com atuação em planejamento nacional ou regional, recursos hídricos ou setores usuários e 12 representantes de organizações da sociedade civil, de âmbito nacional, com atuação em recursos hídricos ou setores usuários. Inclui também três Comitês de Região Hidrográfica, compostos por 5 representantes do poder público federal, 1 representante do poder público de cada unidade da federação situada, ainda que parcialmente, na respectiva região hidrográfica, e 1 representante de cada Comitê de Bacia Hidrográfica estabelecido na respectiva região. Estes Comitês seriam formados por representantes da União, dos Estados e Municípios situados na bacia, usuários e

associações de usuários de água, e por entidades da sociedade civil. Foi também prevista a criação de Agências de Bacia Hidrográfica com incumbência de prestar apoio técnico e administrativo a cada Comitê.

Figura 1. Representação Esquemática do Sistema Nacional de Recursos Hídricos Proposto pelo substitutivo do Projeto de Lei 2249/91



O substitutivo detalha e descentraliza o processo de planejamento apresentando-o em 3 níveis: os Planos de Recursos Hídricos de Bacia Hidrográfica, preparados pelos respectivos Comitês com apoio técnico e administrativo das Agências, consolidados nos Planos de Recursos Hídricos de Região Hidrográfica, elaborados pelos Comitês de Região Hidrográfica. Estes serão finalmente consolidados no Plano Nacional de Recursos Hídricos que será compatibilizado com o Plano Plurianual, previsto na Constituição (art. 165, inciso I e parágrafo 1º). Um quarto tipo de documento previsto são os Relatórios sobre a Situação dos Recursos Hídricos, em cada bacia hidrográfica, região e nacional, atualizados a cada 2 anos. Os Planos de Recursos Hídricos de Bacia Hidrográfica deverão ser elaborados com base no Relatório de sua situação. Eles e os demais conterão, no mínimo, o que é disposto na Tabela 5. Outro aspecto importante do substitutivo é prever que os Planos de Recursos Hídricos devam conter estudo de impacto ambiental do conjunto de programas e projetos propostos.

O substitutivo apresenta avanços, tanto na concepção de um processo descentralizado de planejamento, quanto no estabelecimento de instâncias deliberativas gradualmente abrangentes, que vão da bacia hidrográfica ao país. O problema de formação e atuação de Comitês deliberativos nas grandes bacias hidrográficas brasileiras é abordado pela previsão de Comitê de Sub-bacias. Eles terão status de usuários de água no Comitê maior, sendo como tal nele representados. As disposições valem para os cursos de água integrantes de bacias hidrográficas de rios federais, e para lagos e águas subterrâneas que se situem em mais de um Estado. Isto tem a vantagem de evitar o “engessamento” dos Estados na instituição de sistemas próprios de recursos hídricos.

Tabela 5. Conteúdo Mínimo dos Planos de Recursos Hídricos conforme Substitutivo do Projeto de Lei nº 2249/91

1) Análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações nos padrões de ocupação do solo;
2) balanço entre disponibilidades e demandas futuras, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais;
3) metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos disponíveis;
4) medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, com vistas ao atendimento das metas previstas;
5) responsabilidades para execução das medidas, programas e projetos;
6) cronograma de execução e programação orçamentário-financeira associados aos programas e projetos;
7) prioridades para outorga dos direitos de uso;
8) diretrizes e critérios de cobrança do uso do recurso;
12) propostas para criação de áreas sujeitas à restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.

A proposta mais ambiciosa do substitutivo, sob o ponto de vista organizacional, prevê que as atribuições, pessoal e patrimônio da atual Coordenação de Recursos Hídricos do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica do Ministério de Minas e Energia, órgão central do atual Sistema Nacional de Recursos Hídricos, sejam

transferidos para a Secretaria Executiva do sistema, que será criada no Ministério do Meio Ambiente e Amazônia Legal. Isto coloca legalmente os Sistema Nacional do Meio Ambiente e de Recursos Hídricos no mesmo ministério, facilitando suas integrações.

5. Conclusão

As análises realizadas permitem a conclusão que a dicotomia atual entre os Sistemas de Recursos Hídricos e de Meio Ambiente dificulta a consideração e aplicação dos instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente como ferramentas de um processo de planejamento. Isto tem remetido os órgãos ambientais a uma postura burocrática de polícia ambiental e licenciamento que foge, em muito, à demanda de que o planejamento do desenvolvimento econômico seja integrado, desde o seu início, à proteção ambiental.

Nas propostas de aperfeiçoamento busca-se uma solução para esta irracionalidade através da proposta de uma Política Nacional de Recursos Hídricos integrada, sistemática e organizacionalmente, à do Meio Ambiente. Isto exige, tanto das entidades ambientais quanto daquelas inseridas nos setores econômicos usuários de água, uma mudança de postura que é condição essencial e o maior desafio para o sucesso da proposta.

6. Nota Final

Entre o preparo deste trabalho (setembro/outubro de 1994) e a sua edição (janeiro de 1995) ocorreram várias mudanças institucionais que merecem atenção, em função das análises apresentadas. O novo governo federal modificou a estrutura do Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal criando o Ministério do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Isto está de acordo com a proposta final deste trabalho no que tange aos aspectos formais. Falta agora realizar seus desdobramentos no sentido de que a dimensão ambiental seja efetivamente inserida no processo de planejamento territorial brasileiro.

7. Agradecimentos

Este trabalho resume algumas partes do Relatório Final apresentado pelo autor à Divisão de Desenvolvimento de Tecnologia Ambiental da Diretoria de Incentivo à Pesquisa do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA no contexto do componente Desenvolvimento Institucional, sub-componente Tecnologias de Gestão Ambiental e projeto Instrumentos de Gestão Ambiental: Métodos de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica.

8. Referências Bibliográficas

- ABRH (1990). *Recursos Hídricos nas Constituições Estaduais*. Comissão de Gestão de Recursos Hídricos da Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Relatório não publicado, Julho de 1990.
- CÁNEPA, E., GRASSI, L. A. T., EDE CÓ, V. L. (1994). Experiência de gerenciamento dos recursos hídricos no Rio Grande do Sul. *Água em Revista*, Ano II, número 2. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), março de 1994.
- CEIVASF/IBAMA (Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) (1989). *Enquadramento dos Rios Federais da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco - Projeto Gerencial CEEIVASF-002/80*. Brasília
- HUGHES, R. M., LARSEN, D. P. (1988). Ecoregions: an approach to surface water protection. *Journal of Water Pollution Control Federation*, vol. 60, nº 4:486-493, 1988.
- MACHADO, P. A. L. (1992) *Direito Ambiental Brasileiro* 4ª Edição. São Paulo: Malheiros Editores, 1992.
- MAGALHÃES, M. L. F. (1992). Legislação Ambiental. In: Projeto Tecnologias de Gestão Ambiental (para a Amazônia, Pantanal e Cerrado), *Relatório Final*. DITAM/IBAMA, 1992.

MONTICELI, J. J. e BARROS, F. G (1991). Atuação do Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari - SP. *Anais*, IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Rio de Janeiro, 1991.

PACHECO, A. M. E MENDONÇA, A. F. R. (1992). Licenciamento Ambiental: um novo padrão de desempenho. *Revista do COPAM* (Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais), Ano I, nº 2: 20-22. Ago/Out.

Compensação Financeira para Mananciais de Abastecimento Público - ICMS Ecológico

João Lech Samek
Marianna Sophie Roorda
Instituto Ambiental do Paraná, PR/Brasil

Resumo – Como instrumento de gestão dos recursos hídricos, foi aprovado de forma pioneira no Estado do Paraná, a lei do ICMS Ecológico visando beneficiar com recursos financeiros os municípios que abrigam em seu território mananciais de abastecimento público de interesse de municípios vizinhos ou unidades de conservação ambiental. Cabe ao Instituto Ambiental do Paraná - IAP, órgão responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos e meio ambiente, a aplicação da lei, e por consequência, o estabelecimento anual dos índices financeiros ambientais relativos a cada município. A presente matéria trata de considerações acerca de procedimentos e práticas adotados especificamente para mananciais de abastecimento público e apresenta os textos legais atinentes ao tema em pauta.

Abstract – As a pioneer kind of water resources management instrument, the State of Paraná approved a law commonly called “ICMS Ecológico”. This law is responsible for the allocation of financial resources to compensate the municipalities that have their territories development restricted due to environmental protection regulations. It has been applied to river basins used for public water supply purposes and conservation units areas. It is responsibility of the Environmental Institute of Paraná - IAP, State government authority in charge of water and environmental resources management, the application of this law, and therefore, the annual establishment of the financial indexes of each municipality. This paper presents considerations, about proceedings and practices applicable particularly to river basins used to attend urban water supply systems.

1. Introdução

O alarmante comprometimento dos recursos ambientais no planeta, no Brasil, bem como no Estado do Paraná, estimulou o Poder Público a intervir visando reverter e minimizar a realidade,

especificamente, fomentando a preservação ambiental através de compensação financeira.

Os constituintes Paranaenses sensíveis ao tema, editaram norma visando instrumentalizar e regulamentar a questão.

O art. 132, em seu parágrafo único, da Magna Carta Estadual, de 05/10/89, diz:

“Art. 132 -...

Par. único - O Estado assegurará, na forma da lei, aos Municípios que tenham parte de seu território integrando unidades de conservação ambiental, ou que sejam diretamente influenciados por elas, ou àqueles com mananciais de abastecimento público, tratamento especial quanto ao crédito de receita referida no art. 158, parágrafo único, II, da Constituição Federal.”

Com a celeridade necessária ao tema em pauta, o Poder Legislativo Estadual, editou a Lei Complementar 59/91, conhecida como Lei do ICMS ECOLÓGICO. O Decreto sob nº 974/91, editado pelo Executivo Estadual regulamentou e implementou a questão, aliás, legislações e experiências pioneiras a nível do País.

No Paraná, da parcela do ICMS pertencente aos municípios, 5% é repassado aos municípios que abrigam em seu território mananciais de abastecimento público de interesse de municípios vizinhos ou unidades de conservação ambiental, a ser rateado proporcionalmente ao grau de importância de cada um dos municípios contemplados pelas disposições da Lei do ICMS ecológico.

Trata-se de uma forma inovadora de incentivo a um desenvolvimento sustentável, possibilitando aos governos municipais um retorno garantido dos investimentos para a proteção de mananciais e áreas verdes, visto que o índice financeiro anualmente revisto decorre de uma melhoria ambiental. A partir de janeiro de 1992, os municípios contemplados pela Lei passaram a dispor de recursos significativos para serem aplicados em projetos de cunho ecológico e de preservação ambiental. Esse repasse é da ordem de 19 milhões de dólares/ano, sendo metade desses recursos repassado aos municípios com mananciais e a outra metade aos municípios com unidades de conservação.

São atualmente em número de 152 os municípios do Estado do Paraná contemplados pela Lei, de um total de 371 municípios, sendo que 71 recebem por mananciais, 108 por unidades de conservação, recebendo portanto 27 municípios por ambos os critérios.

Desta forma, o Estado do Paraná faz justiça promovendo compensação financeira aos municípios que optaram ou são obrigados a preservar importantes parcelas de seus limites geográficos.

A seguir procedemos à considerações acerca de procedimentos e práticas adotados especificamente para mananciais de abastecimento público, bem assim elencamos os textos legais atinentes ao tema em pauta.

2. Caracterização do Problema

A legislação que trata sobre a proteção, a conservação e o uso racional dos recursos hídricos dá prioridade para as áreas de bacias hidrográficas destinadas ao abastecimento público, definindo as condições de uso do solo e de atividades econômicas que se desenvolvem nestes mananciais.

Essas ações de disciplinamento territorial trazem o benefício de manter as condições hídricas de forma adequada às necessidades de uso para consumo humano, porém restringindo a possibilidade plena de crescimento urbano e rural nesta área do município.

Essas limitações de uso do solo e conseqüentes prejuízos econômicos, têm causado grandes impactos de ordem sócio-econômico-ambiental, principalmente quando ocorre em municípios que têm em seu território bacias de captação para abastecimento público para atendimento a outros municípios. Isto porque, para proporcionar água de boa qualidade ao município vizinho, os mesmos devem ter um crescimento industrial, agrícola e populacional restritivo, em parte ou na totalidade de suas áreas territoriais.

O reconhecimento da necessidade de se reverter o quadro de eminente colapso sócio-financeiro dos municípios que têm a função de fornecer água para abastecer outros municípios se concretizou através da implementação da Lei do ICMS Ecológico, instrumento eficaz para o desenvolvimento desses municípios e a manutenção e recuperação das áreas de mananciais e conseqüente melhoria da qualidade de vida da população.

3. Procedimentos Adotados para sua Aplicação

São contemplados pelo ICMS Ecológico, todos os municípios situados em áreas de mananciais de abastecimento público de sedes urbanas de municípios vizinhos.

Na regulamentação da Lei (Decreto nº 974/91 em anexo), ficou estabelecido que são contempladas as bacias de captação com área de até 1.500 km². Isto porque, no Paraná acima deste valor existe um número reduzido de captações cuja área apresenta dimensões da ordem de 6.000 a 23.000 km², e uma captação em rio Federal, extrapolando os limites do Estado do Paraná em que a diluição e autodepuração são fatores bastante relevantes, viabilizando além do abastecimento público, o uso múltiplo dos recursos hídricos nestas bacias. A figura 1, apresenta a área de drenagem dos mananciais contemplados e as respectivas populações abastecidas.

Para os mananciais que se enquadram na Lei, foram considerados além do aspecto territorial diretamente afetado, as condições de disponibilidade, demanda e qualidade dos recursos hídricos.

Foi definido a seguinte fórmula para o cálculo dos percentuais relativos aos municípios contemplados:

$$I_{li} = A \times \frac{Q_{cap}}{Q_{10,7}} \times \Delta IQA$$

$$FM_{li} = 0,5 \times \frac{I_{li}}{\sum I_i} \times 100$$

com *i* variando até o número total de municípios considerados, referentes a mananciais de abastecimento público.

Sendo:

*I*_{*li*}: índice atribuído a cada município, referente aos mananciais de abastecimento;

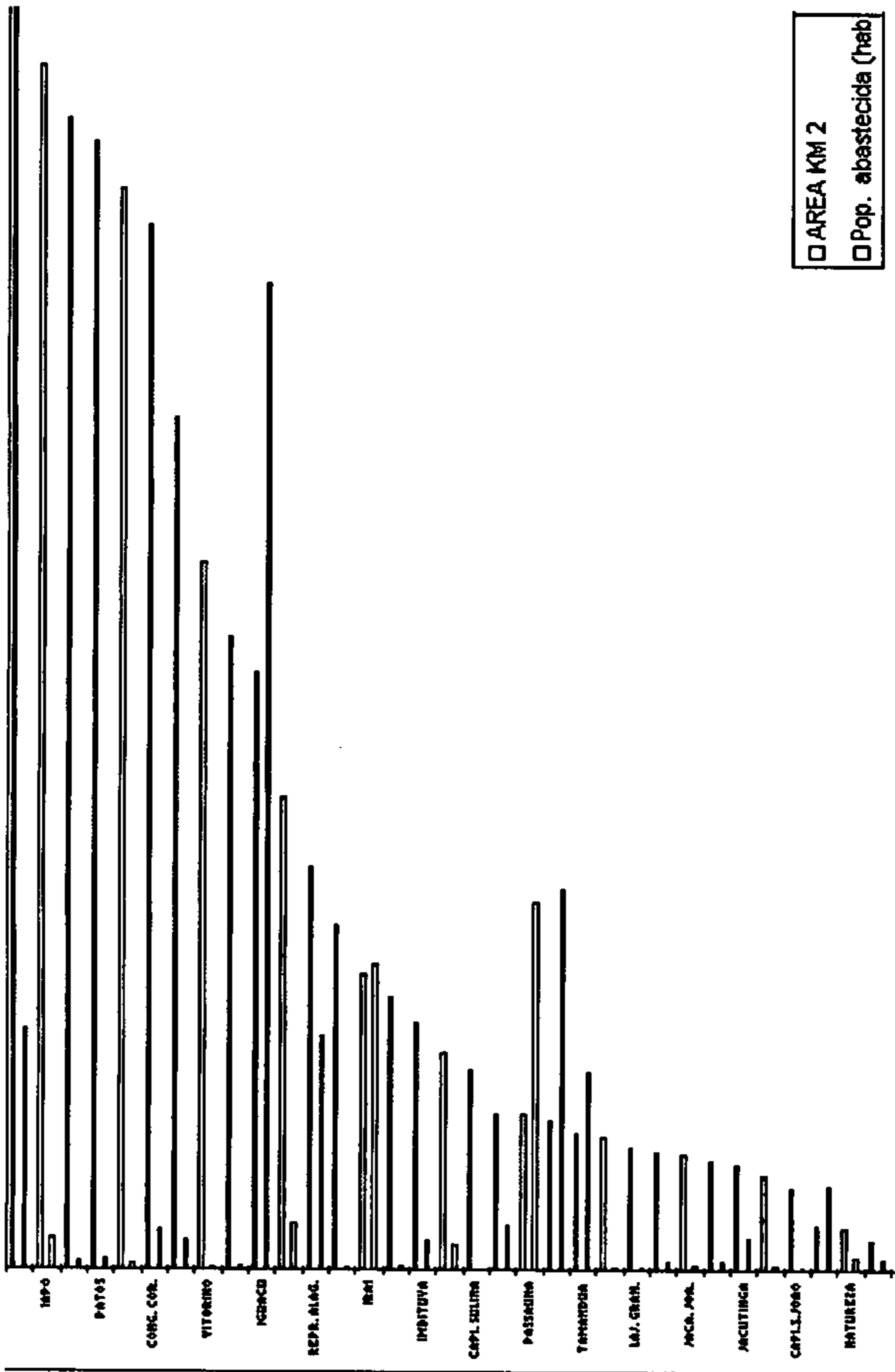
*FM*_{*li*}: percentual a ser destinado aos municípios, referente aos mananciais de abastecimento público;

A: área do município na bacia de captação;

*Q*_{*cap*}: vazão captada para abastecimento público;

*Q*_{*10,7*}: vazão de 10 anos de tempo de recorrência e 7 dias de duração;

Figura 1



ΔIQA : variação anual do Índice de Qualidade de Água;
 ΣII : somatório de todos os índices municipais referentes
aos mananciais de abastecimento

O fator 0,5 deve-se ao fato de que metade dos recursos do ICMS Ecológico é destinado aos municípios com mananciais. A outra metade é destinado aos municípios com unidades de conservação.

Foi considerada a área do município na bacia de captação por ser um fator diretamente proporcional área de restrições de uso do solo impostas aos municípios e também ao tamanho da área a ser preservada e/ou recuperada pelos mesmos.

Outra variável considerada refere-se à vazão média captada para abastecimento público, visando beneficiar as captações que abastecem um maior número de habitantes.

A vazão mínima disponível nas seções de captação (Q10,7 - vazão de 10 anos de recorrência e 7 dias de duração), um dos fatores determinantes na escolha de mananciais, se constitui como variável inversamente proporcional no cálculo do índice, visando trazer maiores benefícios às captações adequadamente dimensionadas. Isto porque não é interessante, nem do ponto de vista econômico, nem ambiental, que se definam grandes bacias de captação para pequenos aproveitamentos para fins de abastecimento público, visto que estas áreas teriam que sofrer restrições de uso industrial, agrícola e urbano, além das dificuldades nas implementações das ações de preservação e/ou recuperação de grandes bacias para fins de abastecimento.

Finalmente, foi considerado o aspecto de qualidade de água dos mananciais, avaliando-se a variação do Índice de Qualidade de Água, que se trata de uma variável técnica que incentiva os municípios a investirem na melhoria da qualidade da água dos mananciais contemplados, visto que um melhor Índice de Qualidade reverterá em maiores índices financeiros no ano subsequente. Por outro lado, também prevê que os municípios que estão recebendo o ICMS ecológico tenham este direito diminuído, caso esses mananciais apresentem deterioração na qualidade das águas.

Para efeito do cálculo da variação anual do Índice de Qualidade de Água, a metodologia adotada nos estudos padronizou e consistiu as informações disponíveis e fornecidas pelos órgãos estadual ou municipal responsáveis pelo abastecimento público. Os valores médios anuais foram calculados a partir de dados médios diários obtidos

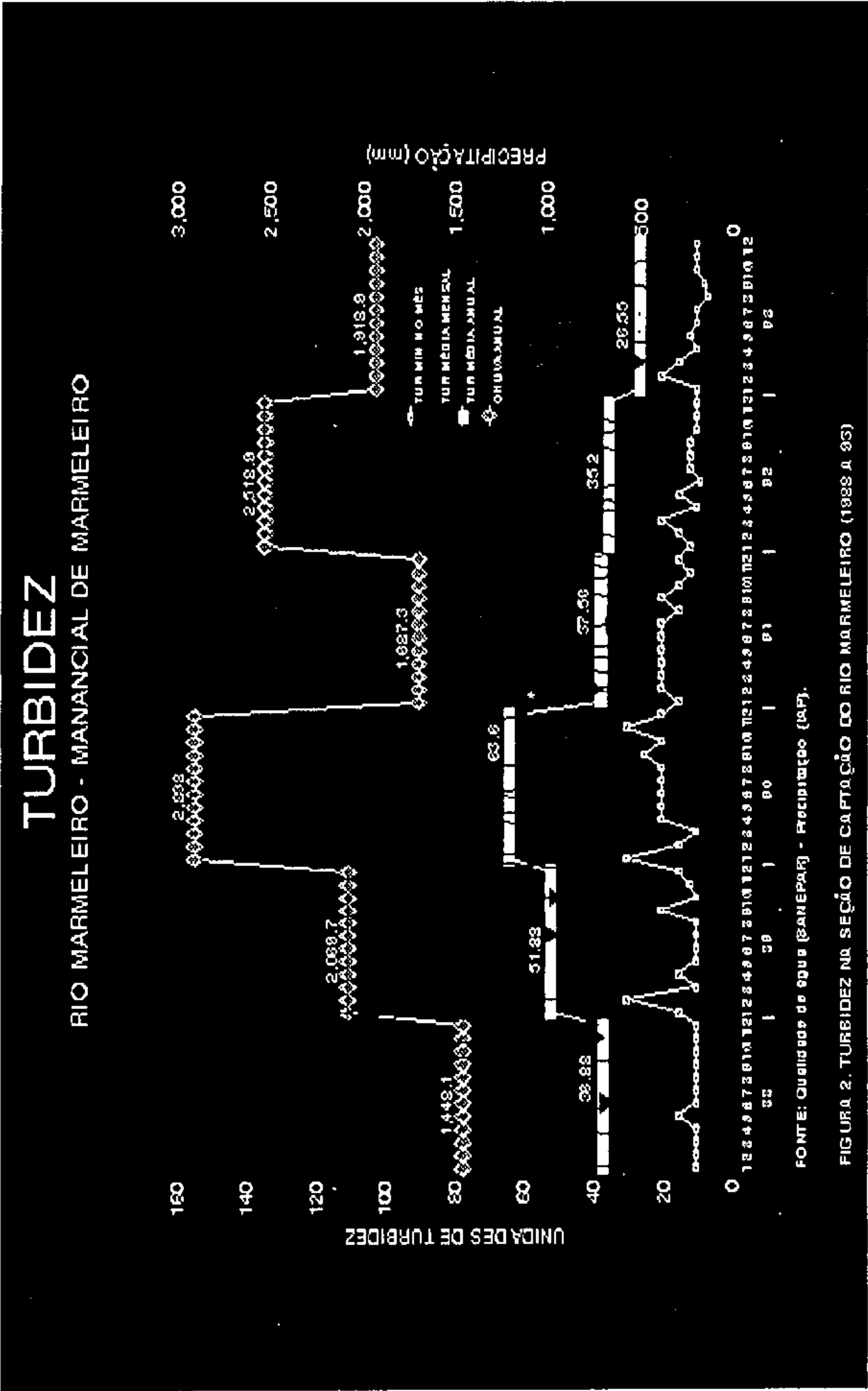
através de análises de parâmetros monitorados de qualidade de água in natura nas seções de captação (vide Portaria IAP nº 102/94). A figura 2 ilustra o tratamento dos dados da turbidez de um dos mananciais contemplados. Para todos os parâmetros adotados realizou-se esse procedimento. O quadro abaixo mostra os valores médios anuais dos parâmetros de qualidade de água (cor, turbidez e matéria orgânica) do manancial de Marmeleiro e a respectiva variação do Índice de Qualidade de Água.

Ficha de Avaliação de Mananciais de Abastecimento - Rio Marmeleiro / Captação de Marmeleiro

Parâmetros					
Ano	Cor	Turbidez	Mat. Orgânica (mg/l)		Sulf. de Alu.
			Méd. Máx.	Méd. Mín.	(PPM)
1988	77.45	36.88	3.80	2.50	22.97
1989	111.44	51.88	3.70	2.64	19.08
1990	131.75	63.60	3.72	2.41	16.46
1991	75.16	37.56	3.50	2.47	19.82
1992	72.17	35.20	3.42	2.22	19.35
1993	53.77	26.55	3.37	2.59	19.52
Méd. 88/93	86.96	41.95	3.59	2.47	19.53
Méd. 88/92(1)	93.59	45.02	3.63	2.45	19.54
Méd. 92/93(2)	62.97	30.88	3.40	2.41	19.44
Variação (1)/(2)	1.49	1.46	1.07	1.02	1.01
* Variação do Índice de qualidade de água: 1.32					

* Variação IQA = [I cor + I tur. + (I mat. org. max + I mat. org. min) / 2] / 3.

Figura 2



O Decreto nº 974/91 prevê ainda, que o Índice de Qualidade da Água deve ser definido na seção de captação ou em proporção à qualidade da água das sub-bacias a montante da seção de captação. Isso permite avaliar, a nível dessas sub bacias e/ou a nível municipal as ações implementadas nessas áreas territoriais e conseqüentes resultados alcançados. Para o cálculo dos índices financeiros efetuados em 1994, foram considerados os Índices de Qualidade de Água nas seções de captação.

Foram também adotados critérios para a contemplação de mananciais futuros que possam vir a se beneficiar com o ICMS Ecológico, além do já estabelecidos para os existentes. As condições estabelecidas são quanto ao aproveitamento mínimo ou máximo do recurso hídrico na seção de captação.

- O aproveitamento para fins de abastecimento público deve ser de no mínimo 10% da vazão na seção de captação (vazão mínima de 10 anos de recorrência e 7 dias de duração).

Isto porque, conforme anteriormente mencionado, não é de interesse que se definam grandes bacias de captação para pequenos aproveitamentos para fins de abastecimento público.

- As captações a fio d'água ou com regularização de vazão deverão liberar para jusante no mínimo 50% da vazão mínima de 10 anos de tempo de recorrência e 7 dias de duração, além de garantir a demanda de usuários anteriormente existentes à jusante da seção de captação.

Essa condição visa, além de evitar conflitos de uso da água, manter o equilíbrio das comunidades aquáticas nas condições de vazão de estiagem.

Estes procedimentos estão em conformidade com os critérios estabelecidos pelo IAP para a outorga de uso dos recursos hídricos para fins de abastecimento público.

Cabe ao IAP - Instituto Ambiental do Paraná, órgão responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos e meio ambiente, a aplicação da lei do ICMS ecológico, e por conseqüência, o estabelecimento anual dos índices financeiros ambientais relativos a cada município.

4. Mananciais Contemplados

São atualmente em número de 38 as bacias de captação contempladas pela Lei do ICMS ecológico beneficiando 71 municípios, abrangendo uma área de aproximadamente 8.000 km². Os significativos recursos transferidos pela Lei, viabiliza aos municípios o seu desenvolvimento sustentado, com sucesso na proteção e/ou recuperação de mananciais que hoje são responsáveis pelo abastecimento público de 50% da população urbana do Estado.

5. Resultados Obtidos

A Lei proporcionou condições às Administrações Municipais de exercerem (em áreas de mananciais) o papel de fornecedores de água para abastecimento público de outros municípios.

A Lei vem incentivando a integração de municípios situados em cada bacia hidrográfica tendo em vista a realização de programas de desenvolvimento e proteção ambiental de âmbito regional.

O monitoramento anual para avaliar as condições de qualidade de água *in natura* nas captações, vem promovendo um crescente envolvimento das administrações municipais no sentido de observar a legislação vigente e o zoneamento de uso de solo estabelecidos, e buscando cada vez mais implementar ações que reflitam em melhorias das condições dos mananciais. Isto porque, um melhor índice de qualidade de água nos mananciais contemplados, reverterá para os municípios em maiores índices financeiros no ano subsequente. A figura 3 e 4 mostram os valores médios de parâmetros de qualidade de água verificados nos mananciais de abastecimento público contemplados pela Lei.

Figura 3. Qualidade de água nas seções de captação

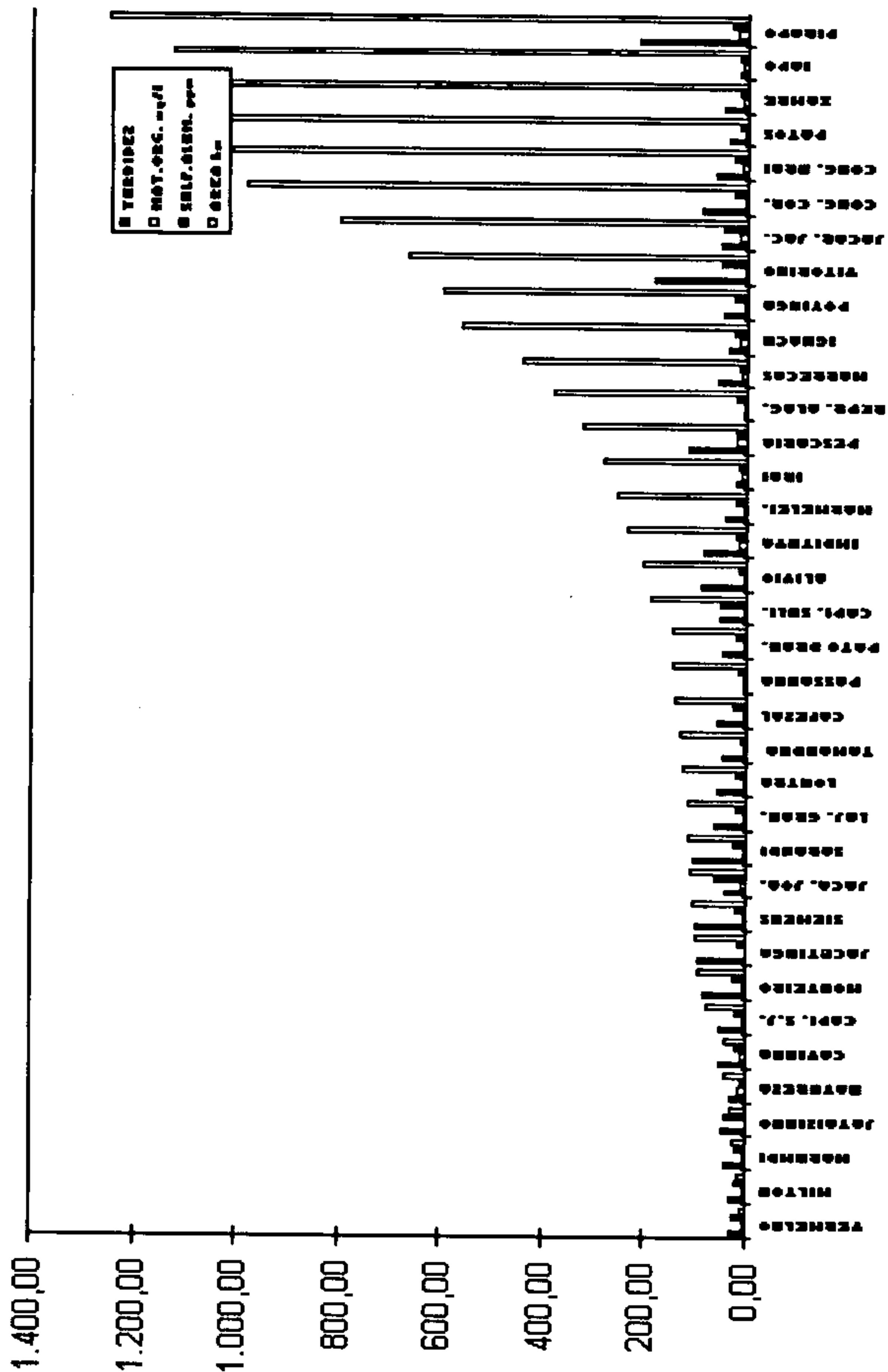
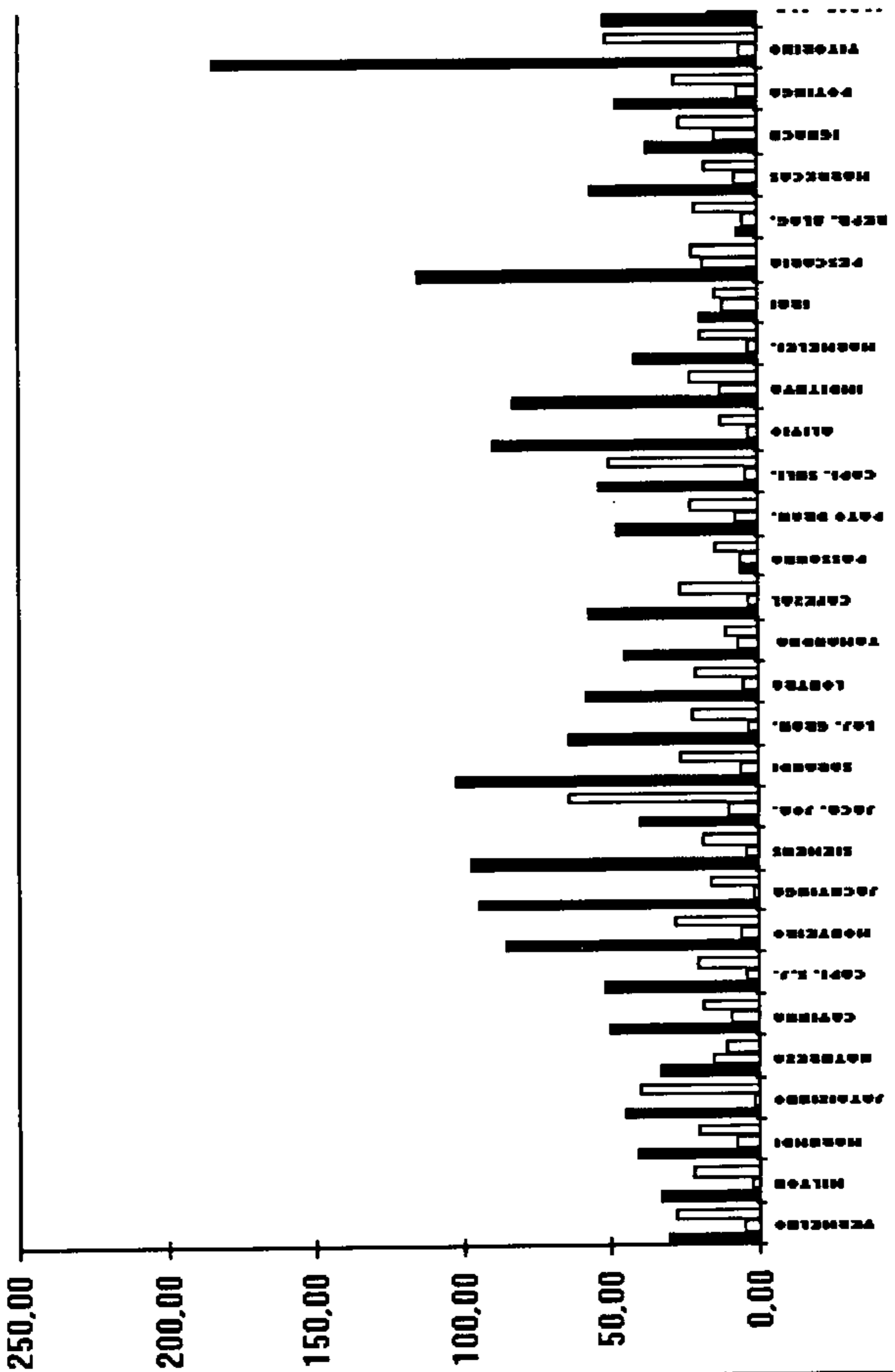
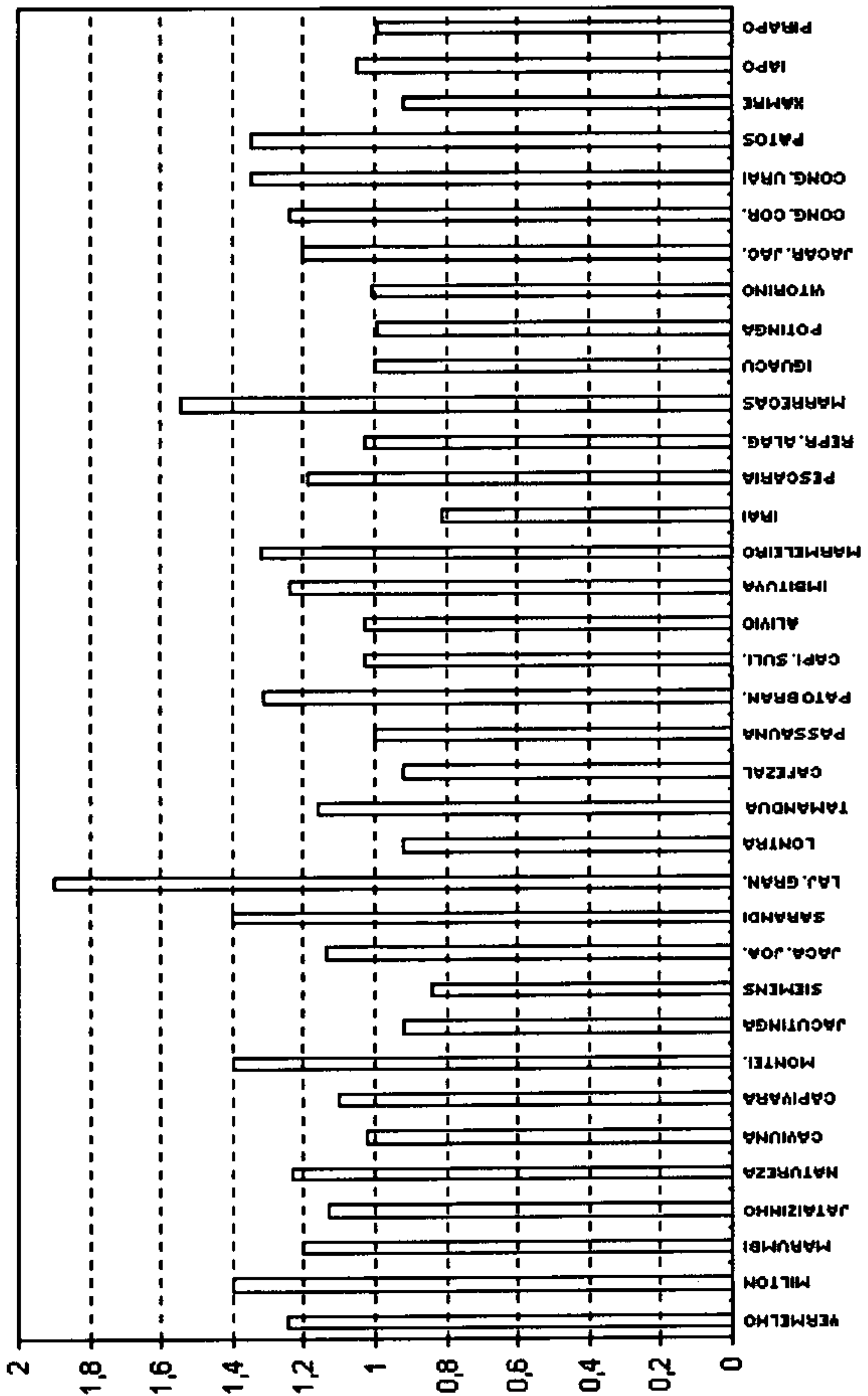


Figura 4. Qualidade de água nas seções de captação



A somatória de esforços na condução do cumprimento da Lei espontaneamente vem integrando programas permanentes do Instituto Ambiental do Paraná - IAP, de outras instituições do Estado e Associações da Sociedade Civil organizada, na implementação de ações de controle e melhoria ambiental nas áreas de mananciais, compatibilizando o gerenciamento dos recursos hídricos com o desenvolvimento regional e proteção do meio ambiente. Na avaliação feita em 1994, para o estabelecimento dos índices para o ano de 1995, foram observados, com base em informações de uma série histórica de dados de qualidade de água de cada manancial que, após a vigência da Lei, 68% dos mananciais apresentaram uma melhoria quanto ao Índice de Qualidade de Água, como mostra a figura 5.

Figura 5. Variação da qualidade de água dos mananciais



Finalmente, dentro do princípio “usuário pagador” e/ou “poluidor pagador” instrumento em discussão como forma de gestão de recursos hídricos, a Lei do ICMS ecológico tem um enfoque diferenciado, isto é, a do “protetor recebedor”.

6. Apresentação de Caso Prático

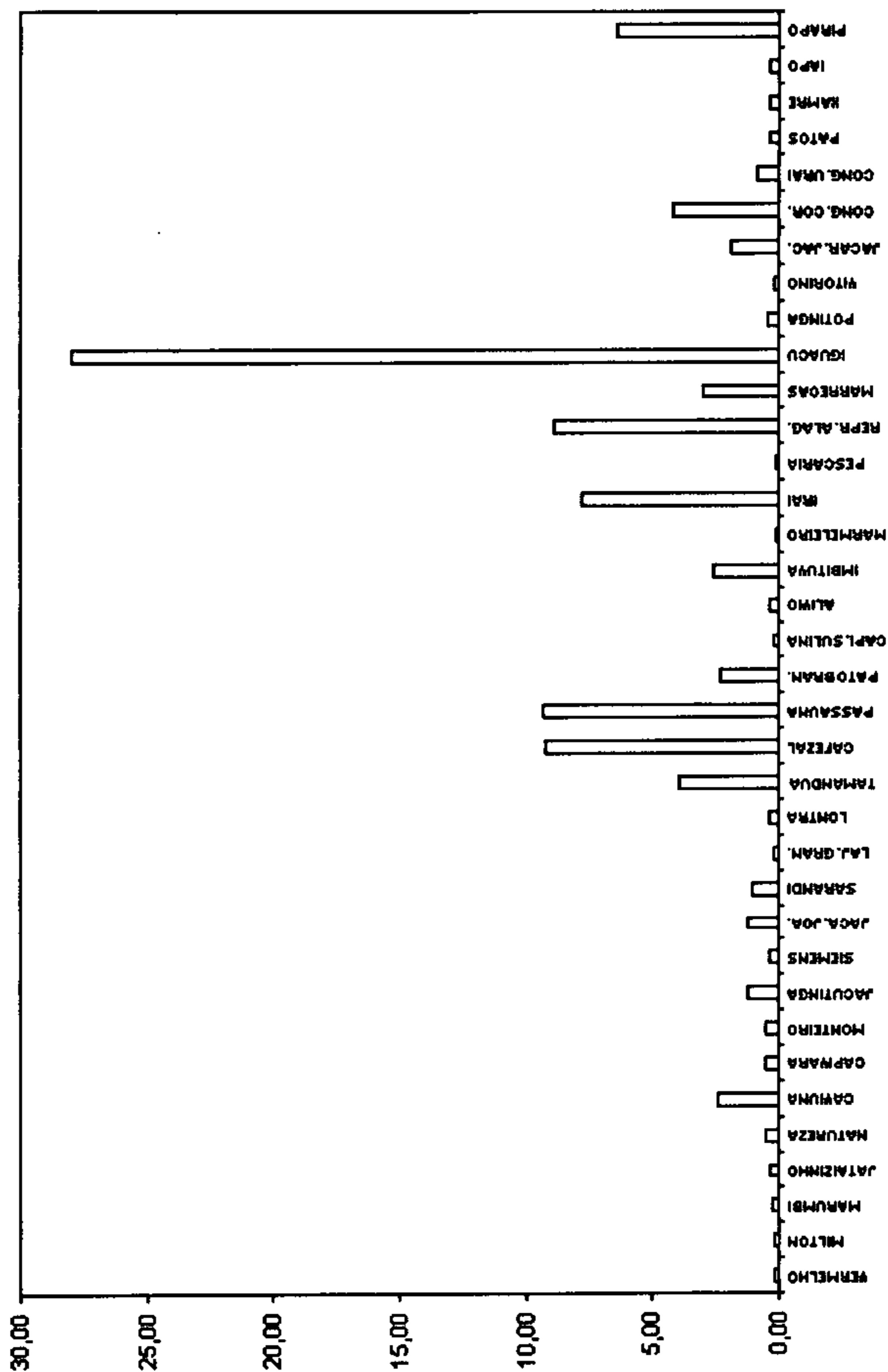
O município de Piraquara tem 94% do seu território situado na bacia do Alto Iguaçu, principal manancial da Região Metropolitana de Curitiba. Por se caracterizar como um município eminentemente fornecedor de água para fins de abastecimento público, este município recebe uma parcela significativa do repasse do ICMS ecológico.

Esse repasse representa aproximadamente 85% do total dos recursos provenientes do ICMS do município, proporcionando desta forma condições a Piraquara desenvolver programas e ações que venham a garantir cada vez mais a qualidade da água fornecida à Região Metropolitana de Curitiba.

A água passa a ser o maior bem econômico do Município de Piraquara.

A figura 6 ilustra a distribuição percentual dos recursos financeiros repassados aos mananciais.

Figura 6. Distribuição percentual do fator ambiental entre mananciais.



7. Perspectivas da Lei

Além das informações existentes quanto ao monitoramento quantitativo e qualitativo das águas nas seções de captação é necessário adequar uma rede complementar de monitoramento em sub-bacias desses mananciais, permitindo avaliar a nível municipal as ações implementadas nessas áreas territoriais e conseqüentes resultados alcançados.

Intensificar a integração de instituições públicas e privadas e seus respectivos programas a nível estadual e municipal, aprimorando a atuação coordenada das ações desenvolvidas para controle e melhoria ambiental nas áreas de mananciais, tomando-se a bacia hidrográfica como unidade básica de planejamento.

O interesse demonstrado por Estados para adoção de instrumentos semelhantes para abordar os conflitos de uso do solo pertinentes às áreas de mananciais de abastecimento público vem se mostrando como um indicador de criar condições e debates a respeito dessa alternativa de gerenciamento de recursos hídricos. Cabe lembrar que, dentre as alternativas propostas para o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, o substitutivo ao projeto de Lei nº 2.249, de 1991 (versão de 23.06.94), prevê no Título II, Capítulo IV, Art 11, VII, “a compensação financeira a municípios que tenham áreas inundadas por reservatórios, ou sujeitas a restrições de uso, com a finalidade de proteção de recursos hídricos”.

8. Agradecimentos

Os autores agradecem a colaboração da Engenheira Civil Olga Rydygier De Ruediger Polatti e da Estagiária Lucy Maira Marchiorato na elaboração desse trabalho.

Textos Legais

Constituição da República Federativa do Brasil

Seção VI

Da Repartição das Receitas Tributárias

Art. 158. Pertencem aos municípios:

I-...

II-...

III-...

IV- 25% (vinte e cinco por cento) do produto da arrecadação do imposto do Estado sobre operações relativas à circulação de mercadoria e sobre prestações de serviços de transporte interestadual e intermunicipal e de comunicação.

Parágrafo único - As parcelas de receita pertencentes aos municípios, mencionados no inciso IV, serão creditadas conforme os seguintes critérios:

I- três quartos, no mínimo, na proporção do valor adicional nas operações relativas à circulação de mercadorias e nas prestações de serviços, realizadas em seus territórios;

II- até um quarto, de acordo com o que dispuser a lei estadual ou, no caso dos territórios, lei federal.

Constituição do Estado do Paraná

Capítulo II

Da Repartição das Receitas Tributárias

Art. 132- A repartição das receitas tributárias do Estado obedece ao que, a respeito, determina a Constituição Federal.

Parágrafo único - O Estado assegurará, na forma da lei, aos municípios que tenham parte de seu território integrando unidades de conservação ambiental, ou que sejam diretamente influenciados por elas, ou àqueles com mananciais de abastecimento público, tratamento especial quanto ao crédito da receita referida no art. 158, parágrafo único, II, da Constituição Federal.

Lei Estadual nº 9491

Data 21 de dezembro de 1990

Súmula: Estabelece critérios para fixação dos índices de participação dos municípios no produto da arrecadação do ICMS.

A Assembléia Legislativa do Estado do Paraná

decretou e eu sanciono a seguinte lei:

Art. 1º -...

Art. 2º - Regulamentado o art. 132 e seu parágrafo único, da Constituição do Estado do Paraná, aplicar-se-á aos municípios beneficiados por aquela norma, cinco por cento (5%).

Art. 3º - Esta Lei entrará em vigor nada de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Palácio do Governo em Curitiba, em 21 de dezembro de 1990.

Alvaro Dias

Governador do Estado

Adelino Ramos

Secretário de Estado da Fazenda

Lei Complementar nº 59

Data 01 de outubro de 1991

Súmula: Dispõe sobre a repartição de 5% do ICMS, a que alude o art. 2º da Lei 9.491/90, aos municípios com mananciais de abastecimento e unidades de conservação ambiental, assim como adota outras providências.

A Assembléia Legislativa do Estado do Paraná

decretou e eu sanciono a seguinte lei:

Art. 1º. São contemplados na presente lei, municípios que abriguem em seu território unidades de conservação ambiental, ou que sejam diretamente influenciados por elas, ou aqueles com mananciais de abastecimento público.

Art. 2º. As unidades de conservação ambiental, a que alude o artigo primeiro são áreas de preservação ambiental, estações ecológicas, parques, reservas florestais, florestas, horto florestais, áreas de reservas indígenas, área de relevante interesse de leis ou decretos federais, estaduais ou municipais, de propriedade pública ou privada.*

Parágrafo único. As prefeituras deverão cadastrar as unidades de conservação ambiental municipal junto à entidade estadual responsável pelo gerenciamento de recursos hídricos e meio ambiente.

Art. 3º. Os municípios contemplados na presente lei pelo critério de mananciais, são aqueles que abrigam em seu território parte ou o todo de bacias hidrográficas de mananciais de abastecimento público para municípios vizinhos.

Art. 4º. A repartição de cinco por cento (5%) do ICMS a que alude o artigo 2º da Lei Estadual nº 9491, de 21 de dezembro de 1990, será feita da seguinte maneira:

- cinquenta por cento (50%) para municípios com mananciais de abastecimento.
- cinquenta por cento (50%) para municípios com unidades de conservação ambiental.

Parágrafo único. No caso de municípios com sobreposição de áreas com mananciais de abastecimento e unidades de conservação ambiental, será considerado o critério de maior compensação financeira.

Art. 5º. Os critérios técnicos de alocação dos recursos serão definidos pela entidade estadual responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos e meio ambiente, através de Decreto do Poder Executivo, em até sessenta (60) dias após a vigência da presente lei.

Art. 6º. Os percentuais relativos a cada município serão anualmente calculados pela entidade responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos e meio ambiente e divulgados de Portaria publicada em Diário Oficial e informados à Secretaria da Fazenda para sua implantação.

Art. 7º. Fica alterado de oitenta por cento(80%) para setenta e cinco(75%) o artigo 1º, inciso I, da Lei Estadual nº 9.491, de 21/12/90.

Art. 8º. Esta Lei entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Palácio do Governo em Curitiba, em 01 de outubro de 1991.

Roberto Requião

Governador do Estado

Heron Arzua

Secretário de Estado da Fazenda

*- Alterado/aditado pela lei complementar nº 67/93

Decreto nº 974

O Governador do Estado do Paraná, no uso das atribuições que lhe confere o art. 87, item V, da Constituição Estadual e, tendo em vista o disposto na Lei nº 9491, de 21 de dezembro de 1990 e na Lei Complementar nº 59, de 01 de outubro de 1991.

Decreta:

Art. 1º - Os critérios técnicos de alocação de recursos a que alude o art. 5º da Lei Complementar nº 59, de 01 de outubro de 1991, relativos a mananciais destinados a abastecimento público, ficam assim definidos:

Parágrafo 1º - são contemplados os Municípios que abrigam em seu território parte ou o todo de bacias de mananciais para atendimento das sedes urbanas de Municípios vizinhos, com áreas na seção de captação

de até 1.500 Km², em utilização até a presente data, em regime de aproveitamento normal.

Parágrafo 2º - no caso de futuros aproveitamentos, somente serão contemplados aqueles que atenderem os seguintes requisitos:

I - aproveitamento de no mínimo 10% (dez por cento) da vazão na seção de captação (vazão mínima de 10 anos de tempo de recorrência e 7 dias de duração); e

II - captações a fio-d'água ou com regularização de vazão deverão liberar para jusante no mínimo 50% (cinquenta por cento) da vazão mínima de 10 anos de tempo de recorrência e 7 dias de duração além de garantir a demanda de usuários anteriormente existentes à jusante da seção de captação.

Parágrafo 3º - os critérios técnicos para cálculo dos percentuais relativos aos municípios contemplados pela existência de mananciais de abastecimento público são baseados na seguinte fórmula:

$$I_i = A \times \frac{Q_{cap}}{Q_{10,7}} \times \Delta IQA$$
$$FM_i = 0,5 \times \frac{I_i}{\sum I_i} \times 100$$

com o i variando de 1 até o número total de municípios considerados, referentes a mananciais de abastecimento público.

Sendo:

I_i: índice atribuído a cada Município, referente a mananciais de abastecimento;

FM_i: percentual a ser destinado aos municípios, referente aos mananciais de abastecimento público;

A: área do município na bacia de captação;

Q_{cap}: vazão captada para abastecimento público;

Q_{10,7}: vazão de 10 anos de tempo de recorrência e 7 dias de duração;

ΔIQA: variação anual do índice de Qualidade da Água;

ΣI_i: somatório de todos os Índices Municipais referentes aos mananciais de abastecimento.

I - A variação do índice de Qualidade de Água será verificada anualmente para fins de cálculo do Fator Municipal 1;

II - O Índice de Qualidade de Água será baseado em parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos a serem desenvolvidos pela SUREHMA;

III - O Índice de Qualidade de Água será definido na seção de captação ou em proporção à qualidade da água das sub-bacias 'a montante da seção de captação.

Art. 2º - Os critérios técnicos de alocação dos recursos a que alude o art. 5º da Lei Complementar nº 59, de 01 de outubro de 1991, relativos a unidades de conservação ambiental, definem-se a partir da seguinte fórmula:

$$I2j = \frac{Auc \times Fc}{Am} + Ia$$

$$FM2j = 0,5 \times \frac{I2j}{\Sigma I2} \times 100$$

com j variando de 1 até o número total de municípios considerados, referente a Unidades de Conservação.

Sendo:

I2j: índice atribuído a cada município referente a Unidades de Conservação;

FM2j: percentual a ser destinado ao município, referente às unidades de conservação ambiental;

Auc: área da unidade de conservação federal ou estadual;

Am: área do município;

Fc: fator de conservação, de peso variável, atribuído às Unidades de Conservação Federais ou Estaduais, considerada a sua categoria de manejo;

ΣI2: Somatório de todos os índices Municipais referentes às Unidades de Conservação.

Ia: Índice ambiental atribuído:

a) às Unidades de Conservação Municipais, sendo variáveis passíveis de consideração: área; categoria de manejo; densidade populacional do município; localização (zona urbana ou rural); implantação de plano de manejo; infra-estrutura; estrutura municipal de fiscalização e proteção;

b) às Reservas Particulares do Patrimônio Natural, regulamentadas pelo Decreto Federal nº 98.914, de 31 de janeiro de 1990, sendo

variáveis passíveis de consideração: área; estrutura municipal de fiscalização; e

c) aos territórios dos municípios diretamente influenciados por Unidades de Conservação, neste caso, sendo variáveis passíveis de consideração: a área do entorno protetivo da Unidade de Conservação; as medidas adotadas pelo Município quanto ao planejamento de uso e sua implantação correspondente no entorno protetivo da Unidade de Conservação.

Art. 3º - Fica instituído o Cadastro de Unidade de Conservação, sob responsabilidade do ITCF, que o disciplinará mediante Portaria.

Parágrafo 1º - Para fins de Cadastro a que alude o "caput" deste artigo, consideram-se Unidades de Conservação Ambiental:

I - Áreas de Preservação Ambiental:

- a) Estações Ecológicas
- b) Reservas Biológicas
- c) Parques

II - Áreas de Relevante Interesse, sob domínio público

- a) Reservas Florestais
- b) Florestas Nacionais, Estaduais e Municipais
- c) Áreas de Relevante Interesse Ecológico - ARIES
- d) Hortos Florestais
- e) Refúgio de Vida Silvestre
- f) Monumentos Naturais
- g) Reservas indígenas*

III - Áreas de Relevante Interesse, sob domínio privado

- a) Áreas de Proteção Ambiental - APAs
- b) Áreas Especiais e Locais de Interesse Turístico
- c) Refúgio de Vida Silvestre
- d) Áreas de Relevante Interesse Ecológico - ARIES
- e) Reservas Particulares do Patrimônio Natural

Parágrafo 2º - A inclusão de Unidades de Conservação no Cadastro, será precedida de vistoria técnica, observados os parâmetros definidos pelo ITCF.

Parágrafo 3º - Não serão consideradas, para fins de cadastramento, praças, áreas de lazer e espaços similares.

Art. 4º - O percentual relativo a cada município, de que trata o art. 6º da Lei Complementar nº 59 de 01 de outubro de 1991, é composto do somatório dos Fatores Municipais 1 e 2, descritos nos artigos 1.0 e 2.0.

Art. 5º - O percentual relativo a cada município, calculado na forma do artigo 4º do presente Decreto, será publicado anualmente no Diário Oficial do Estado, por ato do Secretário Especial de Assuntos do Meio Ambiente em caráter provisório no mês de junho, e, em caráter definitivo no mês de agosto, em consonância com a Lei Federal Complementar nº 63 de 11 de janeiro de 1990, e informando à Secretaria de Estado da Fazenda, para sua implantação.

Art. 6º - Os órgãos responsáveis pelo gerenciamento dos recursos hídricos e meio ambiente, vinculados ao Secretário Especial de Assuntos do Meio Ambiente, poderão estabelecer as normas complementares que se fizerem necessárias à aplicação do presente Decreto.

Art. 7º - O presente Decreto entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Curitiba, em 09 de dezembro de 1991, 170º da Independência e 103º da República.

Roberto Requião

Governador do Estado

Tadeu França

Secretário Especial de Assuntos do Meio Ambiente

* - Alterado/aditado pelo Decreto nº 2124/93

portaria nº 102/94

Súmula - estabelece conceitos, parâmetros, procedimentos e critérios técnicos para cálculo do fator ambiental relativo aos municípios contemplados pela existência de mananciais de abastecimento público, bem assim, institui o extrato municipal.

O Diretor Presidente do Instituto Ambiental do Paraná - IAP, no uso de suas atribuições legais, com fulcro na Lei Complementar sob nº 59/91, Decreto Estadual nº 974/91 e demais legislação aplicável,

Resolve

Art. 1º - Para o cálculo da variação do índice de qualidade da água nas seções de captação, serão considerados os valores médios anuais obtidos a partir de dados diários dos parâmetros cor, turbidez e matéria

orgânica dos mananciais, fornecidos pelos órgãos estadual ou municipal responsáveis pelo abastecimento público.

Parágrafo primeiro - Para efeito do cálculo previsto no caput deste artigo, computar-se-á uma série histórica dos parâmetros avaliados, supra fixados, dos últimos 06 (seis) anos, imediatamente anterior ao ano base. Para tanto utilizar-se-á a razão compreendendo média aritmética das médias anuais de cada parâmetro verificada nos primeiros 05 (cinco) anos da série histórica e a média aritmética das médias anuais nos últimos 02 (dois) anos, imediatamente anteriores ao ano base.

Parágrafo segundo - A variação do índice de qualidade da água do manancial será apurada pela média aritmética dos valores obtidos para cada um dos parâmetros declinados no caput deste artigo.

Parágrafo terceiro - Excepcionalmente, na sua ausência de dados e informações consistentes, impossibilitando uma série histórica homogênea dos parâmetros de avaliação, de, no mínimo, 03 (três) anos, será atribuído o índice 01 (um) para efeito da variação da qualidade da água do manancial.

Art. 2º - Para o cálculo da vazão média captada de cada manancial, será considerado o volume total aduzido, dividido pelo período total de horas de funcionamento referente ao ano imediatamente anterior ao ano base, dados estes constantes nos boletins mensais fornecidos pelo órgão público estadual ou municipal, responsável pelo abastecimento público.

Art. 3º - Para o cálculo da vazão mínima, nas seções de captação, serão consideradas as vazões obtidas através das estações fluviométricas de monitoramento existentes nestas seções ou através de regionalização de vazões.

Art. 4º - Os municípios que possuem uma mesma área situada em duas ou mais captações para fins de abastecimento público, terão para fins de cálculo do fator ambiental, essa área considerada em todas as captações.

Art. 5º - Fica instituído o Extrato Municipal, documento disponível aos Escritórios Regionais, aos Municípios, aos órgãos públicos estaduais, à imprensa e à população em geral, que contemplará os dados e informações referentes aos cálculos realizados.

Art. 6º - Aplica-se, no que couber, as disposições constantes das Portarias sob nº 66/94 e nº 67/94 - IAP

Art. 7º - Esta Portaria entrará em vigor, a partir de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Curitiba, 29 de agosto de 1994.

Eduardo Requião de Mello e Silva

Diretor Presidente do IAP.

Lei Federal Complementar nº 63

De 11 de janeiro de 1990

Dispõe sobre critérios e prazos de crédito das parcelas do produto da arrecadação de impostos de competências dos estados e de transferências por estes recebidas, pertencentes aos municípios, e dá outras providências.

Art. 1º -

Art. 2º -

Art. 3º - 25% (vinte e cinco por cento), do produto da arrecadação do imposto sobre operações relativas à circulação de mercadorias e sobre prestações de serviços de transporte interestadual e intermunicipal e de comunicação serão creditados pelos estados, aos respectivos municípios, conforme os seguintes critérios.

I - 3/4 (três quartos), no mínimo, na proporção do valor adicionado nas operações relativas à circulação de mercadorias e nas prestações de serviços, realizadas em seus territórios;

II - até 1/4 (um quarto), de acordo com o que dispuser lei estadual ou, no caso dos territórios, lei federal.

§ 1º ..., § 2º ..., § 3º ..., § 4º ...

§ 5º Os prefeitos municipais, as associações de municípios e seus representantes terão livre acesso às informações e documentos utilizados pelos estados no cálculo do valor adicionado, sendo vedado a estes, omitir quaisquer dados ou critérios, ou dificultar ou impedir aqueles no acompanhamento dos cálculos.

§ 6º Para efeito de entrega das parcelas de um determinado ano, o estado fará publicar, no seu órgão oficial, até o dia 30 de junho do ano da apuração, o valor adicionado em cada município além dos índices percentuais referidos nos § 3º e 4º deste artigo.

§ 7º Os prefeitos municipais e as associações de municípios, ou seus representantes, poderão impugnar, no prazo de 30 (trinta) dias corridos contados da sua publicação, os dados e os índices de que trata o parágrafo anterior, sem prejuízo das cíveis e criminais cabíveis.

§ 8º No prazo de 60 (sessenta) dias corridos, contados da data da primeira publicação, os estados deverão julgar e publicar as impugnações mencionadas no parágrafo anterior, bem como os índices definitivos de cada município.

§ 9º ..., § 10º ..., § 11º ..., § 12º ..., § 13º ...

Brasília, em 11 de janeiro de 1990, 169º da independência e 102º da República.

José Sarney

Presidente da República

Mailson Ferreira da Nóbrega

Ministro da Fazenda

Resolução/SEMA nº 005/94

O Secretário de Estado do Meio Ambiente, no uso das atribuições que lhe conferem a Lei Estadual nº 10.066 de 27 de julho de 1992 e Decreto nº 1502 de 04 de agosto de 1992, e, em cumprimento no disposto no Artigo 6º da Lei Complementar nº 59, de 01 de outubro de 1991 e no Artigo 5º do Decreto nº 974, de 09 de dezembro de 1991.

Resolve:

I - Estabelecer os percentuais relativos a cada município, de acordo com os cálculos efetuados pelo Instituto Ambiental do Paraná, conforme abaixo discriminado:



Municípios, Índices originados por Unidades de Conservação, Mananciais de Abastecimento e Fator Ambiental			
Município	Unidades de Conservação	Mananciais de Abastecimento	Fator Ambiental
Adrianópolis	1.405288639530	0.000000000000	1.405288639530
Almirante Tamandaré	0.000000000000	3.325818009887	3.325818009887
Altonia	0.722004993994	0.006938019650	0.728943013644
Amapora	0.049825536518	0.000000000000	0.049825536518
Ampere	0.000000000000	0.151768283589	0.151768283589
Antonina	1.086248729054	0.000000000000	1.086248729054
Apucarana	0.150062459162	0.485082282723	0.635144741885
Arapongas	0.001246083482	1.669331258902	1.670577342384
Arapoti	0.059636299394	0.284613495749	0.344249795143
Araucária	0.063063758538	0.031877875438	0.094941633976
Assai	0.000000000000	0.179402286209	0.179402286209
Assis Chateaubriand	0.020391340426	0.000000000000	0.020391340426
Astorga	0.000000000000	0.565467346702	0.565467346702
Balsa Nova	0.731171778095	0.000000000000	0.731171778095
Bom Sucesso	0.000000000000	0.017841133727	0.017841133727
Cafezal do Sul	0.000000000000	0.024472287531	0.024472287531
Cambe	0.000000000000	2.794064158725	2.794064158725
Cambira	0.000000000000	0.256350708301	0.256350708301
Campina Grande do Sul	0.312115491606	0.816347584813	1.128463076419
Campo Largo	0.168339760369	1.302790030658	1.471129791027
Campo Mourão	0.024253254486	0.000000000000	0.024253254486

(continua)

Candido de Abreu	0.077935162145	0.000000000000	0.077935162145
Capanema	0.183709725572	0.000000000000	0.183709725572
Carlópolis	0.000000000000	0.052079562695	0.052079562695
Cascavel	0.043064737460	0.000000000000	0.043064737460
Castro	0.152066263953	4.439883646810	4.591949910763
Centenário do Sul	0.014198047960	0.000000000000	0.014198047960
Cerro Azul	0.017827969354	0.000000000000	0.017827969354
Ceú Azul	7.295440051178	0.000000000000	7.295440051178
Chopinzinho	0.699678343593	0.299455162455	0.999133506048
Cianorte	0.001392777826	0.000000000000	0.001392777826
Colombo	0.001166200466	2.265952614959	2.267118815425
Congonhinhas	0.000000000000	0.631496047453	0.631496047453
Cornélio Procópio	0.005888127217	0.088196182712	0.094084309929
Coronel Vivida	0.151024900592	0.000000000000	0.151024900592
Corumbataí do Sul	0.021206804131	0.000000000000	0.021206804131
Cruz Machado	0.260858213753	0.000000000000	0.260858213753
Curitiba	1.788463095259	0.000000000000	1.788463095259
Diamante do Norte	0.755399793625	0.000000000000	0.755399793625
Engenheiro Beltrão	0.023502697696	0.000000000000	0.023502697696
Fênix	0.157386618735	0.000000000000	0.157386618735
Flor da Serra do Sul	0.000000000000	0.784802754851	0.784802754851
Foz do Iguaçu	3.006776606566	0.000000000000	3.006776606566
Francisco Beltrão	0.014021815368	0.000000000000	0.014021815368
Goioere	0.011059081983	0.000000000000	0.011059081983
Guaíra	0.011885389025	0.000000000000	0.011885389025
Guarapuava	0.171182788805	0.039317713911	0.210500502716
Guaraquecaba	2.582462255296	0.000000000000	2.582462255296

(continua)

Guaratuba	1.102936463117	0.000000000000	1.102936463117
Ibati	0.005162868275	0.000000000000	5162868275
Ibipora	0.024437643177	0.000000000000	0.024437643177
Imbituva	0.002501722175	0.000000000000	0.002501722175
Inácio Martins	0.590285135676	0.000000000000	0.590285135676
Ipora	0.013516941038	0.000000000000	0.013516941038
Irati	0.041501398913	0.293315701117	0.334817100030
Jaboti	0.066683868494	0.000000000000	0.066683868494
Jacarezinho	0.033817404950	0.000000000000	0.033817404950
Jaguariaiva	0.525572302217	0.000000000000	0.525572302217
Jandaia do Sul	0.000000000000	0.044350380123	0.044350380123
Japira	0.000000000000	0.075567591250	0.075567591250
Jardim Alegre	0.000000000000	0.067573931712	0.067573931712
Joaquim Tavora	0.000000000000	0.402141023195	0.402141023195
Lapa	0.136802435283	0.000000000000	0.136802435283
Lobato	1.007717682777	0.000000000000	1.007717682777
Londrina	0.208400921230	0.436578804315	0.644979725545
Mallet	0.418869004980	0.000000000000	0.418869004980
Mandaguari	0.004952047863	0.667417783037	0.672369830900
Mandirituba	0.000000000000	0.222908995696	0.222908995696
Mangueirinha	0.241183888400	0.000000000000	0.241183888400
Manoel Ribas	0.200223147702	0.000000000000	0.200223147702
Marialva	0.000000000000	0.335399749751	0.335399749751
Maringá	0.246560216850	0.000000000000	0.246560216850
Mariópolis	0.000000000000	1.131241216332	1.131241216332
Marmeleiro	0.000000000000	0.718628558081	0.718628558081
Matelândia	5.637964640904	0.000000000000	5.637964640904

(continua)

Matinhos	0.253100918639	0.000000000000	0.253100918639
Medianeira	3.629815115191	0.000000000000	3.629815115191
Morretes	1.074538662592	0.000000000000	1.074538662592
Nova América da Colina	0.000000000000	0.373816092317	0.373816092317
Nova Esperança do Sudoeste	0.000000000000	0.151341011167	0.151341011167
Nova Fátima	0.000000000000	0.297481609128	0.297481609128
Nova Laranjeiras	0.634541473658	0.000000000000	0.634541473658
Nova Londrina	0.006545527955	0.000000000000	0.006545527955
Ortigueira	0.090984213366	0.000000000000	0.090984213366
Palmas	0.017730077251	0.000000000000	0.017730077251
Palmeira	0.104296095803	0.000000000000	0.104296095803
Palotina	0.072242440649	0.000000000000	0.072242440649
Paraíso do Norte	0.012442984083	0.000000000000	0.012442984083
Paranaguá	1.331313460164	0.000000000000	1.331313460164
Paranavai	0.010497927094	0.000000000000	0.010497927094
Pato Branco	0.010945493838	0.014259652044	0.025205145882
Paula Freitas	0.037321754255	0.000000000000	0.037321754255
Paulo Frontin	0.029013111739	0.000000000000	0.029013111739
Pérola	0.000000000000	0.028382807707	0.028382807707
Pinhais	0.000000000000	1.573911809086	1.573911809086
Pinhão	0.056878116377	0.000000000000	0.056878116377
Piraí do Sul	0.473568897123	0.177480629224	0.651049526347
Piraquara	1.061085394688	7.431121310627	8.492206705315
Pitanga	0.142215042346	0.000000000000	0.142215042346
Planalto	0.000000000000	0.178706835352	0.178706835352
Ponta Grossa	0.379153419311	0.000000000000	0.379153419311

(continua)

Porto Amazonas	0.134245220356	0.000000000000	0.134245220356
Porto Vitória	0.000843708674	0.000000000000	0.000843708674
Pranchita	0.000000000000	0.063303154250	0.063303154250
Prudentópolis	0.068383995365	0.000000000000	0.068383995365
Quatigua	0.000000000000	0.406002818173	0.406002818173
Quatro Barras	0.191417831583	0.672920992614	1.864338824197
Quedas do Iguaçu	0.330128053445	0.000000000000	0.330128053445
Reboucas	0.002794909627	0.000000000000	0.002794909627
Renascença	0.000000000000	0.049275451644	0.049275451644
Ribeirão Claro	0.000000000000	0.069439416919	0.069439416919
Rio Azul	0.032998511328	0.062670064302	0.095668575630
Rio Negro	0.010565074798	0.000000000000	0.010565074798
Rolândia	0.006585945873	2.000429347769	2.007015293642
Roncador	0.016172770378	0.000000000000	0.016172770378
Sabalidia	0.000000000000	0.415784813755	0.415784813755
Santa Amélia	0.142780424126	0.000000000000	0.142780424126
Santa Helena	0.564164785271	0.000000000000	0.564164785271
Santa Izabel do Oeste	0.000000000000	0.352319229759	0.352319229759
Santa Lúcia	0.000000000000	0.239623076802	0.239623076802
Santa Terezinha do Itaipu	0.000000000000	1.951663136089	1.951663136089
Santo Antônio da Platina	0.010516783258	0.253453871738	0.263970654996
Santo Antônio do Paraíso	0.000000000000	0.459269852715	0.459269852715
São Jerônimo da Serra	0.381388259336	0.111229417468	0.492617676804
São João	0.000000000000	0.027973025623	0.027973025623

(continua)

São João do Caiua	0.005645078869	0.000000000000	0.005645078869
São Jorge do Oeste	0.003817832035	0.000000000000	0.003817832035
São Jorge do Patrocínio	0.920215422330	0.000000000000	0.920215422330
São José dos Pinhais	0.279738654245	4.103279555613	4.383018209858
São Miguel do Iguaçu	1.185352100882	0.000000000000	1.185352100882
São Pedro do Iguaçu	0.013571804550	0.000000000000	0.013571804550
São Sebastião da Amoreira	0.000000000000	0.469930141859	0.469930141859
Sarandi	0.000000000000	0.119191646608	0.119191646608
Saudade do Iguaçu	0.000000000000	0.005956401348	0.005956401348
Senges	0.265861077633	0.000000000000	0.265861077633
Siqueira Campos	0.000000000000	0.343822082924	0.343822082924
Teixeira Soares	0.205913591320	1.284694405276	1.490607996596
Telemaco Borba	0.000537623740	0.000000000000	0.000537623740
Terra Rica	0.010877798896	0.000000000000	0.010877798896
Terra Roxa	0.001389247744	0.000000000000	0.001389247744
Tibagi	0.429313915775	0.000000000000	0.429313915775
Tijucas do Sul	0.290332029258	0.000000000000	0.290332029258
Toledo	0.011337036577	0.012073139398	0.023410175975
Tomazina	0.058088693358	0.000000000000	0.058088693358
Tunas do Paraná	0.632507471276	0.000000000000	0.632507471276
Tupassi	0.000000000000	0.166005666770	0.166005666770
Turvo	0.954589906781	0.000000000000	0.954589906781
Ubirata	0.003858536812	0.000000000000	0.003858536812
Umuarama	0.008535884028	0.062757541476	0.071293425504

(continua)

União da Vitória	0.383532600496	0.000000000000	0.383532600496
Urai	0.000000000000	0.065375835477	0.065375835477
Vila Alta	0.263431967622	0.000000000000	0.263431967622
Vitorino	0.000000000000	0.035125560442	0.035125560442
Wenceslau Braz	0.000000000000	0.029131549152	0.029131549152
Xambre	0.000000000000	0.032324864326	0.032324864326
Totais	50.000000000000	50.000000000000	100.000000000000

II - Cumpra-se.

III - Publique-se

Em, 29 de agosto de 1994

Eduardo Requião de Mello e Silva

Secretário de Estado do Meio Ambiente

Mananciais Urbanos em Países do MERCOSUL - desafio para o século XXI

S. M. L. Bordest
C. A. de Mauro
M. Macedo
R. Bovo
I. L. Russo
C. A. Ribeiro
R. C. Souza

Universidade Federal do Mato Grosso, MT/Brasil

Resumo - A finalidade principal desta comunicação é por em discussão a questão dos mananciais urbanos, tema de relevante interesse para os países do MERCOSUL e de primordial importância nos estudos de Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Para exemplificar a situação caótica em que se encontra a maioria dos mananciais urbanos apresentaremos nesta comunicação o caso do Córrego Barbado em Cuiabá-MT, posicionado a leste da cidade e afluente do rio Cuiabá-MT, que integra a bacia do Paraguai, no Pantanal Matogrossense. O estudo vem sendo realizado por professores e alunos da UFMT - Cuiabá e conta com a colaboração de professores e mestrandos da UNESP - Rio Claro. Objetiva-se de um lado a produzir o conhecimento técnico e científico sobre o assunto, estimulando a troca de conhecimentos entre pesquisadores, de outro lado, contribuir com o ensino formal e informal, visando a participação ativa da comunidade local no gerenciamento dos recursos hídricos e na defesa dos ecossistemas contra atividades impactantes responsáveis por inundações, erosões, assoreamentos, desbarrancamentos e poluição.

Abstract - The main goal of this communication is to present for discussion the subject of urban water sources, a topic of relevant interest to MERCOSUL countries, and of prime importance in the study of Water Resources and Environment. To provide an example of the chaotic conditions of most urban sources, in this communication we will present the case of Corrego Barbado in Cuiabá-MT, lying eastwards from the city and a tributary of River Cuiabá-MT, which is part of the Paraguay watershed in the Pantanal Matogrossense. The study is being performed by faculty and students of the UFMT - Cuiabá, and has the collaboration of faculty and M. Sc. students of UNESP - Rio Claro. On the one hand the aim is to produce technical and scientific knowledge on the subject, stimulating an exchange of information among researchers, on the other hand to contribute to formal and informal teaching so that the local community will participate actively in the management of water resources and protection of ecosystems against activities which will have an impact and cause flooding, erosion, siltation, bank collapse and pollution.

1. Introdução

A finalidade principal desta comunicação é pôr em discussão a questão dos mananciais urbanos, tema de relevante interesse para os países do MERCOSUL e de primordial importância nos estudos de Recursos Hídricos e Meio Ambiente. O trabalho tece breves comentários sobre um projeto de pesquisa em desenvolvimento que objetiva de um lado produzir o conhecimento técnico e científico sobre o assunto, estimulando a troca de conhecimentos entre pesquisadores; de outro lado, contribuir com ensino formal e informal, visando a participação ativa da comunidade local no gerenciamento dos recursos hídricos e na defesa dos ecossistemas contra atividades impactantes responsáveis por inundações, erosões, assoreamentos e poluições.

Para exemplificar a situação caótica em que se encontra a maioria dos mananciais urbanos apresentaremos nesta comunicação o caso do Córrego Barbado afluente do rio Cuiabá, que integra a bacia do Paraguai, no Pantanal Mato-grossense.

O estudo vem sendo realizado por professores e alunos da UFMT - Cuiabá e conta com a colaboração de professores e mestrandas da UNESP - Rio Claro.

2. Localização da Área e Características Gerais

A bacia do Barbado, estritamente urbana, insere-se na porção centro-leste da capital de Mato Grosso, sendo comandada pelo córrego Barbado, afluente do rio Cuiabá, e tem por referência as coordenadas geográficas 56°W e 15°40' S de Greenwich.

Conforme NIMER (1980), o clima da região é tropical do tipo subúmido; apresenta uma estação chuvosa-quente (outubro-março) e outra de estiagem e temperatura amena (abril-setembro). A temperatura média anual é de 27°C aproximadamente, mas sua característica mais marcante é a predominância de temperaturas altas, sobretudo na primavera e verão, principalmente nos meses de setembro e outubro, quando são freqüentes máximas diárias de 38°C.

O período mais chuvoso ocorre entre dezembro e fevereiro. A estiagem mais acentuada acontece entre junho e julho, quando também registram-se as temperaturas mais baixas.

Geologicamente, a cidade apresenta-se sobre rochas pré-cambrianas datadas do Proterozóico médio, pertencentes ao Grupo Cuiabá, constituídas principalmente por filitos introduzidos por filões de quartzo leitoso.

Sobre filitos alterados, observa-se delgada camada de solos litólicos constituídos por material grosseiro de cascalho e fragmentos ferruginizados.

A Depressão Cuiabana, posicionada entre planaltos sedimentares e o Pantanal Mato-grossense, inclina-se para o sul e apresenta na área feições de baixos espigões e vales estreitos que obedecem às camadas de filitos reforçados pelas intrusões de quartzo leitoso.

A vegetação característica original da área é a savana aberta “campo cerrado”, composta de áreas e arvoredos tortuosos entremeados por tapetes gramíneo-lenhosos associados a outras herbáceas.

Em meados do século atual, referindo-se à cidade de Cuiabá, AZEVEDO (1957) lembrava que a estrutura geológica desempenhou papel relevante sobre o sítio urbano e sua expansão. Foi a descoberta do ouro nos filões de quartzo que cortam os filitos, a causa determinante da instalação do núcleo inicial de Cuiabá no século XVIII.

Nos anos 60/70 do século atual, o espaço geográfico da cidade começou a passar por grandes transformações em decorrência da expansão urbana, que teve motivos diversos, mas principalmente decorrentes nos projetos estratégicos dos governos militares e civis dos últimos 40 (quarenta) anos.

Particularizando a área do Barbado, a construção do Centro Político-Administrativo (CPA) na porção NE da cidade, a montante da bacia e a instalação da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) na porção SE da cidade e central da bacia foram causas decisivas no direcionamento da expansão urbana para Leste.

Com o crescimento urbano desordenado ampliaram-se os problemas decorrentes de ocupações indevidas em áreas de risco e da ausência de saneamento público, produzido por canalizações de esgotos *in natura* para os córregos da cidade, armazenamento de lixo, erosões, assoreamentos e inundações.

A agonia e desaparecimento de mananciais hídricos sucumbidos pela expansão urbana coloca-nos diante de um dos mais sérios desafios que a humanidade enfrentará no próximo século.

3. Etapas de Trabalho

O estudo do córrego Barbado que ora apresentamos faz parte de um trabalho maior que visa diagnosticar e discutir a proteção de mananciais hídricos e vem sendo desenvolvido a nível da pesquisa e extensão, numa abordagem interdisciplinar.

O projeto visa a troca de informações entre professores de universidades, o fomento de novos pesquisadores da graduação e pós graduação e a discussão com a comunidade.

A primeira etapa, já concluída, tratou da compartimentação da bacia do Barbado, do levantamento florístico ao longo do vale e do diagnóstico ambiental da bacia considerada (BORDEST & MACEDO, 1994).

A segunda etapa, em execução, discorre sobre os problemas da erosão, assoreamento e poluição dos córregos afluentes do Barbado, com ênfase para a análise da ocupação dos interflúvios, bacias de captação de águas pluviais e canais de primeira ordem. O apoio da cartografia que vem sendo executada para este estudo (BORDEST, BOVO, RUSSO, MAURO, 1994); o levantamento das leis ambientais fundamentarão as discussões sobre as questões erosivas (naturais e antrópicas).

A terceira etapa analisará proposta de metodologia sobre a educação ambiental nas bacias hidrográficas destacando-se o repasse à comunidade das informações obtidas ao longo desta pesquisa desenvolvidas numa abordagem que valoriza a ciência e o senso comum. Ressalta-se que o trabalho com a comunidade através da educação formal e informal já vem sendo realizado desde o início desta pesquisa valorizando-se as entrevistas e discussões diretas com os diversos segmentos da sociedade considerados os legítimos representantes e que contam com garantias legais para opinar nas tomadas de decisões dos planejamentos urbanos e ambientais.

4. Considerações Finais

Na fase atual dos nossos estudos, os resultados sobre a compartimentação, levantamento florístico e diagnóstico ambiental da Bacia do Barbado conduzem a outras indagações sobre as verdadeiras causas das erosões, assoreamentos e poluições da rede de drenagem urbana.

Assim, questões como o crescimento desordenado da cidade que avança sobre áreas verdes e encostas e vales; invasões, ocupações de áreas de riscos, e de áreas *non aedificandi* apropriadas por indivíduos de diferentes níveis sócio/econômicos, desrespeitando-se diplomas legais de uso do solo urbano e da legislação ambiental, são fatos concretos e reafirmam que os problemas dos mananciais urbanos decorrem de distorções estruturais no funcionamento da sociedade.

5. Referências Bibliográficas

AZEVEDO, A. (1957) Estudo de Geografia Urbana. *Anais da Associação dos Geógrafos Brasileiros (AGB)*. v. II Tomo II. São Paulo.

BORDEST, S. M. L.; BOVO, R.; RUSSO, I. L.; MAURO, C.A. de; (1994) Carta de Energia do Relevo e das Áreas de Preservação Permanente. Bacia do Barbado. Cuiabá, MT. *5º Congresso Brasileiro de Geógrafos. Contribuições Científicas. Resumos*. Curitiba 1994.

BORDEST, S. M. L. & MACEDO, M. (1994) *Visão Integrada da Questão Ambiental no Córrego Barbado*. Cuiabá, MT. Caracterização e Estudo de Impactos Ambientais Relatório à S. P. G. UFMT. Cuiabá.

NIMER, E. (1989) *Climatologia do Brasil*. 2. ed. Rio de Janeiro, IBGE. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.

Monitoramento e Gestão no Reservatório de Itaipu

F. Carbonato
E. N. Huertda

Equipe Técnica da Superintendência de Meio Ambiente
Itaipu Binacional

Resumo – Consciente das conseqüências ecológicas decorrentes da implantação de empreendimentos hidrelétricos de grande porte, a Itaipu Binacional, desde sua criação em 1974, inclui entre suas atribuições o trato da questão ambiental. De forma a ordenar os estudos e ações relativas a esta temática, foi elaborado em 1975, o Plano Básico de Conservação do Meio Ambiente, instrumento substituído em 1982 pelo Plano Diretor da Área do Reservatório. As diretrizes e política ambiental estabelecidas nestes documentos norteiam, até a presente data, os estudos e ações da Entidade no sentido de eliminar ou mitigar os efeitos negativos, bem como potencializar as oportunidades advindas da criação do Reservatório. Assim sendo, desde 1977, antes da formação do Reservatório, a Itaipu realiza entre outros o monitoramento limnológico e ictiofaunístico da Área do Projeto, verificando-se até o momento uma condição satisfatória da qualidade da água e, embora variando na distribuição ou predominância, a diversidade ictiofaunística tem sido preservada, mantendo-se os recursos econômicos expressivos com produção média de 1.560 toneladas anuais de pescado. A Entidade exerce papel de controladora do Reservatório por força do Tratado Brasil-Paraguai impondo rígidos regulamentos em consonância com órgãos ambientais para evitar a degradação do meio aquático, dado que o Reservatório representa não apenas um manancial de águas para geração de energia elétrica mas um patrimônio que deve ser preservado para usufruto e desenvolvimento da comunidade em geral.

1. Introdução

Consciente das conseqüências ecológicas decorrentes da implantação de empreendimentos hidrelétricos de grande porte, a Itaipu Binacional constituída em maio de 1974, inclui, desde então, entre suas atribuições o trato da questão ambiental. Seu Regimento Interno estabeleceu, como competência de sua Diretoria de Coordenação, a preservação do meio ambiente, assim como medidas de prevenção, correção e conservação dos recursos naturais e das

condições sanitárias, na área do aproveitamento hidrelétrico e seu Reservatório.

Para atender essas responsabilidades foi criada uma estrutura específica que elaborou e executou o Plano Básico de Conservação do Meio Ambiente, aprovado pelo seu conselho administrativo em 1975.

Em 1982 o Plano Básico, conforme o próprio documento estabelecia, foi substituído pelo Plano Diretor da Área do Reservatório.

Este plano recomendou, além das diretrizes e política ambientais da Entidade, 21 programas específicos, alguns dos quais atualmente desativados, enquanto outros permanecem operacionais, porém objeto de reavaliações periódicas visando o seu eventual redirecionamento.

2. O Reservatório e a Bacia Hidrográfica

O Reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu está situado em um trecho de aproximadamente 150 Km do rio Paraná contíguo aos territórios brasileiro e paraguaio.

Os 820.000 Km² de área de drenagem a montante da barragem representam 25% do total da Bacia do Prata. Deste total, a parcela de 577.000 Km² é regularizada por barragens e 243.000 Km² é parcela da condição natural.

As séries de vazões naturais médias de longo termo (31/90) resultam em 9.600 m³/s, dos quais 7.400 m³/s regularizados e 2.200 m³/s em regime natural.

O comportamento das vazões médias anuais desta bacia aponta para uma tendência crescente a partir dos anos 65/70, destacando-se que a sazonalidade **intra anual** das vazões da região Sudeste do Brasil se reflete em Itaipu.

3. Ações Ambientais em Desenvolvimento

As ações ambientais de Itaipu desenvolvem-se em três planos:

- monitoramento
- estudos e pesquisas
- ações propriamente ditas

Estes planos visam a administração integrada do Reservatório, das áreas protegidas e do relacionamento com as comunidades lindeiras.

Os principais objetivos da Entidade neste contexto são:

- a preservação de sua matéria-prima para a geração de energia
- a busca do equilíbrio nas inter-relações, naturais ou antrópicas, dos elementos citados, bem como a oferta de oportunidade de desfrute de condições ambientais saudáveis e conducentes ao desenvolvimento regional.

As principais ações ambientais voltadas para a avaliação, preservação e melhoria da qualidade da água do Reservatório são:

1. Monitoramento Limnológico
2. Monitoramento Sedimentológico
3. Monitoramento Ictiofaunístico
4. Reflorestamento das Reservas e Faixa de Proteção
5. Conservação de Solos
6. Abastecedouros Comunitários
7. Saúde e Saneamento / Vigilância Sanitária
8. Educação Ambiental
9. Zoneamento de Usos do Reservatório.

3.1. Monitoramento limnológico

Entre 1977 e 1982 procedeu-se uma avaliação preliminar do sistema hídrico e uma análise da projeção das futuras alterações decorrentes da formação do Reservatório. Os resultados obtidos indicaram uma condição estável do comportamento das variáveis físico-químicas e hidrográficas do sistema.

O monitoramento limnológico teve continuidade após o fechamento das comportas, em 1982, de modo a permitir a avaliação das novas condições do sistema, principalmente em função das possibilidades de implementação de usos múltiplos, bem como por ser de interesse para a manutenção e operação da Usina.

Neste período foram mantidos e implementados novos programas de avaliação do novo sistema formado. Estes programas com algumas variações quanto a localização dos pontos, a frequência de amostragens, a metodologia de coleta e análise têm oferecido condições periódicas sobre as condições da qualidade da água e antecedência de eutrofização do Reservatório, além de formar um acervo muito grande de dados para análise de longo período.

Os principais programas são:

a) Monitoramento da qualidade da água por meio de análise físico-químicas e biológicas em água, sedimentos de fundo e tecido de peixes.

Para a avaliação da qualidade das águas deste ecossistema são pesquisados aproximadamente 50 parâmetros físico-químicos e hidrobiológicos.

Dentre os parâmetros analisados para caracterização limnológica do Reservatório, destacamos os mais relevantes: temperatura, oxigênio dissolvido, transparência, turbidez, nutrientes, demandas bioquímica e química de oxigênio, metais pesados, inseticidas/biocidas organoclorados, fitoplâncton, clorofila, zooplâncton.

Temperatura da água e estratificação térmica

O Reservatório de Itaipu apresenta em seu corpo central um ciclo de estratificação térmica anual durante o período primavera-verão, com a formação de epilímnio, metalímnio e hipolímnio definidos, porém não estáveis em todo o período, uma vez que este fenômeno é de natureza hidráulica pode romper-se com facilidade pois o Reservatório sofre a influência da variação da temperatura das águas do rio Paraná que é de aproximadamente 15°C (16°C a 31°C). Durante o período outono/inverno a predominância é de isoterminia em toda a coluna d'água.

Os braços apresentam ecossistemas relativamente independentes do corpo central e se caracterizam especialmente no período primavera/verão, por processos alternados de estratificação e desestratificação.

Oxigênio dissolvido

A principal fonte de oxigênio que aporta ao Reservatório é proveniente do rio Paraná. A distribuição do oxigênio dissolvido ao longo do corpo central é conseqüência da ocorrência de correntes de advecção de diferentes densidades ao longo do tempo. Durante o período de isoterminia, o padrão de distribuição vertical do oxigênio dissolvido é de completa oxigenação de coluna d'água. Nos períodos de máxima estratificação observa-se baixos teores de oxigênio dissolvido e até anoxia ocasional no metalímnio e hipolímnio formados em profundidades abaixo de 70 metros.

Durante os períodos de isoterminia toda a coluna d'água, nos braços do Reservatório, apresenta-se bem oxigenada. Porém, durante o período estratificado, é normal a ocorrência de déficit acentuado de

oxigênio na coluna d'água, com eventual anoxia nas camadas próximas ao fundo.

Observa-se ainda que em alguns períodos ocorre uma supersaturação de oxigênio na zona eufótica, devido à grande concentração de biomassa fitoplanctônica.

Turbidez e transparência

O Reservatório apresenta, na sua porção central, limitação de transparência da água em função da alta turbidez abiótica (argila). Esta argila é carregada principalmente pelo rio Paraná que drena extensas áreas agricultáveis. A significativa redução da zona eufótica limita a produção primária do Reservatório. Nos braços da margem esquerda também ocorre redução da iluminação subaquática em função da turbidez abiótica que aporta nestes ecossistemas provenientes dos processos de erosão dos solos da região.

Nutrientes

No corpo central a concentração média de fósforo total no período 86/92, está em torno de 0,026 mg/l, no entanto, na sua maior parte, adsorvido na argila e portanto não encontra-se disponível às comunidades fitoplanctônicas. O nitrogênio total apresenta uma concentração média de aproximadamente 0,47 mg/l, estando numa relação de 18:1 com o fósforo total, o que significa que o fósforo dentre as variáveis químicas tende a ser o fator limitante à produção primária de fitoplâncton. Os nutrientes que aportam no Reservatório são em parte assimilados pelo metabolismo dos organismos aquáticos, parte precipita para o sedimento e parte é limitada a jusante. A ocorrência de processos de estratificação térmica faz com que ocorram camadas com diferentes concentrações de nutrientes, influenciando, desta forma, na sua distribuição vertical.

Nos braços ocorrem processos de reciclagem de nutrientes e grande variação das concentrações, especialmente de fósforo total. Durante os períodos de maior precipitação nas áreas de influência dos braços verificam-se aumentos acentuados nos teores de fósforo total, posto que grande parte deste nutriente é carregado junto com a argila dos processos erosivos de solo cultivado.

Demanda bioquímica e química de oxigênio

Os baixos valores destes parâmetros em todo o Reservatório evidenciam a ocorrência de baixos teores de matérias orgânicas.

Metais pesados

Os valores observados de cádmio, chumbo, cobre, cromo hexavalente, manganês, mercúrio e níquel na margem esquerda nos permitem afirmar que as águas deste ecossistema apresentam concentrações abaixo dos limites máximos previstos na Resolução n. 20 do CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente/Brasil, considerando classe 2 de águas doces. Os resultados das análises dos residuais de metais em tecidos de peixes do Reservatório mostram que os níveis são baixos.

Inseticidas

São monitorados 15 inseticidas organoclorados. Os resultados obtidos mostram uma pequena ocorrência destes agentes, sempre em baixas concentrações, na água. O exame do tecido de peixes revela também baixos níveis residuais.

Fitoplâncton e clorofila "a"

Pode-se afirmar que o tempo de residência das águas é o principal fator limitante da produção primária fitoplanctônica no corpo central do Reservatório. Contudo, o conceito de um complexo de fatores ambientais controladores do crescimento de algas é o mais apropriado.

Na região de montante ocorre uma distribuição homogênea de biomassa em função da influência direta da turbulência do rio Paraná. Nesta região a biomassa fitoplanctônica é de origem alóctone, carregada de extensas áreas alagáveis e de Reservatórios de montante.

A produção de biomassa no Reservatório (corpo central) é regulada principalmente pelo baixo tempo de residência das águas, impedindo o estabelecimento de uma comunidade estável.

Os resultados de clorofila "a" obtidos no corpo central apresentam concentração média de 2,50 mg/m³, indicando baixa tendência à eutrofização.

Já nos braços da margem esquerda, os valores médios de clorofila "a" ficam em torno de 10,0 mg/m³. Observam-se ainda picos de clorofila "a" em determinados períodos os quais estão associados a um complexo de fatores ambientais, dentre os quais destacam-se a disponibilidade de nutrientes, associados a melhores condições de iluminação subaquáticas indicando tendência moderada à eutrofização.

Zooplâncton

O padrão de sazonalidade da densidade zooplanctônica nas estações de amostragem do corpo central, montante e jusante, é

marcado pela existência de dois períodos de variação, coincidentes com o regime hidrológico do rio Paraná. Nos meses de enchente e vazante ocorrem respectivamente a diminuição e o aumento do número destes organismos. Tal influência foi constatada de forma bem marcada durante os anos de 88/89.

Na distribuição horizontal, as estações apresentam alterações crescentes na densidade do zooplâncton total a partir de montante para a estação E4 (meio do Reservatório), voltando a diminuir na estação E5 (próximo a barragem) e com menores valores ainda para E6 (jusante a barragem). Quanto à abundância relativa dos grupos, os Rotífera foram predominantes sobre os Cladocera e Copepoda.

Apesar da dominância dos rotíferos na maioria das estações, a análise de sua biomassa poderá aumentar a importância dos demais grupos zooplânctônicos como fonte alimentar em termos energéticos e oferecer dados adicionais sobre a estrutura trófica do Reservatório.

Nas estações de amostragem dos braços da margem esquerda o padrão sazonal e a composição do zooplâncton são diferenciados em relação ao corpo central.

O padrão sazonal não mostrou-se definido, ocorrendo picos de densidade nos meses de primavera e verão e eventualmente no inverno. Nestes braços também havia predominância dos grupo dos rotíferos. No entanto, a partir de 1990 observa-se o predomínio do grupo Copepodos, com exceção do tributário Arroio Guaçu que mantém as características iniciais.

b) Monitoramento da qualidade da água por bioindicação/ caracterização e acompanhamento da fauna bentônica associados a variáveis físico-químicas.

Macroinvertebrados bentônicos

O levantamento da fauna bentônica em estações da margem esquerda do Reservatório, iniciados em 1987, vem complementando o estudo de parâmetros físico-químicos e biológicos em andamento neste ecossistema.

O conhecimento desta comunidade é aplicado a programas de monitoramento ecológico pois seus componentes são utilizados como bio-indicadores. Para o acompanhamento das condições da qualidade da água são analisados, paralelamente, parâmetros físico-químicos.

Os estudos realizados até agora indicam que: as estações de águas lóticicas apresentam maior diversidade que as lânticas por apresentarem

substrato mais estável e maior número de nichos colonizáveis; nas estações de águas lânticas as margens apresentam maior diversidade que a região profunda; os processos erosivos que ocorrem nas margens das estações de águas lânticas prejudicam o estabelecimento da fauna bentônica; entre os grupos apresentados há predomínio de Insecta seguido de Mollusca; há um agrupamento das estações de acordo com a diversidade faunística unindo, em primeiro lugar as estações lânticas (maior diversidade), em segundo, as margens das estações lânticas e, por último, a região profunda (Loyola, 1994).

Da mesma forma a análise dos resultados físico-químicos e biológicos nos permite classificar os trechos lânticos amostrados como de qualidade aceitável, embora tenham sido observados valores observados de turbidez e fósforo. A ocorrência de organismos sensíveis à poluição orgânica corroboram com a classificação acima.

c) Monitoramento das condições de balneabilidade das praias artificiais do Reservatório.

O monitoramento da qualidade da água para fins de balneabilidade das praias artificiais do Reservatório teve início em novembro de 1987 e está sendo executado até hoje segundo a resolução 20/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

No período de veraneio são coletadas, uma vez por semana, três amostras de cada praia do Reservatório para realização de análises dos índices de coliformes totais e fecais, pH e turbidez.

Os resultados obtidos enquadraram as praias como impróprias para recreação de contato primário e neste último caso são interditadas pelo órgão de meio ambiente do Estado do Paraná.

Em todo o período analisado a praia de Guaíra apresentou-se como imprópria para banho e está atualmente desativada. As demais praias se enquadraram como próprias, muito embora em raras ocasiões algumas excederam os limites permitidos pela Resolução. Nestes casos a Itaipu solicita às Prefeituras a identificação e correção dos focos de contaminação.

d) Monitoramento de plantas aquáticas.

Com o objetivo de avaliar a real situação da distribuição das plantas aquáticas no Reservatório, atualmente encontra-se em andamento um levantamento na margem direita visando sua identificação e mapeamento de áreas de ocorrência, principalmente

em grande concentração, tendo sido identificadas 19 espécies, correspondentes a 12 famílias.

Destaca-se a presença da *Elodea sp*, amplamente distribuída na área do Reservatório, por ser uma espécie bastante agressiva da família Hydrocharitaceae, do grupo Rizomenon (plantas que se fixam no fundo), razão pela qual dificilmente aparecem em águas com profundidade superior a dois metros.

3.2. Monitoramento sedimentológico

a) Monitoramento sedimentométrico e o assoreamento

Entre 1972 e 1989 foram realizados estudos, embora não de forma contínua, do transporte de sólidos pelo rio Paraná e seus tributários para estudo do assoreamento, objetivando caracterizar as fontes de materiais e seus quantitativos, bem como projetar a vida útil do Reservatório.

As pesquisas da fase de viabilidade efetuadas em 1972 no posto de medição de Guaíra, indicaram um valor de 27×10^6 ton./ano de sólidos em suspensão e $3,0 \times 10^6$ ton./ano, valor este ajustado para $45,0 \times 10^6$ ton./ano considerando a não linearidade da função "concentração de sedimento x descarga" e outras incógnitas.

Em 1977 e 1978 o transporte de sólidos pesquisados foi avaliado em 12,4 e 9,9 milhões de toneladas por ano, respectivamente, no posto de medição em Guaíra, sendo a contribuição dos tributários diretos ao Reservatório, abaixo de Guaíra, correspondente a 2% daquele total.

De 1986 a 1989, já com o Reservatório no nível normal e a empresa gerando energia, foi feita uma reavaliação da descarga sólida, novamente no posto de Guaíra, tendo sido efetuada 171 medições, que resultou em uma estimativa de $18,9 \times 10^6$ ton./ano de sedimentos entrando no Reservatório e $3,2 \times 10^6$ ton./ano de sedimento em suspensão saindo do Sistema Itaipu.

Utilizando as medições do último período e determinando a curva chave de sedimento, considerando-se as vazões naturais de 1931 a 1988, foi calculado um deflúvio sólido médio igual a $23,5 \times 10^6$ ton./ano, valor este atualizado por Carvalho/Catharino e ajustado para $47,3 \times 10^6$ de acordo com o critério adotado, projetando um tempo de vida útil, até a cota 176, na soleira da tomada de água, de aproximadamente 130 anos.

Todos os registros são de períodos curtos e poucas são as medições de épocas de cheias, quando são transportados as maiores partes de sedimentos. Apesar de não poderem ser considerados definitivos, os dados disponíveis permitem um balanço do material sólido no sistema Itaipu, bem como uma projeção preliminar da vida útil do Reservatório.

Atualmente, além do monitoramento sedimentométrico em Guaíra, está sendo realizado o levantamento topobatimétrico preliminar de um trecho do Reservatório (40 Km) visando a determinação do volume assoreado, distribuição do sedimento depositado e especialmente a reavaliação das projeções de estudos anteriores e da necessidade de um levantamento batimétrico completo do Reservatório.

b) Monitoramento da erosão marginal

Com o objetivo de avaliar o avanço da erosão marginal do Reservatório provocado pelo embate de ondas, a Itaipu realiza, desde 1991, levantamentos planialtimétricos em 18 trechos distribuídos ao longo da margem esquerda do Reservatório.

Embora sem nenhum tratamento estatístico dos dados e sem considerar outras variáveis, constata-se preliminarmente um avanço linear médio de 63 centímetros por ano.

Estão em andamento alguns experimentos para contenção desta erosão com o plantio de algumas espécies de plantas nas áreas monitoradas.

3.3. Monitoramento ictiofaunístico

A formação do Reservatório de Itaipu levou a alterações da composição da ictiofauna da região com o desaparecimento de algumas espécies na área represada. Entretanto, algumas características do Reservatório e sua localização contribuíram na minimização do impacto ambiental.

Estudos iniciados em 1977 registraram 113 espécies abaixo de Sete Quedas no período anterior ao represamento. Nos levantamentos que se seguiram após o represamento foram identificadas 177 espécies.

A resposta mais notável da comunidade de peixes ao represamento não foi o desaparecimento de espécies da área, mas as modificações gradativas na sua estrutura.

A falta de informações para um perfeito dimensionamento dos impactos levou a uma opção pelo investimento de recursos na coleta de dados, por meio de monitoramento das comunidades no novo ambiente.

A corvina, espécie anteriormente introduzida na bacia, e o curimba estiveram entre os mais abundantes em ambos os períodos. Espécies Insetívoras, pouco abundantes no rio, e a única planctófaga (mapara), praticamente ausente anteriormente, passaram a predominar numericamente nos dois anos após a formação do Reservatório em relação as Iliófagas, onívoras e piscívoras. Nos dois anos seguintes, apesar da queda na abundância relativa, elas continuaram abundantes. Após 87, as espécies insetívoras tiveram sua abundância relativa diminuída, cedendo lugar para as bentófagas.

3.4. Reflorestamento das Reservas e Faixa de Proteção

Em 1978 foi implementada a Operação Galha Azul, constituída por programas de preservação das florestas remanescentes, incluindo o reflorestamento e adensamento florestal nas margens do Reservatório. Foram reflorestados também, vários locais onde vieram a se formar as 66 ilhas hoje existentes.

A Entidade possui como área de domínio 243.800 ha, dos quais 135.000 ha (55%) correspondem ao Reservatório e 143.800 ha (45%) às Áreas Protegidas. O perímetro total desta área, demarcada pela Poligonal Envolvente, tem uma extensão de 2.919 Km.

As Áreas Protegidas da Entidade se enquadram em quatro categorias, de acordo com sua extensão, localização e, principalmente, estado de conservação do ponto de vista ecológico.

a) Faixa de Proteção

Com uma largura média de 285 m., perfaz a totalidade da extensão de ambas as margens, com área de 60.126 ha.

b) Reservas Biológicas

Coberta de espessa vegetação florestal, estas áreas encontram-se ainda com suas características originais praticamente inalteradas. Ambas estão situadas na margem esquerda, denominadas Limoy e Itabó, com 14.828 ha e 15.208 ha, respectivamente.

c) Refúgios Biológicos

Áreas menores, em sua maioria bastante alteradas em função da pressão antrópica, estas unidades de conservação são objetos de trabalho de recuperação ambiental: Santa Helena (1.483 ha) e Bela Vista (1.720 ha) na margem esquerda; Tati Yupi (2.245 ha) e Carapá (3.250 ha) na divisa entre o Brasil e o Paraguai, na porção boreal do Reservatório.

d) Área Prioritária

Constituída pela zona das obras de construção, com 8.703 ha, possui projeto de recomposição da cobertura vegetal original em andamento.

As Áreas protegidas vêm sendo objeto de reflorestamento em suas porções desmatadas, principalmente no que se refere à faixa de Proteção na margem esquerda. Assim sendo, foram plantadas cerca de 13,5 milhões de mudas florestais, numa área de aproximadamente 17.000 ha, desde 1981. A produção das mudas é feita em três viveiros florestais, com uma capacidade instalada de 2,5 milhões de mudas.

A fiscalização da Faixa de Proteção é exercida em caráter permanente por técnicos da Itaipu, com a finalidade de prevenir a ocupação irregular da mesma e orientar os interessados nos seus usos múltiplos. As irregularidades são apontadas aos órgãos oficialmente encarregados das ações repressivas.

3.5. Conservação de solos

Com o objetivo de prevenir a contaminação do Reservatório por defensivos agrícolas, fertilizantes o carreamento de sólidos em suspensão e contribuindo ainda para a elevação dos índices de produtividade do solo, este programa é desenvolvido em parceria com os municípios lindeiros ao Reservatório, tendo sido responsável pela readequação de 814 Km de estradas rurais, 30.891 ha de obras de conservação do solo.

3.6. Abastecedouros comunitários

Instalações destinadas a armazenar água para abastecer equipamentos agrícolas (pulverizadores), evitando que os agricultores retirem água diretamente dos riachos tributários ou do próprio

Reservatório, quando freqüentemente ocorre o refluxo, contaminando a massa d'água.

Esses abastecedouros são alimentados por roda d'água, cataventos ou até mesmo por gravidade. Junto a cada abastecedor está previsto um lugar para armazenar os frascos de agrotóxicos vazios. Até o presente foram construídos, com a participação de Itaipu, mais de 164 abastecedouros comunitários. A localização dos abastecedouros, pela comunidade, é feita freqüentemente pelas Comissões Municipais de Conservação de Solos.

3.7. Saúde e saneamento (vigilância sanitária)

O programa de vigilância sanitária desenvolvido no âmbito das áreas protegidas da Entidade abrange além da fiscalização e assistência técnica-educativa às comunidades, a construção, a reforma, a manutenção e controle da potabilidade de poços e nascentes situados em Pontos de Pesca, Reserva Indígena e Reservas Biológicas.

3.8. Educação Ambiental

O Plano Diretor de Meio Ambiente da Itaipu Binacional, elaborado em 1982, contempla a Educação Ambiental como importante ação na mitigação dos impactos ambientais decorrentes da formação do lago, em toda sua área de abrangência.

Neste contexto foram criados o Ecomuseu, no Brasil e o Museu de História Natural no Paraguai.

O Ecomuseu representa as ligações entre o homem, sua obra e o meio ambiente na área do Reservatório da Itaipu Binacional, numa proposta de valorização da proposta regional, desenvolvendo por meio de seus programas uma atitude dinâmica na prática da Educação Ambiental com alunos, professores e a comunidade como um todo.

O Museu de História Nacional também realiza atividades que têm por objetivo ensinar e conscientizar a população sobre as práticas acessíveis para a proteção dos recursos naturais e do meio ambiente. Para isso são elaborados e distribuídos manuais, catálogos e folhetos.

A Itaipu Binacional, no entanto, numa ampliação dessa proposta inicial e, assimilando as tendências e recomendações nacionais e internacionais, no campo da Educação Ambiental (a partir da "Conferência sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento realizada em

1992, no Rio de Janeiro) na Agenda 21, propôs a criação do **Centro de Educação Ambiental do Iguaçu**, efetivamente implantado em 1993, integrado à Prefeitura Municipal de Foz do Iguaçu e UNIOESTE/FACISA. Este núcleo tem como objetivo a disseminação das Políticas de Meio Ambiente e Educação Ambiental, a partir de diretrizes definidas pelo Ministério da Educação e Desporto, em consonância com o Ministério de Meio Ambiente e Amazônia Legal, ambos do Brasil.

O CEAI trabalha prioritariamente na formação de agentes multiplicadores nos sistemas formal e não formal de ensino e nos dezesseis municípios do Reservatório, por meio de concursos, seminários, prática de oficinas e laboratório, com vistas à constituição de uma rede regional de Educação Ambiental.

Para dar ênfase às atividades de Educação Ambiental e Pesquisa, a Itaipu Binacional mantém ainda um convênio com o Ministério de Ciência e Tecnologia do Brasil (CNPq) por meio de bolsas a nível nacional e internacional, objetivando a capacitação de técnicos institucionais e não institucionais em projetos e pesquisas na área ambiental, coordenado pelo Centro de Estudos e Pesquisas da Itaipu (CEPI).

3.9. Zoneamento de usos do Reservatório

Este trabalho é recente e tem por objetivo delimitar áreas com base na Poligonal Envolvente definindo os usos permitidos a cada trecho.

Preliminarmente estão sendo classificadas as áreas como Intangíveis, de Uso Restrito e de Uso Intensivo levando em conta os atuais usos e características aquáticas, em consonância com os usos e classificação da parte terrestre (Faixa de Proteção).

4. Conclusão

A evolução dos conceitos relacionados à proteção ambiental, desde a época do início da construção da Obra, tem sido constante. Novos critérios têm se incorporado à visão preservacionista do homem moderno, não sendo possível, hoje, desvincular-se a proteção do meio ambiente do desenvolvimento.

Acompanhando essa tendência mundial, a Itaipu Binacional tem direcionado o seu programa ambiental para a manutenção dos impactos por ela causados, ao mesmo tempo em que busca integrar-se na sua região de influência direta por meio da administração do Reservatório, de suas Áreas Protegidas e do relacionamento com as comunidades lindeiras.

Visando alinhar-se com os conceitos modernos de inserção regional, bem como ajustar-se às condições dinâmicas de seu Reservatório e entorno, a Itaipu Binacional está revisando o seu Plano Diretor, que deverá entrar em vigência em 1995, tendo como principais objetivos a preservação de sua matéria prima para a geração de energia, a busca de equilíbrio nas relações, naturais ou antrópicas, bem como a oferta de oportunidade de desfrute de condições ambientais sadias e conducentes ao desenvolvimento sustentado.

Qualidade da Água na Legislação Ambiental Brasileira

Aída Maria P. Andreazza
Raquel B. Binotto
David M.L. da Motta Marques
Albano Schwarzbald

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS/Brasil

Resumo – Este trabalho realiza uma avaliação crítica da Legislação Ambiental Brasileira referente à Qualidade da Água, a partir da análise dos instrumentos legais vigentes e/ou em implantação. Percebe-se que a Legislação referida falha em diversos aspectos, notadamente quanto à falta de critérios específicos para a problemática brasileira, uma vez que toma por base experiências e parâmetros “importados”, na maior parte das vezes de aplicabilidade discutível para solução das questões brasileiras e em, um nível mais restrito, regionais. Sem pretender esgotar o assunto, apresentam-se ainda algumas conclusões preliminares e sugestões para uma maior adequabilidade da Legislação referente à Qualidade da Água.

Abstract – This study performs a critical assessment of Brazilian Environmental Law on Water Quality, by analysing legal instruments which are current or being implemented. It is noted that the Law fails in various aspects, especially as to the lack of specific criteria relating to Brazilian problems, since it is based on “imported” experiences and parameters which are mostly not clearly appropriate to solve Brazilian, and to a more limited extent, regional problems. Although this paper does not intend to be an exhaustive study on this topic, some preliminary conclusions are presented, besides suggestions to render Water Quality Law more appropriate.

1. Introdução

Tendo em vista que a água está se tornando um recurso natural limitado, em termos de qualidade e/ou quantidade, o homem, através de uma conscientização progressiva do problema a partir das primeiras décadas deste século, tem buscado melhores formas de planejar o seu uso. Para tal, torna-se primordial a elaboração de uma legislação específica, de modo a regulamentar e gerenciar o aproveitamento das águas.

O presente trabalho reúne, embora de forma resumida, os aspectos mais importantes que embasam a necessidade da existência de uma legislação sobre a qualidade das águas, apresenta um histórico conciso de como a questão se desenvolveu no Brasil, sintetiza os principais instrumentos legais vigentes relativos aos recursos hídricos do nosso país e Estado do Rio Grande do Sul e, finalmente, realiza um breve apanhado crítico acerca da legislação existente, apresentando ainda algumas conclusões e sugestões passíveis de discussão.

2. Legislação Brasileira de Controle e Qualidade dos Recursos Hídricos

2.1. Generalidades

A evolução histórica da Legislação Ambiental Brasileira referente às águas fundamentou-se na questão das quantidades disponíveis, em detrimento da preocupação com a qualidade, o que veio transparecer somente na década de 80, como se verá a seguir.

Pela Constituição de 1946, a regulamentação do uso dos recursos naturais possuía conotação de exploração, conforme a mentalidade então dominante, ficando estabelecido como competência da União legislar sobre riquezas do solo, mineração, metalurgia, águas, energia elétrica, florestas, caça e pesca.

Na Constituição Federal de 1967 ainda vigorava, de acordo com a visão desenvolvimentista da época, o caráter de exploração dos recursos naturais. O artigo 8, inciso XVII, determina como competência da União legislar sobre florestas, caça e pesca, energia, águas, telecomunicações e serviço postal.

“ A obrigatoriedade da preservação da qualidade da água em todo o território nacional acha-se estabelecida na Constituição Federal de 1988, como consequência do artigo 225, que estabelece o preceito da proteção ao meio ambiente, embora inexista aí uma referência explícita aos recursos hídricos ou mesmo a recursos naturais (estes estão mencionados no parágrafo 4º apenas com referência a alguns ecossistemas considerados mais importantes). Além disso, no artigo 20, as águas e os potenciais hidroenergéticos são considerados como bens da União;

o artigo 21 estabelece condições à exploração de aproveitamento energético dos cursos d'água e preconiza a instituição de Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e a definição de outorga de direitos de seu uso. Finalmente, nos artigos 23 e 24 é estabelecida a competência supletiva dos Estados e Municípios para o combate à poluição em todas as suas formas" (Branco, 1991).

Em conseqüência, todos os Estados possuem Secretarias ou Coordenadorias de Meio Ambiente e Legislações específicas, mais restritivas para proteção da qualidade das suas águas. Da mesma forma, muitas Leis Orgânicas de Municípios contém dispositivos e/ou estabelecem a criação de órgãos municipais de proteção ao meio ambiente e aos recursos naturais, inclusive recursos hídricos.

2.2. Aspectos históricos e legislação vigente

A evolução histórica da legislação brasileira sobre a qualidade das águas é muito bem abordada por Branco (1991). O que se segue neste item, e também no seguinte, é um apanhado das suas referências, complementadas por algumas citações de Pompeu (1988) e por interferências dos autores.

Desde o ano de 1560, observa-se, no Brasil, uma preocupação com a qualidade das águas, manifestada por reações populares contra o lançamento em águas para consumo, de resíduos sólidos oriundos da fabricação de farinha de mandioca.

Contudo, é o Código de Águas, baixado através do Decreto 24.643, de 10/07/1934 (modificado posteriormente pelo Decreto-lei 852, de 11/11/1938 e por leis subseqüentes), que representa um marco na legislação brasileira e, se hoje é considerado obsoleto em alguns aspectos, estava adequado aos interesses e necessidades da época.

No Código de Águas não houve uma grande preocupação com a água enquanto recurso natural, passível de proteção contra a poluição, e cuja utilização deve observar princípios de utilização e gerenciamento internacionalmente aceitos. Mesmo assim, algumas normas de proteção adequadas à época são observadas, principalmente nos Artigos 109 e 110, que consideram ilícita a conspurcação ou contaminação de águas

por pessoas que não as consomem, identificando já uma regra de responsabilidade civil e criminal em caso de poluição hídrica.

Ao definir o direito de propriedade das águas, pelo Estado, o Código regulamentava o aproveitamento dos recursos hídricos e estabelecia, como prioritário, o abastecimento público, reforçando a necessidade de manter-se a sua qualidade.

Permanecem ainda sem regulamentação algumas disposições fundamentais do Código de Águas, às quais não foi conferida a devida importância por parte de governantes e legisladores brasileiros, podendo-se citar, conforme Pompeu (1988):

1. desobstrução dos cursos de águas públicas, pela Administração, à custa dos infratores;
2. multas;
3. fixação de sanções pelo descumprimento de suas normas;
4. reposição do leito e margens no estado anterior, quando indevidamente ocupados;
5. inspeção e autorização das águas comuns e particulares;
6. desobstrução das águas comuns;
7. salubridade das águas à custa dos infratores;
8. servidões urbanas de aqueduto, canais, fontes e esgotos sanitários e pluviais;
9. zonas periodicamente assoladas pelas secas;
10. uso comum das águas, gratuito ou retribuído;
11. disciplina das águas nascentes.

Também não se legislou sobre a extração de águas subterrâneas.

O Código Penal Brasileiro (Decreto-lei 2.848, de 07/12/1940), o qual ainda é vigente, estabelece a proteção da água potável, contra o “envenenamento, corrupção e poluição”.

A partir de 1940, somente em 1961, através do Código Nacional da Saúde (Decreto 49.974-A) são estabelecidas algumas restrições e obrigações por parte das indústrias de todo o país no sentido de um controle de lançamento de resíduos líquidos. Essa norma estabelece também que os serviços de saneamento, de abastecimento de água e remoção de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos ficarão sujeitos à orientação e fiscalização das autoridades sanitárias competentes, estabelecendo o correto preceito do controle da poluição através do controle da qualidade do corpo receptor.

Em 29 de junho do mesmo ano, foi promulgado o Decreto Federal 50.877, que constituiu a primeira legislação federal específica sobre poluição das águas, estabelecendo a exigência de tratamento dos resíduos líquidos, sólidos ou gasosos, domiciliares ou industriais, antes do seu lançamento às águas interiores ou litorâneas. Previa também a classificação das águas, de acordo com os seus usos preponderantes, com respectivas taxas de poluição permissíveis, a ser estabelecida em regulamentação posterior. É definido, ainda, convenientemente em lei federal, o termo “poluição” aplicado às águas.

Seguiram-se algumas leis destinadas à proteção de recursos naturais e à proibição de poluição, tais como:

- Lei 4.771 de 15/09/65, que instituiu o Código Florestal, mencionando pela primeira vez a reserva de faixas de proteção à margem dos rios;
- Decreto-lei 221 de 28/02/67, estabelecendo o Código de Pesca;
- Lei 227 de 28/02/67 (regulamentada pelo Decreto 62.934 de 02/07/68), instituindo o Código de Mineração.

Passo importante foi dado através da criação do Conselho Nacional de Controle da Poluição Ambiental (Decreto-lei 303 de 28/02/67), estendendo o conceito de poluição aos ambientes aéreo e terrestre e introduzindo a expressão “meio ambiente”.

Na década seguinte, de 70, com a criação da Secretaria Especial de Meio Ambiente - SEMA do Ministério do Interior, através do Decreto 73.030, de 30/10/73, consolida-se a visão mais global do problema ambiental como um todo. Dentre suas atribuições está a de elaborar, controlar e fiscalizar as normas e padrões relativos à preservação do meio ambiente. A SEMA introduziu o conceito de proteção à natureza, de equilíbrio ecológico, de preservação de espécies independentes de sua utilidade ou aparente nocividade: cada uma possui sua função específica e indispensável em relação às demais, e dessas inter-relações surge o equilíbrio ambiental desejável.

A partir de 1975, vários decretos, leis e portarias vieram enriquecer e tornar mais objetivo o acervo legislativo federal visando à proteção das águas em todo o território nacional:

- Decreto-lei 1.413 (14/08/1975), que estabeleceu o zoneamento urbano em áreas críticas de poluição;

- Decreto-lei 76.389 (03/10/1975), que dispunha sobre medidas de prevenção e controle de poluição industrial;
- Portaria 013/MINTER (15/01/1976), que estabelece pela primeira vez em âmbito federal, um critério de classificação das águas interiores, fixando padrões de qualidade e parâmetros a serem observados para cada classe, bem como o uso a que se destinam;
- Portaria 0536/MINTER (07/12/1976), que fixava, pela primeira vez, padrões específicos de qualidade de águas para fins de balneabilidade ou recreação de contato primário;
- Decreto Federal 81.107 (22/12/1977), que definiu o elenco de atividades sobre as quais os Estados não tinham jurisdição por serem consideradas de interesse à segurança nacional;
- Portaria Interministerial nº 01 (23/01/1978), que recomendava que fossem levadas em conta condições de produção de energia hidrelétrica e de navegação para efeito de classificação e enquadramento de águas federais e estaduais;
- Portaria Interministerial nº 90 (29/03/1978), que criou o CEEIBH (Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas) com atribuições de classificar os cursos d'água da União, estudar de forma integrada e acompanhar o uso racional dos recursos hídricos federais com objetivo de obter o melhor aproveitamento múltiplo de cada bacia.

Seguem-se portarias proibindo o lançamento direto do vinhoto, determinando normas para o tratamento e disposição do lixo, e ainda em 1979, a criação dos Comitês Executivos de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas, subordinados ao CEEIBH.

A Lei 6.803 (02/07/1980) estabeleceu as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição.

Foi a partir da Lei 6.938 (31/08/1981), com a definição da Política Nacional do Meio Ambiente (normatizada pelo Decreto 88.351 em 01/06/1983, e posteriormente modificada pelo Decreto 91.305 de 03/05/1985) e a criação do SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente) e do CONAMA (Conselho Nacional do Meio

Ambiente - regulamentado pelo Decreto 88.351 em 01/06/1983, e posteriormente modificada pelo Decreto 91.305 de 03/05/1985), que um passo de grande importância foi dado no processo de consolidação de uma política de gerenciamento dos recursos hídricos.

A Política Nacional do Meio Ambiente foi desenvolvida a partir de uma série de princípios, entre eles: o equilíbrio ecológico, o planejamento do uso do solo, a proteção de ecossistemas, o controle e zoneamento de atividades poluidoras, o desenvolvimento de tecnologias de proteção aos recursos naturais, a recuperação de áreas já degradadas, a educação ambiental. A fim de cumprir-se esta nova política implementada, foram estabelecidos alguns instrumentos como:

- o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental;
- o zoneamento ambiental;
- a avaliação de impactos ambientais;
- o licenciamento ambiental de atividades poluidoras.

Entre as atribuições do CONAMA, figuram:

- Baixar normas para implementação da Política Nacional do Meio Ambiente;
- Estabelecer normas e critérios para licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, incluindo a exigência de Estudos de Impacto Ambiental (EIA) quando for o caso. Como decorrência destes estudos deve ser elaborado o RIMA (Relatório de Impacto Ambiental), de acesso público.

Desta forma, as Resoluções CONAMA nº 1 (23/01/1986) e n. 11 (18/03/1986) definiram a obrigatoriedade, o conceito e as diretrizes básicas do EIA e RIMA.

A Resolução CONAMA nº 6 (de 24/01/1986) aprovou modelos de publicação de licenciamentos diversos para instalação e operação de empreendimentos.

A Resolução CONAMA nº 20 (de 18/06/1986) veio a alterar os critérios de classificação dos corpos d'água da União, estabelecidos anteriormente pela Portaria MINTER 013/76, estendendo-os às águas salobras e salinas, acrescentando vários parâmetros analíticos e alterando (tornando mais restritivos) os padrões relativos a vários componentes. De acordo com estas normas, "o enquadramento dos corpos d'água deve considerar não necessariamente seu estado atual,

mas os níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade e garantir os usos concebidos para os recursos hídricos”.

Na Resolução CONAMA nº 20 foram estabelecidos ainda:

- Padrões de Balneabilidade, com base no número de coliformes totais e fecais, segundo os quais as águas são classificadas em excelentes, muito boas, satisfatórias ou impróprias;
- que a competência para a sua aplicação é dos órgãos estaduais, ficando a SEMA incumbida dessa atribuição em caráter supletivo.

Já a Resolução CONAMA nº 10 (14/12/1988) estabeleceu competência e objetivos das Áreas de Proteção Ambiental (APAS), impondo, entre outras coisas, a obrigatoriedade de sistemas de coleta e tratamento de esgotos nas áreas urbanizadas das mesmas.

Neste mesmo ano de 1988, a Lei Federal 7.661 institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, como parte integrante da Política Nacional do Meio Ambiente, visando orientar a utilização racional dos recursos da zona costeira, contribuindo para a proteção do seu patrimônio natural, incluindo as águas costeiras, fluviais e estuarinas.

No ano de 1989 uma série de normas foram estabelecidas, destacando-se entre elas:

- o Decreto 97.507 (13/02/1989) que dispõe sobre o licenciamento da atividade mineral, uso do mercúrio metálico e do cianeto em áreas de extração de ouro, vedando as atividades de extração mineral em mananciais de abastecimento público e seus tributários, bem como em áreas ecologicamente sensíveis;
- a Lei 7.735 (22/02/1989) que extinguiu a SEMA (Secretaria Especial do Meio Ambiente do Ministério do Interior) e a SUDEPE (Superintendência do Desenvolvimento da Pesca do Ministério da Agricultura), criando o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), vinculado à Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República, composto das seguintes unidades:
 - I - Diretoria de Controle e Fiscalização;
 - II - Diretoria de Recursos Naturais Renováveis;

III - Diretoria de Ecossistemas;

IV - Diretoria de Incentivo à Pesquisa e Divulgação;

V - Diretoria de Administração e Finanças.

- a Resolução CONAMA nº 12 (14/09/1989), que proíbe atividades que possam pôr em risco a conservação dos ecossistemas, a proteção à biota de espécies raras, e a harmonia da paisagem nas Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIES);
- a Lei 7.797 (10/07/1989) que cria o Fundo Nacional do Meio Ambiente, com o objetivo de desenvolver projetos que visem ao uso racional e sustentável dos recursos naturais;
- o Decreto 97.632 (10/04/1989) que institui a obrigatoriedade da apresentação do Plano de Recuperação de Área Degradada, quando da apresentação do EIA/RIMA de empreendimentos que se destinem à exploração de recursos minerais.

No ano de 1990, através do Decreto 99.274, foram regulamentadas as Leis relativas à criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, sendo estabelecido:

- a estrutura do SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente);
- a constituição, funcionamento e competência do CONAMA e de suas Câmaras Técnicas.

2.3. Instrumentos legais para a solução de conflitos

Segundo Granziera (1993), no Brasil, são três os principais instrumentos legais vigentes para a solução de conflitos existentes quanto à utilização indevida dos recursos naturais:

Ação Civil Pública

A Ação Civil Pública de Responsabilidade por Danos Causados ao Meio Ambiente, ao Consumidor, a Bens e Direitos de Valor Artístico, Estético, Histórico, Turístico e Paisagístico foi instituída pela Lei 7.347 (24/07/85) e representou um efetivo avanço na proteção contra o dano ambiental, em especial para as pessoas que não sofreram o dano diretamente, permitindo às mesmas que ingressem em juízo.

- Partes legítimas para a ação: Ministério Público, União, Estados, Municípios e autarquias, empresas públicas, fundações, sociedades de economia mista ou associações constituídas há pelo menos um ano e que incluam em suas finalidades a proteção ao meio ambiente, ao consumidor, ao patrimônio artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico.
- Objeto da ação: condenação em dinheiro ou cumprimento de uma obrigação de fazer ou não fazer.

Ação Popular

A Ação Popular foi regulamentada pela Lei 4.717/65 e permite que qualquer cidadão (eleitor) obtenha a invalidação de atos administrativos ou de entidade em que o Estado participe, lesivos ao patrimônio público, à moralidade administrativa, ao meio ambiente e ao patrimônio histórico e cultural.

- Partes legítimas para a ação: cidadão.
- Objeto da ação: prevenção e repressão da atividade administrativa quando esta causar dano aos bens públicos.

Mandado de Segurança

O Mandado de Segurança foi regulamentado pela Lei 1.533 (31/12/51) e permite que pessoas físicas, jurídicas, e entidades com capacidade processual ingressem em juízo para “proteger direito individual ou coletivo, próprio, líquido e certo, isto é, que se apresente manifesto na sua existência, com extensão definida e passível de ser exercitado quando da sua impetração, cujo prazo é de cento e vinte dias, contados do conhecimento oficial do ato.” (Granziera, 1993).

Como referência à defesa de interesses coletivos, é o Mandado de Segurança Coletivo o instrumento passível de ser impetrado, sendo facultado a partido político com representação no Congresso, organização sindical, entidade de classe ou associação legalmente constituída e em funcionamento há pelo menos um ano.

Obs: o Mandado de Segurança, como instrumento de defesa do meio ambiente tem sido muito menos efetivo que outras medidas, como por exemplo, a Ação Civil Pública.

2.4. Legislação da qualidade da água no Rio Grande do Sul

As águas do Estado do Rio Grande do Sul estão enquadradas segundo os padrões de qualidade definidos pela Portaria MINTER 013/76 em cinco classes, de acordo com as suas características físico-químicas, bacteriológicas e biológicas e com seus usos preponderantes (abastecimento e recepção de despejos) em:

Classe I: águas destinadas ao abastecimento para fins potáveis, sem tratamento de qualquer natureza, a não ser processos de desinfecção;

Classe II: águas destinadas ao abastecimento para fins potáveis, após filtração e desinfecção, à irrigação de hortaliças, natação, recreação, esportes aquáticos e balneários;

Classe III: águas destinadas ao abastecimento para fins potáveis, após tratamento convencional e desinfecção;

Classe IV: águas destinadas ao abastecimento para fins potáveis, com tratamento especial e desinfecção;

Classe V: águas que não possam ser utilizadas para o recimento e diluição de despejos industriais e sanitários.

A Secretaria Estadual de Saúde tem atribuição para definir os parâmetros físicos, químicos e biológicos de cada classe, bem como, quando julgar necessário e conveniente, alterar a classificação dos corpos d'água. Cabe também à Secretaria da Saúde autorizar o lançamento de águas residuárias nos corpos d'água, estabelecendo o tratamento mais adequado a ser efetuado.

Está previsto o enquadramento das águas do Rio Grande do Sul conforme a Resolução CONAMA nº 20, o que deverá ocorrer até o ano de 1996, sendo que até o presente momento, apenas alguns cursos d'água (da Bacia do Guaíba) foram objeto de tal enquadramento.

Quanto aos critérios e padrões de efluentes líquidos a serem observados por todas as fontes poluidoras com lançamento nas águas interiores do Estado, vigora a Portaria nº 05/89 da Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente, a qual complementa, segundo as disposições do artigo 15 da Resolução CONAMA nº 20, o artigo 21 da mesma.

A obediência aos padrões admitidos para a qualidade da água é efetivada através da obrigatoriedade da obtenção de licenciamento

prévio, de instalação e operação exigida pela Fundação de Proteção Ambiental - FEPAM, à qual devem se dirigir todos os interessados na implantação de qualquer empreendimento.

A Constituição Estadual do Rio Grande do Sul de 1989 dedica ao meio ambiente o Capítulo IV, no qual a questão ambiental é abordada de forma semelhante à Constituição Federal de 1988, sendo que a questão da qualidade das águas não é abordada de forma direta em nenhum dos itens. A Constituição riograndense, entretanto, através do seu artigo 171, define as bases para um moderno sistema de gerenciamento de recursos hídricos, instituindo "o princípio de gestão por bacia hidrográfica, a cobrança pelo uso da água e a reversão dos recursos financeiros arrecadados por essa cobrança em proveito da respectiva bacia." (Cánepa, 1992).

Destaca-se a proposta existente no Estado do Rio Grande do Sul de implementação do Código Estadual do Meio Ambiente, instrumento este já adotado em os outros Estados do Brasil. Para tal, a proposta existente está sendo meticulosamente examinada, promovendo-se as alterações necessárias para o seu aprimoramento e efetiva aprovação/implementação.

Neste Código, os recursos hídricos são abordados no item referente à Água e Saneamento, sendo que é dada ênfase ao Gerenciamento das Águas pelo Poder Público Estadual, através da implementação do Sistema Estadual de Recursos Hídricos - SERH, com base numa Política Estadual de Recursos Hídricos. Tal procedimento pode ser melhor visualizado nas Tabelas 1 a 3, a seguir apresentadas.

O Código Estadual do Meio Ambiente confere a devida importância às águas subterrâneas, apresentando diversos artigos, ainda no item Água e Saneamento, referentes a sua proteção e uso mais racional.

2.5. Problemas na atual legislação ambiental brasileira sobre a qualidade da água

A legislação brasileira, no que diz respeito à proteção e às políticas de uso dos recursos hídricos, seguiu uma evolução ditada essencialmente pela necessidade e não pelo desenvolvimento de conhecimentos especializados na área em questão, calcada no uso para

aproveitamento hidroenergético, até o estabelecimento da Política Nacional do Meio Ambiente, já no ano de 1981.

Desta forma percebe-se que, inicialmente, o desenvolvimento do país, a partir da utilização crescente de fontes de energia, começa a pôr em risco os recursos naturais, em especial os recursos hídricos, em benefício exclusivo da máxima exploração de potenciais energéticos próximos aos centros de consumo. Apesar disso, algumas pessoas, com uma visão avançada para a mentalidade dominante, conseguem elaborar o Código de Águas (1934), introduzindo algumas questões relacionadas à qualidade das águas.

Posteriormente, a partir do crescente interesse pela proteção à pesca, da construção de represamentos cada vez maiores, do desenvolvimento da indústria química, da utilização crescente de agrotóxicos, do aumento das cargas poluidoras municipais - explosão demográfica - começa a desenvolver-se uma visão de meio ambiente. Apesar disso, não há ainda uma consciência geral preservacionista, nem uma visão de conjunto ou de planejamento integrado, o que permitiria o estabelecimento de verdadeiras políticas de usos múltiplos. Assim, as leis desenvolvidas em meados da década de 60 (Códigos de Pesca, Florestal, de Mineração) não continham o espírito de integração, apresentando, ao contrário, uma ação pontual. Além disso, a ação coercitiva não conseguia ser exercida pois valiam, nos tribunais, as sentenças de que “não se pode poluir o que já está poluído” ou de que as águas naturais não são potáveis.

Tabela 1. Processo de Planejamento de Recursos Hídricos na Proposta de Projeto de Lei do RS

Plano Estadual de Recursos Hídricos	
Entidades	Atribuições
Comitê de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica	Prepara sugestões de interesse da bacia respectiva.
Agências de Região Hidrográfica	Subsidiam tecnicamente os respectivos Comitês no preparo de suas sugestões; subsidiam tecnicamente o Departamento de Recursos Hídricos na sua elaboração.
Departamento de Recursos Hídricos	Elabora, compatibilizando entre si os interesses dos Comitês e estes com os interesses dos demais setores do Estado.
Fundação Estadual de Proteção Ambiental	Analisa, sugere alterações ao Departamento de Recursos Hídricos, licença.
Conselho de Recursos Hídricos	Analisa, solicita alterações, aprova e remete, na forma de proposta de projeto de lei, ao Governador.
Governador	Analisa, solicita alterações, aprova e o remete, na forma de projeto de lei, à Assembléia Legislativa.
Assembléia Legislativa	Analisa, emenda e aprova a lei respectiva.
Planos de Bacias Hidrográficas	
Entidades	Atribuições
Comitê de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica	Elabora e aprova, vinculando-os ao Plano Estadual de Recursos Hídricos.
Agências de Região Hidrográfica	Subsidiam tecnicamente
Fundação Estadual de Proteção Ambiental	Analisa, sugere alterações ao Comitê, licença.

Fonte: Lanna, 1994.

Tabela 2. Propósitos do Plano Estadual de Recursos Hídricos, conforme Proposta de Projeto de Lei do RS

1) traduzir os objetivos da Política Estadual de Recursos Hídricos em metas a serem alcançadas em prazos definidos;
2) enfatizar os aspectos quantitativos, de forma compatível com os objetivos de qualidade da água, estabelecidos a partir das propostas dos Comitês de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica;
3) inventariar as disponibilidades hídricas presentes e as estruturas de reservação existentes;
4) inventariar os usos presentes e os conflitos resultantes;
5) projetar os usos e as disponibilidades de recursos hídricos e os conflitos potenciais;
6) definir e analisar pormenorizadamente as áreas críticas, atuais e potenciais;
7) estabelecer diretrizes para a outorga do uso da água, que considerem a aleatoriedade das projeções dos usos e das disponibilidades de água e as diretrizes para a cobrança pelo seu uso;
8) estabelecer limite mínimo para a fixação dos valores a serem cobrados pelo uso da água.

Fonte: Lanna, 1994.

Tabela 3. Elementos Constitutivos dos Planos de Bacia Hidrográfica, conforme Proposta de Projeto de Lei do RS

1) Objetivos de qualidade a serem alcançados em horizontes de planejamento não inferiores ao estabelecido no Plano Estadual de Recursos Hídricos;
2) programas das intervenções estruturais e não-estruturais e sua espacialização;
3) esquemas de financiamento dos programas através de: <ul style="list-style-type: none"> - determinação dos valores cobrados pelo uso da água; - rateio dos investimentos de interesse comum; - previsão dos recursos complementares alocados pelos orçamentos públicos e privados na bacia.

Fonte: Lanna, 1994.

A consciência ambientalista começou a ser despertada, em âmbito mundial, a partir do crescente número de movimentos ecológicos mundiais e, no Brasil, a partir da criação de “partidos verdes”. Pela atuação de pressões internacionais e nacionais, é criada a Secretaria do Meio Ambiente, em 1973, que, na prática, tinha pouca atuação visto que a mentalidade do governo desta época ainda era a de “desenvolvimento a qualquer custo”.

Com a criação da SEMA, iniciou-se um processo de conscientização do meio ambiente comandado pelos sanitaristas e biólogos que enfrentavam dificuldades em conciliar o extremismo preservacionista de alguns. Portanto, a SEMA exerceu um papel conciliador importante, estabelecendo parques e reservas de grande importância preservacionista, ao mesmo tempo que reconhecia, por outro lado, a importância e urgência da aplicação em larga escala de soluções tecnológicas para os problemas ambientais. Dessa integração nasceu um conceito muito mais real de proteção dos recursos naturais, que os consideram como parte integrante de sistemas naturais, participantes de um complexo equilíbrio que precisa ser mantido no seu todo. A proteção dos recursos hídricos deixa de ser encarada isoladamente, como uma utilização imediata, e passa a tornar-se um processo de manutenção do equilíbrio natural dos ecossistemas e preservação, independentemente da sua utilidade.

Dessa forma, a questão ambiental passou a ser considerada como parte integrante e de extrema importância no processo de desenvolvimento do país, reestruturando-se toda uma série de leis até então vigentes, inclusive com a criação do CONAMA, em 1981, que, apesar das críticas existentes, foi um passo importante na Legislação Brasileira sobre a Qualidade das Águas.

A atual legislação, porém, apresenta algumas deficiências básicas de concepção, as quais podem ser resumidas como segue:

- a) É a negociação econômica que determina a obediência às disposições legais vigentes e, sob essa ótica, são geradas as leis, decretos, normas, portarias e regulamentos que visam à proteção ambiental, quando o caminho correto seria, a partir da necessária preservação dos recursos naturais, adequar o desenvolvimento econômico nacional ou regional e a respectiva legislação.

- b) Na maior parte das vezes, é o poder judiciário que toma as decisões, como consequência de um certo “esvaziamento” do poder executivo, o qual é dependente da administração e das informações por ela repassadas, freqüentemente condicionadas por interesses de “não transparência” de eventuais falhas.
- c) As ações públicas de defesa do meio ambiente possuem, em geral, o caráter fiscalizador válido para situações comuns e desprovido do impulso para procura de novos caminhos, fruto da tradição de atitudes movidas por uma lógica causal das decisões.
- d) A ação governamental dá-se sempre de forma defasada no tempo, visto serem buscadas, majoritariamente, simples condições de contorno para a solução da questão ambiental, a qual não é precedida por planejamento prévio estratégico e pela negociação social.
- e) A legislação acaba por tornar-se “pouco precisa, permitindo sua aplicação em qualquer circunstância, porém de forma inócua ou, no extremo oposto, demasiadamente detalhada, e por isto, inaplicável à maioria das situações” (Lanna, 1994).
- f) Freqüentemente, o interesse pela questão ambiental torna-se secundário e frágil diante da pressão exercida por grupos de forte poder econômico, os quais pressionam, com sucesso, por concessões, autorizações e licenciamentos que beneficiam setorial e unilateralmente apenas alguns segmentos da sociedade.
- g) “A inadequação desta situação tem como consequência o surgimento e agravamento dos conflitos de uso e proteção do meio ambiente, que realimentam o processo de elaboração de instrumentos legais, dentro da assertiva de que ‘se alguma coisa não está funcionando é por que não existe lei apropriada’.” (Lanna, 1994).
- h) Nessas condições, surge uma reação contrária, sintetizada pela frase “já existem leis suficientes, havendo simplesmente necessidade de serem aplicadas”, remetendo-se a culpa do fracasso no alcance dos objetivos esperados à lentidão da justiça e à inoperância,

associadas a atitudes ambientalmente criminosas dos agentes econômicos (Lanna, 1994).

No entanto, deve ser entendido que as dificuldades para a implementação de um adequado modelo de gestão ambiental (e legislação correspondente) não é resultado da incompetência de administradores, juristas e legisladores, mas das limitações do próprio modelo, o qual não leva em consideração: o conhecimento técnico-científico prévio do ambiente regionalizado, a interdisciplinaridade dos diversos agentes envolvidos, os anseios e necessidades das comunidades e suas vocações e limitações, entre outros fatores. Depreende-se daí a necessidade de serem adotadas soluções para controle e monitoramento da qualidade das águas somente após o conhecimento da área em estudo, não sendo válida a opção de “importar” parâmetros e padrões estabelecidos em outros países ou até mesmo em outras regiões.

Em seqüência, abordam-se, em particular, deficiências que podem ser identificadas em alguns dos instrumentos legais vigentes:

Na Constituição Federal de 1988

Considerando que a descentralização político-administrativa é uma prática recomendada para a gestão ambiental, a Constituição Federal de 1988 atende a esta premissa no sentido em que estabelece bens da União e Estados, entre os quais se inclui a água. No entanto, quanto à competência administrativa sobre tais bens, a Constituição nem sempre prevê competências exclusivas, podendo as mesmas serem repassadas aos Estados e Municípios. Na prática, tal fato gera conflitos na correta definição de atribuições, uma vez que compete privativamente à União (artigo 22) legislar sobre águas, energia e é competência comum da União, dos Estados e dos Municípios “proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas”, bem como compete (artigo 24) à União, aos Estados e ao Distrito Federal legislar concorrentemente sobre “florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição”. Além disso, à União caberá decidir se autoriza, ou não, os Estados a legislarem sobre águas e, assim mesmo, somente quanto a questões específicas.

Portanto, “no campo das águas, a constituição de 1988 é confusa, omissa e centralizadora, tendo sido rejeitadas todas as emendas que

visavam dotá-la de disposições coerentes, sistemicamente organizadas” (Pompeu, 1988).

Chama a atenção ainda que, “pela amplitude da redação do dispositivo referente às águas de domínio estadual, desaparecem, do ordenamento jurídico brasileiro, as águas municipais, as comuns e as particulares, restando saber o que o Poder Judiciário dirá a respeito, face à garantia do direito de propriedade, constante do mesmo texto constitucional” (Pompeu, 1988).

No artigo 225 da Constituição são empregadas algumas expressões de caráter vago e distante, como por exemplo, a definição de “meio ambiente ecologicamente equilibrado” a qual, uma vez que não se refere a direitos avaliáveis, não estabelece instituições passíveis de ação do sistema jurídico pois não implica em responsabilidades específicas. Teria sido mais eficaz a inclusão explícita de alguns limites, através do estabelecimento de padrões, como por exemplo, “todo cidadão brasileiro tem direito a beber água com ausência de coliformes fecais.” Afinal, de acordo com Branco (1991), “meio ambiente ecologicamente equilibrado é o existente nas grandes fossas abissais oceânicas ou em sedimentos altamente putrefatos de regiões palustres que, nem por isso, seriam reivindicados como lugares propícios à habitação por qualquer cidadão brasileiro, ou de qualquer parte do mundo.”

Na Resolução CONAMA nº 20

A maior parte das considerações que se seguem reproduzem a opinião de Branco (1993).

Extensas listas de parâmetros analíticos são definidas em diversas classes, principalmente nas classes 1, 2 e 3. Entretanto, na determinação de tais parâmetros não foram levados em conta que:

- nem todas as cidades brasileiras apresentam condições técnico-financeiras para a realização de tais análises, tornando, muitas vezes, inaplicável tais normas de classificação de águas;
- algumas substâncias são tóxicas já em concentrações extremamente baixas, o que dificulta o seu controle pelos laboratórios responsáveis pela análise de águas, podendo incorrer, em algumas situações, a erros analíticos.

Uma solução para tais problemas seria a introdução de métodos sintéticos de avaliação de toxicidade, com o emprego de bioensaios, que, além de suprir o problema técnico/financeiro, teriam um resultado mais abrangente, avaliando de forma mais ampla os efeitos das substâncias tóxicas sobre o ecossistema.

Quanto à presença de coliformes, a Resolução é confusa na delimitação dos valores máximos admissíveis, tornando difícil, em algumas situações, o enquadramento da água analisada em uma das classes estabelecidas. Ainda, sabe-se que hoje, é possível realizar o tratamento de águas para abastecimento público com número de coliformes (totais e fecais) igual ou superior ao especificado, por exemplo, para a Classe 3. Dessa forma, as águas da Classe 4 não seriam impróprias para o abastecimento público, conforme deixam subentender os termos da Resolução.

Os padrões a serem respeitados envolvem somente valores máximos desejáveis ou permissíveis, sendo omitidos aqueles mínimos, indispensáveis à nutrição e à higiene dos usuários, o que seria de especial interesse nas regiões áridas e semi-áridas brasileiras, cujas populações dependem de sais presentes na água, para complemento de sua ração alimentar (Ide & Motta Marques, 1992).

Foram introduzidos parâmetros de qualidade de águas salinas e salobras visando à proteção de usos, tais como: recreação, comunidades aquáticas naturais, aquacultura, harmonia paisagística. Entretanto, não foram mencionados o seu uso potável - mediante dessalinização - ou abastecimento para certos fins industriais - salinas, água de refrigeração, uso de caldeiras,... Além disso, há dificuldades na interpretação das exigências em zonas de transição estuarinas, onde o efeito das marés faz com que as águas ora sejam salobras ora doces. Uma solução para este problema seria a substituição da classe definida como "águas salobras" por uma classe "estuários" caracterizada por uma salinidade variável devida aos efeitos das marés possibilitando o seu enquadramento e permitindo uma utilização mais adequada de tais águas.

Uma vez que os padrões quanti-qualitativos estabelecidos através da utilização de parâmetros físico-químicos para a classificação das águas não foram obtidos, primeiramente, através do estabelecimento de uma rede de monitoramento, tais valores, muitas vezes, são inadequados para a aplicação regionalizada dos mesmos. É necessário que, no mínimo, seja conhecido o "*background*" natural das diferentes

regiões do país, a fim de que os limites estabelecidos para os diferentes padrões utilizados correspondam, realmente, a problemas ambientais causados por ação antrópica, e não, como acontece em alguns locais, simplesmente refletindo características naturais do meio em questão, relacionadas, muitas vezes, com os aspectos hídricos e/ou geológicos da região. Além disso, “determinados parâmetros podem ser inaceitáveis numa região, enquanto que em outras, são normais para a população consumidora.” (Ide & Motta Marques, 1992)

Na elaboração de EIA/RIMA

Este instrumento ainda não foi bem compreendido e absorvido como estratégia para planejamento. “O empreendedor, ao contratá-lo, não está ‘pagando pela sua aprovação’, mas deveria também estar subsidiando-se na busca de melhores soluções técnicas e de localização do empreendimento.” (Lanna, 1994)

A interdisciplinaridade não significa soma ou superposição de estudos disciplinares (multidisciplinaridade) mas demanda uma interpretação conjunta que as ciências ainda buscam, e o projeto tem como missão promover.” (Lanna, 1994)

Freqüentemente, o EIA/RIMA tem início após o projeto-alvo já ter sido implantado; por vezes, não é realizado o estudo ou, ainda, os resultados negativos são ignorados e o empreendimento acaba sendo implantado sem licença.

A legislação não é integralmente observada, pois ao estudo não é dada a devida publicidade, e as audiências públicas previstas não são efetivadas ou, quando o são, o envolvimento do público na tomada de decisões é, “na maioria das vezes, formal, previsível e orientado” (Rohde, 1990).

A situação da maioria dos órgãos estaduais de meio ambiente ainda é precária (ausência de monitoramento, de informação, de recursos humanos, de condições operativas,...).

Muitas vezes, há a sobreposição de interesses político-econômicos às conclusões contidas no EIA/RIMA, sem justificativas declaradas e/ou comprovadas.

Os documentos produzidos são, em geral, inadequados: viciosos (resultantes de compromisso tácito da empresa elaboradora do Estudo com o empreendedor); sem conteúdo técnico e científico (resultantes da denominada “indústria de RIMAs”); com informação insuficiente (desconexos e sem a devida abrangência ambiental) (Rohde, 1990).

Na Legislação do Rio Grande do Sul

O Estado do Rio Grande do Sul encontra-se defasado em relação a outros Estados da União quanto ao estabelecimento de uma efetiva Política Estadual do Meio Ambiente. Ainda não se encontram estruturados Comitês de todas as Bacias Hidrográficas em que se divide o Estado, e, os Comitês existentes não têm atribuição para ações de caráter legal, somente poder consultivo.

Com relação principalmente às águas subterrâneas, verifica-se a falta de mapeamento quali-quantitativo das mesmas, tarefa esta que poderia ser grandemente facilitada pelo cadastramento de todos os poços existentes (em operação e desativados) a ser realizado, por exemplo, pelas Prefeituras Municipais em seu território. Este fato pode ser interpretado como reflexo da falta de clareza do texto da Constituição Federal no que diz respeito a competências dos Municípios.

Observa-se que o trabalho que vem sendo realizado pela FEPAM, com relação ao licenciamento, fiscalização e controle das atividades industriais pode ser considerado efetivo, especialmente na região metropolitana de Porto Alegre, uma vez que a carga de poluentes de origem industrial aos cursos d'água da região vem diminuindo nos últimos anos. No entanto, no que se refere aos esgotos de origem doméstica, seu controle é de competência da CORSAN e de autarquias municipais, as quais não têm levado a efeito ações efetivas quanto à implantação de estações de tratamento. A consequência deste último fato pode ser comprovada pelo percentual mais elevado de cargas de origem doméstica em relação às de origem industrial (cerca de 15%), encontrado na Bacia do Guaíba, denotando a necessidade urgente da implantação de unidades de tratamento de águas residuárias domésticas.

3. Fundamentação para uma Legislação sobre Águas

3.1. Usos múltiplos

A água é um exemplo típico de um “bem comum fluido” ou seja, aquele que, segundo Lanna (1994) “pode ser consumido separada e individualmente, embora seu suprimento seja indivisível e compartilhado”. Em outras palavras, a água é um recurso natural, cujo consumo ou uso por um pode implicar em falta ou restrições para outros, sem que qualquer usuário possa ser seu proprietário exclusivo.

I Seminário - Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

Quando um bem deste tipo é renovável e, enquanto a demanda for superior ao suprimento, não há razões para que se estabeleçam conflitos; porém, quando é escasso, ou seja, quando a demanda supera a oferta, configura-se uma hierarquia de necessidades que deve ser obedecida, passando a ser exigido um processo de planejamento.

São inúmeras as possibilidades de uso das águas: geração de energia elétrica, irrigação, pesca, navegação, indústria, lazer, abastecimento público, recepção de rejeitos, entre outras. Por exemplo, a construção de uma barragem para geração de energia elétrica pode também servir aos propósitos de irrigação e abastecimento público, devendo ser as vazões obtidas do barramento distribuídas proporcionalmente entre os três intentos. Além disso, o provável uso determinará as características físico-químicas e biológicas necessárias que são esperadas da água a ser aproveitada.

Decorre dessa multiplicidade de usos a necessidade de uma política de gestão de recursos hídricos, a qual, finalmente, deverá estar fundamentada sobre um arcabouço jurídico-administrativo, que possibilite instrumentalizar a sua implementação.

3.2. O entendimento da água a partir de uma visão holística

Conforme Granziera (1993), para uma adequada política de gestão das águas, faz-se necessário um entendimento que considere não só as águas superficiais mas também as subterrâneas, devendo ser avaliado sempre o binômio qualidade/quantidade, para promoção do uso racional das mesmas, no quadro do ordenamento do território, visando a compatibilizar - nos âmbitos regional, nacional e internacional - o desenvolvimento econômico e social com os valores do ambiente.

Há que se considerar que, direta ou indiretamente, todos os problemas ambientais originados do uso de recursos naturais têm influência nas condições quali-quantitativas das águas, através de reflexos no ciclo hidrológico e nas suas características físico-químicas e biológicas.

A Tabela 4, a seguir, resume alguns dos principais problemas ambientais brasileiros, observando-se as conseqüências adversas de todos eles aos recursos hídricos.

Tabela 4. Alguns dos Principais Problemas Ambientais Brasileiros

Problema	Características
1) Poluição urbana, industrial e de minerações, incluindo o carvão.	Contaminação das águas e do solo ao longo de todo o ano.
2) Impactos ambientais de empreendimentos econômicos de grande porte	Por exemplo, construção de reservatórios que inundam grandes áreas e/ou alteram as vazões líquidas e sólidas (sedimentos) dos cursos de água; desmatamentos, aterros e dragagens para implantação de rodovias, ferrovias e hidrovias; construção de "polders" para controle de cheias.
3) Poluição originada na atividade agrícola.	Carreamento sazonal de agroquímicos, contaminando o solo, águas superficiais e subterrâneas.
4) Diminuição das vazões fluviais pela irrigação.	Aumento do uso consuntivo de água em projetos de irrigação, causando conflitos com outros usos antrópicos e com o ambiente.
5) Erosão.	Aceleração dos processos erosivos naturais por meio da ação humana.
6) Poluição originada no turismo.	Caça e pesca predatória, despejo de lixo, perturbação dos ninhais e de outras áreas de reprodução da fauna silvestre.
7) Desmatamentos.	Motivados, principalmente, para a formação de pastagens ou de áreas agrícolas.
8) Ameaças à fauna.	Localização de empreendimentos que afetam os hábitos, muitas vezes desconhecidos, da fauna, além da predação por caça e os problemas causados por desmatamentos.

Fonte: Lanna, 1994.

3.3. A necessidade de descentralização/interdisciplinaridade

A Declaração de Dublin (jan. de 1992) ressalta que a administração dos recursos hídricos deve ser efetuada da forma mais descentralizada possível. Esse é também o parecer da Declaração de Amsterdã (março de 1992).

Para tanto, é fundamental que as decisões a serem tomadas sejam fruto da participação de representantes de todos os segmentos da sociedade, englobando equipes técnicas de áreas distintas de atuação, bem como as instituições envolvidas e a comunidade, para que sejam obtidas as condições necessárias à negociação social.

Tal descentralização e conjunção de experiências e anseios somente será viável através de mecanismos devidamente institucionalizados, cuja base deve assentar-se sobre regras operacionais, estabelecimento de atribuições e linhas de atuação claros e definidos. Por outro lado, a aplicação da descentralização devidamente regulamentado por lei, facilitará o processo da gestão dos recursos hídricos, tendo em vista a redução da área de atuação de fiscalização e monitoramento.

3.4. A bacia hidrográfica como unidade de gestão

Atualmente, verifica-se a existência de um consenso ao nível internacional no sentido de adotar-se a bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento dos recursos hídricos, entendendo-se a mesma como um todo indivisível independente das fronteiras político-administrativas, no qual todos os recursos naturais (solo, cobertura vegetal, ar e água), organismos vivos e atividades econômicas devem ser levados em conta como um sistema interagindo em conjunto.

Apesar da dificuldade inicial inerente à delimitação dos espaços físicos de planejamento, a adoção da bacia hidrográfica como unidade de gestão tem mostrado resultados positivos. (veja-se a experiência francesa, alemã, inglesa e do Estado de SP, no Brasil) devidos à possibilidade de subdivisão de bacias maiores em sub e micro-bacias hidrográficas.

É da competência do Estado o estabelecimento de Planos de Gestão de Recursos Hídricos, os quais deverão conter diretrizes gerais em nível regional, que possam orientar os planos diretores municipais,

1 Seminário - Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

sobretudo no que tange ao crescimento urbano, localização industrial, proteção dos mananciais, exploração mineral, irrigação e saneamento, de acordo com as necessidades de recuperação, proteção e conservação dos recursos hídricos das bacias hidrográficas correspondentes.

Evidentemente, a implementação de um programa deste porte não pode prescindir de uma base legal.

3.5. A água como valor econômico

Os recursos naturais constituem bens gratuitos da natureza e como tal, deveriam ser considerados pela humanidade. Entretanto, principalmente a partir da Revolução Industrial (final do século XVIII), iniciou-se um processo de aceleração da degradação ambiental, agravado pela explosão demográfica, devido ao excesso de lançamento de cargas poluentes no meio ambiente, em níveis acima da sua capacidade de assimilação/depuração. A consequência desse fato é a escassez dos recursos naturais, os quais passaram a possuir um valor de uso "econômico", na medida em que a sua utilização implica em custos de capital.

A solução desta questão passa pela penalização aos infratores, monitoramento e fiscalização ambiental ou pela imposição de preços, taxas e subsídios.

Desta forma, atualmente, uma das maneiras de preservar a natureza acaba por implicar no estabelecimento de padrões de poluição admissíveis e/ou taxação pelo uso. A respeito, dispõe o Código Civil que o uso comum dos bens públicos pode ser gratuito ou retribuído, conforme as leis da União, Estados e Municípios, a cuja administração pertencerem (artigo 68), entendendo-se, portanto, como legal, a remuneração pelo uso das águas comuns públicas.

4. Aspectos Institucionais, Legais e Científicos para um Novo Gerenciamento da Qualidade da Água

4.1. Legislação específica

Observa-se que, no Brasil, desde 1934, há uma preocupação dos legisladores com a preservação das águas contra seu uso indiscriminado e poluição, embora ainda não tenha sido implementada uma legislação

específica e devidamente sistematizada sobre a questão do gerenciamento dos recursos hídricos e, intrinsecamente, de sua qualidade. A normalização do assunto se encontra disseminada e incluída, na maior parte das vezes, de forma indireta, em textos penais, constitucionais, e naqueles concernentes à saúde pública e saneamento geral, à flora, à fauna, e até ao meio ambiente considerado como item individualizado. Para exemplificar a forma diversificada como vem sendo abordado o assunto, observem-se as modalidades de inclusão do sistema de gerenciamento de recursos hídricos na estrutura das Constituições Estaduais (Boletim nº 50 ABRH, 1994) :

- como item específico : 13 Estados;
- no capítulo do meio ambiente : 4 Estados;
- junto com os recursos minerais : 4 Estados;
- junto com os recursos naturais : 1 Estado;
- no capítulo de competências ou bens do Estado : 5 Estados.

Independentemente da forma constitucional como considerados, alguns Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos já foram legalmente formalizados por três Estados (SP, CE, SC) e pelo Distrito Federal, tendência a ser seguida pelas demais unidades da Federação. No entanto, a oportuna implementação dos Sistemas referidos torna-se antecipada diante do retardo na aprovação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos - SINGREH - em debate desde de 1991, o que prejudica a atuação interestadual no gerenciamento das bacias hidrográficas de rios de domínio federal.

Constata-se, dessa forma, a necessidade urgente de ser aprovado o SINGREH, o qual representa o arcabouço normativo que reúne, em um mesmo texto legal, a pluralidade de itens que versam sobre a matéria.

Cabe salientar a importância de que o SINGREH contemple a questão da gestão das águas internacionais, as quais, devido ao seu caráter transfronteiriço, ultrapassam níveis de planejamento meramente locais/regionais. Isto é particularmente válido para os Estados da Região Sul, os quais já se encontram formalmente inter-relacionados com países vizinhos através do MERCOSUL.

Ressalta-se, entretanto, que o SINGREH somente poderá reverter nos benefícios esperados se devidamente inserido em políticas do Ministério do Meio Ambiente, que considerem a água como apenas

um dos recursos naturais, cuja gestão deva se dar de forma articulada e não isoladamente.

4.2. Educação ambiental

No Brasil, onde a questão ambiental como meta de planejamento e parte integrante do desenvolvimento socioeconômico como um todo, é ainda pouco compreendida e amadurecida, faz-se premente a adoção de programas de educação ambiental em todos os níveis da sociedade, com a respectiva formação e uso de recursos humanos adequados à tarefa. Nas Tabelas 5 a 7 são apresentadas algumas sugestões para a promoção de um processo educativo e informativo, envolvendo o meio técnico, político e a população, preparando-os para o papel que terão no gerenciamento ambiental.

Tabela 5. Técnicas para Participação e Educação Públicas: "Média"

População-alvo: público em geral			
Técnica	Descrição	Facilitadores	Dificultadores
Folhetos informativos e relatórios sumários	Definição: matéria resumida sobre empreendimento. Propósito: fornecer ao público informações gerais e documentos de leitura fácil.	Pode atingir um grande número de pessoas a um custo baixo para a entidade. Simplifica informações complexas.	Comunicação com mão única e pequena retroalimentação. A brevidade necessaria pode omitir informações-chave.
Apresentação de filmes e diapositivos	Definição: apresentação breve mostrando imagens sobre o projeto e controles adotados. Propósito: criar interesse sobre o projeto, as questões ambientais relacionadas e os métodos de controle de degradação.	Pode ser de produção barata. Quando usado com temas locais e envolvendo os formadores de opinião, pode ser um instrumento efetivo de mudança.	Distribuição dos filmes e projetos pode ser caro.
Rede de informações	Definição: fitas gravadas são distribuídas a grupos comunitários com tópicos para discussão. As respostas dos grupos são gravadas e retornam à entidade pública. Propósito: informar cidadãos e obter suas opiniões rapidamente.	Permite que a informação seja distribuída a uma vasta audiência. Promove comunicação em mão dupla.	Técnica cara e de preparo demorado.
Programas de rádio e televisão	Definição: programa em que especialistas ou decisores respondem a perguntas dos cidadãos através de telefone. Propósito: fornecer um fórum aonde muitos cidadãos podem assistir a programas de perguntas e respostas com especialistas e decisores.	Cidadãos podem ter uma comunicação direta de mão dupla com os especialistas ou decisores e uma vasta audiência pode ser atingida.	Decisores e especialistas podem achar perdido e tempo gasto nestes programas. Eles podem, igualmente, não apreciar este tipo de escrutínio público.
Notas para a imprensa, artigos especiais, boletins.	Definição: artigos de fácil compreensão que atingem uma vasta audiência. Propósito: informar a pessoas sobre temas de interesse.	Fornecer um fórum para temas locais e comunicação contínua. Permite o anúncio rápido de datas de encontros, mudanças tecnológicas e na lei.	Subjetividade editorial pode distorcer temas e destruir credibilidade.

Fonte: Lanna, 1994.

Tabela 6. Técnicas para Participação e Educação Públicas: interação comunitária

População-alvo: público em geral			
Técnica	Descrição	Facilitadores	Dificultadores
Respostas diretas ao público	Definição: resposta oficial através de cartas, telefone ou outros meios. Propósito: manter boa comunicação com o público e responder às suas questões.	Pode fornecer respostas honestas e precisas aos interesses dos cidadãos.	Requer pessoas com conhecimento e disposição para responder de forma competente às questões.
Levantamentos amostrais de opinião	Definição: avaliação sistemática da opinião de uma amostra representativa da comunidade. Propósito: determinar valores e posicionamentos do público a respeito de temas de interesse.	Fornecer uma visão objetiva dos valores e preferências da comunidade.	É caro e requer especialistas para conduzir as entrevistas. As perguntas têm que ser cuidadosamente preparadas para serem interpretadas corretamente pelos entrevistados e analistas.

Fonte: Lanna, 1994.

Tabela 7. Técnicas para Participação e Educação Públicas: instrumentos legais

População-alvo: associações comunitárias e ambientais, público em geral			
Técnica	Descrição	Facilitadores	Dificultadores
Ação pública	Definição: oportunidade dada pela Lei para que os cidadãos processem entidades públicas e privadas por não aplicarem ou obedecerem as leis. Propósito: assegurar que as leis sejam aplicadas e obedecidas, que considerações sejam realizadas com relação aos impactos de projetos e que informação pública seja disponível.	Fornecer uma linha direta para os cidadãos intervirem no processo político. O risco de processo atua como impeditivo a ações ilegais das entidades públicas e privadas.	É frequentemente caro. Poucos cidadãos têm conhecimento para usar essa alternativa efetivamente. É geralmente usado para bloquear ações de entidades públicas e privadas, impedindo-as de cumprir suas responsabilidades sociais.
avaliação de impacto ambiental	Definição: documento legal que deve ser preparado por qualquer entidade cujo projeto potencialmente provoque impactos no ambiente. Propósito: fornecer ao público e a outras entidades dados técnicos necessários ao entendimento da natureza ou impactos potenciais de um projeto.	É uma fonte de informações para os proponentes e os oponentes do projeto. Os estudos são realizados por pessoas não empregadas pelo empreendedor. Isto permite que um ponto de vista externo ajude ao empreendedor a aperfeiçoar o projeto.	É usualmente técnico e de difícil leitura e entendimento. Eles podem ser preparados ao final do processo de planejamento, quando muitas decisões já são irreversíveis. Podem, frequentemente, causar atrasos no planejamento, com gastos desnecessários ao empreendedor.

Fonte: Lanna, 1994.

É urgente passar da retórica para a ação, deixar de falar sobre o ambiente e partir para a implementação efetiva de programas de caráter individual e associativo-comunitário, de cunho pedagógico-prático abrangente, instituindo-se atividades educacionais compulsórias aos infratores identificados, sejam estas pessoas físicas ou jurídicas.

Somente através de um trabalho de conscientização das comunidades e de seu real engajamento na tomada de decisões, no sentido de que se sintam parte envolvida e responsável pela sua própria qualidade de vida, será mais eficiente a aplicação da extensa relação de leis, decretos, normas, regulamentos, etc. existentes no país, cujos resultados práticos demandam muito tempo para serem perceptíveis. Além disso, é necessário que as decisões em nível legal sejam tomadas com base em fatos reais e fundamentadas técnico-cientificamente, não podendo estar sujeitas à famosa “interpretação da lei” ou ao “espírito do legislador”.

4.3. Gestão ambiental

Qualquer plano para gestão ambiental, incluindo, entre outros, programas para preservação e recuperação das águas, deve ser orientado com base na busca das reais condições vigentes e requeridas para a área específica de planejamento, adotando parâmetros físico-químicos e biológicos regionalizados e considerando o conceito de “ecorregião”. Todo o planejamento deve ser precedido pelo estabelecimento de redes de monitoramento efetivo, as quais devem fazer parte permanente dos programas continuados de gerenciamento, com ênfase na atuação interdisciplinar de profissionais e instituições. Essas redes de monitoramento devem ser, na medida do possível, dotadas de equipamentos de telemetria e sistemas *on line*, interligados a sistemas supranacionais quando for o caso, possibilitando o imediato acesso aos dados processados e a tomada de decisões em tempo hábil. Caberia, assim, aos países interessados, a formulação de protocolos diplomáticos mínimos de operação, manutenção de equipamentos, controle e divulgação de registros.

Uma forma eficiente de simular o comportamento esperado do ambiente diante das ações naturais e/ou antrópicas é a modelagem da área em estudo considerada como um “sistema”, adotando-se diferentes cenários para avaliação de diferentes respostas. Tal recurso é válido como uma ferramenta para a identificação dos impactos ambientais de

uma determinada região, devendo ser a sua aplicação prevista nos planos de gestão ambiental.

Ainda, para que os ecossistemas sejam melhor avaliados, o estabelecimento de padrões de qualidade da água a serem obedecidos deve, primeiramente, contemplar a realização de bioensaios e em uma segunda etapa as análises físico-químicas, invertendo-se, dessa forma, a ordem que, em geral, vem sendo adotada no desenvolvimento dos estudos que antecedem a determinação de objetivos a serem atingidos.

Mais um aspecto a ser incluído nos planos de gestão ambiental é aquele que contempla tanto a probabilidade quanto o caráter do evento esperado, constituindo os conceitos de avaliação e gerência de risco, realizados através do balanço entre o nível de risco aceitável em função do custo da redução do risco, em contraposição a outros riscos, ou contra-riscos, que podem ser aceitos pela sociedade. Tais conceitos são objeto de metodologias específicas, algumas já consagradas, outras em fase experimental, de grande valia no trato das questões relacionadas à qualidade da água.

Outro fator a ser considerado são os usos e costumes das populações a serem beneficiadas pelos programas de gestão ambiental, a fim de que estes reflitam as aspirações das comunidades e, assim, resultem em medidas realmente eficazes e não meramente em leis vigentes. A qualidade do ambiente deve ser determinada pelo cidadão.

Evidentemente, toda essa gama de atividades demanda o dispêndio de elevadas somas de recursos financeiros, cuja destinação não tem sido prioritária no planejamento do orçamento público. Devem ser considerados, entretanto, os altos custos sociais com os quais o país tem que arcar relativos à manutenção de direitos individuais e/ou de comunidades afetadas pelo descaso com a qualidade do ambiente.

Ressalta-se ainda que, de nada adianta o estabelecimento de padrões a serem obedecidos quanto à qualidade da água, se a mesma não é oferecida potável a grande parcela da população brasileira, tornando-se, pois, imprescindível a implantação a curtíssimo prazo de sistemas completos de adução, tratamento, reservação e distribuição de água. Nesse sentido, é necessário considerar que, enquanto o país é obrigado à execução de grandes obras de infra-estrutura, para atendimento das condições mínimas de bens e serviços básicos às populações, faltam recursos para aplicação em pesquisa, quadro este que contrasta sensivelmente com a situação dos países desenvolvidos, onde a condição é a inversa.

4.4. Instrumentos para controle e preservação ambiental

4.4.1. Princípios poluidor-pagador e beneficiário-pagador

Entre os muitos instrumentos considerados para controle e preservação ambiental, incluem-se os princípios “poluidor-pagador” e “beneficiário-pagador”, previstos em vários Planos Estaduais de Recursos Hídricos, inclusive no do Rio Grande do Sul, este ainda em discussão. Tais instrumentos possuem grande valia para prever e controlar atuais e futuros lançamentos de cargas poluidoras advindas de fontes pontuais, porém são freqüentemente ineficazes no controle da poluição oriunda de fontes difusas, especialmente de atividades agropecuárias, bem como no reconhecimento do exato período de tempo em que ocorreu o lançamento, prejudicando a recuperação de áreas já degradadas.

Para que a taxaço adotaada seja a mais eficiente em termos dos resultados a serem atingidos, é preciso que o poder público tenha um nível de informação completo acerca dos processos produtivos de cada poluidor, o que é, na prática, muito difícil. O problema pode ser agravado quando há necessidade de aquisição de dados históricos, devido à falta de tradição de monitoramentos e registros periódicos verificada no Brasil. Já o princípio “beneficiário-pagador” parece ser mais eficiente quanto ao alcance de padrões almejados de qualidade ambiental e de equidade social, uma vez que cabe ao poder público o estabelecimento das metas de planejamento, ao passo que na condição anterior, é o empresário que determina seu próprio plano de trabalho.

4.4.2. Ecotecnologia

A combinação da função de ecossistema com as necessidades humanas é o fundamento da Ecotecnologia, segundo Odum (1989). A Ecotecnologia fornece os meios para a conservação de nosso ambiente natural e ao mesmo tempo adapta e algumas vezes resolve problemas de poluição intratáveis (Mitsch, 1993) pelos procedimentos tradicionais, incluindo-se entre estes os relativos à poluição oriunda de fontes difusas (Motta Marques, 1993). A possibilidade de se utilizar a própria natureza como controlador de poluentes é baseada no princípio de “*self-organization*” que os ecossistemas possuem, o instrumento de

trabalho da ecotecnologia. Essa possibilidade permite então levar à “domesticação” de ecossistemas para fins específicos, tais como a biomanipulação de lagos/reservatórios impactados ou a criação de banhados.

Fontes difusas de poluição são um dos principais problemas ambientais na atualidade, principalmente pelas dificuldades de quantificação, controle e entendimento dos processos envolvidos, uma vez que ocorrem em nível de ecossistema, abrangendo bacias hidrográficas inteiras. Banhados criados, restaurados e naturais podem representar uma solução para os problemas gerados por fontes difusas de poluição, contribuindo significativamente para a qualidade da água de uma bacia, desde que localizados corretamente e não sobrecarregados com poluentes.

Assim, a preservação dessas terras úmidas, bem como a sua criação em pontos estratégicos, tais como regiões carboníferas, passa a assumir importante papel na manutenção da qualidade da água, uma vez que elas podem agir como zonas-tampão na própria região ou em áreas e corpos d'água a jusante, podendo, dessa forma, eliminar ou reduzir a necessidade de tratamento químico, ao atuarem como sumidouros e transformadores de micropoluentes. Além disso, esses sistemas não consomem produtos químicos, energia elétrica ou mecânica, e nem requerem operadores qualificados, o que reduz os seus custos, tornando-os alternativas apropriadas a empresas do ramo de mineração e agro-industrial ou mesmo proprietários rurais, para que cumpram satisfatoriamente as exigências e padrões ambientais locais, contribuindo ainda para a recuperação de ecossistemas.

Então, a obrigatoriedade da manutenção de banhados naturais ou a sua criação/construção em pontos adequadamente estabelecidos deveria ser incluída em textos legais referentes à qualidade da água, como um instrumento indispensável, notadamente em regiões com atividades de extração mineral e agropecuárias, visando inclusive substituir os sistemas naturais porventura já destruídos, como previsto em legislação nos EUA.

4.4.3. ICMS ecológico

Tendo em vista a freqüente contradição entre a necessidade de desenvolvimento econômico e a preservação dos recursos ambientais verificada, especialmente, quando a questão é a de optar entre a

implantação de processos produtivos potencialmente poluidores, mas geradores de receitas, e o resguardo dos bens naturais, destaca-se a concepção da Lei Complementar 59 (01/10/91) do Estado do Paraná. Essa Lei estabelece que, dos 25% da arrecadação do ICMS do Estado que deve ser repassada aos municípios, 5% deverão privilegiar os municípios com mananciais de abastecimento público de interesse das sedes urbanas de municípios vizinhos ou que possuam em seu território unidades de conservação ambiental, sendo estas consideradas áreas de preservação, estações ecológicas, parques, reservas florestais, florestas e áreas de relevante interesse. O percentual estipulado é rateado proporcionalmente ao grau de importância de cada um dos municípios cadastrados e contemplados pelas disposições da lei.

A fórmula estabelecida para o rateio considera, além do aspecto territorial diretamente afetado, as condições de disponibilidade, demanda e manutenção da qualidade dos recursos hídricos. Assim, a Lei Complementar 59, conhecida como a Lei do ICMS ecológico, propicia aos municípios interesse em manter assegurada a qualidade de seus mananciais e áreas de proteção ambiental, bem como obter um retorno certo de seus investimentos nas atividades de preservação do meio ambiente.

Ressalta-se que, para aplicação de qualquer instrumento de controle e preservação ambiental, o inventário dos recursos naturais de uma nação é um passo primordial, conformando a base qualitativa sobre a qual serão realizados todos os demais estudos de planejamento, zoneamento, planos diretores, etc. Nessa questão, destaca-se o papel fundamental que os municípios poderiam exercer no sentido de facilitar tal inventário, tendo em vista as menores dimensões da sua área de atuação quando comparadas a um Estado inteiro ou mesmo a toda a Federação.

4.5. Binômio qualidade/quantidade e ciclo hidrológico

Atualmente, no Brasil, a questão do gerenciamento da quantidade da água é da competência do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica, ligado ao Ministério de Minas e Energia enquanto que a questão da qualidade da água é de responsabilidade de órgãos do Ministério do Meio Ambiente. Tal fato denota duas falhas básicas:

- o gerenciamento da quantidade da água concernente ao Ministério de Minas e Energia representa uma continuidade do enquadramento retrógrado dos recursos hídricos como questão apenas energética;
- o binômio envolvendo quantidade e qualidade não está sendo observado, visto haver uma cisão entre ambos atributos nos diplomas legais vigentes, no que diz respeito às competências político-administrativas.

Uma solução para tal situação poderia ser a criação de uma instituição federal que integrasse todas as entidades envolvidas com a problemática do meio ambiente, promovendo dissolução de dúvidas e os devidos esclarecimentos quanto à interpretação da legislação ambiental, tendo em vista que a mesma é muito fragmentada. Essa instituição deveria, necessariamente, integrar ou constituir órgão de estabelecimento e implementação de políticas ambientais de licenciamento e desenvolvimento, cabendo porém, a estruturas institucionais distintas as atividades de fiscalização e controle.

Além disso, poderia ser solucionado o problema hoje existente da falta de intercâmbio de informações e experiências entre os órgãos envolvidos na questão ambiental, o que impede que sejam conhecidos dados e parâmetros de grande importância para a tomada de decisões quanto ao controle e monitoramento da qualidade da água.

A fiel observância ao ciclo hidrológico, a ser tomado como referencial básico para a determinação da qualidade da água de qualquer região, não é possível sem o completo domínio de todas as suas fases constituintes. No Brasil, a lacuna deixada pela falta de conhecimento de nossas águas subterrâneas - reservas estratégicas - impede o correto direcionamento de estudos, projetos e atividades de pesquisa, sendo o interessado obrigado, quando interposto o "obstáculo", a ignorar, dissimular ou desviar os objetivos iniciais de planejamento no sentido de meramente viabilizar alguma conclusão, embora desprovida da necessária visão holística.

A proteção dos aquíferos, especialmente em relação à prevenção da deterioração da qualidade das águas, não vem recebendo a devida atenção por parte dos administradores dos recursos naturais, sobretudo próximo aos grandes centros urbanos. Ressalta-se, entretanto, que o assunto é de grande importância, apesar da lentidão com que se desenvolvem os processos hidrogeológicos e de contaminação, não só

pelos impactos diretos às águas e pela persistência dos episódios de contaminação, como também pelos custos excessivos ou pela impraticabilidade técnica da reabilitação dos aquíferos (Foster & Hirata, 1993).

4.6. Considerações finais

Permanece ainda sem respostas concretas pela ciência a questão da valoração do serviço prestado ao homem pela natureza, sendo ainda a visão antropocentrista a que domina quando o objetivo é o uso dos recursos naturais. Assim, devido à dificuldade de conversão do valor do ambiente a uma unidade de única fica o mesmo descaracterizado, não lhe sendo atribuída a devida importância.

Recentes teorias de ecossistemas que consideram de alguma forma o valor do ambiente (avaliação de usos alternativos, quantificação da "energia", entre outras) devem ser divulgadas e incentivadas através de recursos adequados ao seu desenvolvimento via pesquisa, para que constituam a base fundamental dos programas de gestão ambiental.

Por último, destaca-se que, para o desenvolvimento de uma real noção do ambiente, é necessário que a sociedade tenha todos os seus anseios respeitados e honrados, através de uma adequada representação política.

5. Referências Bibliográficas

- Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH / Comissão de Gestão de Recursos Hídricos. 1994. *Alternativas Propostas para o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Boletim ABRH nº 50. p.6-11.
- Branco, S. M. 1991. *Aspectos institucionais e legais do controle da poluição*. In: Hidrologia Ambiental. 1991. Porto, R.L.L.; Branco, S.M.; Cleary, R.W.; Coimbra, R.M.; Eiger, S.; Luca, S.J.; Nogueira, V.P.Q.; Porto, M.F.A. Editora da Universidade de São Paulo: ABRH, São Paulo, p. 375-390.
- Cánepa, E.M. 1992. *A Gestão dos Recursos Hídricos sob a Perspectiva de Economia Ambiental*. In: Ciência e Ambiente III (4). 1992. p. 55-68.
- Código Estadual do Meio Ambiente - RS. Disposições preliminares, podendo sofrer modificações quando de sua implementação.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resoluções do CONAMA 1984-86. 1986. Brasília DF, SEMA, 96p.
- Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica - DNAEE. 1980. Código de Águas. Brasília - DF, Ministério das Minas e Energia. Volumes I e II.
- Foster, S. & Hirata, R. 1993. Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas. Boletim nº 10 - Instituto Geológico, Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 90p.
- Governo do Estado do Rio Grande do Sul. 1989. Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. Edição CORAG, Porto Alegre, 188 p.
- Granziera, M.L.M. 1993. Direito de Águas e Meio Ambiente. Editora Cone, São Paulo, 136p.
- Ide, C. N. ; Motta Marques, D.M.L. da. 1992. *Água Pura Demais*. In: Boletim Informativo da ABAS - Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. nº 5. p.3.

- Lanna, A.E. 1994. Gerenciamento ambiental: conceitos e propostas para abordagem da questão do carvão no Rio Grande do Sul - Documento de trabalho. Porto Alegre: UFRGS, 115p.
- Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. 1986. Legislação federal sobre meio ambiente: referências. Brasília - DF, SEMA, 32p.
- Ministério do Interior. 1976. Portaria 13.
- Mitsch, W.J. 1993. *Landscape Design and the Role of Created, Restored, and Natural Riparian Wetlands in Controlling Nonpoint Source Pollution*. In R.K. Olson (ed.), *Created and Natural Wetlands for Controlling Nonpoint Source Pollution*. C.K. Smoley Publisher. p.43-56.
- Motta Marques, D.M.L. da. 1993. Created Wetlands for Alternative Control of Difuse Acid Mine Drainage. *IAWQ/SGUMWPC, Newsletter*, 9, 23-26.
- Motta Marques, D.M.L. da. 1994. *Pesquisa Integra Ações Ambientais*. Folha da Natureza, nº 17, p.5.
- Novotny, V. 1994. *Diverse solutions for diffuse pollution*. Water Quality International. Londres, Inglaterra, nº 1, p.24-31.
- Odum, H. T. 1989. *Ecological Engineering and Self-Organization*. In W.J. Mitsch e S.E. Jorgensen (eds), *Ecological Engineering: An Introduction to Ecotechnology*. John Wiley & Sons, New York. p.3-12.
- Pompeu, C.T. 1988. *Recursos Hídricos na Constituição de 1988*. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS - Núcleo Sul.
- Rohde, G.M. *Estudos de Impacto Ambiental: a situação brasileira*. In: RIMA, Relatório de Impacto Ambiental: Legislação, elaboração e resultados - coordenado por Verdum, R. & Medeiros, R.M.V.1990. Porto Alegre: UFRGS, 113p.
- SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e IAP - Instituto Ambiental do Paraná. ICMS Ecológico - folheto explicativo. Paraná.

The Role of Biomanipulation in the Management of Freshwater Ecosystems in MERCOSUL Countries

Thomas L. Crisman

Department of Environmental Engineering Sciences – University of
Florida, USA

Resumo – Biomanipulação é a alteração proposital ou acidental da estrutura da teia alimentar de um ecossistema. Antes de 1960 a maioria das introduções de espécies nas águas doces dos países do MERCOSUL provinha da Europa e da América do Norte, tendo como finalidade melhorar os pesqueiros recreativos ou comerciais da região. No decorrer dos últimos trinta anos, houve uma mudança, com a introdução de espécies da África e da Ásia, tanto para aquacultura como para o gerenciamento de eutroficação. As espécies introduzidas podem alterar as teias alimentares diretamente por meio de suas atividades de alimentação e, indiretamente, por sua influência sobre a ciclagem de nutrientes, produtividade primária, e fornecimento de vias alternativas para energia através de níveis tróficos mais elevados. Historicamente, a predição de respostas de ecossistemas a introduções de espécies se baseou principalmente em investigações publicadas sobre lagos temperados do norte sem considerar como diferenças de fauna, ambiente e clima nos ecossistemas do MERCOSUL poderiam afetar tais relações. Sugere-se que os países do MERCOSUL melhorem a coordenação sobre assuntos que giram em torno de futuras biomanipulações propostas em águas doces, e que se esforcem para desenvolver modelos regionalmente aplicáveis para respostas de ecossistemas a tais introduções.

Abstract – Biomanipulation is the purposeful or accidental alteration of the foodweb structure of an ecosystem. Prior to 1960 most species introductions into freshwaters of MERCOSUR countries were from Europe and North America for the purpose of enhancing the recreational or commercial fishery of the area. During the past thirty years, however, there has been a shift toward introduction of species from Africa and Asia both for aquaculture and eutrophication management. Introduced species can alter foodwebs directly via their feeding activities and indirectly through their influence on nutrient cycling, primary productivity, and provision of alternative pathways for energy through higher trophic levels. Historically, prediction of ecosystem responses to species introductions has been based principally on published investigations from north temperate lakes without considering how faunal, environmental and climatic differences in MERCOSUR countries develop better coordination on issues surrounding future proposed biomanipulations in freshwaters and that they strive to develop regionally applicable models for ecosystem responses to such introductions.

1. Introduction

In the broadest sense, biomanipulation is the purposeful or accidental alteration of the foodweb structure of an ecosystem. It can be human induced or natural, aquatic or terrestrial, deliberate or accidental and considered either a positive or negative impact to the ecosystem. Purposeful manipulations via native or exotic species have been for increasing the yield of commercially important species, decreasing/eliminating pest species or groups, and establishing ornamentals. Accidental foodweb alterations are usually associated with the release and establishment of exotic species from commercial or private activities. Beginning with the pioneering work of Hrbacek et al. (1961) and Nauwerck (1963), biomanipulation studies in aquatic systems have focused on three major topic areas: 1) manipulation of native foodwebs either to reduce problem algae and macrophytes associated with cultural eutrophication or to enhance harvestable stocks of commercially or recreationally important fish species, 2) purposeful alteration of native food webs through introduction of exotic species for eutrophication management, commercial product development or use as a human dietary protein source, and 3) assessment of the impact of unwanted exotic species and development of methods for their control. This paper focuses on freshwater ecosystems and reviews: 1) the principal purposeful and accidental faunal biomanipulations that have occurred in the MERCOSUR countries (Argentina, Brazil, Paraguay, Uruguay) of South America, 2) the ecosystem responses associated with these manipulations schemes for the management of freshwater resources in MERCOSUR.

2. Biomanipulation of North Temperate Waters

A majority of purposeful introductions of fish species into north temperate waters have been top predators (*Centrarchidae*, *Esocidae*, *Salmonidae*) to enhance sport/recreational fisheries (Welcome 1988). Additional inter and intracontinental introductions of North American and European taxa involve zooplanktivores/omnivores (*Centrarchidae*) and benthivores (*Cyprinidae*, *Ictaluridae*). Both continents recently have received Asian herbivores (*Cyprinidae*) for macrophyte and phytoplankton management.

Crustaceans are by far the most common examples of purposeful introductions of planktonic invertebrates into temperate freshwaters. Intracontinental translocations of opossum shrimp (*Mysidaceae*) have occurred in temperate North America to enhance the food foraging base of recreationally important predatory fish populations. In some cases, as evidenced by the introductions of zooplanktivorous *Mysis relicta* into Lake Tahoe California-Nevada, such faunal additions have produced only short term advantages to local fisheries as the community structure of indigenous zooplankton communities may be profoundly altered (Goldman et al. 1979). Similarly, the recent accidental introduction of the zooplanktivorous cladoceran, *Bythotrephes caudata*, into the North American Great Lakes via ship ballast water has increased predation pressure on large *Daphnia* species and in places begun to skew the sized individuals (Lehman 1993).

Crustaceans and molluscs are the most common examples of introduced benthic invertebrates in north temperate freshwaters. Amphipods (*Amphipoda*) have been introduced to enhance the foraging base of predaceous fish, and crayfish (*Decapoda*) have been introduced to replace extirpated native species, promote aquacultural operations or control nuisance aquatic vegetation (Welcomme 1988). Two mollusc species, one a clam from Asia (*Corbicula fluminea*) and the second the zebra mussel from eastern Europe/central Asia (*Dreissena polymorpha*), are posing management problems in North America. Both taxa can alter the structure of both planktonic foodwebs via efficient filter feeding on a broad spectrum of particle sizes and benthic foodwebs via displacement of native benthos species (Beaver et al. 1991, Reeders and Bij de Vaate 1990).

Aquatic macrophytes have been accidentally introduced throughout the world with three species posing the greatest management problems worldwide: 1) Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), a free-floating plant from South America, 2) Hydrilla (*Hydrilla verticillata*), a submersed macrophyte from the old world tropics, and 3) Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*), a submersed species from Europe/Asia. Increasingly, management strategies worldwide are employing exotic macrophyte species (Crisman 1986).

Recently, biomanipulation schemes have been proposed as cost effective management options in temperate freshwaters. Most such schemes have employed a top-down approach to foodweb management,

whereby alterations in the composition of the highest trophic levels are viewed as having a cascading effect on all lower trophic levels in the aquatic foodweb. Top predators (*piscivores*) including various species of trout and salmon have been introduced into the North American Great Lakes in order to control the alewife, a zooplankton feeding (*planktivore*) fish that entered the Great Lakes following construction of canals connecting the lakes with the St. Lawrence River and hence the Atlantic Ocean in the early part of this century (Hewett 1989). Reduction of such zooplanktivorous fish populations in the Great Lakes as well as throughout the north temperate zone has encouraged population expansions of large bodied zooplankton, principally the cladoceran *Daphnia*, that are highly efficient grazers on phytoplankton (Carpenter et al. 1990, Gulati et al. 1990). In systems where daphnid populations have been enhanced, water clarity is often increased significantly as phytoplankton biomass is reduced by zooplankton grazing without the need to implement expensive controls on nutrients availability for photosynthetic production (Brooks and Dodson 1965). In contrast, traditional engineering approaches to lake management have stressed a bottom-up approach whereby options are sought to control both watershed loading and internal lake cycling of key elements needed for phytoplankton growth with little regard for potential cascading effects on higher trophic levels of the aquatic foodweb. Such nutrient control options can be extremely costly in comparison to the top-down approach of using manipulation of top predators to control the base of the foodweb (*phytoplankton*).

3. History of Introductions into MERCOSUR Waters

Data on aquatic species introductions are available for all MERCOSUR countries except Paraguay (Welcomme 1988). The first wave of introductions occurred during the 1800's and consisted of species familiar to European colonists. As exemplified by the common carp (*Cyprinus carpio*), species were brought from either their native range or from introduced populations elsewhere in the northern temperate zone, especially the United States (Brazil) or were introduced either intentionally (Argentina) or accidentally (Uruguay) from established populations in South America. Although the number of introductions increased from an initial four during the 1800's to 44

during the period 1900- 1960, the majority of taxa continues to be recreationally or commercially important top predators from the northern temperate zone.

The total number of introductions during the period 1960-1980 not only greatly accelerated (43), but both the native continent and reason for faunal addition changed. Most recent introductions have either been from Africa or Asia or are interbasian translocations of native South American taxa. All of the African and most the Asian introductions have been limited to tropical Brazil (Table 1). Those Asian elements becoming established in Argentina and Uruguay are limited to lowland areas and are either accidental via rivers connected with southern Brazil or intentional for aquacultural purposes.

Native Continent				
	ARGENTINA	BRAZIL	PARAGUAY	URUGUAY
AFRICA		5		
ASIA	3	6		3
EUROPE	1	2		
N. AMERICA	11	7		11
S. AMERICA		2		

Table 1 - The native continent of aquatic species introduced into individual MERCOSUR contries. Data from Welcomme (1988)

Most of the recent African and Asian introductions have either been for expanding commercial fisheries and aquacultural operations or for managing eutrophication (Fernando 1991) and have concentrated on either tilapiines or cyprinids. Although sport fishing is the prime reason for species introductions into the more temperate portions of MERCOSUR, especially Argentina and southeastern Brazil, fishery enhancement and aquaculture are of paramount importance in the

large reservoirs and warmer lowland regions of the region (Table 2). Other important reasons for faunal enhancement have focused on development of a food base for piscivorous fish (*Lepomis* spp.), mosquito control (*Gambusia affinis*), and macrophyte control (*Ctenopharyngodon idella*) (Welcomme 1988). Recently, the potential for using Asian carps, especially silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*), and a variety of exotic tilapiines and native characins for eutrophication management has been tested for reservoirs of central Brazil (Arcifa et al. 1986, Starling and Rocha 1990, Starling 1993).

Purpose of Introduction				
	ARGENTINA	BRAZIL	PARAGUAY	URUGUAY
AQUACULTURE	9	17		3
FISHERY	3			
FORAGE FISH		1		
MOSQUITO MGT	1			
ORNAMENTAL	1	2		1
SPORT	7	3		

Table 2 – The purpose for which aquatic species were introduced into individual MERCOSUR countries. Data from Welcomme (1988)

In addition to piscivorous, planktivorous fish species, vertebrate introductions into MERCOSUR countries have included the North American bullfrog (*Rana catesbiana*) for aquacultural operations in Argentina, southern Brazil, and Uruguay and the Nile crocodile (*Crocodilus niloticus*) in Rio Grande do Sul state, Brazil. It has been suggested that the bullfrog has not established wild populations (Welcomme 1988) and elaborate care has been taken to confine the crocodile within a potential aquaculture operation.

The number of aquatic invertebrate introductions into MERCOSUR countries is miniscule compared to that noted for

vertebrates. The Asian clam *Corbicula fluminea* appears to have become established in the Rio de La Plata basin of Argentina after 1965 and is spreading into rivers and lakes in Argentina, southeastern Brazil and Uruguay (Duarte and Diefenbach 1994, Ituarte 1994). The only other invertebrate of note is the Asian shrimp (*Macrobrachium rosenbergii*) which is maintained artificially in brackish aquaculture ponds in coastal Uruguay (Welcomme 1988).

4. Assessing the Impact of Aquatic Faunal Introductions

Introduced fauna can impact aquatic ecosystems both directly and indirectly (Figure 1). Direct faunal impacts are normally associated with alteration of predation regimes and thus are decidedly structural in nature. Regardless of its feeding guild (piscivore, planktivore, benthivore), introduced species will feed differentially on the available food pool (species A + B + C). Potential food items are rejected prior to ingestion (species A) on the basis of size, taste, morphology or predation avoidance mechanisms (Porter 1977). As exemplified by select phytoplankton groups, especially cyanophytes, ingested taxa are often able to pass through the predator's gut relatively unharmed (species C) due to impenetrable sheaths or mucilaginous coatings (Crisman and Kennedy 1982). In fact, gut passage appears to be advantageous to some taxa and may increase their overall productivity as they either pick up nutrients during gut transit or are mechanically broken into smaller cell sizes with higher surface: volume ratios and thus potentially faster nutrient uptake rates (Crisman, unpublished data). The survivors are evacuated from the predator either individually or as a component of the feces. With time, the structure of the trophic level fed upon by the introduced species can become profoundly altered to favor those taxa able to avoid either ingestion or digestion.

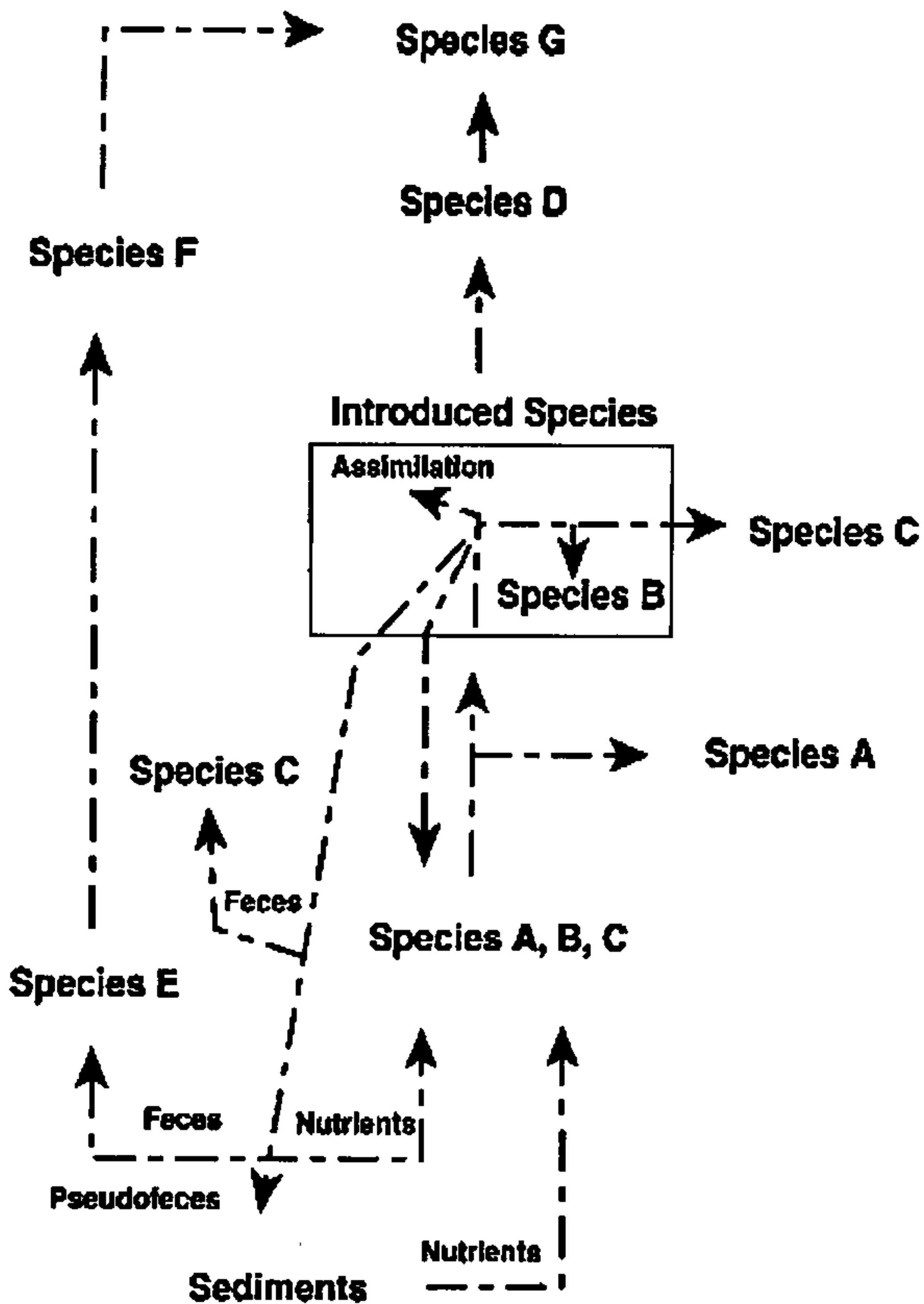


Figure 1 - Schematic of direct (solid lines) and indirect (dashed lines) pathways of foodweb interactions associated with an introduced species into an aquatic ecosystem.

If the introduced species is not the top predator of the ecosystem, it can further affect the structure of the foodweb by serving as a foodbase for higher trophic levels (species D and G). Finally, regardless of its position in the foodweb, competitive interactions between the exotic and its closest native ecological analogs can alter intra- and inter-trophic level interactions and thus ecosystem structure profoundly (Crisman and Beaver 1988, Crisman 1992).

Indirect ecosystem impacts from introduced fauna are primarily functional in nature and are associated with nutrient cycling and provision of alternative energy pathways for the foodweb (Figure 1). Nutrients released during the feeding of introduced species are either immediately available for phytoplankton utilization through direct release into the water column or are slowly available depending on the type of feces produced its relative decomposition rate. Pelletized or mucilaginous coated feces release their nutrients slowly upon sediment burial. A shift from a producer of relatively unconsolidated feces to one releasing mucilaginous coated, firmly bound feces has been suggested as the prime cause of a decline in system primary productivity associated with the replacement of the native planktivore, the gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) by the exotic *Oreochromis (Tilapia) aurea* in the eutrophic central Florida lakes (Crisman and Beaver 1988, Fernandes 1994).

Recently, it has been recognized that feces of exotic aquatic fauna can provide an alternative energy pathway for foodwebs. In the presence of either dense algal biomass or relatively indigestible taxa, the Asian clam (*Corbicula fluminea*) keeps its filtration apparatus from becoming clogged by incorporating potentially fouling matter into a mucilaginous coated packet (*pseudofeces*) that is ejected into the water column. In essence, the clam is collecting living and dead planktonic matter into a mega floating package that is beyond the feeding range of zooplankton but may provide a new energy pathway for fish incapable of feeding on the particle size ranges represented by the individual components of the pseudofeces packet. Recent experiments have indicated that algal taxa indigestible to the clam may remain viable for several weeks within the pseudofeces thus creating a potentially highly productive photosynthetic package that is not available for foodweb energy transfer through the traditional zooplankton pathway (T. Crisman and R. Brock, unpublished data).

Our understanding of trophic level interactions within foodwebs of aquatic systems and how these can be altered through biomanipulation with native and exotic species stems mainly from research conducted in lakes of the north temperate zone. Building on the investigations of Hrbacek et al. (1961) and Brooks and Donson (1965) on zooplankton-fish interactions, Shapiro et al. (1975) first recognized that biomanipulation of trophic-level interactions could be a useful technique for managing phytoplankton biomass in temperate lakes. A now classical pattern of cascading trophic interactions (Carpenter et al. 1985) has now emerged through application of biomanipulation techniques to enhance grazing by large-bodied zooplanktors, especially *Daphnia*, in order to reduce algal biomass in lakes throughout the temperate zone (Gulati et al. 1990).

The historical experience with biomanipulations of fresh waters is biased in a number of respects. First, it is almost entirely based on temperate zone research. Not only are there few studies from the tropics, but many of these are grounded on assumptions that strictly applicable to temperate systems. Second, almost all biomanipulation studies have been conducted in lakes and reservoirs with little regard for streams, rivers, or wetlands. Third, most biomanipulation investigations have considered only the pelagic responses to foodweb alterations, while ignoring both the profundal and littoral zonal responses.

In far too many cases, researches in the tropics have suggested direct transfer of the temperate zone experience with biomanipulation to the management of eutrophication problems in their respective country. In the presence of often fundamental structural and functional differences between subtropical and tropical freshwater ecosystems and those of the temperate zone (Crisman 1992), it is imperative to develop field tested biomanipulation schemes that recognize the distinctive biotic and abiotic characteristics of a given geographical region. The following examples illustrate how application of the subtropical and tropical experience with biomanipulation of freshwaters, rather than that from the temperate zone, is the most appropriate model for dealing with accidental and purposeful biomanipulations in freshwaters of the MERCOSUR nations.

Although there is great interest in applying zooplankton based biomanipulation schemes as an algal management option in the subtropics and tropics, the maximum body size of zooplankton in the

subtropics (Bays and Crisman 1983) and tropics (Dumont 1994) is greatly reduced, thus questioning their effectiveness as algal grazers even if freed from fish predation (Crisman and Beaver 1990, Lehman and Branstrator 1993). In spite of a one to three order of magnitude increase in zooplankton abundance when freed from fish predation in a series of experiments in subtropical Florida lakes, there was no significant change in either algal biomass or species composition; a response precisely opposite to that reported from throughout the north temperate systems under similar experimental conditions (Crisman and Beaver 1990). Finally, Arcifa et al. (1986) were able to demonstrate through enclosure experiments that two characins (*Astyanax bimaculatus*, *A. fasciatus*) living in America Reservoir, Sao Paulo state, Brazil reduced cladocerans and enhanced algal biomass, but they both noted that their experimental design likely exaggerated the plankton responses and cautioned against broad application of their experimental results.

A few investigators have recognized the potential problems with utilizing zooplankton as algal grazers in the tropics and have proposed instead to build upon the temperate zone experience with phytophagous fish as a management technique in MERCOSUR waters. Starling and Rocha (1990) examined the potential of phytophagous fish for controlling problem algal blooms in Lagoa Paranoa, Federal District, Brazil through a series of laboratory and enclosure experiments with three facultative planktivores, Congo tilapia (*Tilapia rendalli*), bluegill (*Lepomis macrochirus*) and tambaqui (*Colossoma macropomum*), and one obligate planktivore, silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). The first two species were already present in the lake, while tambaqui and silver carp were being proposed for introduction due to their high commercial value and potential for eutrophication management, respectively. Only the silver carp showed potential as a lake management tool. Subsequent enclosure experiments demonstrated that this Asian fish was capable of significantly reducing both total algal biomass and primary productivity in this highly eutrophic urban reservoir (Starling 1993).

Introductions or translocations of aquatic fauna must be approached cautiously. Zaret and Paine (1973) reported that introduction of *Cichla ocellaris* (peacock bass or tuncanare), a predatory fish of the Amazon basin, into Lago Gatun, Panama decimated native fish populations and greatly simplified the pelagic

food web. This fish has been purposefully stocked into reservoirs of the Parana River in Brazil and also accidentally introduced into the Pantanal wetland of Mato Grosso state, Brazil, which is connected with the Paraguay River. The impact of this species on small lakes, reservoirs, wetlands and rivers of the La Plata basin is unknown.

Finally, the ecosystem impact from the recent establishment of the Asian clam *Corbicula fluminea* in the Rio de La Plata basin and its spread into rivers and lakes in Argentina, southeastern Brazil and Uruguay (Duarte and Diefenbech 1994, Ituarte 1994) is unknown. Given that this species can: 1) reach densities of a few thousand per square meter of bottom area, 2) filter approximately one liter per hour per clam, and 3) feed on particles from bacterial sized to net plankton, it appears to have potential as a biomanipulation technique for removing phytoplankton biomass from eutrophic lakes (Beaver et al. 1991). On the other hand, such a highly efficient filter feeder can completely restructure pelagic foodwebs and remove those zooplankton components that are essential food items for fry and juveniles of commercially important fish species. Assessment of the impact of this species on MERCOSUL waters is vitally needed.

5. Future of Biomanipulation in the MERCOSUR Countries

Biomanipulation schemes need to be approached cautiously. It is imperative to know for what purpose the faunal alteration is to be made and what are the likely structural and functional aspects of the ecosystem to be affected by such action. Prediction of ecosystem response is problematic. Our basic understanding of the functioning of aquatic ecosystems in the MERCOSUR countries is incomplete, and there has been a bias toward investigation of reservoirs. Far too often, investigators assume that ecosystem responses to biomanipulations in the north temperate zone are directly applicable to South America and fail to recognize major differences in: 1) the biotic structure of aquatic ecosystems between the two regions, 2) physical factors including regional geology and weathering processes, and 3) the role of climate as a structuring variable. It is extremely important to look for ecosystem response analogs within the same climatic zone.

It is important to know how long following initiation of a biomanipulation scheme it will take for the ecosystem to reach some

new state of structural and functional quasi equilibrium. Perturbed ecosystems often undergo an initial disequilibrium or trophic surge period prior to attainment of a new level of relative stability. As illustrated by Lago Gatun, Panama, knowing the lag time between biomanipulation initiation and development of ecosystem stability is critical to formulation of a management model. While Zaret and Paine (1973) documented a major ecosystem impact immediately following introduction of *Cichla ocellaris* (peacock bass = tucunare) into Lago Gatun including the extirpation of several species, the ecosystem responses now do not appear to be as severe as initially thought as many species once thought extirpated have been able to maintain themselves from predation refugia within the lake (Welcomme 1988). A similar scenario is now beginning to unfold relative to the introduction of *Lates niloticus* (Nile perch) into Lake Victoria in Africa (Crisman 1995).

Far too often, a clear distinction is made between intercontinental and intracontinental species introductions. The former species are usually viewed as exotics and therefore a potential biotic danger, while the latter are commonly thought merely as range extensions (translocations) of native species and therefore considered a benign addition to the ecosystem. For example, because *Cichla ocellaris* (tucunare) is native to the Amazon basin of Brazil, what harm can come with moving this "native" fish only a few hundred kilometers south within Brazil? Such arguments fail to consider the biotic distinctiveness of individual river basins and that tucunare in the Parana-Paraguay basin is as much of an exotic as if it had been introduced from the north temperate zone. Complacency with regard to exotic introductions can have disastrous ecosystem consequences.

There is a critical need for close coordination between MERCOSUR countries relative to future proposals for biomanipulations. The region is interconnected through the Parana-Paraguay river basin, and thus an ill advised introduction of an exotic species in one country can have profound management consequences throughout the region. One hindrance to close international coordination is the differential currently seen in the level of trained professionals in aquatic ecology among the nations. Greater effort must be made to develop the professional infrastructure to assess potentially serious environmental issues in all nations. Such close professional cooperation should also be extended into development of

a regional network of environmental monitoring under a set guideline of sampling and analytical protocols. It is currently difficult to assess any potential environmental impact because of the spatially and temporally spotty database on aquatic ecosystems of the region.

Finally, greater effort must be made to develop MERCOSUR models on ecosystem responses to biomanipulation. Far too much effort has been made toward application of north from temperate experiences, while largely ignoring the experiences from regions of similar climate and ecosystem structure to that in MERCOSUR. It must be recognized, however, that there is not a single biomanipulation model for the MERCOSUR countries. The region spans every life zone from the cold temperate to the tropics. Even within climatic zones, major differences in the structure of ecosystems are to be expected.

The final complication to model and policy development is associated with the historical bias of most biomanipulation experiences towards lakes. MERCOSUR is interconnected by two major rivers (Parana, Paraguay), the upper reaches of which, in the case of the Paraguay, are linked to two of the largest freshwater wetlands in the world (Pantanal, Chaco). One can not consider biomanipulation schemes in reservoirs, for example, in isolation from the remainder of the interconnected water bodies (rivers, wetlands) of the region.

6. References

- Arcifa, M.S., T.G. Northcote and O. Froehlinch. 1986. Fish-zooplankton interactions and their effects on water quality of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiol.* 139:49-58.
- Bays, J.S. & T.L. Crisman. 1983. Zooplankton and trophic state relationship in Florida lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:1813-1819.
- Beaver, J.R., T.L. Crisman, and R.J. Brock. 1991. Grazing effects of an exotic bivalve (*Corbicula fluminea*) on hypereutrophic lake water. *Lake and Reservoir Management* 7:45-51.
- Brooks, J.L. & S.I. Dodson. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150:28-35.

- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell, & J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35:634-639.
- Crisman, T.L. 1986. Eutrophication control with an emphasis on macrophytes and algae. pp. 200-239. In: N. Polunin (ed.). *Ecosystem Theory and Application*. Wiley Press.
- Crisman, T.L. Natural lakes of the southeastern United States. pp 475-538. IN: C. T. Hackeney, S. M. Adams and W.A. Martin (eds.). *Biodiversity of Southeastern United States: Aquatic Communities*. Wiley, New York. structure manipulation. St. Johns River Water Management District, Palatka, Florida, 127 pp.
- Crisman, T.L. and J.R. Beaver. 1988. Lake Apoka trophic structure manipulation. Final project report submitted to St. Johns River Water Management District. 127 pp.
- Crisman, T.L. & J.R. Beaver. 1990. Applicability of planktonic biomanipulation for managing eutrophication in the subtropics. pp. 177-185. IN: Gulati, R.D., E.H.R.R Lammens, M.L. Meijer & E. van Donk (eds.). *Biomanipulation - Tool for Water Management*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands.
- Crisman, T.L. and H.M. Kennedy. 1982. The role of gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) in eutrophic Florida lakes. Publication 64, Florida Water Resources Research Center, University of Florida, Gainesville. 83 pp.
- Crisman, T.L. and W.J. Streever. 1995. The legacy of tropical limnology. (Accepted).
- Duarte. M.M and C.O. Diefenbach. 1994. Microdistribution and abundance of freshwater mussels (Mollusca: Unionacea and Corbiculacea) in Suzana Lake, southern Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna and Environ.* 29:23-250.
- Dumont, H.J. 1994. On the diversity of the cladocera in the tropics. *Hydrobiologia* 272:27-38.

- Fernades, C.A. 1994. Replacement of gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) by blue tilapia (*Tilapia aurea*) as a potential biomanipulation agent in eutrophic Florida lakes. Ph. D. Dissertation, University of Florida, Gainesville. 135 pp.
- Fernado, C.H. 1991. Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. *Can. J. Aquat. Sci.* 48:24-32.
- Goldman, C.R., M.D. Morgan, S.T. Threlkeld and N. Angeli. 1979. A population dynamics analysis of the cladoceran disappearance from Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnol. Oceanogr.* 24:289-297.
- Gulati, R.D., E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer & E. van Donk (eds.). 1990. *Biomanipulation - Tool for Water Management*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands.
- Hewet, S.W. 1989. Zooplanktivory by alewives in Lake Michigan: ontogenetic, seasonal, and historical patterns. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 118:581-596.
- Hrbacek, J., M. Dvorakova, V. Korinek & L. Prochazkova. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 14:193-195.
- Ituarte, C.F. 1994. *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Parana, Uruguay, and Rio de La Plata basins. *Nautilus* 107:129-135.
- Lehman, J.T. 1993. Food-web responses to species invasion by a predatory invertebrate: *Bythotrephes* in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 38:879-891.
- Lehman, J.T & D.K. Branstrator. 1993. Effects of nutrients and grazing on the phytoplankton of Lake Victoria. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25:850-855.
- Nauwerck, A. 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton in See. *Erken. Symb. Bot. Upsal.* 17, 163pp.
- Porter, K.G. 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. *Am. Sci.* 65:159-170.

- Reeders, H.H. and A. Bij de Vaate. 1990. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. pp. 437-450. IN: Gulati, R.D., E.H.R.R. Lammens, M.L Meijer & E. van Donk (eds.). *Biomanipulation - Tool for Water Management*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands.
- Saphiro, J., V. Lamarra & M. Lynch. 1975. *Biomanipulation: An ecosystem approach to lake restoration*. pp. 85-96. IN: P.L. Brezonik & J.L Fox (eds.). *Water Quality Management Through Biological Control*. Dept. Environ. Engineering Sci., University of Florida, Gainesville. 164 pp.
- Starling, F.L.M. 1993. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranao Reservoir (Brasilia, Brazil): a mesocosm experiment. *Hydrobiol.* 257:143-152.
- Starling, F.L.M. and A.J.A. Rocha. 1990. Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. pp. 581-591. IN: Gulati, R.D., E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer & E. van Donk (eds.). *Biomanipulation - Tool for Water Management*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands.
- Welcomme, R.L. 1988. International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish. Tech. Pap.* 294. 318 pp.
- Zaret, T.M. & R.T. Paine. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science* 182:449-455.

Aplicação de Índices de Qualidade das Águas na Lagoa Caconde, Osório, RS.

Fábio Leite

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS / Brasil

Ozório Fonseca

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, AM / Brasil

Resumo – A Lagoa Caconde está situada na porção setentrional da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Apresenta uma área de 4.06 Km², profundidade média de 1.7 m (Schwarzbold, Schafer, 1984), pH próximo da neutralidade, alta turbidez, níveis de oxigênio próximos da saturação e sem a formação de estratificação térmica e/ou química. Neste estudo, foram aplicados os Índices da National Sanitation Foundation (NSF), National Sanitation Foundation modificado pelo Comitessinos (NSFS), e o Índice de Smith (1989), utilizado na Nova Zelândia (NZ), como instrumentos de interpretação da qualidade do ambiente. O índice NZ foi o que apresentou, no período amostrado, uma maior sensibilidade a variação de qualidade da água da Caconde, em relação aos demais índices utilizados.

Abstract – Caconde Lagoon is located in the northern part of the Coastal Plain of Rio Grande do Sul. Its area is 4.06 square kilometers and mean depth, 1.7 m (Schwarzbold, Schaver, 1984), pH close to neutral, high turbidity, oxygen levels close to saturation, and no formation of thermal and/or chemical stratification. In this study the Indices applied were: National Sanitation Foundation (NSF), National Sanitation Foundation modified by Comitessinos (NSFS), and the Smith Index (1989), used in New Zealand, as tools to interpret environmental quality. During the sampling period the NZ index was the most sensitive to the water quality variation at Caconde, as compared with the other indices used.

1. Introdução

Dentro de um estudo integrado sobre a limnologia da Lagoa Caconde, foram utilizados três índices de qualidade da água. Estes índices foram calculados para os meses de abril, maio e junho de 1993; nas três estações de coletas da lagoa (NE, SW e C).

De acordo com SDD (1976), um índice de qualidade pode ser definido como uma forma de medida derivada da relação de um grupo de variáveis para uma escala comum, sendo combinadas em um único número. O grupo deve conter os mais significativos parâmetros de uma série de dados, para o índice poder descrever a situação completa e refletir mudanças de uma maneira representativa.

Sendo assim, um índice de qualidade de água (IQA) é um número que exprime a qualidade de um sistema hídrico, levando em consideração o uso a ser dado a este (balneabilidade, suprimento de água, manutenção das comunidades aquáticas e outros). Esse número é obtido pela transformação de dados físico-químicos e microbiológicos em valores de subíndices (Ii). A partir de metodologias apropriadas, e aprovadas por diversos especialistas, esses valores são agregados de diferentes maneiras, produzindo o valor do IQA. Posteriormente, este valor é classificado em faixas de qualidades, traduzindo então a situação ambiental de cada corpo de água.

Ott (1978) identificou seis usos básicos para os índices ambientais, os quais tem sido usados, segundo o autor, para os seguintes propósitos:

- Distribuição de recursos: repartição de verbas e determinação de prioridades;
- Ordenação de áreas geográficas: comparação de condições ambientais em diferentes áreas geográficas;
- Imposição de normas: determinação do cumprimento ou não de legislação ambiental;
- Análise de tendências: avaliação de mudanças na qualidade ambiental, em um determinado período de tempo;
- Informação para o público: informe a respeito das condições ambientais de um determinado ecossistema;
- Pesquisa científica: redução de uma grande quantidade de dados, atuando como uma ferramenta para o estudo dos fenômenos ambientais;

O Comitê de Preservação, Gerenciamento e Pesquisa da Bacia do Rio dos Sinos (1990) destaca como vantagens na utilização dos índices a apreensão acessível e sistemática dos dados por parte da comunidade usuária e a uniformidade de critérios para a opinião pública, possibilitando uma forma de comparação relativa entre os sistemas hídricos.

Os índices utilizados são classificados como gerais; ou seja, não consideram as características específicas de cada manancial, tendo então um alto espectro de utilização.

2. Área de Estudo

A Lagoa Caconde situa-se no município de Osório, que pertence ao denominado Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul. Está inserida entre os paralelos 30° 0' S e 30° 15' S e meridianos 50° 0' W e 50° 15' W, e localiza-se entre as duas auto-estradas mais importantes do Litoral Norte do Estado (BR-101 a oeste e a Estrada do Mar, a leste).

Dentro do sistema de classificação proposto por Schwarzbald (1982), o local de estudo está classificado no subsistema lagunar Tramandaí-Norte, que inclui as lagoas do município de Osório.

Do ponto de vista da topografia, encontra-se a oeste um conjunto de morros pertencentes ao relevo da Serra Geral, que provoca influências sobre o clima da região (Hasenack, Ferraro, 1989).

No lado leste, observa-se a ocorrência de uma topografia mais suave, assim como nas áreas circundantes mais externas ao corpo lagunar. Em relação ao uso do solo, nota-se que, nas porções limítrofes à região de estudo há a predominância de vegetação antropogênica (lavouras de arroz, pastagens para gado e outros) em substituição à vegetação nativa.

Já as margens da lagoa encontram-se circundadas por algumas espécies de macrófitas, mas predominantemente por *Scirpus californius* (C. A. Meyer) Steud.

Neste estudo, foram coletadas amostras de água em três estações de coletas da Lagoa Caconde (sudoeste = SW, centro = C e nordeste = NE), baseadas na direção predominante do vento (NE).

3. Material e Métodos

National Sanitation Foundation (NSF)

Este índice foi desenvolvido pela National Sanitation Foundation, no ano de 1970. Para sua construção foi utilizada uma metodologia estatística de pesquisa de opinião (Método Delphi). Esse método envolve a remessa de questionários para diversos especialistas, com o objetivo de recolher informações sobre a seleção, transformação,

ponderação e agregação dos determinantes. Isto possibilita a formação de um julgamento embasado na opinião de diversos profissionais.

A partir daí, foram selecionados nove parâmetros para o cálculo desse índice. Em relação à forma de agregação, o método inicialmente escolhido baseava-se no somatório dos produtos entre cada subíndice (I_i) com o seu respectivo peso (w_i), onde:

$$IQA = \sum w_i I_i$$

sendo

I_i = qualidade relativa do i ésimo parâmetro (= valor do subíndice)

w_i = peso relativo do i ésimo parâmetro

i = nº de ordem do parâmetro (1 a 9).

Este método apresenta um problema matemático denominado de eclipse (Ott, 1978). A eclipse acontece quando pelo menos uma variável apresenta um escore de baixa qualidade, mas o índice geral não reflete esta situação. Neste caso, o valor calculado tende a superestimar a qualidade ambiental.

Posteriormente, este método foi substituído por um modelo multiplicativo, baseado na seguinte equação:

$$IQ^*A = \prod I_i^{w_i}$$

onde

W_i = peso relativo do i ésimo parâmetro

I_i = qualidade relativa do i ésimo parâmetro

(SDD, 1976)

No presente estudo, foi utilizado o método multiplicativo. As curvas de avaliações foram retiradas de SDD (1976), exceto para a turbidez e nitrato, que foram extraídas de Ott (1978). Além disto, o parâmetro sólidos totais (ST) foi substituído por sólidos suspensos (SS) e o desvio da temperatura de equilíbrio foi substituído pela temperatura em °C. A escala de qualidade é baseada em OTT (1978) (Tabela 1).

Tabela 1. Escala de Qualidade do Índice NSF (National Sanitation Foundation)

IQA	Classificação da Qualidade da Água
0-25	Muito Ruim
26-50	Ruim
51-70	Regular
71-90	Bom
91-100	Excelente

Comitessinos (NSFS)

A utilização deste índice teve início através da criação, em 1988, do Comitê de Preservação, Gerenciamento e Pesquisa da Bacia do Rio dos Sinos (Comitessinos). A criação do índice objetivou a implantação de uma rede integrada de monitoramento da qualidade da água deste rio. A partir daí, o comitê de estudos decidiu pela necessidade de adoção de uma sistemática de informação ao público, que possibilitaria também o monitoramento espacial e temporal da qualidade da água da bacia. Sendo assim, a comissão optou pela aplicação do índice da NSF, com algumas modificações. Estas vieram da discussão sobre a inclusão ou não da temperatura de equilíbrio como parâmetro de avaliação. Como a maioria dos rios do estado não apresentava problemas de poluição térmica, a permanência deste parâmetro contribuiria no sentido de aumentar o valor do IQA. Além disto, foi verificada a variação do IQA em relação à exclusão ou não deste parâmetro. Com isto, concluíram que a variação máxima do IQA entre ambas as situações era de 5% (valor não significativo para o nível de precisão do IQA). Desta forma, optaram pela exclusão da temperatura do IQA, com a conseqüente redistribuição dos pesos (W_i) dos demais parâmetros.

O modelo de agregação utilizado foi o multiplicativo, e os parâmetros, bem como os pesos adotados estão no Quadro 1. As curvas de avaliações foram retiradas de SDD (1976), com exceção do nitrato

e turbidez, que foram extraídos de Ott (1978). As classes de qualidades foram as mesmas do NSF (Ott, 1978).

Smith (NZ*)

Smith (1987) propôs a elaboração de quatro índices, sendo um geral e os demais característicos para usos particulares.

A metodologia de construção destes índices baseou-se no Método Delphi (Linstone, Turoffi, 1975). Além disto, os mesmos foram relacionados à legislação de águas da Nova Zelândia, possibilitando assim uma maior aceitabilidade em relação a sua utilização. Estes índices seguem uma forma não ponderada, considerando-se a igualdade de importância dos parâmetros na determinação do IQA.

Por outro lado, apresentam uma característica diferenciadora em relação aos demais, pois utilizam o método do mínimo operatório como forma de agregação. Por este método, o escore final do IQA é equivalente ao menor valor entre os subíndices, representado através da seguinte formulação (Ott, 1978).

$$I = \min(I_1, I_2, \dots, I_i, \dots, I_n)$$

onde

I = valor do índice

I_i = escores dos subíndices

A utilização deste modelo decorre das vantagens oriundas de sua aplicação. Estas vantagens seriam a eliminação da ocorrência de eclipses ou perda de dados. Além disto, Smith (1989) afirma que a adequabilidade do uso da água é governada por suas características mais pobres, e não pelo conjunto de variáveis.

Neste estudo, optou-se pela utilização do índice de uso geral (General Index), devido ao fato deste também considerar a proteção às comunidades aquáticas. Além disto, a utilização deste índice permite uma comparação com os demais, que também são caracterizados como gerais.

Os parâmetros utilizados encontram-se na Tabela 2. A curva de avaliação da turbidez foi retirada de Ott (1978). Já as classes de qualidades estão na Tabela 3 (Smith, 1987).

(NZ*) = Índice da Nova Zelândia

Tabela 2. Parâmetros Utilizados e Valores dos Pesos (Wi) Adotados para os IQAS.

PAR.	OD(%)	CF	pH	DBO ₅	NO ₃	PO ₄	T°C	Turb.	SS	OD(mg/l)
NSF	0,17	0,15	0,12	0,10	0,10	0,10	0,10	0,08	0,08	—
NSF	0,19	0,17	0,13	0,11	0,11	0,11	—	0,09	0,09	—
NZ	—	*	*	*	—	—	*	*	*	*

*Parâmetros adotados para o índice NZ.

Tabela 3. Classes Utilizadas para a Avaliação da Qualidade da Água (Smith, 1987)

Valor do Menor Subíndice	
0 < I _{sub} < 20	Totalmente inadequada para os principais usos
20 < I _{sub} < 40	Inadequada para os principais usos
40 < I _{sub} < 60	Usos principais comprometidos
60 < I _{sub} < 80	Adequadas para todos os usos
80 < I _{sub} < 100	Eminentemente adequada para todos os usos

4. Resultados

NSF

O menor valor (75,1) ocorreu no mês de abril, na estação C. Já o maior (94,5) foi detectado em junho, na estação SW. A inclusão dos escores de mínima e máxima nas classes de qualidades coloca a Lagoa Caconde como um sistema com qualidade variando de boa a excelente. Já o valor médio (84,8) denota um grau qualitativo bom.

Na média, os parâmetros que mais contribuíram para a diminuição do valor do IQA foram os sólidos suspensos e a turbidez. Por outro

lado, as variáveis que determinaram um aumento mais substantivo foram a saturação de oxigênio e os coliformes fecais.

O coeficiente de variação espacial médio (C.V.) foi de 4%. Já o C.V. temporal médio ficou em 7%.

NSFS

O valor médio deste IQA foi de 87,4. O menor valor (80,4) foi detectado no mês de abril, na estação C. O valor de máxima ocorreu em junho, (94,5), na estação SW. O enquadramento dos valores extremos nas classes de qualidades atribui uma qualidade variando de boa a excelente. Já o escore médio(86,9) indica uma boa qualidade.

As variáveis que mais influenciaram uma diminuição de qualidade foram, respectivamente, os sólidos suspensos e a turbidez. Já os parâmetros que contribuíram de forma mais acentuada para o aumento dos escores deste IQA foram a saturação de oxigênio e os coliformes fecais

O coeficiente de variação médio temporal foi de 4%. Já o coeficiente de variação médio espacial ficou em 5%.

Nova Zelândia (NZ) (Smith, 1987)

O valor máximo deste IQA (68,0) foi observado no mês de junho, na estação SW. Este valor foi determinado pela turbidez. Já o mínimo (34,0), foi detectado em maio, na estação NE, ocasionado pelo valor do parâmetro sólidos suspensos.

A qualidade do ecossistema, de acordo com o modelo de classificação adotado pelo autor, variou de “adequada para todos os usos” até “inadequada para os principais usos”. Já o valor de média (54,3) indicou uma água de “usos principais comprometidos”.

Do total dos valores deste IQA calculados, 67% foram devidos ao menor valor (ISub) ocasionado pelos sólidos suspensos, 22% pela turbidez, e 11% pela DBOs.

O coeficiente médio da variação sazonal ficou em 20%. Já o C.V. médio espacial foi de 14%.

5. Discussão

Os resultados demonstraram que os sólidos suspensos e a turbidez foram os principais parâmetros condicionadores da diminuição dos valores dos IQA'S. A elevada turbidez da água da Lagoa Caconde deve estar relacionada à influência da ação do vento sobre o sistema. Além disto, devem atuar também como fatores determinantes a morfologia, bem como a dinâmica de nutrientes e a produtividade primária do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas. Já os parâmetros coliformes fecais e saturação de oxigênio contribuíram de forma mais acentuada para a elevação dos índices NSF e NSFS. Esta constatação diz respeito não só às concentrações destes parâmetros mas também ao fato de que são eles os que possuem os maiores pesos (W_i) nos dois índices. Estes fatores resultaram em uma maior importância destes parâmetros na determinação dos valores finais destes IQA'S. Além destes parâmetros, o pH, NO_3 e o PO_4 também obtiveram altos escores (I_i). Mas, devido aos seus menores pesos (W_i), não contribuíram tão significativamente como a saturação de oxigênio e coliformes fecais para o aumento dos valores destes IQA'S.

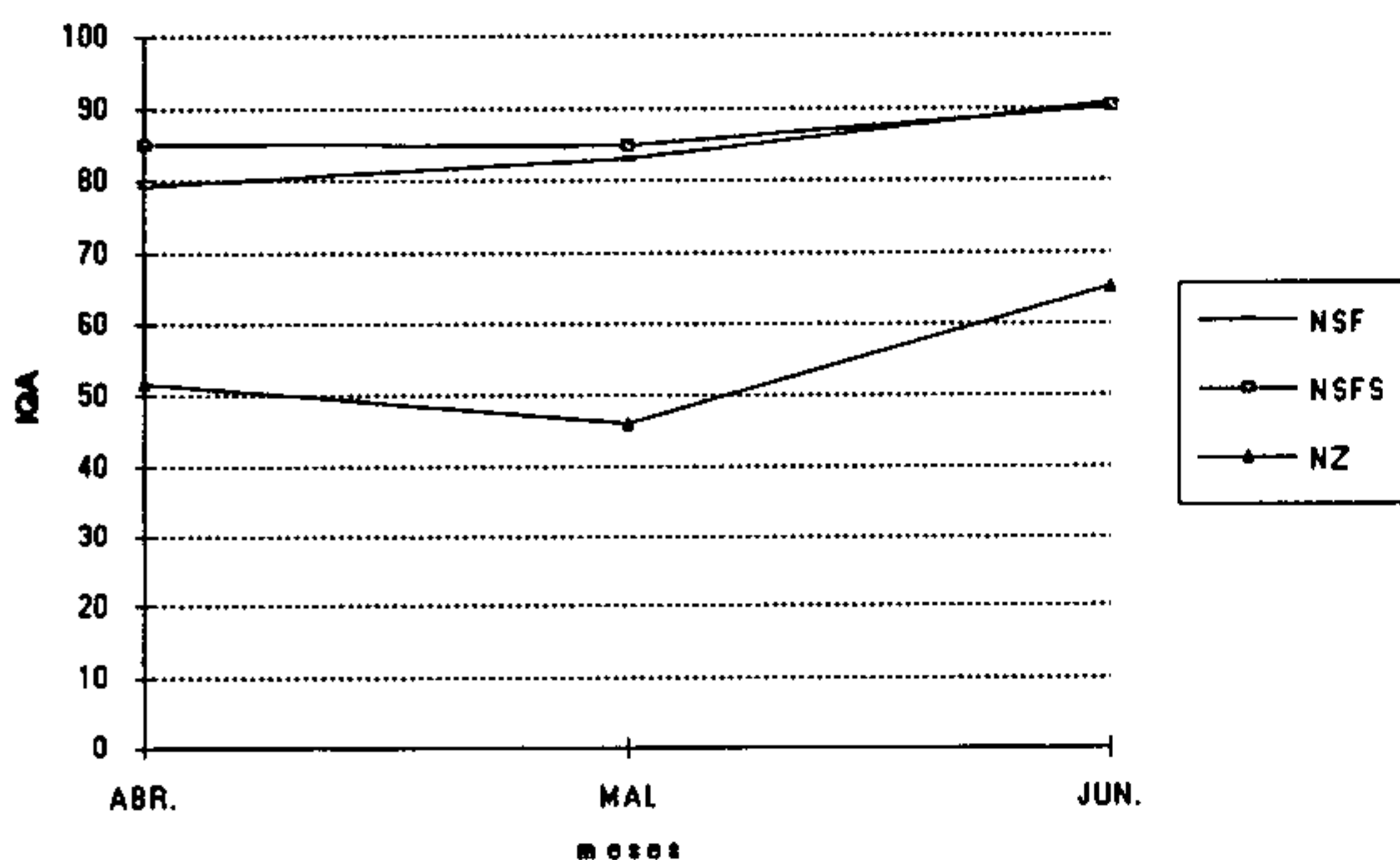
Em relação ao índice proposto pelo Comitessinos, verificou-se que ele apresentou maiores escores que o NSF. A retirada da temperatura e a posterior redistribuição dos demais pesos (W_i) resultou em uma superestimação da qualidade ambiental, se comparado ao NSF. Por outro lado, a coincidência, para os dois índices, em relação aos pontos/meses extremos e no enquadramento dentro das faixas de qualidades, revelou uma similaridade numérica nos resultados finais de ambos os índices.

Já o índice de Smith (1987) (NZ) manifestou aspectos diferenciadores em relação aos demais. A utilização do mínimo operatório condicionou a dependência da qualidade do habitat, unicamente ao valor qualitativo do determinante de menor escore ($I_{Sub\ mín.}$). Isto garante uma maior sensibilidade em relação à variação de qualidade da água da Lagoa Caconde.

Os demais índices (NSF e NSFS), são resultantes, pelo contrário, de um valor numérico construído a partir da contribuição de cada um dos parâmetros utilizados em ambos os índices. Suas formas de agregação determinam um valor final que "tampona" os efeitos de um escore baixo de subíndice (I_i). Desta maneira, quanto maior for o número de parâmetros determinantes nestes índices, e menor o peso

do determinante com menor valor de subíndice, maior será a intensidade desta característica. Este foi o motivo pela qual o índice NZ indicou uma pior qualidade para a Lagoa Caconde (Figura 1). Além disto, o método de agregação adotado pelo NSF e NSFS resultou em uma menor variabilidade espaço-temporal nos escores de ambos.

Figura 1 . Variação Temporal dos Valores Médios dos Índices NSF, NSFS e NZ na Lagoa Caconde (abril 1993 - junho 1993)



A inclusão de parâmetros de baixa variabilidade (ex: pH) no cálculo dos resultados finais originaram os baixos valores dos coeficientes de variações.

Os maiores valores de C.V. do IQA-NZ, por sua vez, são decorrentes, principalmente da alta variabilidade espaço-temporal dos sólidos suspensos. Como foi este o parâmetro responsável, na maioria das vezes, pelo valor do IQA, transmitiu então esta característica para o índice.

A adoção de um caráter geral para os índices calculados e a inclusão da proteção às comunidades aquáticas implica na indagação sobre a real importância dos sólidos suspensos como fator prejudicial a estas comunidades. Do ponto de vista sanitário, altos teores de sólidos suspensos são prejudiciais ao consumo humano de água, aumentando assim os custos de tratamento, (Smith, 1987). Isto

resultaria então em uma característica de baixa qualidade. Mas em relação à biota aquática, há de se considerar até que ponto o “stress” causado por este parâmetro é significativo.

Uma solução para esta questão seria a inclusão de parâmetros avaliadores da saúde dos ecossistemas (ecológicos) (Schaeffer et alii, 1988), na concepção dos índices. Estes parâmetros, aliados aos dados físico-químicos, possibilitariam uma análise mais eficiente e real da qualidade dos habitats.

Cabe ainda ressaltar que os IQA'S deveriam ser regionalizados (Ott, 1978). Isto implicaria na construção de “rating curves” específicas para cada área geográfica, baseadas nas concentrações naturais dos elementos determinantes. Mas, para isto, deveriam ser realizadas campanhas de coletas de dados em sistemas ainda “não afetados” pela interferência humana. A partir da obtenção de um padrão de qualidade natural, embasado nas características intrínsecas destes ecossistemas, ter-se-ia uma ferramenta capaz de medir as amplitudes dos efeitos ocasionadas pelas modificações antrópicas nos sistemas naturais.

6. Referências Bibliográficas

- COMITÊ DE PRESERVAÇÃO, GERENCIAMENTO E PESQUISA DA BACIA DO RIO DOS SINOS. Utilização de um índice de qualidade da água no Rio dos Sinos. 1990.
- HASENACK, H., FERRARO, L. W. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. Pesquisas, Porto Alegre, v.22 p.53-70. 1989
- LINSTONE, H. A., TUROFF, M. *The Delphi Method: techniques and applications*. Adison-Wesley, Reading, Maryland, USA. 1975.
- OTT, W. R. *Environmental Indices. Theory and Practice*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, USA. 1978
- SCHAEFFER, D. J., HERRICKS, E. E., KERSTER, H. W. Ecosystem Health. Measuring Ecosystem Health. *Env. Manag*, v.12, n.4, p.445-455. 1988.
- SCHWARZBOLD, A., SCHAFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Amazoniana*. Ploen, v.9, n.1, p.87-104. 1984
- SCOTISH DEVELOPMENT DEPARTMENT. Development of a water quality index. Report ARD3. Applied Research and Development Engineering Division. HMSO Edinburgh. 1976
- SMITH, D. G. Water quality indexes for use in New Zealand's rivers and streams. *Water Quality Centre Publication*, n.12, Water Quality Centre, Ministry of Works and Development, Hamilton, New Zealand. 1987.
- SMITH, D. G. A new form of water quality index for rivers and streams. *Wat. Sci. Tech.*, v.21, n.2, p.123-127. 1989.

Evolução do Controle Biológico de Simulídeos Através do *Bacillus thuringiensis var. israelensis* no Rio Grande do Sul

Maria Amélia T. Souza

Lúcia L. F. Mardini

Elton Capileira Gomes

Secretaria de Saúde e Meio Ambiente – DZV, RS / Brasil

Geraldo Lopes da Silveira

Universidade Federal de Santa Maria, RS / Brasil

Resumo - O ataque de Simulídeos (borrachudos) ao homem, no Rio Grande do Sul, constitui um sério agravo à saúde pública pelos incômodos e danos provocados por suas picadas (intenso prurido, reações alérgicas sistêmicas, dermatites primárias e secundárias, entre outros). Este inseto também é responsável por problemas sócio-econômicos devido aos prejuízos que acarreta à agricultura, pecuária e turismo. A Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente (Divisão de zoonoses e vetores) do Rio Grande do Sul coordena um Programa Estadual de controle do inseto, utilizando, desde 1982, controle biológico através de *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, (B. t. i.). Atualmente, o Programa abrange 68 municípios (37.850,5 km²), onde também desenvolve-se o trabalho de conscientização para a preservação ambiental.

Abstract - Simuliids (blackfly) attacks on man, in Rio Grande do Sul, are a serious threat to public health, due to problems caused by their sting (intense pruritus, systemic allergic reactions, primary and secondary dermatitis, and others). This insect is also to blame for socio economic difficulties due to losses in agriculture, cattle breeding and tourism. The Department of Health and The Environment (Division of zoonoses e vectors) of the State of Rio Grande do Sul is coordinating a State Program to control this insect. For the last ten years they biological control has been done using *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, (B. t. i.). At present the program includes 68 countries (37.850,5 km²), where work is also being performed to developed environmental consciousness.

1. Introdução

No Brasil, o ataque dos insetos do gênero Simulídeo (*Insecta Diptera-Simulidae*) é registrado em diversas regiões. No norte, região amazônica, são descritos casos de Oncocercose transmitida por esse gênero, tendo como vetores algumas espécies do subgênero *cerqueirellum*.

No sul do Brasil, em Oncocercose, vários estados apresentam grande incidência de picadas deste inseto.

O ataque do Simulídeo às pessoas no Rio Grande do Sul, principalmente o *Simullium (Chirostilbia) pertinax* Kollar, 1932, causa problemas de agravo à saúde pública, como dermatites primárias e secundárias, reações alérgicas sistêmicas, intenso prurido, edemas, hemorragias localizadas e estados febris. Representa também um problema sócio-econômico pelo prejuízo que causa à agricultura, pecuária e turismo.

O controle deste inseto tem sido realizado desde a década de 70, inicialmente, com produtos químicos, organo-fosforado, Themephose, a partir de 1983, produtos biológicos, quando foi criado o Programa Estadual de Controle do Simulídeo, composto de várias instituições, cada uma responsável por projeto específico sob a coordenação da Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do RS.

Atualmente 68 municípios do Estado integram este Programa, com uma área de 37.850,5 km², o que representa 14,1% da área total do Rio Grande do Sul (Tabela 1 e Figura 1), beneficiando 2.358.004 pessoas.

Tabela 1. Municípios Integrados

Municípios	Área em Km2	População	Calhas Construção	Calhas Projetadas
Agudo	530,8	16720	2	1
Alto Feliz	100	2800	4	
Antônio Prado	342,7	10989	3	6
Barão	175	6845	2	
Bento Gonçalves	514,9	78652	1	2
Bom Princípio	89	7468		5
Bom Retiro	188,9	11470	1	3
Brochier	190,2	6069	5	
Canela	252,8	24603	1	3
Charrua*	(Tapejara)		1	
Carlos Barbosa	198,6	15912	1	6
Caxias do Sul	1601,2	290969	4	8
Dois Irmãos	163,6	18957	5	
Dois Lajeados	220,1	5614		3
Encantado	229,1	18154		1
Encruz. do Sul	3432,8	21480	1	1
Estância Velha	51,6	28203	1	1
Estrela	228,8	26688	1	
Farroupilha	389,1	45387		2
Feliz	256,9	15556		7
Flores da Cunha	395,4	19776	10	
Garibaldi	352	25930		4
Gramado	242,2	22093	3	
Gravata	495	181019	1	1
Guabiju	148,1	1737		1

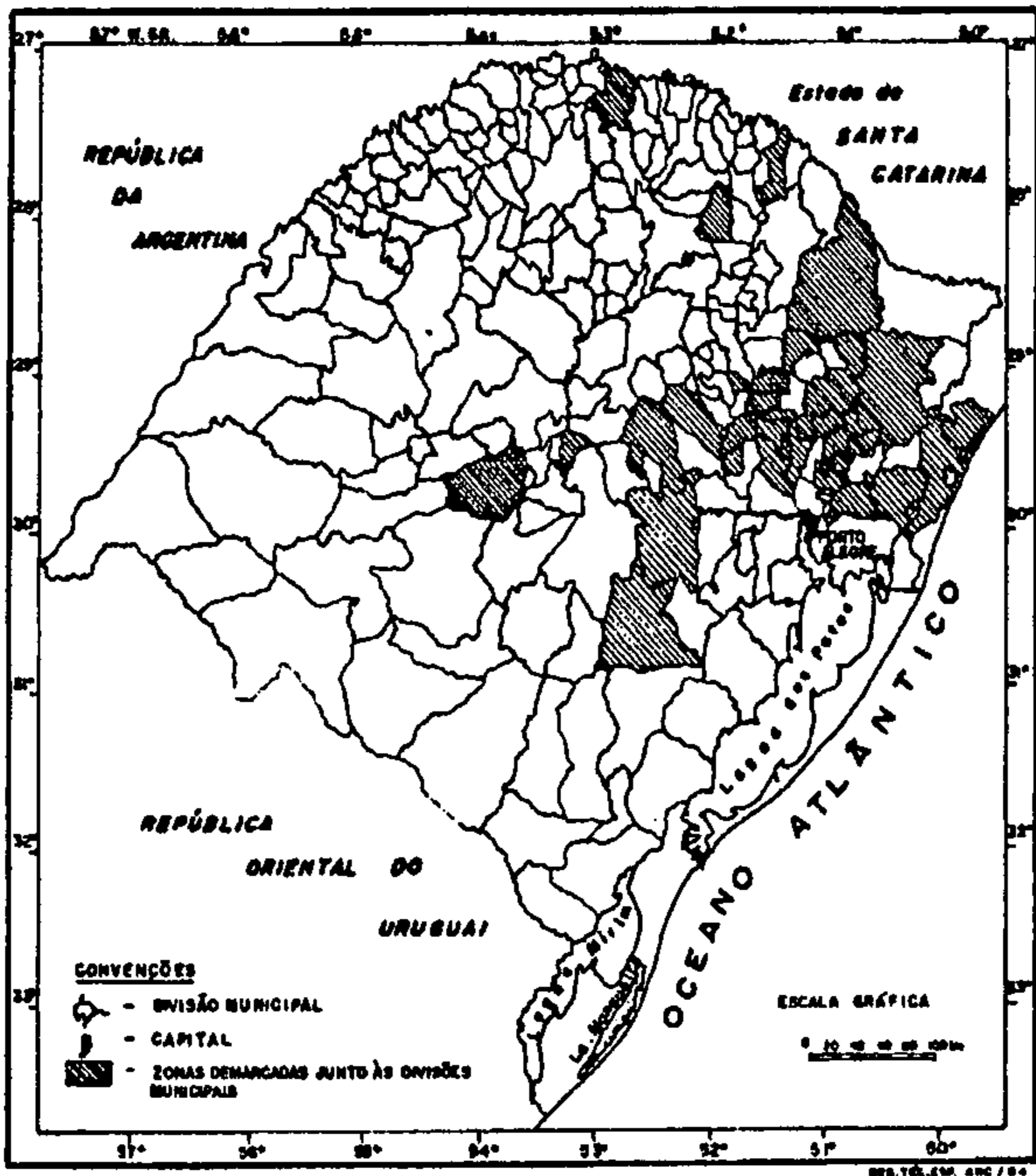
Tabela 1 (cont.)

Municípios	Área em Km2	População	Calhas Construção	Calhas Projetadas
Harmonia	48,9	3075	1	2
Igrejinha	144,2	20426	6	
Ivoti	148,5	16316	4	4
Lajeado	556,4	63880		1
Linha Nova*	(Feliz)		5	
Maratá	120	500	4	
Montenegro	512,9	49051	2	2
Morro Roeter*	(Dois Irmãos)		5	
Muçum	225,5	7126		3
Nonoai	838	20938		2
Nova Hartz	59,3	10001		3
Nova Padua	200		5	
Nova Petrópolis	371,7	16715	10	
Nova Roma do Sul	152,7	2963	6	
Novo Hamburgo	215,7	205479		2
Osório	1291,6	36803	7	
Passo Fundo	1595,5	147239		3
Picada Café	(Nova Petrópolis)		1	
Poço das Antas	47,8	1558		4
Protásio Alves	172,7	2340	3	
Rio Pardo	2481,8	42912		4
Salvador do Sul	164,4	42912	1	5
Sapucaia do Sul	57,6	105025	3	
Sta. Cruz do Sul	1704,8	117779	5	2
Sta. Maria	3279	217604	3	

Tabela 1 (cont.)

Municípios	Área em Km2	População	Calhas Construção	Calhas Projetadas
Sta. Ma. Herval	141,7	5179		8
Sapiranga	179,7	58222	6	
Sto. Ant. Pat.	1463,8	40556	1	
São F. de Paula	3340,7	19242	3	6
São José do Ouro	558	11477	2	
São Seb. do Caí	128,5	16820		
São Vendelino	38,1	1458		2
Sério*	(Lajeado)		3	
Silveira Martins	123,6	2378		2
Tapejara	642,5	18888		4
Terra de Areia	350,4	10417		2
Três Cachoeiras	219,4	7990	1	1
Três Coroas	158,7	15045		1
Torres	817,8	37444	3	4
Tupandi	63,8	2325	1	
Vacaria	4147,9	58607	1	
Vale Real	(Feliz)		1	5
Vera Cruz	298,1	17923		2
Totais	37850,5	2358004	140	129

Figura 1. Área abrangida pelo Programa Estadual de Controle Biológico de Simulídeos no Rio Grande do Sul.



Dentro do Programa Estadual, foi iniciada a identificação das espécies de Simulídeos existentes no Rio Grande do Sul, atividade desenvolvida com assessoria do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA (Tabela 2). Foi também desenvolvido um projeto de educação continuada, integrando a Empresa Rio-grandense de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio Grande do Sul, visando motivar o produtor rural à preservação ambiental e controle integrado do Simulídeo (SOUZA, et alli, 1988). Ainda dentro do Programa

Estadual, realizou-se um levantamento epidemiológico sobre picadas de Simulídeos à pessoas para determinar o nível do problema. Souza (1984), neste levantamento encontrou alta incidência de ataque, 18,13 por mil habitantes.

Tabela 2. Espécies de Simulídeos do Rio Grande do Sul

Subgênero	Chirostilbia
Simulium	(Chirostilbia) pertinax
Simulium	(Chirostilbia) acarayense
Simulium	(Chirostilbia) sp.
Simulium	(Chirostilbia) riograndense
Simulium	(Chirostilbia) empascae
Simulium	(Chirostilbia) spinibranchium
Subgênero	Yanomama
Simulium	(Yanomama) dinelli
Simulium	(Yanomama) perflavum
Subgênero	Thyrsopelma
Simulium	(Thyrsopelma) orbitale
Simulium	(Thyrsopelma) sp.
Simulium	(Thyrsopelma) sp.n.
Simulium	(Thyrsopelma) aff. orbitale
Simulium	(Thyrsopelma) itaunense
Subgênero	Inaequalium
Simulium	(Inaequalium) inaequale
Simulium	(Inaequalium) nogueirai
Simulium	(Inaequalium) subnigrum
Simulium	(Inaequalium) travassosi
Simulium	(Inaequalium) aff. subnibrum
Simulium	(Inaequalium) sp.
Simulium	(Inaequalium) sp. A
Subgênero	Inaequalium
Simulium	(Inaequalium) sp. B
Simulium	(Inaequalium) sp. C
Simulium	(Inaequalium) sp. D
Simulium	(Inaequalium) sp. E
Simulium	(Inaequalium) sp. F
Simulium	(Inaequalium) sp. G
Simulium	(Inaequalium) botulibranchium

Simulium	(Inaequalium) mariavucanoae
Subgênero	Psanoriocompsa
Simulium	(Psanoriocompsa) sp.
Simulium	(Psanoriocompsa) sp. n.
Simulium	(Psanoriocompsa) anamariae
Simulium	(Psanoriocompsa) inerustatum
Simulium	(Psanoriocompsa) minusculum
Simulium	(Psanoriocompsa) aff. incrustatum
Simulium	(Psanoriocompsa) sp. A
Simulium	(Psanoriocompsa) sp. B
Simulium	(Psanoriocompsa) sp. C
Simulium	(Psanoriocompsa) sp. C
Simulium	(Psanoriocompsa) sp. E
Subgênero	Cerqueirellum
Simulium	(Cerqueirellum) sp. A
Subgênero	Hemicneta
Simulium	(Hemicneta) rubritorax

Devido às evidências de baixa eficiência do método químico sobre as espécies alvo *Simulium (Chirostilbia) pertinax*, usando-se Themephos (RUAS, 1984), buscou-se a alternativa do controle biológico, utilizando-se formulações à base de *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, Serótopo H-14, de Barjac, 1978, que tem se mostrado eficiente no controle de larvas de simulídeos, além de ser inócuo aos organismos associados aos criadouros de isento alvo, já tendo sido utilizadas por vários países.

Frente ao agravamento dos problemas sócio-econômicos e de saúde pública, decorrentes do ataque deste inseto às pessoas, passou-se a investir na alternativa de controle descrito, a partir da susceptibilidade da espécie alvo *Simulium (Chirostilbia) pertinax*, Kollar, 1932, com experimentos de campo desenvolvidos para adequar a metodologia de uso do larvicida biológico. O presente trabalho descreve resultados obtidos com o controle biológico de Simulídeos, a partir do uso de formulações à base de *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, através de metodologia experimental desenvolvida pela Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul.

2. Material e Métodos

As variações iniciais dos larvicidas empregados basearam-se na variação da densidade larval sobre substratos artificiais. Estes, constituídos de lajotas artificiais de ardósia bruta de 25 cm², colocados em transectos ao longo dos cursos d'água, distanciados de 100m (cada), em conjuntos de 4 lajotas. Cada trecho foi separado em dois sub-trechos, sendo aquele à montante, considerado controle.

Inicialmente com 500 m, o sub-trecho tratado foi, em alguns testes, estendido até 1000m. Para as leituras, sortearam-se duas lajotas de cada transecto para a pré-contagem, ficando então, as remanescentes para a pós-contagem. Foram contadas todas as formas pré-imagais e identificadas larvas de último estágio e pupas, com a identificação específica e sub-genérica possível. A proporção de cada grupo identificada foi então utilizada para uma estimativa de composição específica de toda a amostra contada.

Para a avaliação de vazões ao longo do curso d'água, aspecto fundamental para o cálculo da concentração alvo das dosagens do larvicida usado, utilizou-se inicialmente, um micromolinete hidrométrico para medir as velocidades de escoamento do fluxo líquido.

Para obter-se maior eficiência e praticidade nas tomadas de vazão, a partir de 1984, introduziu-se, progressivamente, um outro método de avaliação, o dos medidores fixos de vazão. Estes medidores consistem em estruturas hidráulicas tipo "Parshall" modificado (ALFARO, 1974) que foram instalados no curso principal de cada bacia hidrográfica. As medidas deste curso e de seus afluentes são utilizadas para o cálculo das dosagens de larvicidas.

Os dados de vazão assim obtidos, são então utilizados, na seguinte fórmula:

$$B.t.i. (g) = Q \times \text{concentração (ppm)}$$

Onde: Q é a vazão em m³/min multiplicado pela concentração necessária de Bti no curso de água, fornecendo a quantidade total do produto em gramas.

Projetou-se, após vários experimentos, uma escala móvel de vazão, concentração e transporte ativo (carreamento) do produto ao longo do curso d'água tratado conforme indicações na tabela 3.

Tabela 3. Escala móvel de aplicação do *Bacillus thuringiensis var. israelensis* (B.t.i.)

VAZÃO (m ³ /min.)	B.t.i. (ppm)	CARREGAMENTO DO PRODUTO (m)
0 – 0,170	sem aplicar	–
0,170 – 0,313	50	50
0,313 – 0,626	50	60
0,626 – 1,260	45	75
1,260 – 2,600	40	125
2,600 – 5,100	30	250
5,100 – 11,000	20	500
11,000 – 16,000	15	750
16,000 – 21,000	12	1000
maior que 21,000	12	1000

Para estabelecer o controle de Simulídeos em regiões onde o ataque às pessoas é severo, é necessário que as Prefeituras Municipais e a Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente se integrem para realizar ações que possibilitem a execução de atividades do Controle Biológico (SOUZA & MARDINI, 1992) como:

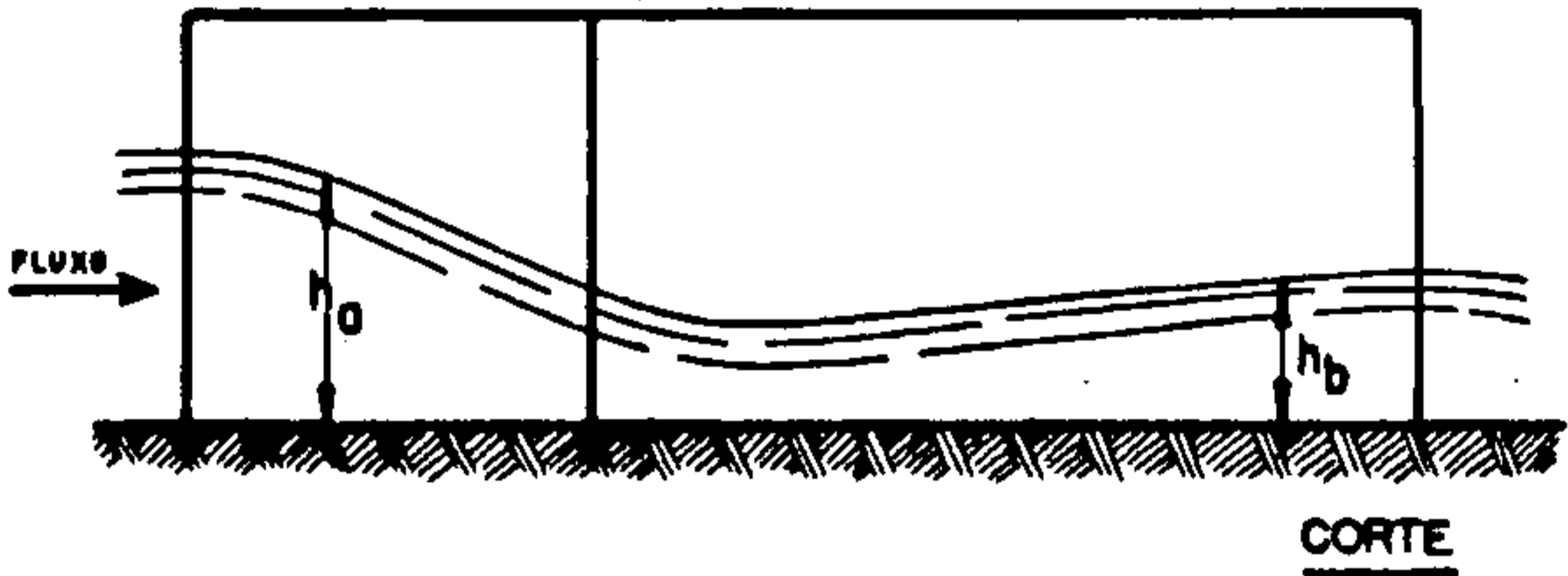
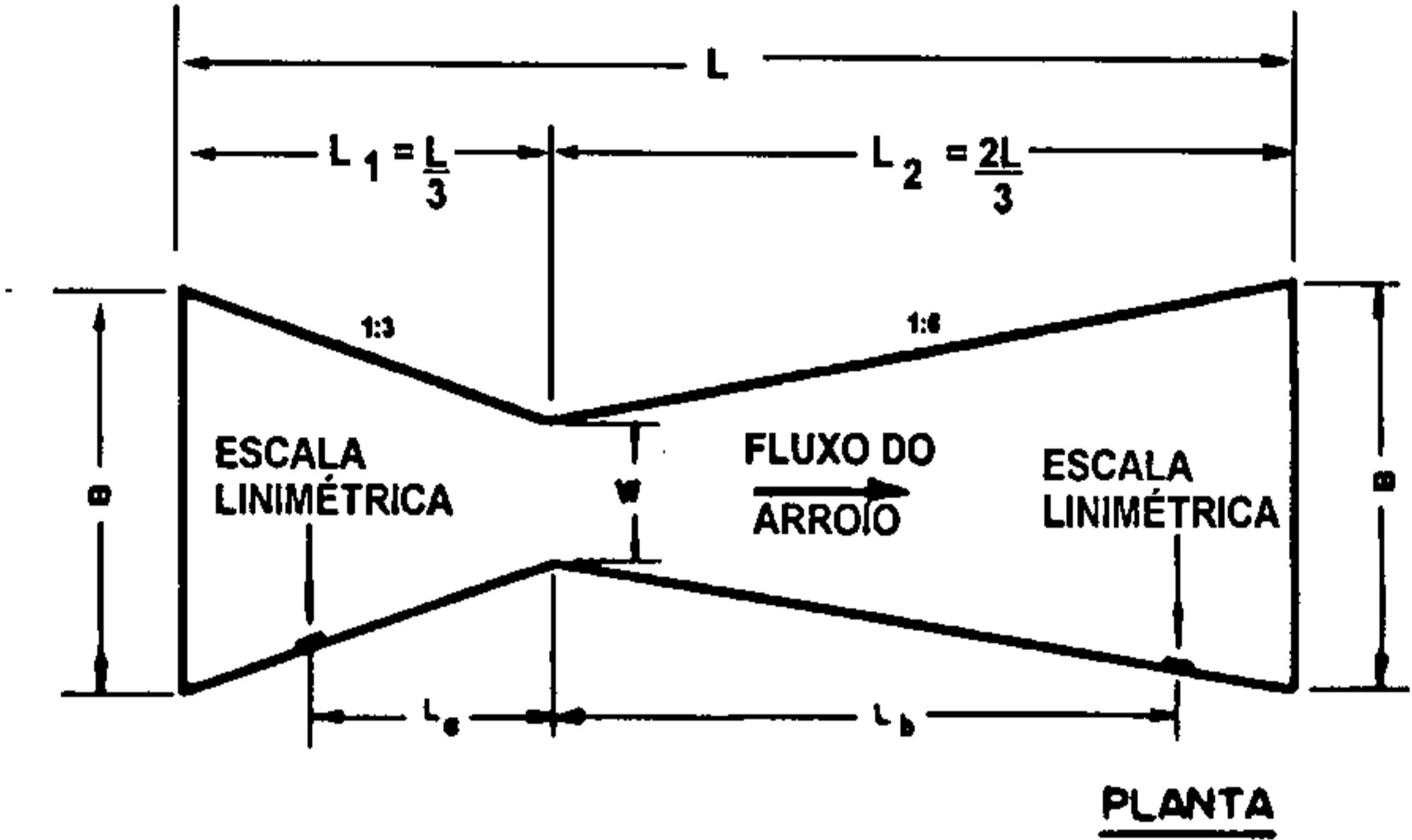
1) Levantamento de campo: consta de um trabalho realizado pelos funcionários das prefeituras e da Secretaria de Saúde, onde é avaliado o grau de infestação de Simulídeos (larvas, pupas e adulto) no riacho a ser trabalhado. Neste levantamento é escolhido o local para a construção futura da estrutura hidráulica medidora de vazão.

2) Projeção e construção de medidores fixos de vazão: a partir das medidas de vazão tomadas como micromolinete ou flutuador, durante o estudo hidrológico dos riachos, são projetados os medidores fixos de vazão adequados. Os medidores fixos de vazão (calhas), conforme o esquema da figura 2, foram padronizados em quatro tamanhos cujas dimensões e quantitativos de construção no Rio Grande do Sul aparecem na tabela 4.

Figura 2.

MEDIDOR "SC"

"Medidor sem colo" ou "medidor de fundo raso"
de dimensões "W X L"



$$B = W + \frac{L}{4,5} \quad , \quad L_a = \frac{2}{9} L \quad , \quad L_b = \frac{5}{9} L$$

OBS.: Um "SC" de 20 X 90 tem uma garganta $w = 20$ cm
e um comprimento total de $L = 90$ cm

Tabela 4. Medidores Fixos de Vazão (calhas)

Calha/Tipo	Dimensão		Q máx. m ³ /min.	Quantidade de Calhas
	W	L		
1	30	90	15,18	103
2	40	180	25,14	24
3	60	180	38,10	12
4	100	270	81,96	1
			TOTAL	140

Fonte: Divisão de Zoonoses e Vetores - S.S.M.A./RS

A correta avaliação da vazão é fundamental para a dosagem adequada do B.t.i. e o carregamento do produto deve ser calculado de acordo com a escala móvel de aplicação.

A construção dos medidores fixos de vazão é executada pelas Prefeituras Municipais em posse da planta fornecida pela Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente.

3) Capacitação de pessoal: a Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente capacita os funcionários dos municípios através de treinamento teórico e prático, para que estes venham a executar tarefas de rotina na aplicação do B.t.i., como:

- verificar a infestação dos focos criadouros de Simulídeos;
- verificar a altura da água que passa na calha;
- calcular a vazão conforme tabela referente à calha em questão;
- verificar a concentração a ser utilizada e/ou transporte ativo do larvicida conforme a escala móvel;
- pesar as dosagens nos recipientes plásticos;
- aplicar no riacho, usando regador (03 litros) durante um minuto, nos pontos determinados.

3. Resultados do Controle Biológico

Inicialmente, a avaliação do B.t.i. no controle do *Simulium* (*Chirostilbia*) *pertinax*, foi realizada em três municípios da encosta da serra: Gramado, Nova Petrópolis e Sapiranga, em seis cursos d'água no período de setembro de 1984 a março de 1985. Foram usadas duas formulações, Vectobac Rs. a. e Teknar Rc. e., nas concentrações de 12 a 50 ppm, durante um minuto.

Nesta primeira fase do trabalho, foram observados, especialmente, o desenvolvimento dos cálculos das doses de B.t.i., aplicação e efeito sobre as espécies reconhecidas, além da relação entre vazão, concentração e transporte ativo. Com a evolução da pesquisa, foi criada, para utilização durante as aplicações, uma escala de concentração e transporte ativo, relacionados à faixa de vazão. Também foi cuidadosamente observado o efeito das formulações usadas sobre organismos associados aos criadouros de Simulídeos.

Na primeira etapa do programa, conseguiu-se uma mortalidade larval na faixa de 90% nas vazões menores que 5m³/min e mortalidade irregular nas vazões superiores a 5m³/min. Houve queda de ataque nos locais distantes até 4km dos focos tratados (RUAS et alii, 1985).

A partir do final de 1987 e início de 1988, com a descentralização das ações básicas de saúde e municipalização, houve repasse de algumas atividades de controle de Simulídeos aos municípios, ficando sob responsabilidade da Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente, o planejamento, apoio técnico, acompanhamento e distribuição de parte do larvicida. Atualmente, o programa de controle do Simulídeo no Rio Grande do Sul realiza-se em 68 municípios, usando produto biológico *Bacillus thuringiensis var israelensis*. Quanto aos resultados podemos dizer que, quando o produto é aplicado adequadamente nas dosagens recomendadas a mortalidade alcança a faixa de 90%.

4. Eficiência da Avaliação Hídrica

A eficiência do programa depende da correta avaliação de vazões nos córregos onde deve ser aplicado o B.t.i. O programa, no início de sua implantação no Estado, em 1984, contratou o Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul para definir um procedimento de avaliação hídrica compatível com as pequenas vazões escoadas pelos córregos encachoeirados onde deveria

ser exercido o controle biológico do Borrachudo. Dentre os métodos a serem utilizados pode-se considerar preliminarmente os seguintes (Silveira, 1973): o volumétrico, o das estruturas hidráulicas pré-aferidas, o dos flutuadores e o das áreas e velocidades com o uso de micro-molinetes hidrométricos.

Os resultados obtidos, segundo relatório de IPH/UFRGS (1985), indicaram o procedimento do uso das estruturas hidráulicas pré-aferidas (calhas) para avaliação das vazões pela rapidez e precisão do procedimento, a partir da simples leitura do nível em régua linimétrica instalada nas paredes internas das calhas.

O uso do método dos flutuadores deve ser descartado para a avaliação sistemática de vazões ao longo do tempo conforme a rotina desenvolvida através do programa de controle. Estudos realizados pelo IPH/UFRGS constataram um erro de até 400% na avaliação de vazões pelo processo dos flutuadores, quando comparado com o método de áreas e velocidades.

Em 1993, dentro do escopo de pesquisa financiada pela FAPERGS junto ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Universidade Federal de Santa Maria, desenvolveu-se experimentos de campo para avaliar a eficiência dos diferentes métodos de medições de vazões em pequenos córregos na região da Serra em Santa Maria, Rio Grande do Sul. Procedeu-se a avaliação de vazões pelos quatro métodos citados junto à calha construída pela prefeitura, próximo ao balneário da Sociedade de Caça e Pesca de Santa Maria (Socepe). Os resultados encontrados aparecem na tabela 5.

Tabela 5. Vazões na Calha Socepe

Método	Vazão (l/s)	Erro (%)
volumétrico	7,31	0
calha	6	-17
micromolinete	8,7	19
flutuador	12,5	+70

Avaliou-se o erro dos diferentes métodos pela comparação com o da avaliação volumétrica de vazões. Outros resultados podem ser encontrados em UFSM/FAPERGS (1993).

5. Discussão

Formulações à base de *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, Serótipo H-14, de Barjac, 1978, tem se mostrado eficiente no controle de larvas de Simulídeos, além de ser praticamente inócuo aos organismos não alvo, e tem sido usado em vários países, conforme relatado por UNDEEN e COLBO em 1980 e nos trabalhos de LACEY, 1982 e 1984.

No Brasil, o estado pioneiro a usar o controle biológico do Simulídeo foi o Rio Grande do Sul que, a partir de 1983 abandonou o controle químico, pois a espécie alvo, *S.(C)pertinax*, desenvolveu considerável tolerância ao Temephos, o que demonstrou RUAS, 1984. Por outro lado, espécies competidoras mantiveram a susceptibilidade (RUAS e MATIAS, 1985).

ANDRADE et alii, 1987, confirmaram a resistência de três espécies de Simulídeos ao larvicida Temephos e, em 1989, novamente, ANDRADE reafirma os riscos do uso de larvicidas químicos para o controle de Simulídeos e fauna associada aos criadouros, bem como a resistência do Simulídeo ao larvicida Temephos.

Quanto a susceptibilidade do Simulídeo ao *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, trabalhos realizados por técnicos da Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, na última década, demonstraram excelentes resultados (RUAS e SILVEIRA, 1989).

No litoral norte de São Paulo, em 1987, foram realizados experimentos utilizando-se o *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, para controle do Simulídeo, onde encontrou-se boa susceptibilidade do inseto ao larvicida usado (ANDRADE et alii, 1987).

Quanto à avaliação hídrica deve-se considerar tais aspectos:

1. relativo à implantação do projeto
2. relativo à manutenção do projeto ao longo do tempo.

Na etapa de **implantação do projeto**, para definir-se o tamanho da calha a ser utilizada, é necessário uma avaliação expedita de vazão para o período de águas baixas do córrego. Esta avaliação pode ser feita, entre outras, pelo método de áreas e velocidades, com o uso de micro-molinetes hidrométricos ou pelo método volumétrico, quando houver condições topográficas favoráveis.

Para a avaliação **sistemática e rotineira** das vazões, necessária a correta dosagem do B.t.i. ao longo do tempo, é indicado o uso das

estruturas hidráulicas pré-aferidas (calhas) pela rapidez de obtenção das vazões e pelo pequeno erro das estimativas.

6. Conclusões

Após dez anos de Controle Biológico de Simulídeos com *Bacillus thuringiensis var. israelensis*, obtendo-se bons resultados, pode-se considerar a metodologia proposta eficiente no que se refere a medição de vazões para a correta dosagem do produto biológico de controle. Todavia, há uma necessidade de incentivo constante às comunidades para que estas se preocupem com os efeitos ambientais que influem na distribuição e flutuação populacional deste inseto, como: desmatamentos, pesca e caça predatórias, poluição hídrica, uso abusivo de pesticidas. Em síntese, a preservação ambiental e uso integrado de métodos, é fundamental para o êxito no controle de Simulídeos em qualquer região.

7. Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio e participação indispensáveis dos colegas da Divisão de Zoonoses e Vetores da Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul no suporte às atividades desenvolvidas. Assim, agradecemos ao Dr. Eduardo Pacheco Caldas, diretor da DZV/SSMA; a Jorge Wilson, Valter Menezes Vasconcelos e João Valdemir Martins, funcionários; à Carmen Sílvia Gomes, bióloga; a Carmen Regina Vieira, estagiária de biologia e ao Dr. Salzano J. B.t.i.. de Oliveira, engenheiro agrônomo. Também agradecemos aos colegas professores da UFSM, Eduardo J. C. Emanuelli, Carlos Alberto Oliveira Irion e Jussara Cabral Cruz e aos estagiários Anibal Rosa Vargas e Medianeira Silva pelas participações nas atividades de avaliação hídrica desenvolvidas.

8. Referências Bibliográficas

- ALFARO, J. F. "Medidas de Águas en Canales por Medio del Afoyador Din Cuello". In: Anais do 1 Simpósio Internacional de Irrigação. Porto Alegre, 4 a 8 de nov/74, 1974.
- ANDRADE, C. F. S.; MOREIRA, L. F. D. P. & CASTELO BRANCO Jr. "Eficiência de Vectobac 12 AS, à base de *Bacillus thuringiensis var israelensis* Contra Simulídeos sob condições de campo." In: Congresso Brasileiro de Entomologia, 11. Campinas, 1987. Resumos. v.2, p.407.
- ANDRADE, C. F. S.; MOREIRA, L. F. D. P. & CASTELO BRANCO Jr. "Resistência de Populações de 3 Espécies de *Simullidae* ao Inseticida Temephos." In: Congresso Brasileiro de Entomologia, 11. Campinas. 1987. Resumos... v.2, p.406.
- ANDRADE, C. F. S. "Manejo Integrado de Borrachudo. Seminários Sobre Insetos e Caros." In: XI Congresso Brasileira de Entomologia. Campinas, 1989. p. 141-157.
- LACEY, L. A. et alli. "Large River Treatment with *Bacillus thuringiensis* (H-14) for the Control of *Simulium damnosum* s. l." In: The Onchocerciasis Control programme. tropenmed. Parasit., 33: 97-101, 1982.
- LACEY, L. A. 7 UNDEEN, A.H. "Concentration And Application Time on The Efficacy of *Bacillus thuringiensis* (H-14) Against Blavjfly (Diptera: Simulidae) Larvae Under Natural Conditions." *Jornal of Economic Entomology*, 77(2): 412 - 418, 1984.
- RUAS NETO, A. L. "Avaliação do Uso de Temephos para Controle de Simulídeos no Rio Grande do Sul" *B.t.i.. Saúde*, 11 (2); 21-27, 1984.
- RUAS NETO, A. L. "*Bacillus thuringiensis var israelensis*, como Alternativa no Controle de Simulídeos no Rio Grande do Sul." 1. Susceptibilidade a Campo. *B.t.i.. Saúde*, 11(2):17-21, 1984.

- RUAS NETO, A. L.; SOUZA, M. A. T.; SEVERINO, S.; MELO, J.L.B.; SILVEIRA, S.M.; FONTES, N. D. F. "Controle Integrado do *Simulium* (*Chirostilbia*) *pertinax* Kollar, 1822. 1- Utilização de *Bacillus thuringiensis var israelensis* do Rio Grande do Sul." B.t.i.. Saúde, Porto Alegre, 12 (2): 17-20, 1985.
- RUAS NETO, A.L. & MATIAS, R. S., 1985. "Controle Integrado do *Simulium* (*Chirostilbia*) *pertinax* Kollar, 1832. A Competição Interespecífica como Possível Método de Controle Natural. B. Saúde, 12: 21-24, 1985.
- RUAS NETO, A.L. & SILVEIRA, S. M. "Uso de Inseticidas Bacterianos para o Controle de Culicídeos e Simulídeos no Rio Grande do Sul." Memórias do Instituto Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro. v.84, Supl.III, 1989.
- SILVEIRA, R. L., 1973. Hidrologia: notas de aula. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS.
- SILVEIRA, R.L. 1985. Projeto Simulídeo - IPH; 7^o relatório parcial.
- SOUZA, M.A., 1984. "Atendimento Médico por Picadas de Simulídeos. Boletim de Saúde, 11:8-11.
- SOUZA, M.A.T.; MAGNI, S.T.; PETZHOLD, G.G.; Assunção, J.A. "O Borrachudo." Informativo Técnico. Porto Alegre. 11p. 1988.
- SOUZA, M.A.T.; MARDINI, L.B.F. "Norma Técnica para o Controle do Simulídeo". Do. Int. 1992.
- UNDEEN, A.H. & COLBO, M.H. "The Efficacy of *Bacillus thuringiensis var israelensis* Against Blackfly Larvae (Diptera: Simuliidae) in their Natural Habitat. Mosq. News, 40: 181-184, 1980.
- UFSM/FAPERGS (1992). "Estudos hidrológicos para dosificação do *Bacillus thuringiensis var israelensis* no combate ao Simulídeo" Relatório parcial da pesquisa. Santa Maria, Rio Grande do Sul.

Diagnóstico do Reservatório do Vacacaí-Mirim Através de Índices de Qualidade da Água

Maria do Carmo Cauduro Gastaldini
Marcos Denicio da Silva de Souza
Davin Fernando Thomas Filho
Geziel da Silva
Universidade Federal de Santa Maria

RESUMO - Apresenta-se, neste trabalho, um estudo da qualidade da água do reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim. Este reservatório contribui com 40% da água do abastecimento público da cidade de Santa Maria, RS. Utilizou-se índices para interpretar a qualidade da água. O índice o NSF-WQI foi o que melhor caracterizou a água.

ABSTRACT - This paper presents a study of water quality of the Vacacaí-Mirim reservoir. This reservoir contributes with 40% of water supply of the city Santa Maria, the state of Rio Grande do Sul. Index was used to interpret the water quality. The NSF-WQI was the better index to characterize the water.

1. Introdução

A bacia do Vacacaí-Mirim é de fundamental importância para a região, uma vez que contribui com 40% do abastecimento público de água da cidade de Santa Maria. Devido a expansão urbana e as atividades agrícolas têm sido gerados sérios problemas de qualidade e quantidade de água.

A qualidade da água é avaliada através de parâmetros físicos, químicos e biológicos, que buscam, de modo geral, detectar condições mais ou menos restritivas ao uso de um recurso hídrico. Com um grande número de dados o processo de análise torna-se demorado e confuso. Índices de qualidade da água têm sido propostos visando resumir as variáveis analisadas num número, que possibilita analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço.

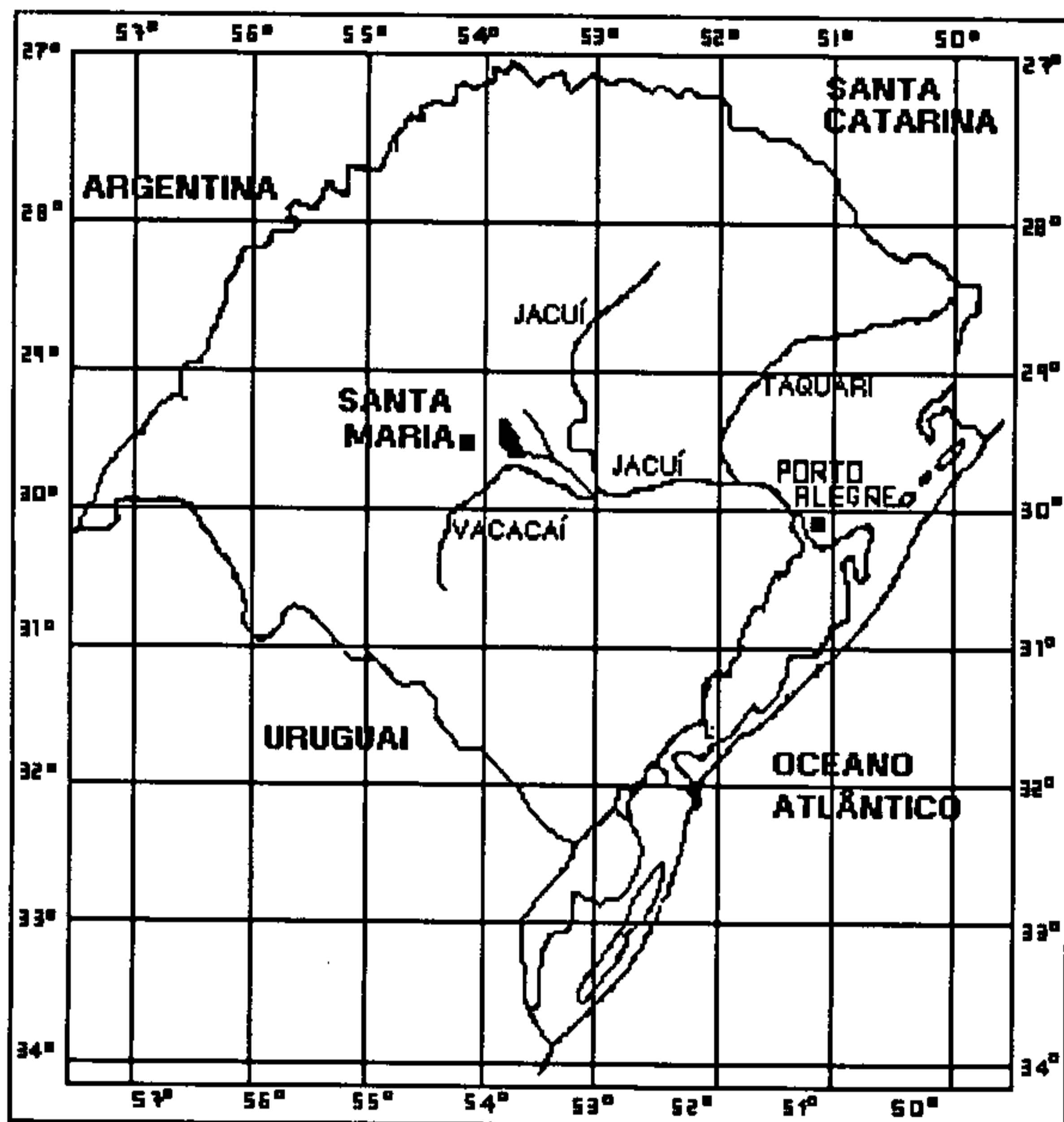
Este trabalho apresenta um diagnóstico da qualidade da água no reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim utilizando índices de qualidade da água.

2. O Reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim

O reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim, situado na cidade de Santa Maria, RS, tem área inundada de 0,74 km². A bacia é caracterizada por área urbana na margem direita do reservatório e área rural na margem esquerda. A Figura 1 mostra a situação geográfica da bacia do Arroio Vacacaí-Mirim.

Na margem esquerda, próximo a barragem estão situados dois clubes de campo, ambos possuem sistemas de tratamento dos efluentes líquidos gerados, não causando até o momento, maiores problemas de poluição. As áreas à montante destes, se caracterizam por pequenas propriedades com atividades agrícolas e pecuárias. Os efluentes destas atividades, carregados pelas chuvas, são lançados, *in natura*, no reservatório. A água começa a apresentar sinais de poluição visual. Existe uma proliferação acentuada de aguapés, que aumenta principalmente nos meses de verão. Próximo a afluência do rio principal, à montante, está se desenvolvendo uma área com ocupações clandestinas. Essas invasões tem causado preocupações, uma vez que as pessoas que habitam estes locais consomem a água do reservatório e córregos afluentes, sem tratamento, e lançam os seus dejetos nas proximidades, possuindo um nível de vida bastante precário, do ponto de vista sanitário. A água apresenta-se visualmente poluída com odor desagradável.

Figura 1. Localização Esquemática da Bacia do Arroi Vacacaí-Mirim em Santa Maria.



A margem direita do reservatório é caracterizada por área urbana com médio grau de ocupação, ruas sem calçamento e urbanização desordenada sem sistema público de coleta de esgotos. Próximo a barragem está em desenvolvimento uma zona de invasões com moradias precárias e sem infra-estrutura sanitária.

3. Estudo da Qualidade da Água Através de Índices

Índices de qualidade da água conceitualmente são números resultantes da síntese de vários parâmetros e fornecem uma indicação relativa da qualidade da água em várias pontos geográficos e/ou ao longo do tempo. Variam, normalmente, entre zero e 100. Quanto maior for seu valor, melhor é a qualidade da água. São úteis como meio de comunicação entre profissionais e o público, permitindo informá-los, em termos simples e compreensíveis do grau e localização da poluição.

O estabelecimento de um índice deve, em primeiro lugar especificar o uso da água a ser representado pelo índice. Selecionar, então, variáveis que influenciam o uso da água objetivado. Buscar relações entre a intensidade das variáveis e a qualidade da água, ou seja, estabelecer faixas de valores em que as variáveis podem se encontrar e as conseqüências sobre a qualidade da água. Este procedimento é feito, muitas vezes, através de uma pesquisa realizada com vários profissionais de distintas especialidades.

O desenvolvimento de índices encontra-se ainda limitado devido, principalmente, a dificuldade de consenso no estabelecimento de um índice largamente aplicado; e uma apreensão entre os profissionais de qualidade da água, que os índices possam ser mal empregados e as informações técnicas venham a ser perdidas ou ocultadas na associação dos dados. Este deve ser usado para a finalidade que foi criado. Não deve ser aplicado para decisões que requeiram conhecimento mais detalhado do corpo d'água. Neste trabalho utilizou-se os índices de Horton, do NSF-WQI e de Prati. Horton (citado por Ott (1978)) selecionou 8 parâmetros de qualidade (OD, pH, coliformes fecais, alcalinidade, cloreto, condutividade, tratamento de esgoto e carbono orgânico total). Atribuiu a cada um deles um peso, que variou de 1 a 4, conforme sua importância relativa para a qualidade do corpo d'água. Os valores dos sub-índices são dados por funções passo apresentadas por Ott (1978). Seu índice de qualidade usa como função de agregação a forma aditiva com pesos dada pela equação:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n w_i \cdot I_i}{\sum_{i=1}^n w_i} M_1 \cdot M_2 \quad (1)$$

onde:

W_i = peso do parâmetro i

I_i = sub-índice do parâmetro i

$M_1 = 1,0$ (temperatura $< 34^\circ \text{C}$)

$= 0,5$ (temperatura $\geq 34^\circ \text{C}$)

$M_2 = 1,0$ (ausência de poluição óbvia)

$0,5$ (caso contrário)

O índice de Horton tem a vantagem de ser de fácil aplicação. É um exemplo importante de índice primitivo que influenciou a estrutura dos índices posteriores.

O índice do NSF-WQI foi desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF). Foi baseado no método Delphi da Rand Corporation, que consiste numa técnica de pesquisa de opinião de vários profissionais de água. O resultado desta pesquisa foi apresentado em forma de curvas das variáveis sub-índices (q_i) (Scottish, 1976; Branco et alii, 1991). Se algum parâmetro é omitido, seu peso deve ser distribuído, em proporção ao peso de outros parâmetros. Bauermann (1994) exprimiu estas curvas através de funções polinomiais. Os parâmetros considerados são OD, pH, coliformes fecais, DBO, nitrato, fosfato, temperatura, turbidez e sólidos totais.

A estrutura original do índice NSF-WQI, proposta por Brown et alii (1970), é uma soma linear com pesos dos sub-índices da forma:

$$\text{NSF-WQI}_a = \sum_{i=1}^n W_i I_i \quad (2)$$

A forma aditiva tem sido muito usada. No entanto, foi proposta uma forma multiplicativa para resolver os problemas de eclipse, que ocorrem quando uma única variável poluente apresenta um valor de qualidade da água extremamente pobre. Na forma multiplicativa, os mesmos pesos tornam-se potências dos sub-índices. Neste caso, se qualquer dos sub-índices aproxima-se de zero, o índice global aproxima-se de zero.

$$\text{NSF-WQI}_m = \prod_{i=1}^n I_i^{W_i} \quad (3)$$

A variável temperatura é definida como o desvio da temperatura de equilíbrio ($^\circ\text{C}$). Temperatura de equilíbrio é aquela que ocorre sem a influência de uma descarga térmica (quente ou fria).

Foram sugeridas cinco classes de classificação para a qualidade da água (Ott (1978)), apresentadas na tabela 1.

O NSF-WQI é um dos índices de qualidade da água mais usados. A CETESB utiliza-o e classifica o curso d'água conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Descrição numérica do IQA-NSF-WQI pela NSF-WQI e pela CETESB (Ott (1978) e Branco et alii (1991)).

Descrição (NSF-WQI)	Faixa	Descrição (CETESB)	Faixa
Péssima qualidade	0— 25	Imprópria	0 — 19
Má qualidade	26 — 50	Imprópria (tratam. convencional)	20 — 36
Média qualidade	51 — 70	Aceitável	37 — 51
Boa qualidade	71 — 90	Boa	52 — 79
Excelente qualidade	91 — 100	Ótima	80 — 100

Prati, Pavanello e Pesarin (citados por Ott, 1978) propuseram um índice para águas superficiais baseado nos sistemas de classificação da qualidade da água usado em vários países da Europa e alguns estados dos EUA. O sistema de classificação envolve 13 variáveis poluentes (OD, pH, DBO, DQO, permanganato, sólidos suspensos, amônia, nitratos, cloretos, ferro, manganês, ABS, carbono orgânico total). Desenvolveram, para cada variável sub-índice, funções matemáticas explícitas, baseadas no seu julgamento da gravidade dos efeitos da poluição dentro de cada faixa, apresentadas por Ott (1978).

O índice de Prati é calculado como a média aritmética dos 13 sub-índices, ou seja:

$$I = \frac{1}{13} \sum_{i=1}^{13} I_i \quad (4)$$

É um índice crescente, que varia de 0 a 14, quanto maior o seu valor pior a poluição.

Estes índices não consideram a existência de substâncias tóxicas. Brown et alii (1970) recomendam a utilização de um índice de toxidez, cujo valor é 0 ou 1, indicando, respectivamente, a presença de poluentes acima do seu limite máximo admissível, ou a ausência destes poluentes. O valor de IT deve ser multiplicado pelo IQA, confirmando o seu valor (IT=1), ou anulando o seu valor (IT=0).

4. Resultados e Discussão

Os dados utilizados são resultantes de um levantamento realizado pela Companhia Rio-Grandense de Saneamento (CORSAN), periodicamente, na água do reservatório que chega a Estação de Tratamento de Água; e de campanhas de coleta de amostras executadas quinzenalmente em cinco pontos do reservatório no ano de 1994.

A tabela 2 mostra os resultados das análises médias mensais de parâmetros de qualidade da água, determinados pela CORSAN, na água do reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim, que chega a Estação de Tratamento de Águas. Os dados disponíveis são do período de março de 1990 a dezembro de 1993. Os parâmetros determinados foram: pH, cor, turbidez, oxigênio dissolvido, CO₂ livre, matéria orgânica, alcalinidade e temperatura.

Aplicou-se a estes dados o índice do NSF-WQI. Os valores destes índices são apresentados na tabela 2.

Como a concentração de saturação de oxigênio dissolvido depende da temperatura, seu valor foi calculado pela equação:

$$C_s = 24,89 - 0,4259 T + 0,003734 T^2 - 0,00001328 T^3 \quad (5)$$

onde:

C_s = concentração de saturação de oxigênio dissolvido
(mg/l)

T = temperatura da água (°F)

Tabela 2: Análises médias mensais e índices da água afluyente a Estação de Tratamento de Águas

Data	PH	Turb (UT)	OD (mg/l)	Alcal (mg/l)	Temp (°C)	Coliforme (NMP/10)	Índice NSF-WQI
Mar/90	7.3	2.7	5.2	30	20.0		78.6
Abr/90	7.1	4.9	6.6	23	18.0		85.0
Mai/90	7.1	7.2	7.8	23	14.5		87.6
Jun/90	7.1	12.0	9.4	22	12.0		89.3
Jul/90	7.3	12.0	10.4	25	11.0		91.0
Ago/90	8.4	6.6	10.6	28	13.0		88.6
Set/90	8.4	10.0	9.6	27	16.0		86.1
Out/90	7.5	17.0	7.4	23	17.5		84.4
Nov/90	7.1	18.0	5.2	22	21.0		74.5
Dez/90	7.1	15.0	5.0	20	22.0		74.7
Jan/91	7.1	13.0	5.0	17	25.0		79.9
Fev/91	7.3	9.0	5.6	33	25.0		85.2
Mar/91	7.9	4.2	5.6	35	24.5		83.6
Abr/91	6.7	28.0	7.4	15	22.0		82.2
Mai/91	7.5	8.9	7.8	25	17.0		88.5
Jun/91	7.1	8.7	8.2	26	15.0		88.7
Jul/91	8.3	11.0	9.6	25	12.0		85.8
Ago/91	7.1	8.0	8.6	25	15.0		90.3
Set/91	7.1	2.6	7.0	30	20.0		89.9
Out/91	6.7	3.5	4.4	28	21.0		70.1
Nov/91	6.9	3.6	1.6	35	24.0		43.8
Dez/91	6.7	4.3	1.2	31	23.0		39.6
Jan/92	6.7	18.0	1.0	43	23.5		36.1
Fev/92	6.7	3.4	2.2	35	25.0		52.5
Mar/92	6.9	5.3	1.4	36	23.5		45.6
Abr/92	6.9	9.5	7.6	23	21.0		88.9
Mai/92	7.5	6.3	8.6	23	18.0		92.2
Jun/92	7.5	13.0	11.0	21	16.5		89.6
Jul/92	7.5	11.0	12.0	23	13.5		89.7
Ago/92	7.5	13.0	9.4	26	13.0		89.2

Aplicou-se a estes dados os índices de Horton, NSF-WQI e de Prati. Os pesos dos sub-índices são apresentados na Tabela 4. Os valores dos índices são apresentados na Tabela 3. As Figuras 4, 5 e 6 mostram a variação destes índices no tempo e nos pontos de coleta.

Observa-se, que os índices mostram as mesmas tendências. De forma geral o índice do NSF-WQI situa-se entre 60 e 70, indicando água de boa qualidade, de acordo com a classificação da CETESB. Ainda não é possível analisar-se suas variações no tempo, uma vez que estes resultados são de apenas dois meses de estudo.

Tabela 4: Pesos dos sub-índices

Variáveis	Horton	Pesos Prati	NSF-WQI
Oxigênio dissolvido	4	1	0.185
PH	4	1	0.130
Coliformes fecais	2	-	0.163
Alcalinidade	1	-	-
Cloreto	1	1	-
DBO	-	1	0.109
Nitrato	-	-	0.109
Fosfato	-	-	0.109
Temperatura	-	-	0.108
Turbidez	-	-	0.087
Ferro	-	1	-
Manganês	-	1	-

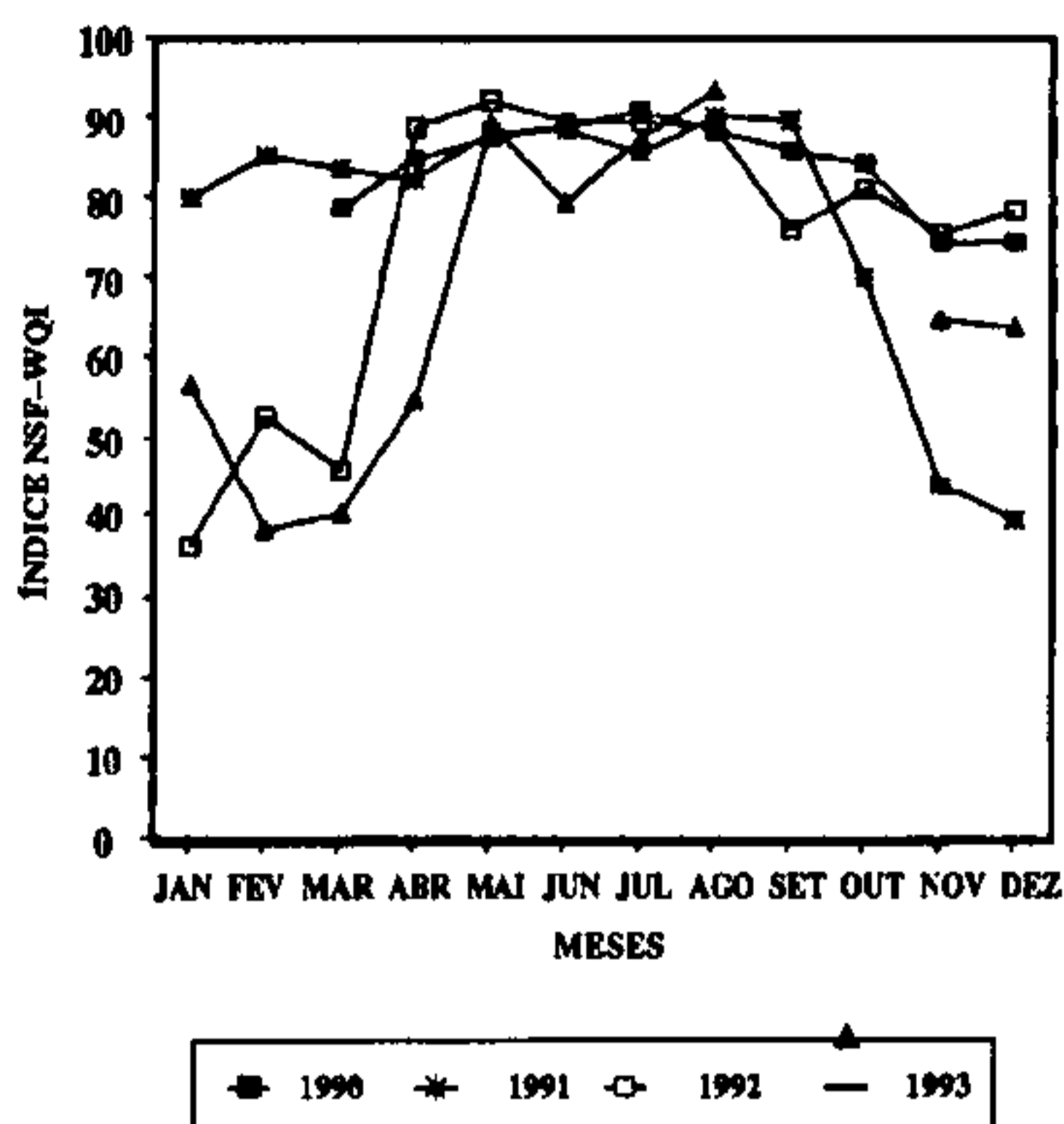


Figura 2: Variação do Índice NSF-WQI com o tempo - Água Afluente a ETA

A partir de maio de 1994 está se realizando coletas e análises de água em cinco pontos do reservatório. Os pontos de coleta foram distribuídos no afluente principal (P3) e no reservatório (P1 e P2 próximo a barragem, P4 na região de ocupações clandestinas e P5 num clube de campo) e estão indicados na Figura 3. As amostras foram coletadas a meia profundidade em cada ponto. Os parâmetros analisados foram coliformes fecais, pH, DBO, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, OD, matéria orgânica, cor, alcalinidade, ferro, manganês, cloretos e dureza. Os resultados destas análises são mostrados na Tabela 3.

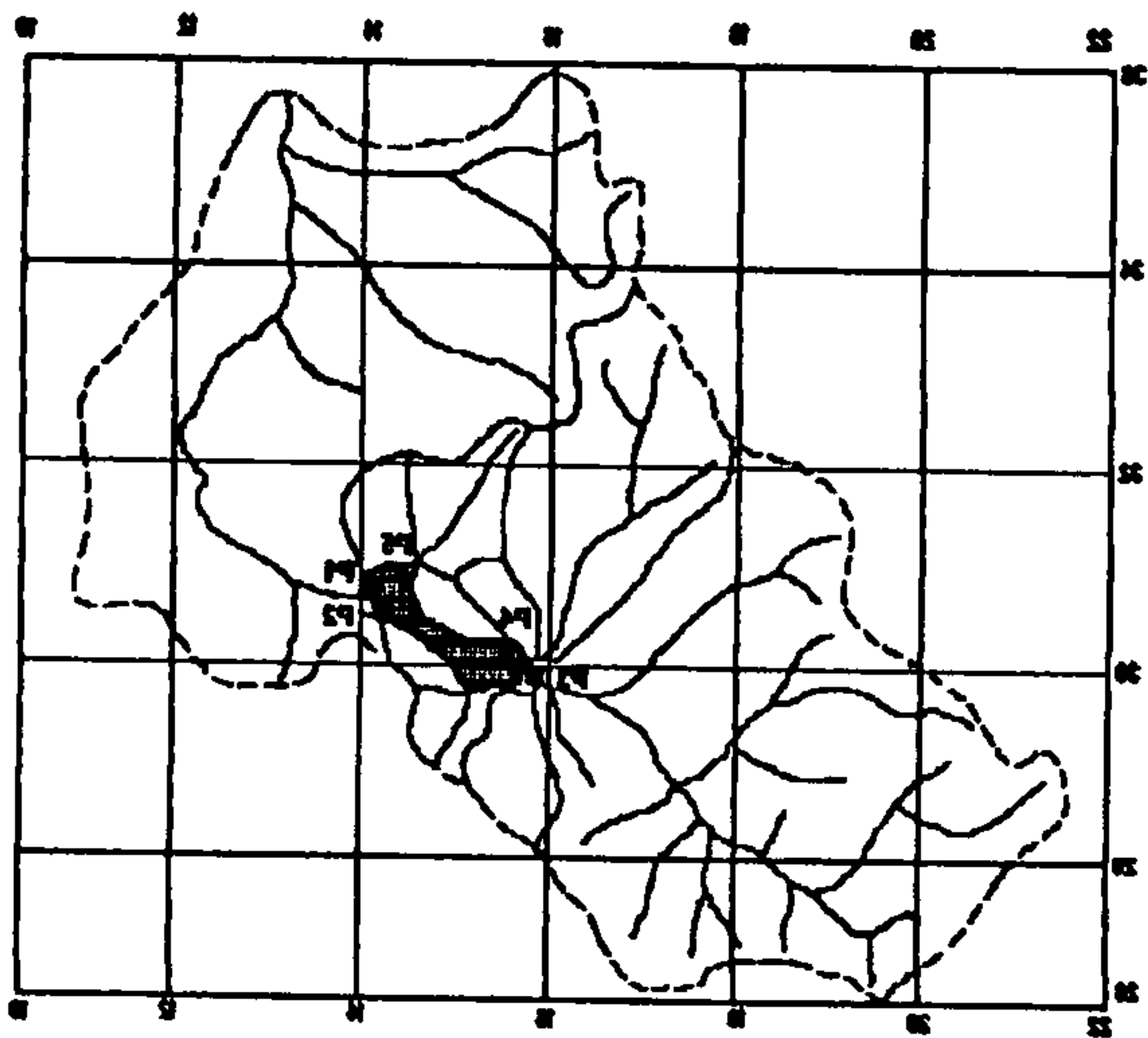


Figura 3: Localização dos Pontos de Coleta de Água

Tabela 3: Análises e Índices de Qualidade da Água do Reservatório

Data	PTO	PH	Turb (UT)	OD (mg/l)	Temp (°C)	Colform (NMP/100)	DBO (mg/l)	NIT (mg/l)	FOS (mg/l)	Alc (mg/l)	Clo (mg/l)	Fer (mg/l)	Man (mg/l)	Horton	Índices Pratt	NSF-WQI
11/5/94	P1	6,9-	8,0-	5,8-	19,0-	130	1,0-	0,4-	0,0-	25,0-	2,0-	0,5	0,0-	93,3-	1,1-	73,3-
11/5/94	P2	6,9-	8,0-	6,0-	20,0-	110	1,0-	0,0-	0,0-	24,0-	2,0-	0,5	0,0-	93,3-	1,1-	76,0-
11/5/94	P3	7,1-	6,2-	8,6-	16,0-	35000	0,7-	0,3-	0,0-	30,0-	3,0-	0,9	0,0-	83,3-	0,9-	59,8-
11/5/94	P4	7,2-	9,4-	7,7-	19,0-	1700	1,8-	0,5-	0,0-	27,0-	2,0-	0,7	0,0-	96,7-	1,0-	67,9-
25/5/94	P1	7,1-	17,0	7,5-	20,0-	13000	1,3-	0,6-	0,0-	24,0-	3,0-	0,7	0,0-	88,3-	1,0-	60,5-
25/5/94	P2	6,9-	22,0	4,5-	19,0-	17000	0,0-	0,4-	0,0-	22,0-	2,0-	0,7	0,2-	75,0-	1,7-	52,2-
25/5/94	P3	7,1-	73,0	8,2-	19,0-	54000	2,0-	1,3-	0,0-	17,0-	2,0-	1,3	0,4-	81,7-	1,8-	51,9-
25/5/94	P4	7,0-	53,0	7,3-	20,0-	160000	2,3-	0,7-	0,0-	20,0-	1,0-	1,3	0,3-	81,7-	1,8-	44,6-
25/5/94	P5	7,1-	24,0	7,7-	20,0-	11000	1,3-	0,6-	0,0-	26,0-	2,0-	0,7	0,1-	88,3-	1,2-	60,5-
08/6/94	P1	6,7-	24,0	6,5-	17,0-	3300	0,7-	0,3-	0,0-	31,0-	2,0-	0,7	0,0-	90,0-	1,2-	61,2-
08/6/94	P2	6,7-	23,0	6,7-	12,0-	3300	0,9-	0,3-	0,0-	15,0-	1,0-	0,3	0,0-	88,3-	1,0-	59,8-
08/6/94	P3	6,9-	16,0	9,6-	13,0-	4600	0,7-	0,2-	0,0-	10,0-	2,4-	0,3	0,0-	95,0-	0,6-	65,1-
08/6/94	P4	6,7-	23,0	7,5-	15,0-	4900	1,2-	0,4-	0,0-	23,0-	3,0-	0,7	0,0-	96,7-	1,2-	61,0-
08/6/94	P5	6,7-	22,0	6,6-	16,0-	4900	0,7-	0,4-	0,0-	20,0-	2,0-	0,3	0,0-	88,3-	1,0-	60,0-
29/6/94	P1	6,9-	19,0	8,7-	14,0-	1300	0,5-	0,3-	0,0-	17,0-	2,0-	0,7	0,0-	95,0-	0,9-	68,5-
29/6/94	P2	6,7-	20,0	8,8-	13,0-	2400	0,7-	0,4-	0,0-	17,0-	2,0-	0,7	0,0-	95,0-	1,0-	65,5-
29/6/94	P3	7,1-	12,0	10,5-	12,0-	17000	0,5-	0,4-	0,0-	16,0-	2,0-	0,7	0,0-	86,7-	0,7-	62,0-
29/6/94	P5	7,0-	18,0	8,6-	13,0-	1300	0,5-	0,4-	0,0-	19,0-	2,0-	0,5	0,0-	95,0-	0,8-	68,4-

Aplicou-se a estes dados os índices de Horton, NSF-WQI e de Prati. Os pesos dos sub-índices são apresentados na Tabela 4. Os valores dos índices são apresentados na Tabela 3. As Figuras 4, 5 e 6 mostram a variação destes índices no tempo e nos pontos de coleta.

Observa-se, que os índices mostram as mesmas tendências. De forma geral o índice do NSF-WQI situa-se entre 60 e 70, indicando água de boa qualidade, de acordo com a classificação da CETESB. Ainda não é possível analisar-se suas variações no tempo, uma vez que estes resultados são de apenas dois meses de estudo.

Tabela 4: Pesos dos sub-índices

Variáveis	Horton	Pesos Prati	NSF-WQI
Oxigênio dissolvido	4	1	0.185
PH	4	1	0.130
Coliformes fecais	2	-	0.163
Alcalinidade	1	-	-
Cloreto	1	1	-
DBO	-	1	0.109
Nitrato	-	-	0.109
Fosfato	-	-	0.109
Temperatura	-	-	0.108
Turbidez	-	-	0.087
Ferro	-	1	-
Manganês	-	1	-

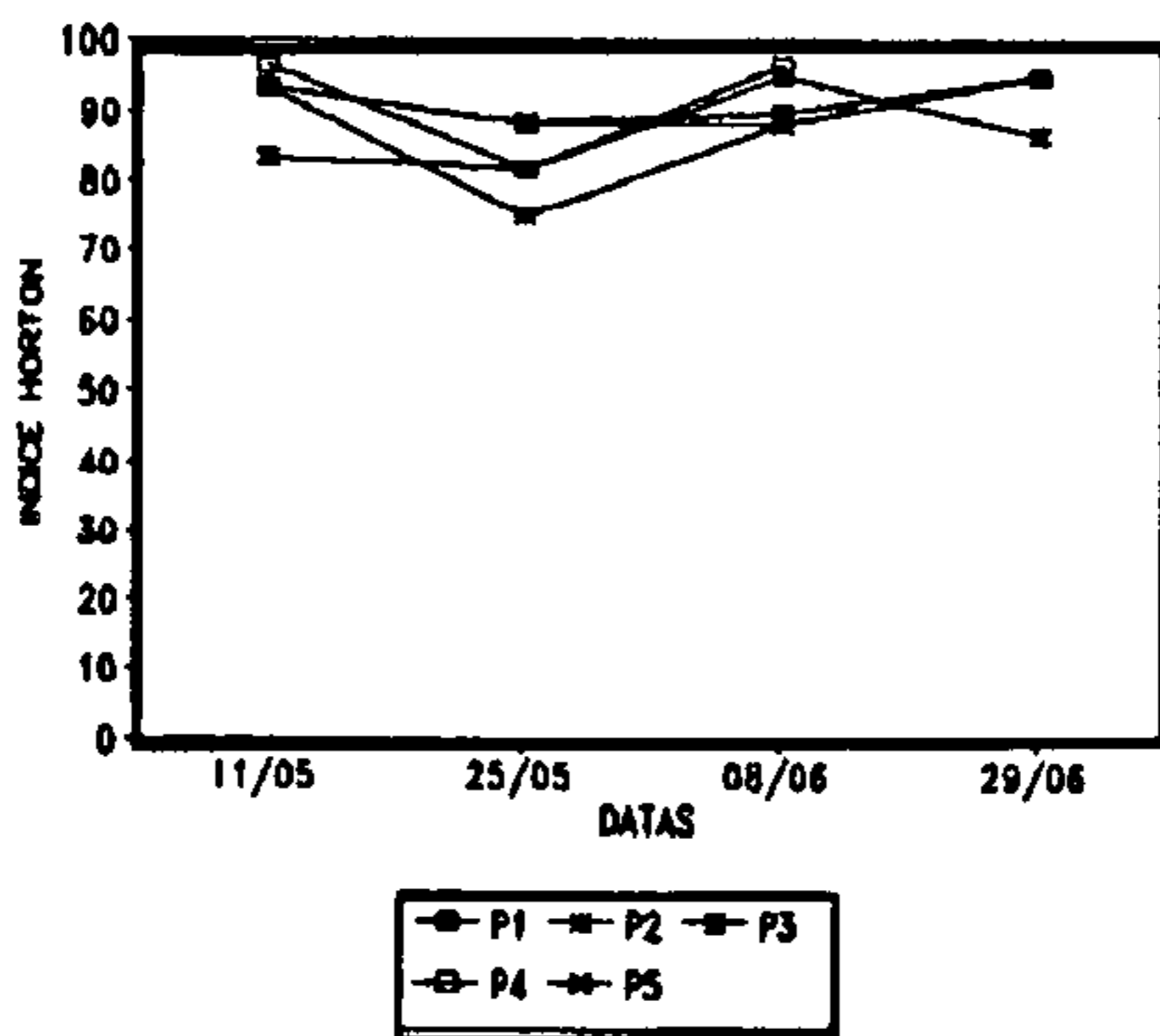


Figura 4: Índice de Horton Aplicado ao Reservatório

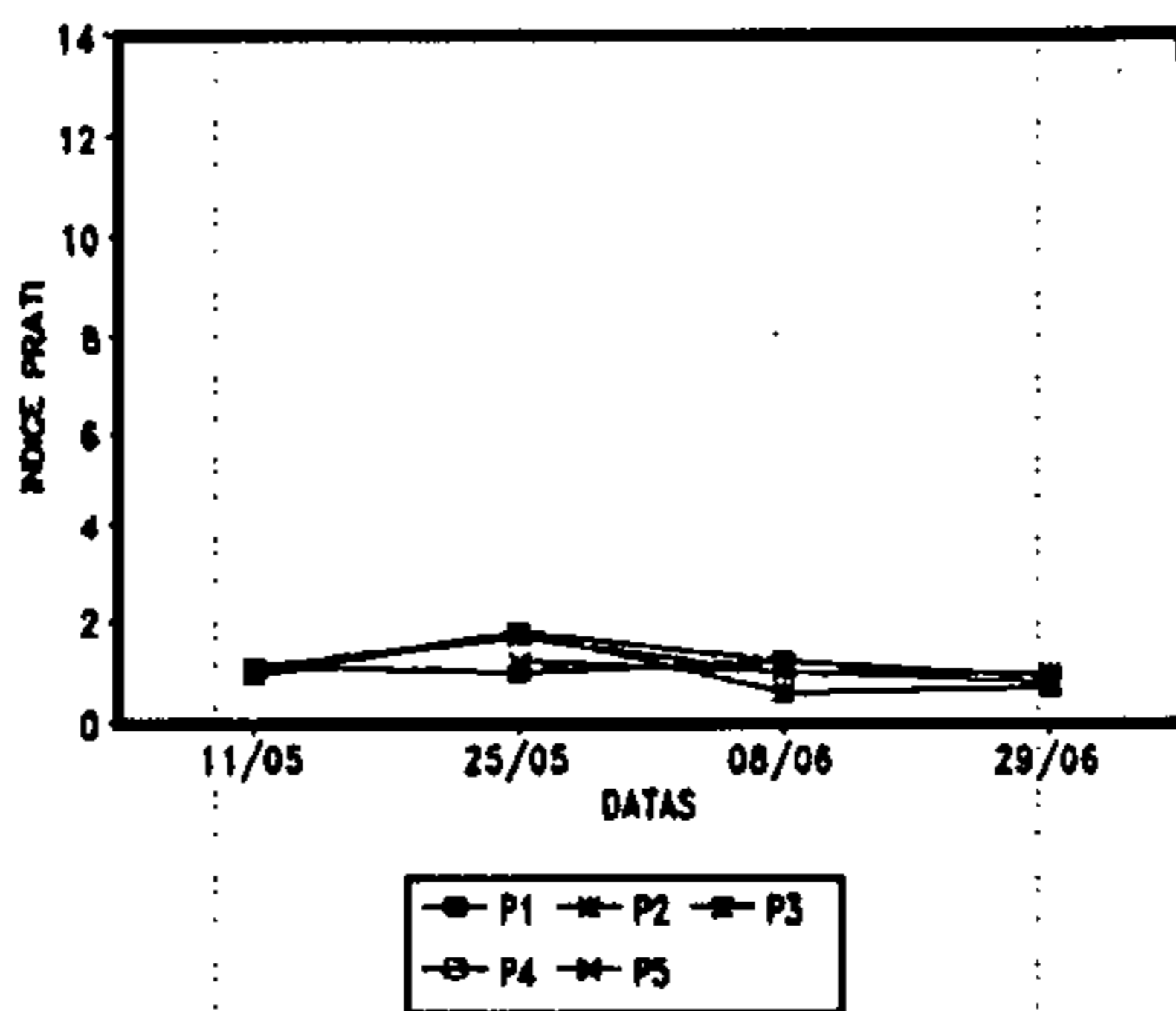


Figura 5: Índice de Prati Aplicado ao Reservatório

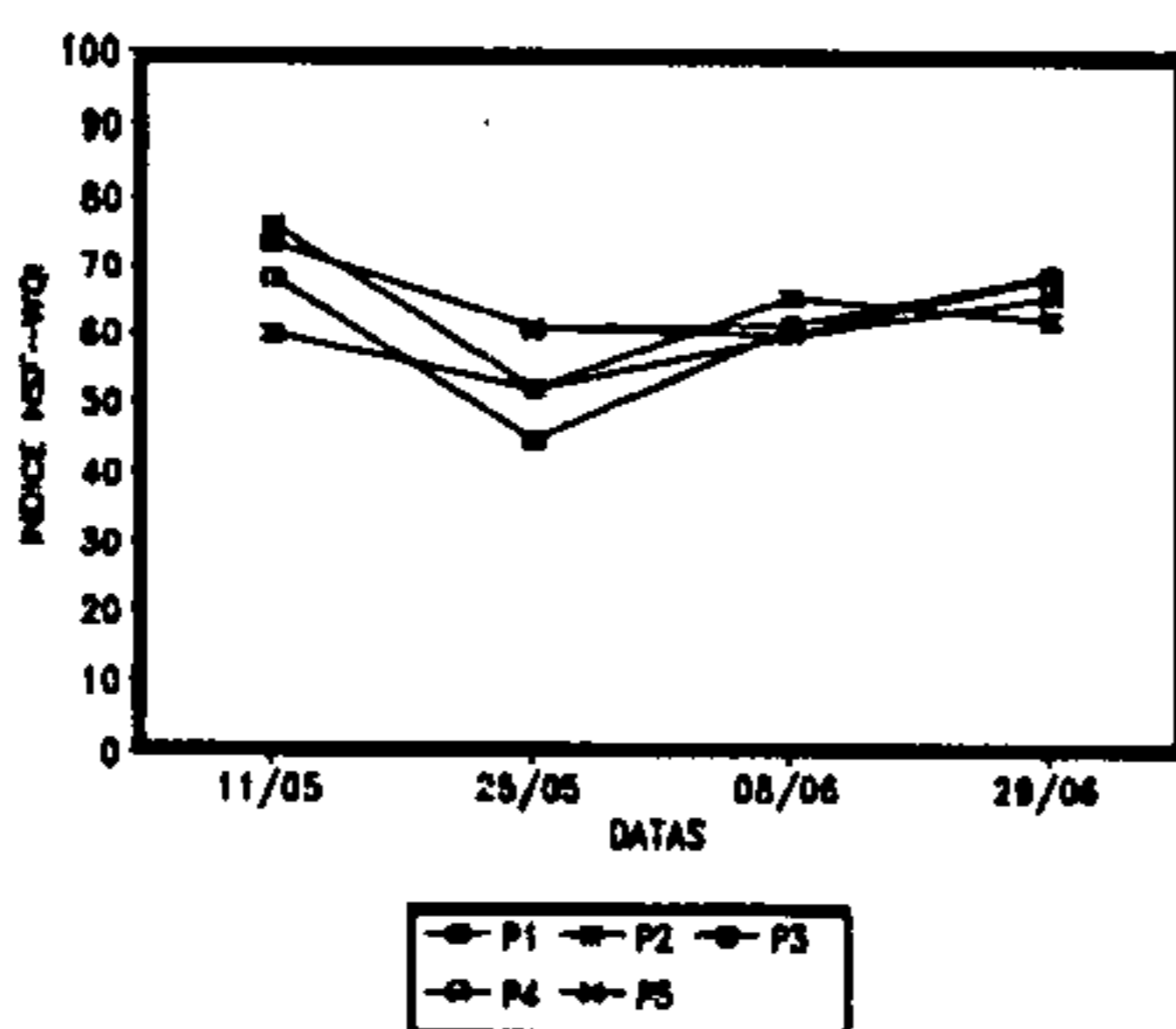


Figura 6: Índice NSF-WQI Aplicado ao Reservatório

O índice do NSF-WQI foi o que melhor caracterizou a qualidade da água do reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim, devido ao maior número de parâmetros envolvidos, ao cálculo mais aprimorado dos sub-índices e a formulação multiplicativa proposta.

Observa-se que os valores mais pobres dos índices localizam-se, geralmente, nos pontos P3 e P4, região de ocupações clandestinas. A redução dos índices nestes pontos se deve a contaminação fecal desta região, mostrada pelos elevados valores de coliformes fecais, embora as concentrações de oxigênio dissolvido estejam, ainda elevadas e da demanda bioquímica de oxigênio baixas pela capacidade de autodepuração da região.

5. Conclusões

Os estudos realizados demonstram que a qualidade da água do reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim está piorando devido a ocupação inadequada da bacia.

Dos índices de qualidade da água testados o IQA-NSF-WQI demonstrou melhores resultados na avaliação da qualidade da água.

O parâmetro de qualidade da água que mais interferiu nos resultados dos índices foi o número de coliformes fecais.

6. Agradecimentos

Os autores desejam expressar seus agradecimentos à Companhia Rio-Grandense de Saneamento (CORSAN), seção de Santa Maria, pelos dados fornecidos e pelas análises de água realizadas; à FAPERGS e ao CNPq pelas bolsas de iniciação científica concedidas.

7. Referências Bibliográficas

- BAUERMANN, A. A. Apoio à decisão em recursos hídricos: integração de planilha eletrônica com modelo de simulação de qualidade da água. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, 1994, 116 p. (Dissertação de Mestrado).
- BRANCO, S. M. et alii Hidrologia Ambiental. Edusp/ABRH: Coleção ABRH de Recursos Hídricos, São Paulo, v.3, 414 p.
- BROWN, R. M. et alii A water quality index - do we dare? Water & Sewage Works, p. 339-343, oct. 1970.
- DUNNETTE, D. A. A Geographically variable water quality. Index used in Oregon. Journal WPCF, v. 51, n. 1, p. 53-61, jan. 1979.
- HARKINS, R. D. An objective water quality index. Journal WPCF, v. 46, n. 3, p. 588-591, mar. 1974.
- KISHI, R. T. & DE LUCA Índices de qualidade de água aplicados à Lagoa Negra/RS. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 16º, Goiânia, 1991.
- OTT, W. R. Environmental índices: theory and practice, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 1978, 371 p.
- Scottish Development Department. Development of a water quality index. Report ARD3, *Applied Research and Development Engineering Division*. HMSO, Edinburgh, 1976, 62 p.

Diversidade de Atributos Naturais/ Antrópicos nos Ecossistemas de Transição Através de Análise Multi- Dimensional.

Eduardo M. Mendiando

Robin T. Clarke

Carlos E. M. Tucci

Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Resumo – Os fenômenos hidro-geoquímicos que ocorrem nas vertentes de cabeceira estão sujeitos a heterogeneidades naturais. Estas complexidades endógenas criam uma superposição de efeitos que influem na parametrização dos processos de micro e mesoescala. Além disso, esta transição escalar que ocorre nas vertentes sofre os desequilíbrios externos da interferência humana. O objetivo deste trabalho é apresentar uma metodologia simples de quantificar o comportamento da diversidade de atributos naturais e externos nestes ecossistemas, através de uma visão global de fatores. Esta diversidade conjunta pode representar-se por meio de “coeficientes de dissimilaridade”. Esta metodologia é aplicada numa vertente de cabeceira sujeita à lavoura, localizada na Bacia do Rio Potiribú-RS, Brasil. São utilizados parâmetros da hidráulica sub-superficial, fatores pedo-geomorfológicos e indicadores de perturbação de técnicas agrícolas. Devido às correlações próprias da diversidade natural, a integração desses atributos exige uma abordagem multi-variada. Assim, as técnicas de análise multi-dimensional explicam como esta diversidade pode ser retratada para diferentes graus de influência humana e de grupos de atributos. Resultados preliminares mostram que as dissimilaridades dependem do grau da interferência externa, e são função da localização relativa dos pontos de amostragem dentro da vertente natural.

Abstract - Hydro-geochemical processes of hillslopes are affected by natural heterogeneities which complicate their quantitative description at both micro- and meso-scales. Likewise, human activity produces effects acting at several scales also. The objective of this paper is to present a simple methodology for quantifying a variety of natural and externally produced attributes, by means of a combined description of factors. Its starting point is a matrix of dissimilarity coefficients. The method is applied to a natural hillslope, under crop, in the basin of the Rio Potiribu, RS, Brazil. Sub-surface hydraulic parameters, pedo-geomorphological factors and soil perturbation indicators are used. Integration of these attributes requires a multivariate approach because there are natural diversity correlations between samples. Thus, Multi-Dimensional Scaling techniques explain how this diversity can be captured for different levels of human interference as well as for several attribute groups. Preliminary results show that dissimilarities are influenced by human activity and upon positions of sites within the hillslope.

1. Introdução

A avaliação dos processos hidrológicos e ambientais tem exigido mais investigação sobre a identificação de áreas representativas que melhor retratem os mecanismos naturais numa bacia hidrográfica em várias escalas.

Os estudos eco-hidrológicos direcionam cada vez mais as suas pesquisas nas áreas representativas de ecossistemas maiores. Os “ecotonos” são definidos como os ambientes de transição onde se produz a maior transferência dos efeitos dos mecanismos biológicos, químicos e físicos. Assim, a diversidade dos processos naturais que se evidenciam nestes ambientes de transição serve de base para o estudo de grandes áreas (IGBP, 1993).

As vertentes cabeceiras das bacias hidrográficas reúnem as três características básicas seguintes: representatividade; diversidade e transição escalar (Figura 1). Devido a isto, a ênfase atual dos estudos interdisciplinares está voltado para o comportamento dinâmico presente nestas vertentes. Eles visam capturar a diversidade dos atributos naturais que nelas se integram por meio das parametrizações dos processos típicos da transição entre a micro e a mesoescala. Entretanto, a influência do homem é crucial nessa abordagem. A escala humana através de diferentes desequilíbrios (urbanização, exploração agrícola, desmatamento, etc.) tende a influir de forma negativa sobre o equilíbrio natural destas áreas elementares. A superposição de efeitos naturais/antrópicos através de uma dinâmica espaço-temporal cria a necessidade de integrar estes atributos num universo multivariado.

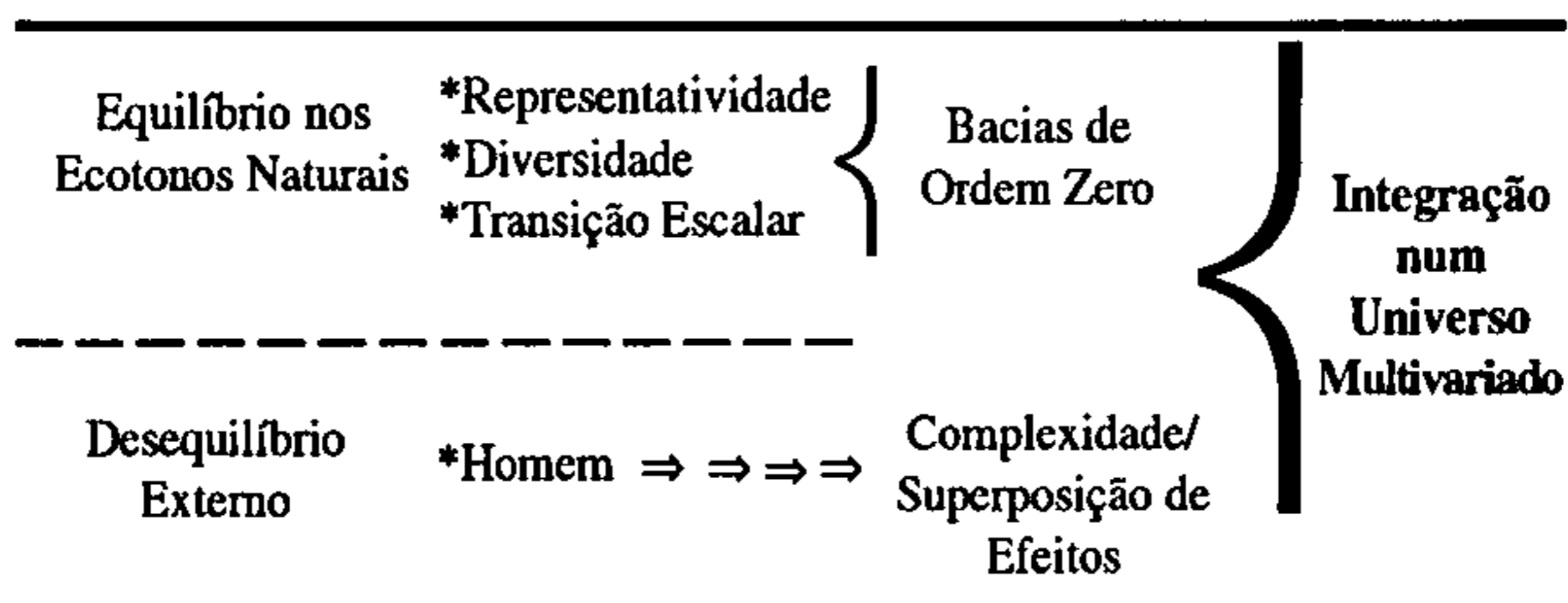


Figura 1. Estudo do mecanismo multivariado dos processos nas vertentes cabeceiras.

De fato, quando é invocada uma transição escalar espaço-tempo dos processos de geração de escoamento superficial ou na migração de contaminantes durante processos chuvosos, a significância das equações de movimento está influenciada pelos seus termos de inércia, de pressão e de gravidade de forma relativa. Assim, dentro do marco multi-variado, as magnitudes absolutas das variáveis regionalizadas (VRs) dependem dos valores que adimensionalizem as expressões de movimento e de continuidade. Portanto, a ordem seqüencial que apresentam as VRs representa o melhor caminho para estudar o comportamento determinístico/aleatório que contenha uma diversidade de processos e que seja independente do tamanho da área estudada. É claro advertir então a necessidade de contar com indicadores da transição, numa visão relativa, e da diversidade, numa visão sistêmica das complexidades, dadas através das correlações entre pontos pertencentes a um campo espacial.

2. Objetivo

Inicialmente é necessário identificar quais as variáveis que melhor retratam o conjunto de resultados próprios da diversidade dos processos. Isto pode ser obtido através da identificação do grau de similaridade existente entre os pontos distribuídos espacialmente, explorando ao máximo as correlações existentes dos mecanismos diversos. A seguir devem-se usar estas relações empíricas através de modelos matemáticos apropriados que simulem o sistema real.

Este artigo explora o primeiro passo, denominado de identificação, através de técnicas que explicitem a heterogeneidade natural/antrópica e a multi-dimensionalidade estatística encontrada nos dados amostrados no espaço. Os critérios de escolha das variáveis se baseiam no aumento significativo da variância explicada pelo mecanismo multi-variado proposto, de acordo com o número e tipo de variáveis selecionadas e a sua localização relativa dentro de uma vertente real.

3. Metodologia

A análise multidimensional (MDS) é o termo usado para descrever os procedimentos que usam as "distâncias" existentes num conjunto de pontos, indivíduos ou objetos. Este método fornece informação

quantitativa referente a essas “distâncias” e encontra uma configuração de pontos num número reduzido de dimensões.

Segundo Chatfield e Collins (1980) este tipo de abordagem é útil porque muitos conjuntos de dados podem se apresentar seguindo dois tipos: a) como uma matriz ($n \times p$), sendo “n” o número de casos observados e “p” o número de variáveis determinadas para cada caso ou amostra; ou b) como uma matriz ($n \times n$), cujos elementos comparam todos os pares de indivíduos, através do grau de similaridade (ou no caso contrário, a falta de similaridade que é definida com “dissimilaridade”) entre os pontos. Este é o exemplo de uma matriz de covariâncias.

Dadas as coordenadas de um conjunto de pontos é fácil encontrar a distância euclidiana entre cada par. As técnicas MDS trabalham diferente: dada a informação referente às “dissimilaridades” entre pontos, elas tratam de encontrar as coordenadas dos pontos num universo multivariado. A principal vantagem deste método inverso é que permite visualizar quais variáveis físicas que condicionam a falta de similaridade podem se agrupar em dimensões comuns, e quais delas em dimensões diferentes. Assim, as técnicas MDS permitem encontrar “fatores” que englobam o aparecimento de variáveis diferentes mas que respondem a controles ambientais comuns.

Existem dois tipos de MDS. O Método Clássico é uma técnica algébrica para reconstruir as coordenadas com a hipótese de que as distâncias sejam euclidianas. O Método Ordinal não precisa esta restrição, já que os valores numéricos das “dissimilaridades” tem pouca significância num contexto relativo do problema físico. Assim, este último método trabalha com a ordem seqüencial dessas dissimilaridades.

As medidas de similaridade e dissimilaridade estatística estão estreitamente relacionadas de forma inversa. Se existe um função “S”, definida para cada par de indivíduos, que mede a similaridade entre eles, a dissimilaridade é definida através de qualquer função decrescente monotonicamente, como:

$$\delta = c - S, \quad c = \text{const} \quad (1)$$

Existem certas condições que devem ser satisfeitas nas medidas de dissimilaridade. Se $\delta_{r s}$ representa a dissimilaridade do indivíduo “s” com relação ao indivíduo “r”, obtém-se:

$$\delta_{rs} \geq 0, \quad \forall r, s \quad (2a)$$

$$\delta_{rr} = 0, \quad \forall r \quad (2b)$$

$$\delta_{rs} = \delta_{sr}, \quad \forall r, s \quad (2c)$$

$$\delta_{rt} + \delta_{ts} \geq \delta_{rs}, \quad \forall r, s, t \quad (2d)$$

A condição de simetria (2c) parece óbvia mas nem sempre é satisfeita. Certos coeficientes da falta de similaridade satisfazem (2a)-(2c) e portanto são denominados “métricos” ou “de distâncias”. A desigualdade (2d) pode ser uma condição não necessária, e no caso da distância euclidiana:

$$D = \left\{ \sum_{j=1}^p (X_{rj} - X_{sj})^2 \right\}^{1/2} \quad (3)$$

pode-se satisfazer tanto a condição de desigualdade como as três primeiras. Mas a distância euclidiana é pouco satisfatória quando as variáveis estão representadas em unidades, médias e variâncias diferentes. No entanto ela não pode capturar a correlação intrínseca existente entre as variáveis, e assim muitas vezes é preferível o uso de coeficientes de correlação. Existem exemplos práticos onde uma simples mudança de escala não muda as distâncias senão também a ordem seqüencial destas distâncias, o que é indesejável.

Para evitar mudanças fortuitas na ordem, a distância euclidiana é calculada freqüentemente para variáveis padronizadas. De qualquer maneira, esta medida representa uma primeira consideração da física real do problema. O indicador de Minkonsky (Jonhson e Wichern, 1992) é uma medida alternativa para a distância, expresso como:

$$D = \left\{ \sum_{j=1}^p |X_{rj} - X_{sj}|^R \right\}^{1/R}, \quad \forall R = 1, 2, \dots, N \quad (4)$$

Com $R=2$ a distância de Minkonsky se reduz a uma distância euclidiana.

Finalmente, cabe notar que não existe uma medida que seja a ótima para representar a falta de similaridade. Porém, o tipo de pesquisa é o que determina qual é a medida mais apropriada para o problema em particular.

Assim, no Método Ordinal o objetivo básico é encontrar “n” pontos num espaço de poucas dimensões (preferivelmente de uma, duas ou três) cujas distâncias respectivas sejam proporcionais com as dissimilaridades encontradas entre eles. Ou seja, representar como o grupo de pontos e suas distâncias “se acomodam” em função de um dado grau de “dissimilaridade” qualquer. Para um número “n” de pontos, existem $M = n.(n-1)/2$ similaridades ou distâncias entre eles. Assim, as similaridades podem ser ordenadas numa ordem ascendente como:

$$S_{i1 k1} < S_{i2 k2} < \dots < S_{iM kM}, \quad (5)$$

onde S_{iM} é a menor das similaridades. O sub-índice “i1 k1” indica o par de pontos que são menos similares, que são representados pelos pontos com ordem 1 no ordenamento de similaridade. O objetivo é encontrar uma configuração p^* -dimensional dos “n” pontos tal que as distâncias, $D_{ik}^{(p^*)}$, entre os pares de pontos se ajustem ao ordenamento das similaridades (5). Se estas distâncias se correspondem com (5), um bom ajuste ocorre quando:

$$D_{i1 k1}^{(p^*)} > D_{i2 k2}^{(p^*)} > \dots > D_{iM kM}^{(p^*)} \quad (6)$$

O ordenamento descendente das distâncias em “ p^* -dimensões” é análogo ao ordenamento ascendente das similaridades iniciais. Se a ordem em (6) é preservada, as magnitudes absolutas das distâncias não são importantes.

Para encontrar a solução no Método Ordinal não existe solução analítica e portanto deve-se recorrer a métodos iterativos. O primeiro passo é propor uma configuração inicial em p^* dimensões, se calculam as distâncias euclidianas $\{D_{ik}\}$ entre cada par de pontos e se comparam com a ordem das similaridades $\{S_{ik}\}$. Se ambas tem o mesmo ordenamento tem-se encontrado uma configuração satisfatória.

Nas aplicações práticas é quase impossível estimar uma configuração que forneça um ajuste perfeito entre $\{D_{ik}\}$ e $\{S_{ik}\}$, por isso trata-se de encontrar um ordenamento próximo. A bondade do ajuste de uma configuração tentativa é encontrada por meio de uma regressão de mínimos quadrados monotônica (Chatfield e Collins, 1980). A primeira condição monotônica indica que:

$$\text{se } S_{rs} > S_{tu} \Rightarrow \hat{D}_{rs} \leq \hat{D}_{tu}, \quad \forall r, s, t, u. \quad (7)$$

Note-se que a igualdade somente é permitida na relação entre as distâncias $\{D_{ik}\}$. Isto não explica o que fazer no caso de similaridades relacionadas. Assim, se $S_{rs} = S_{tu}$ pode-se ter \hat{D}_{rs} menor, igual ou até maior que \hat{D}_{tu} indistintamente. Como (7) considera os graus de todas as similaridades é denominada de “condição global”. Assim, a segunda condição monotônica expressa que:

$$\text{se } S_{rs} = S_{tu}, \Rightarrow \hat{D}_{rs} = \hat{D}_{tu}, \quad \forall r, s, t, u. \quad (8)$$

Na maioria dos casos esta segunda condição, local, é muito restritiva e pode levar a problemas de convergência no método iterativo.

Dados os valores de $\{\delta_{ik} = c - S_{ik}\}$ e $\{D_{ik}\}$ o gráfico resultante é o Diagrama de Sheppard (Figura 2). Nesta figura existe uma boa concordância entre a ordem das similaridades e distâncias derivadas. A curva de regressão monotônica apresenta uma derivada não contínua. A curva é unicamente definida para os valores dados de $\{\delta_{ik}\}$. Em alguns pontos a diminuição em $\{D_{ik}\}$ pode significar um aumento de $\{\delta_{ik}\}$, por isso a curva é monotônica horizontal.

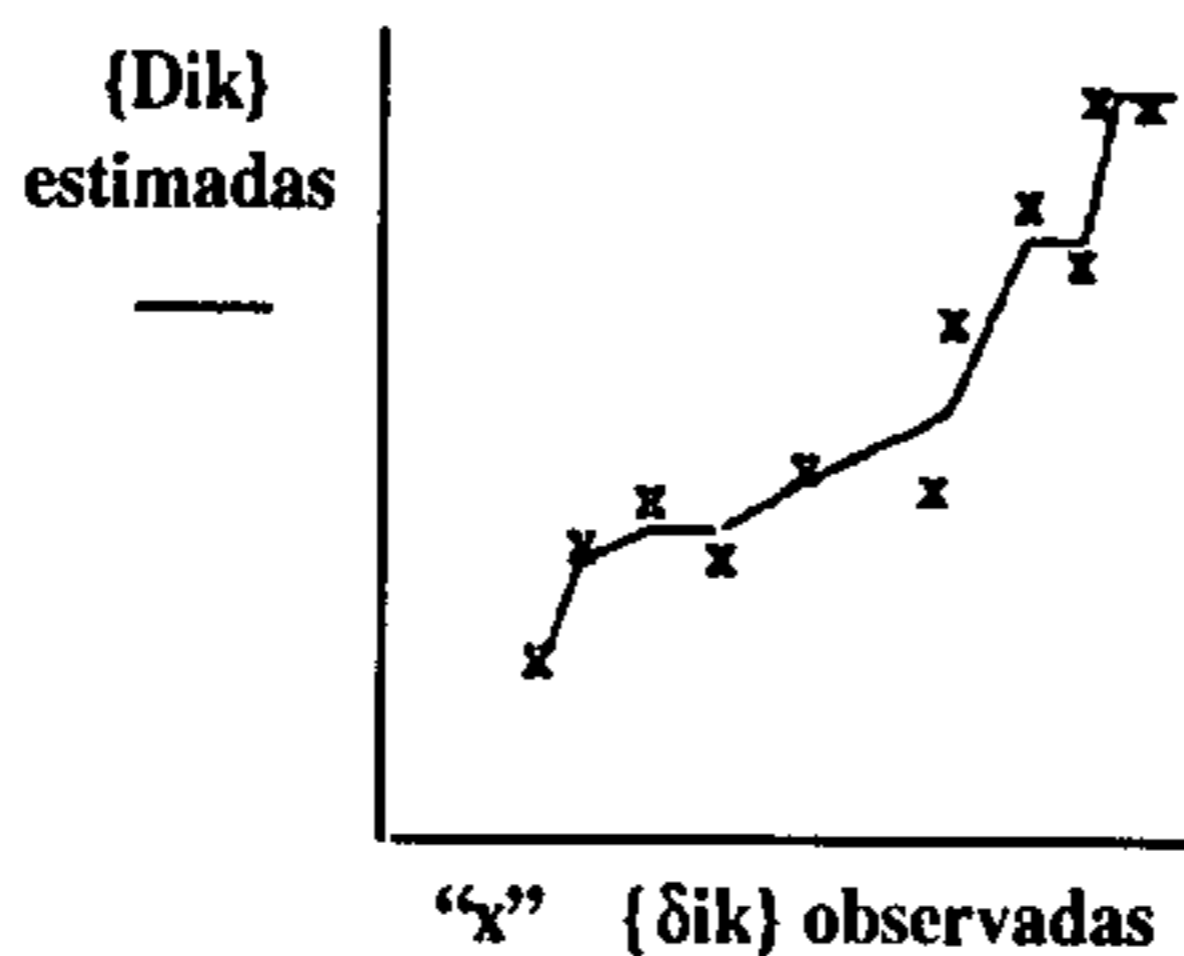


Fig.2. Diagrama de Sheppard

Para um dado valor de “p*”, não é possível encontrar uma configuração de pontos cujas distâncias sejam relacionadas monotonicamente com as similaridades originais. Uma medida proposta

por Kruskal em 1964 (Jonhson e Wichern, 1992) para medir este ajuste é denominado “stress”, e é definido por:

$$\text{Stress}(p^*) = \sqrt{\frac{\sum_{i < k} (D_{ik}^{(p^*)} - \hat{D}_{ik}^{(p^*)})^2}{\sum_{i < k} [D_{ik}^{(p^*)}]^2}} \quad (9)$$

Os valores $\{\hat{D}_k^{(p^*)}\}$ em (9) são números que satisfazem (6), ou seja, que eles estão relacionados monotonicamente às similaridades. Eles não são exclusivamente distâncias no sentido que eles satisfazem as propriedades básicas (2a)-(2d), senão que eles são números de referência usados para julgar a não-monotonicidade das $\{D_k^{(p^*)}\}$ observadas. Assim, trata-se de encontrar uma configuração em p^* dimensões (dando ênfase que o número de dimensões é desconhecido), e portanto não se pode saber *a priori* a relação entre o número de variáveis “p” e as dimensões “p*” que melhor retratam as similaridades, e portanto que minimize o valor de (9).

O “stress” representa a soma dos quadrados residuais e normalizado por $\sum_{i < k} (D_{ik}^{(p^*)})^2$ para que o seu valor permaneça no intervalo [0, 1]. Se existir uma relação monotônica muito boa entre $\{D_{ik}\}$ e $\{S_{ik}\}$ o stress se aproxima a zero. Existem na literatura valores tabelados de stress que representam a bondade do ajuste e ele dependerá dos valores de “n” e “p*”. Uma maneira de encontrar a dimensionalidade aproximativa é encontrar o stress mínimo para “p*” diferentes e plotar o seu valor minimizado. O stress diminui a medida que aumenta p*. Quando se consegue estabelecer um valor mínimo que não muda de forma significativa para valores maiores de p*, determinado por um platô no gráfico Stress Vs Dimensão, tem-se determinado o número de dimensões que melhor explicam as similaridades. Na teoria, para $p^* = n-1$ o stress deveria ser igual a zero, entanto como o método de convergência está sujeito a erros de ajuste esses valores podem ter pequenas variações.

4. Aplicação, Resultados e Discussões

A metodologia acima descrita foi aplicada numa vertente hidrográfica de cabeceira, localizada na bacia do Rio Potiribú, RS,

Brasil. Esta bacia maior, de 563 km² começou a ser monitorada pelo IPH-UFRGS e ORSTOM (França) a partir de 1989. Ela é representativa do Derrame Basáltico Sul-Riograndense, de quase 230000 km². A sub-bacia escolhida, vertente de Anfiteatro com 14,5 has, começou a ser monitorada em agosto de 1992. Esta vertente tem lavouras de verão como soja e culturas de inverno como aveia e/ou trigo.

Na campanha de setembro de 1993 amostraram-se valores de condutividade hidráulica saturada [Ks] e do coeficiente de variabilidade de Ks na vertical [α]. Nesta época existia plantio de tipo convencional, existindo "terraços" para desviar o fluxo superficial lateralmente até valetas coletoras. A manutenção dos terraços é feita com maquinária agrícola simples (trator) e afeta as propriedades dos solos, o que provoca a compactação dos primeiros horizontes. Foram escolhidos 52 pontos de amostragem em duas direções principais. A forma típica de "cruz" corresponde a uma distância interamostral de 10 metros na direção Leste-Oeste (LO) e Sul-Norte (SN). Foram também estimados valores em duas diagonais com distâncias interamostrais de 20 metros. Para considerar o grau de interferência externa a que está exposto cada ponto, foram medidas as distâncias horizontais [Dist] até os obstáculos mais próximos, sejam estes pelos terraços ou por movimentos de terra feito pelos proprietários.

De acordo com os levantamentos pedológicos de Boulet et al. (1993), existem três horizontes superficiais onde a porosidade do solo muda mais rapidamente, criando uma anisotropia no sentido vertical. A profundidade total destes três horizontes [Prof] cresce de montante para justante segundo as perfurações realizadas. Devido à configuração topográfica convergente do Anfiteatro, constatou-se que esta situação pode-se repetir para diferentes pontos dentro da vertente. Assim, explorando esta característica pedológica, pode-se estimar aproximadamente a profundidade superficial destes horizontes para qualquer ponto da bacia segundo a distância que eles se localizam da foz do Anfiteatro. Tendo os valores de declividade média da topografia [tg θ] e a área a montante de cada ponto dividida pela sua largura [a] pode-se obter o Índice de Beven e Kirkby (1979), através de [$I = \ln(a/tg\theta)$]. Este coeficiente é um indicador do potencial de saturação de cada ponto. Com as variáveis explicativas antes mencionadas pode-se estimar a matriz de correlação que aparece na Tabela 1.

Tabela 1. Matriz de correlações para conjunto de pontos (n=52)

	Ks	α	Dist	I	Prof
Ks	1				
α	-0.385	1			
Dist	0.230	-0.123	1		
I	-0.125	-0.098	0.091	1	
Prof	-0.356	-0.006	0.280	0.563	1

Pode-se notar na tabela anterior que para todos os dados existentes, as únicas variáveis que apresentam uma certa correlação são o Índice de Beven e Kirkby e a profundidade dos horizontes superficiais. Constatou-se que as amostras se agruparam com características similares se utilizarmos somente as três primeiras variáveis ou ocupando todas elas. Os dados apresentaram características diferentes na direção LO e SN. Assim, trabalhou-se primeiramente com matrizes de ordem (nx3), sendo as variáveis (Ks, α , Dist); e logo com matrizes de ordem (nx5), com as variáveis (Ks, α , Dist, I, Prof). O valor de "n" é igual a 52 para todos os pontos, 24 na direção LO e 21 na direção SN.

As matrizes de similaridade foram obtidas a partir das matrizes de correlações, com coeficiente de Pearson, entre os pontos com os valores das variáveis padronizados, com média zero e variância igual a um. Seja A(nxp) a matriz inicial de dados, a sua transposta é A^T(pxn), e a matriz de correlação C(nxn). Para o método iterativo trabalhou-se com a fórmula de "stress" de (9) que é a medida original proposta pelo Método de Kruskal e constante R=2. O número de iterações máximo permitido foi de 50. Para valores de $p^* \leq 2$ a convergência foi obtida nas primeiras 25 iterações. Já para $3 \leq p^* \leq 5$, foi necessário utilizar as 50 iterações. Para o primeiro conjunto de dados (Ks, α , Dist) os resultados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Ajustes da curva monotônica para "Ks, α e Dist" (expressos em % do stress)

Conjunto de Dados	Nº de Dimensões (p*)		
	1	2	3
LO (n=24)	34,37	0,03	0,06
SN (n=21)	23,05	0,03	0,11
Completo (n=52)	33,84	0,08	0,09

Os valores de "stress" menores a 3,0 % que aparecem na bibliografia corrente expressam um muito bom ajuste entre as "dissimilaridades" e as distâncias entre os pontos. Pode-se observar a queda brusca do "stress" para $p^* > 1$, onde praticamente o ajuste é muito bom e o valor permanece baixo e quase constante. As pequenas oscilações no stress final devem-se à própria convergência do método. Nota-se que para o número completo de dados (n=52) o stress é próximo ao da direção LO. Isso indica que nesta direção (no sentido do declive da vertente) os terraços agrícolas interceptam quatro(4) vezes o alinhamento respectivo e portanto o desequilíbrio é maior. Já na direção SN o stress é menor já que uma única vez este alinhamento atravessa um terraço natural, portanto as heterogeneidades naturais são menos atingidas pela influência externa. Para o conjunto completo de variáveis (Ks, α , Dist., I, Prof) procede-se da mesma forma. Os resultados aparecem na Tabela 3.

Tabela 3. Ajustes da curva monotônica para " Ks, α , Dist, I e Prof" (% do stress)

Conjunto de Dados	Nº de Dimensões (p^*)			
	1	2	3	4
LO (n=24)	34,53	14,5	0,50	0,13
SN (n=21)	24,72	9,40	1,73	0,34
Completo (n=52)	38,85	21,50	8,69	0,10

Na tabela 3 vemos como o stress volta a diminuir nos três conjuntos de dados. Para $p^* \leq 2$ nota-se uma maior dificuldade para retratar o conjunto completo, já que existem duas variáveis adicionais (I, Prof) em relação ao caso anterior da Tabela 2, e portanto maior diversidade para retratar. O conjunto completo de dados (n= 52) apresenta maior stress, seguido pela direção LO e finalmente pela direção SN. A brecha existente agora entre o conjunto completo de dados e a direção LO deve-se ao ingresso de [I] e [Prof] que representam de certa forma o potencial de saturação num dado ponto, segundo a sua área a montante e a sua capacidade hídrica na vertical. Apesar de que esses parâmetros são fixos para cada ponto amostrado, eles representam o desenvolvimento potencial da memória do sistema na micro-escala. Por isso, ao introduzi-los é evidente uma melhora na explicação das similaridades no sentido da vertente.

Para $p^* = 3$ tem-se conseguido nas direções LO e SN um ajuste satisfatório. No entanto, o conjunto completo (n=52) para $p^* = 4$ é possível diminuir significativamente o stress. Esse resultado evidencia que qualquer que seja a direção escolhida na vertente, paralela ou transversal à declividade geral, três dimensões são suficientes para retratar a diversidade num alinhamento. Mas, se fosse preciso retratar a heterogeneidade areal, representada pela diversidade dos 52 pontos, existiria uma quarta dimensão que precisaria ser agregada. Esta dimensão seria estritamente uma "função da informação do contexto"

e em especial estaria condicionada pela forma de tipo côncavo que exibem os terraços em planta.

As amostras assim podem ser agrupadas de acordo com o grau de interferência antrópica. O Anfiteatro apresenta três grupos bem característicos de dados, sendo dois deles menos sujeitos à desequilíbrios das máquinas agrícolas. Isto é evidente pela distância média até os terraços relativamente grande se comparada com a distância média do terceiro grupo. Assim, tomando as cinco variáveis do grupo de pontos menos influenciados, encontramos uma matriz de correlações tal qual aparece na Tabela 4.

Tabela 4. Matriz de correlações para os dados menos influenciados (segundo uma classificação tipo K-médias, n=27)

	Ks	α	Dist	I	Prof
Ks	1				
α	-0.223	1			
Dist	0.028	-0.183	1		
I	-0.604	-0.311	0.376	1	
Prof	-0.704	-0.489	0.164	0.723	1

É evidente a melhora das correlações entre a Tabela 1 e a Tabela 4. Nesta última encontram-se correlações significativas entre Ks, I e Prof. A medida que Ks aumenta, o índice de Beven e Kirkby e a profundidade diminuem, o que é característico dos pontos mais a montante da vertente. Por outro lado, os parâmetros α e Dist não apresentam correlações com os outros parâmetros. Esta seria uma primeira evidencia de que o trio (Ks, I, Prof) captura em grande parte a dinâmica de saturação superficial da vertente e tentam se reunir numa dimensão característica. Através de uma análise de componentes principais, não apresentada neste artigo, se corrobora uma agrupação

similar das variáveis. O parâmetro α mede o grau de anisotropia vertical e Dist a interferência antrópica, e portanto, estes dois últimos, ocupam dimensões diferentes.

Finalmente, foi realizada uma estimativa multi-dimensional com os grupos de dados menos influenciados. Na Tabela 5 os valores de stress são menores aos obtidos anteriormente (ver grupo de dados com $n=52$ da Tabela 3) e confirma que o critério de seleção das heterogeneidades pode ser melhorada eliminando o grupo que tem maior desequilíbrio antrópico.

Tabela 5. Ajustes da curva monotônica para os grupos de dados menos influenciados pela ação antrópica (% do stress)

Conjunto de Dados	Nº de Dimensões (p^*)			
	1	2	3	4
(Ks, α , Dist), $n=25$	25,27	10,40	2,36	1,11
(Ks, α , Dist, I, Prof), $n=27$	24,59	7,05	3,01	0,58

4. Conclusões

Com os resultados obtidos é possível concluir o seguinte:

i) A análise multi-dimensional ordinal explora a ordem relativa das similaridades entre pontos distribuídos no espaço e permite uma abordagem que seja independente das magnitudes absolutas das variáveis explicativas. Essa técnica permite uma avaliação inicial de como as múltiplas heterogeneidades afetam a representatividade, a diversidade e a transição escalar nas bacias de ordem zero. As correlações intrínsecas entre as variáveis definem mais facilmente os fatores comuns que condicionam os processos naturais nas cabeceiras através da integração de variáveis relacionadas.

ii) Para os três conjuntos de dados, isto é na direção do declive da vertente (LO), no sentido transversal (SN) e com o número total de

pontos, e usando K_s , α , e Dist., um valor de $p^*=2$ significa um critério apropriado para retratar a dimensionalidade que captura a diversidade natural e antrópica. Essas três variáveis representam o potencial de transporte sub-superficial de cada ponto, a sua anisotropia vertical e o grau de interferência antrópica respectivamente. Usando o número completo de variáveis (K_s , α , Dist, I, Prof), $p^*=3$ é dimensionalmente correto para as direções principais da vertente, LO e SN. A diversidade aumenta, mas como as duas últimas variáveis tem correlação com a memória do sistema, com uma dimensão a mais conseguem retratar a heterogeneidade da mesma maneira que com as três primeiras variáveis. Entanto, para o conjunto total de pontos, uma quarta dimensão é necessária para levar a informação do contexto referente à configuração em planta dos terraços.

iii) A separação de grupos menos influenciados pela ação antrópica também afeta as similaridades entre os pontos. Assim, as heterogeneidades são mais fáceis de ser estudadas porque se encontram correlações melhores entre as variáveis explicativas. Isto é devido a que são atenuados os efeitos de um desequilíbrio externo como a ocupação agrícola, permitindo um melhor retrato das características naturais das áreas elementares.

5. Agradecimentos

A CAPES pela bolsa de Mestrado concedida. Fernando Genz, Nilza Castro e pessoal do Serviço de Hidrometria do IPH-UFRGS ofereceram inestimável apoio nas medições de campo. O Professor Pierre Chevallier (ORSTOM-França) fez comentários muito oportunos para levar em consideração os parâmetros físicos da vertente e cedeu gentilmente o utilitário estatístico onde foram modeladas as diferentes configurações do MDS.

6. Referências Bibliográficas

- Beven, K. e Kirkby, M. 1979. A Physically Based Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology, *Hydrological Sciences Bulletin*, Vol.24, No.1, p.43-69.
- Boulet, R.; J. Leprun; P. Chevallier e A. Saches y Vacas. 1993. Reconnaissance pedologique sur les bassins du Project Potiribu, Rapport Provisoire, 29-31/3/1993.

Chatfield, C. e A. Collins. 1980. Introduction to Multivariate Analysis. Chapman and Hall. London.

IGBP. (International Geosphere-Biosphere Programme: A Study of Global Change).1993. Report No.27. International Council of Scientific Unions(ICSU). Estocolmo.

Johnson, R. e D. Wichern. 1992. Applied Multivariate Statistical Analysis. Prentice -Hall International, New Jersey.

Efeito do Teor de Matéria Orgânica Dissolvida sobre as Taxas de seu Processo de Mineralização

A. L. Bitar
I. Bianchini Jr.
Universidade Federal de São Carlos, SP/Brasil

Resumo – O experimento realizado visou discutir aspectos relativos ao consumo de oxigênio dissolvido (OD) decorrentes do processo de mineralização, em meio aquático. Teve, também, por objetivos estimar a ordem global das reações e verificar a influência da quantidade inicial de substrato orgânico adicionado sobre as velocidades de mineralização (através das taxas de desoxigenação). Para tanto, amostra de água do reservatório do Monjolinho, situado no Campus da UFSCar - S. Carlos (SP) Brasil, foi colhida. Em seguida, foi levada ao laboratório e filtrada em lã de vidro. O ensaio consistiu na montagem de frascos de reação, nos quais se adicionou, diferencialmente, glicose, gerando um gradiente de concentrações iniciais de 7,45 a 127,45 mg/L. Após tais adições, os frascos foram aerados durante uma hora, no sentido de elevar as concentrações de oxigênio dissolvido próximas a saturação. Durante 16 dias foram estimados os teores de oxigênio dissolvido e a temperatura, através de oxímetro. De posse dos resultados, efetuou-se uma avaliação da ordem global dos processos, por meio da relação entre os períodos de “meia vida” dos decaimentos dos teores de oxigênio dissolvido e os teores iniciais de glicose. Por meio dessa estimativa verificou-se que os consumos de oxigênio dissolvido podem ser considerados como sendo processos cinéticos de primeira ordem. Os valores obtidos para as taxas de desoxigenação, foram também ajustados (em função das respectivas concentrações iniciais de glicose) ao modelo proposto por Michaelis-Menten, através do qual estimou-se $k_{max} = 0,069$ (1/dia) e $k_m = 2,85$ mg/L. Com base nesses resultados infere-se sobre a alta eficácia das comunidades microbianas, desse reservatório, no que se refere a ciclagem dos compostos orgânicos simples, pois, com apenas 2,85 mg/L de glicose, as velocidades de reação já se encontravam em patamar correspondente a 50% do seu potencial máximo. Sugerindo, que mesmo em baixas concentrações, os compostos orgânicos desse sistema devam ser mineralizados rapidamente. Os resultados obtidos permitem, ainda, demonstrar a possibilidade de implementação desse procedimento experimental no equacionamento e parametrização de modelos matemáticos, que descrevem processos de ciclagem em sistemas aquáticos.

Abstract – The purpose of the experiment was to discuss aspects relating to DO consumption as a result of the mineralization process in an aquatic environment, to estimate the comprehensive order of reactions, and look at the influence of the initial amount of organic substrate added onto the mineralization rates. A sample of water was collected for this purpose from the Monjolinho reservoir, on the UFSCar Campus. The experiment consisted of setting up reaction flasks to which was added, differentially, glucose, generating a gradient of initial concentrations. Later the flasks were aerated to raise DO concentrations close to saturation. The DO contents and temperatures were estimated throughout 16 days. Once the results had been obtained, the comprehensive order of the processes was assessed by means of a relationship between the half life periods of decay of DO contents and initial glucose contents. It was found that the DO consumptions may be considered first order kinetic processes. The values obtained for the deoxygenation rates were also adjusted to the model proposed by Michaelis-Menten, by means of which V_{max} and k_m were estimated. Based on these results, an inference is made as to the high effectiveness of microbial communities regarding the cycling of simple organic compounds. It is suggested that, even at low concentrations, the organic compounds in this system should be quickly mineralized. The results achieved show the possibility of implementing this experimental procedure in equating and parametrizing mathematical models which describe cycling processes in aquatic systems.

1. Introdução

Nos ecossistemas aquáticos os fluxos de nutrientes e carbono são dependentes das rotas pelas quais ocorrem os processos de assimilação dos elementos e de decomposição dos recursos orgânicos. Nesse sentido, as atividades microbianas controlam, em muitos casos, as concentrações dos nutrientes e de muitos compostos orgânicos afetando, indiretamente, a presença de substâncias e os ciclos biogeoquímicos, sob condições específicas de pH e de potencial redox.

No que se refere a degradação de compostos orgânicos, em sistemas aquáticos, verifica-se que esse processo é constituído, basicamente, de 3 mecanismos: a lixiviação, o catabolismo e a cominuição/ fragmentação (Swift et alii, 1979).

A lixiviação é um processo abiótico, através do qual, o material é removido do substrato pela ação da água. Desse modo, esse processo causa uma perda de peso e alteração na composição química do detrito. O catabolismo é o processo no qual são realizadas, pelos decompositores as transformações de compostos orgânicos complexos a moléculas pequenas e simples, através de uma dada reação, ou cadeia de reações. Sob um dado período, no entanto, o catabolismo do substrato pode ser incompleto. Nesse caso, os produtos formados poderão ser orgânicos ou inorgânicos, alguns poderão ingressar no metabolismo dos decompositores e, conseqüentemente, serem ressintetizados e incorporados as estruturas desses organismos e, ainda, outros poderão ser incorporados e/ou convertidos na classe dos compostos orgânicos não celulares, tais como as substâncias húmicas (Thurman, 1985, Toledo, 1973, Wetzel, 1983).

A fragmentação é o processo pelo qual se realiza a redução do tamanho original da partícula do detrito. Esse processo difere do catabolismo por ser de natureza física. A fragmentação está, geralmente, relacionada com as atividades de alimentação, tanto com a ingestão quanto com a digestão dos decompositores. Os resíduos dessas atividades são excretados em partículas menores e de composição química diferente do material ingerido. Quando a fragmentação independe da atividade de digestão, a diminuição do tamanho das partículas se processa sem mudanças na composição química. Nesse caso, a trituração do material está relacionada com fatores abióticos tais como as intempéries climáticas, a ação mecânica dos ventos e das turbulências (Lush e Hynes, 1973).

Na prática esses 3 processos atuam simultaneamente sobre o mesmo recurso o que torna, as vezes, muito difícil distingui-los. Os efeitos desses processos agem, também, de forma global sobre o substrato. A atividade catabólica pode enfraquecer as estruturas e torna-los mais facilmente fragmentáveis. Os processos catabólicos podem, também, resultar na liberação de compostos solúveis que, por sua vez, poderão ser removidos. Devido ao aumento da superfície específica, a redução do tamanho de partícula pode favorecer o acesso de enzimas e ampliar a possibilidade de solubilização dos compostos.

As velocidades através das quais os nutrientes e o carbono são ciclados e acumulados dependem, basicamente, dos balanços entre os processos de imobilização e mineralização. Como imobilização de um dado elemento, entende-se como sendo sua incorporação ou manutenção na forma orgânica, processo esse que, nos sistemas aquáticos é efetuado, geralmente, através da ação das comunidades fitoplanctônicas e de microrganismos, pelas raízes das plantas aquáticas e por meio das interações químicas que envolvem as substâncias húmicas e os processos de adsorção. A mineralização ocorre quando as formas inorgânicas de um dado elemento são liberadas durante o catabolismo de um recurso (por exemplo: SO_4^{2-} , CO_2 , NH_3 , etc.). Desse modo, a disponibilidade de um determinado elemento nutriente depende da mineralização líquida, na qual a resultante do processo de mineralização excede o de imobilização (Swift et alii, 1979).

A degradação de um dado recurso orgânico, por sua vez, pode ser efetuada em meio aeróbio e anaeróbio. Estudos cinéticos referentes aos processos de decomposição admitem, usualmente, que exista proporcionalidade entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos. No caso dos processos ocorrerem em condições aeróbias, admite-se, por extensão, que tal proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos tais como o CO_2 , a exemplo de reações químicas e relações estequiométricas usualmente consideradas (Jorgensen, 1986, Chapra e Reckhow, 1983, Stumm e Morgan, 1981) para os processos de formação e oxidação de recursos orgânicos.

Ensaio de laboratório tem demonstrado que o rendimento para a formação de biomassa de microrganismos, a partir da degradação de vários compostos orgânicos simples (por exemplo: glicose, glicerol, ácido láctico, entre outros), oscila em torno de 48%, embora possa ser verificada grande variabilidade (amplitude: 26 a 88%), dependendo

do substrato (Ramanathan e Gaudy Jr., 1972). No que se refere aos processos de curto período de degradação da glicose e formação de CO₂, estima-se que a mineralização responda por cerca de 20% do consumo de carbono orgânico, enquanto que a formação de biomassa microbiana por 60% e o processo de humificação seja responsável pela imobilização dos 20% restantes de carbono (Antonio, 1992). Aspectos esses que assumem grande relevância nos estudos que visam descrever os balanços de matéria orgânica e de oxigênio dissolvido de sistemas aquáticos.

Além dos vários tipos dos organismos envolvidos com os processos de decomposição (bactérias, fungos, actinomicetes, protozoários, nemátodos, oligoquetas, artrópodes, moluscos e crustáceos), estudos específicos tem demonstrado que, tanto nos ecossistemas terrestres quanto nos aquáticos, as taxas de imobilização e mineralização dependem, basicamente, dos seguintes fatores condicionantes: 1º) temperatura (Sorokin e Kadota, 1972, Brezonik, 1994, Davis e Cornell, 1991); 2º) conteúdo de nutrientes dos detritos e do meio (Hohmann e Neely, 1993, Carpenter e Adams, 1979, Coulson e Butterfield, 1978, Enríques et alii, 1993); 3º) teor de compostos refratários e tipo dos detritos (Mindermann, 1968, Rice e Tenore, 1981); 4º) pH e salinidade do meio (Kok e Van der Velde, 1991, Chan, 1985, Ogburn et alii, 1988); 5º) nível de oxigênio dissolvido (Twilley et alii, 1986, Moore Jr et alii, 1992, Gale et alii, 1992, Jewell, 1971); 6º) tamanho de partícula (Swift et alii, 1979, Bianchini Jr, em prep.).

Uma vez que as taxas de decomposição, obtidas em ensaios de campo e nos experimentos de laboratório, refletem em grande parte das vezes o efeito de vários fatores bióticos e abióticos envolvidos nos processos, por meio do diagrama apresentado através da Figura 1 expressa-se, de modo simplificado, o efeito conjunto de algumas das variáveis anteriormente citadas. Em termos matemáticos, esses eventos podem ser descritos da seguinte maneira (Bianchini Jr., 1994):

$$k_{(t)} = f ([P]_{(t)}, [N]_{(t)}, [O.D]_{(t)}, T_{(t)}, pH_{(t)}, TP_{(t)}, \text{etc.})$$

onde:

$k_{(t)}$ = taxa instantânea de decomposição do detrito, em função das variáveis temporais do meio;

$[P]_{(t)}$ = teor de fósforo no instante "t";

- [N]_(t) = teor de nitrogênio no instante "t";
 [O.D]_(t) = teor de oxigênio dissolvido no instante "t";
 T_(t) = temperatura no instante "t";
 pH_(t) = grau de acidez no instante "t";
 TP_(t) = tamanho de partícula no instante "t".

Com base nos vários eventos que se desenvolvem durante o transcorrer da decomposição dos recursos orgânicos, verifica-se que o conhecimento de seus processos e de suas propriedades se reveste de fundamental importância no entendimento da dinâmica do carbono e das interações entre as diversas formas desse elemento nos sistemas aquáticos. De acordo com o exposto, o experimento realizado visou discutir aspectos relativos ao consumo de oxigênio dissolvido (OD) decorrentes do processo de mineralização, em meio aquático. Teve, também, por objetivos estimar a ordem global das reações e verificar a influência da quantidade inicial de substrato orgânico adicionado sobre as velocidades de mineralização (através das taxas de desoxigenação).

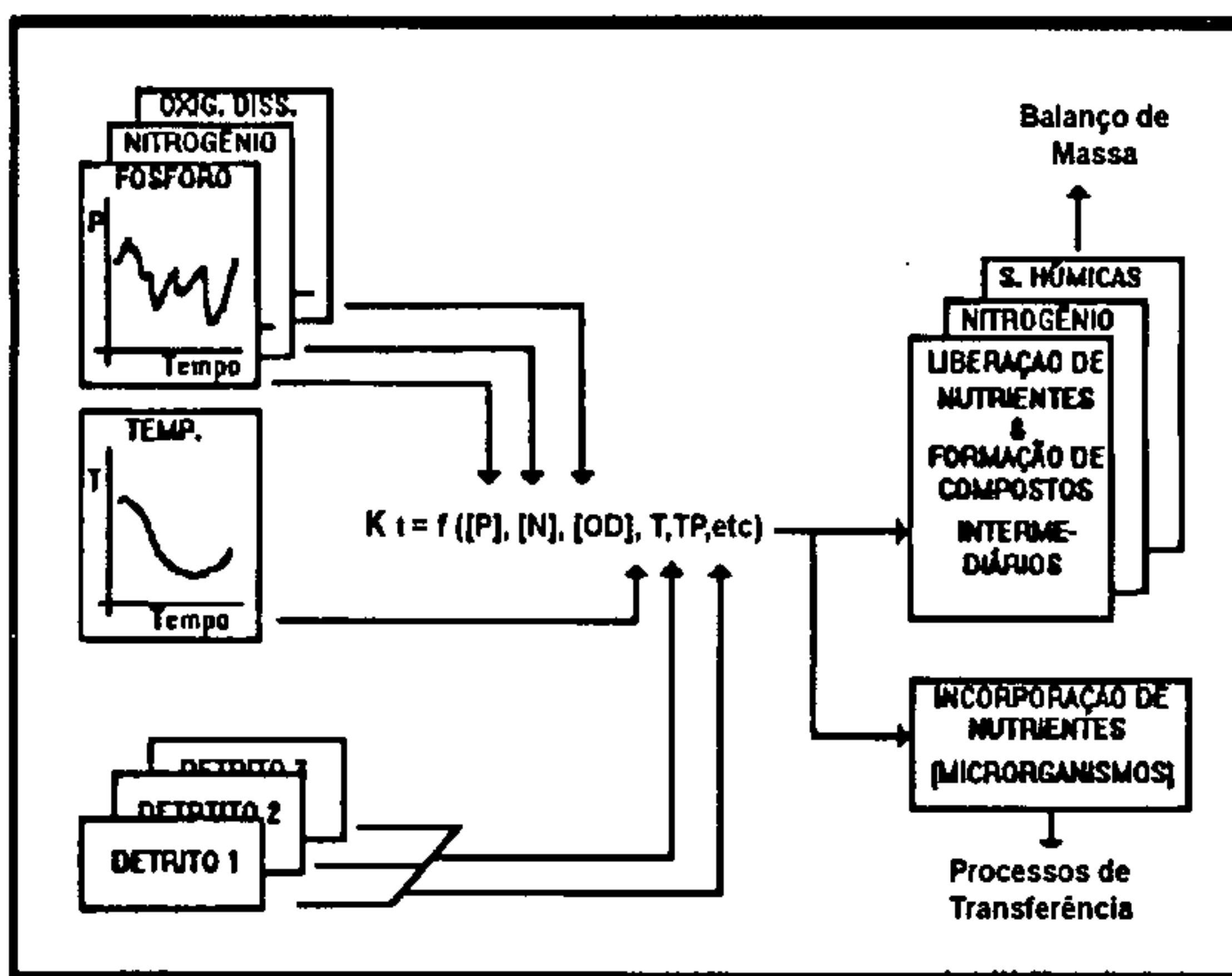


FIGURA 1 - Efeito dos fatores condicionantes (funções de força) sobre as taxas de decomposição dos detritos (Bianchini Jr., 1994)

2. Materiais e Métodos

Para a execução do ensaio de mineralização, colheu-se uma amostra de, aproximadamente, 60 litros de água do reservatório do Monjolinho, situado no Campus da Universidade Federal de São Carlos, (SP) Brasil. Em seguida, a amostra foi levada ao laboratório e filtrada em lã de vidro. O ensaio consistiu na montagem de 10 frascos de reação (cada um com volume de 5 litros), nos quais se adicionou, diferencialmente, glicose, gerando um gradiente de concentrações. As condições iniciais, no que se refere as adições de glicose, resultaram nas seguintes concentrações: 0, 4, 8, 12, 16, 32, 64, 85, 100 e 120 mg/L.

No início do experimento foram também colhidas, junto ao filtrado, sub-amostras para determinação do teor dos carboidratos que se encontravam dissolvidos na amostra de água da represa, para tanto, utilizou-se o método colorimétrico sugerido por Dubois et alii (1956).

Após as adições de glicose, os frascos foram aerados durante, aproximadamente, uma hora, no sentido de elevar as concentrações de oxigênio dissolvido próximas a saturação. Durante 16 dias, os frascos foram mantidos em temperatura ambiente e foram estimados, através de oxímetro, os teores de oxigênio dissolvido e a temperatura. Quando necessário, evitou-se a ocorrência dos processos degradativos anaeróbios através da reoxigenação dos frascos.

De posse dos resultados, efetuou-se uma avaliação da ordem global dos processos, por meio da relação entre os períodos de "meia vida" dos decaimentos dos teores de oxigênio dissolvido e os teores iniciais de glicose, de acordo com a análise proposta por Levenspiel (1986). Após estimada a ordem global das reações de mineralização, calculou-se as taxas de desoxigenação e estas foram ajustadas, com relação as concentrações iniciais de glicose, aos mecanismos cinéticos postulados por Michaelis-Menten. Os parâmetros referentes as relações entre as taxas e as concentrações iniciais foram obtidos através da análise gráfica de transformações lineares (transformações de: Lineweaver-Burk, Hanes ou Dixon e Eadie-Hofstee) e por análise de regressão não linear, segundo procedimentos discutidos por Brezonik (1994).

3. Resultados e Discussão

Através da Tabela 1 apresenta-se as variações temporais dos teores de oxigênio dissolvido durante os processos de mineralização. As concentrações de glicose apresentadas nessa tabela foram corrigidas de modo a contemplar o teor inicial de carboidratos solúveis, presentes na amostra original (7,45 mg/L). O acompanhamento da variação da temperatura indicou que os frascos foram mantidos em ambiente com temperatura média de 20,1°C e amplitude de variação de 7,8°C (Figura 2A).

Na observação dos resultados apresentados, através da Tabela 1, verifica-se que durante os processos de mineralização, houve uma tendência geral de maior consumo de oxigênio nas etapas iniciais do ensaio. Com o decorrer do tempo, nota-se um gradual decréscimo na utilização do OD e nas etapas finais, é possível constatar, em certos casos, pequenos incrementos nos teores de oxigênio dissolvido.

Observa-se, ainda, que de modo geral, os processos tenderam a se prolongar e os resultados se manterem coerentes, na medida em que se incrementou a concentração inicial de glicose. Nesse sentido, para efeito das estimativas dos períodos de “meia vida” dos processos de desoxigenação e de obtenção das taxas, utilizou-se para cada condição resultados que contemplavam períodos distintos, de modo a melhor evidenciar os processos (de zero a 5 dias: frascos 1 e 2; de zero a 9 dias: frasco 3; de zero a 4 dias: frasco 4; de zero a 10 dias: frasco 5; de zero a 15 dias: frasco 6 e de zero a 14 dias: frascos 7, 8, 9 e 10). Embora o procedimento mais adequado, nesse caso, fosse a escolha de um mesmo período para efetuar tais estimativas, há que se considerar as limitações impostas pelo método, assim como, a variabilidade usualmente constatada em ensaios dessa natureza (Bitar e Bianchini Jr., em preparação). Provavelmente, outro fator que tenha contribuído para que houvesse dispersão dos resultados, em relação as funções de ajuste, tenha sido a falta de controle da temperatura. Nesse sentido, através da Figura 2A é possível verificar a acentuada variação ocorrida no período compreendido entre o 3º e o 10º dia de experimento.

Tabela 1. Variação temporal dos teores de oxigênio dissolvido das câmaras, em função da quantidade inicial de glicose (mg/L).

Concentr. Inicia	7,45 (mg/L)	11,45 (mg/L)	15,45 (mg/L)	19,45 (mg/L)	23,45 (mg/L)	39,45 (mg/L)	71,45 (mg/L)	92,45 (mg/L)	107,45 (mg/L)	127,45 (mg/L)
DIAS										
0	6,80	6,85	6,74	6,75	6,78	6,32	6,78	6,59	6,56	6,58
1	6,19	6,52	6,60	5,65	6,53	5,21	5,88	5,82	6,38	6,02
2	6,29	5,33	6,36	5,41	5,65	5,86	5,49	5,62	4,64	3,87
3	5,92	5,59	6,03	5,30	5,60	4,90	4,97	4,73	5,03	4,90
4	5,35	5,35	5,02	5,20	5,89	5,43	5,19	4,82	4,83	4,71
5	5,33	5,34	5,05	5,21	5,90	5,32	5,22	4,89	5,01	4,94
6	5,72	5,50	4,80	5,68	5,03	5,18	5,19	5,48	4,69	4,70
7	5,79	5,29	4,68	4,82	4,32	4,15	4,52	4,40	4,62	4,48
8	5,86	5,54	4,19	4,20	3,64	2,97	3,11	3,15	2,97	3,12
10	5,79	5,60	4,35	3,64	3,64	2,97	3,11	3,15	2,97	3,12
11	6,06	5,95	5,54	4,71	4,49	3,75	2,74	3,19	3,60	3,35
13	5,09	4,59	4,52	4,00	4,62	2,86	2,49	2,30	2,52	2,67
14	-	-	-	-	-	-	2,19	2,00	2,35	2,34
15	5,97	4,46	5,04	4,19	3,76	2,35	-	-	-	-
16	5,84	5,66	5,59	4,98	4,77	1,47	-	-	-	-
	Frasco 1	Frasco 2	Frasco 3	Frasco 4	Frasco 5	Frasco 6	Frasco 7	Frasco 8	Frasco 9	Frasco 10

A partir de análise gráfica (Figura 2B), que contempla a estimativa dos períodos de “meia vida” em relação as concentrações iniciais de substrato, seguida por regressão linear, verifica-se que os processos de mineralização podem ser considerados como sendo de primeira ordem, de acordo com os cálculos propostos por Levenspiel (1986). Constatação essa, concordante com a maioria dos estudos que abrangem aspectos cinéticos da ciclagem de matéria orgânica, em sistemas aquáticos. Nesse sentido, registra-se que os processos de desoxigenação originados da mineralização da glicose apresentaram uma ordem global de reação igual a 1,09.

De posse da ordem global das reações, as taxas de desoxigenação foram estimadas de acordo com os procedimentos utilizados no caso de serem de 1ª ordem, similares portanto, as calculadas nos testes de DBO. Através das Figuras 3 e 4 apresentam-se as evoluções temporais

dos consumos de oxigênio, de acordo com as adições de glicose e com os períodos considerados.

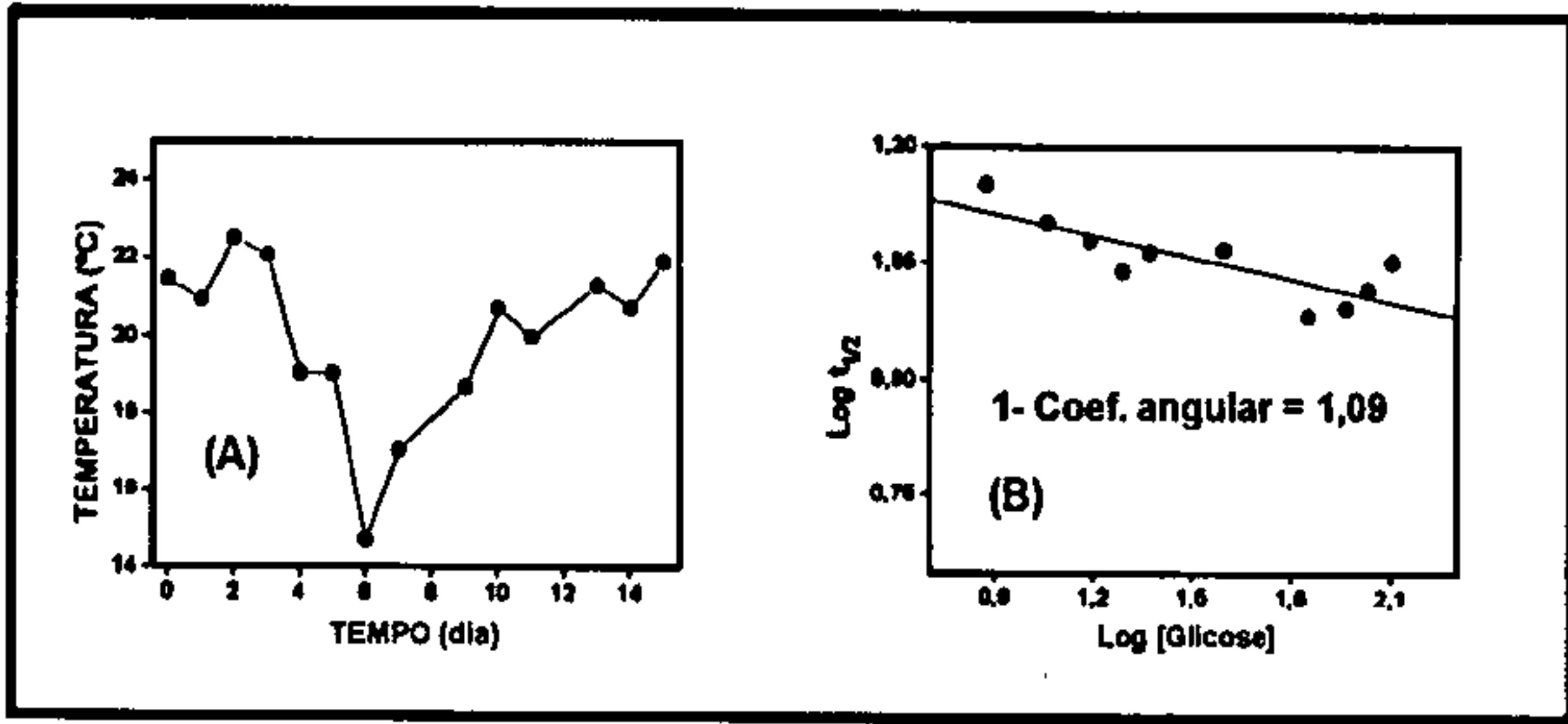


Figura 2. Variação da temperatura durante o transcorrer do experimento e análise gráfica de estimativa da ordem global das reações de mineralização.

Na Tabela 2 encontram-se os coeficientes (taxas de consumo) referentes aos ajustes realizados (Figuras 3 e 4), em função das concentrações iniciais de glicose. Os resultados obtidos permitem verificar que embora se tenha adicionado quantidades bastante desiguais de glicose, houve pouca diferenciação, em termos de ordem de grandeza, nas taxas de desoxigenação. Entretanto, nota-se também, que há uma tendência nítida de incremento das taxas, em relação ao aumento das concentrações iniciais.

Ao efetuar aproximações, a exemplo das propostas por Wetzel (1983), Ramanathan e Gaudy Jr. (1972) e Davis e Cornwell (1991), que consideram que as estequiometrias das reações de oxidação dos recursos orgânicos sejam análogas a da glicose, estima-se que, na medida em que houve o aumento das concentrações iniciais, os processos de imobilização (formação de biomassa de microrganismos e de compostos húmicos) foram favorecidos em detrimento da mineralização.

Nesse sentido, a partir de cálculos estequiométricos, verifica-se que a demanda de oxigênio apresentada pelo frasco 1 (conc. inicial = 7,45 mg/L de glicose) foi cerca de 4,2 vezes maior que a prevista pelos cálculos teóricos. Por outro lado, o consumo de oxigênio apresentado pelo frasco 10 (conc. inicial = 127,45 mg/L) foi, aproximadamente, 4

vezes menor que o esperado. Convém ressaltar que essa observação pode ser de grande importância na medida que se deseja descrever balanços de oxigênio dissolvido nos sistemas aquáticos e constitui-se, ainda, em aspecto que merece ser explorado com mais profundidade.

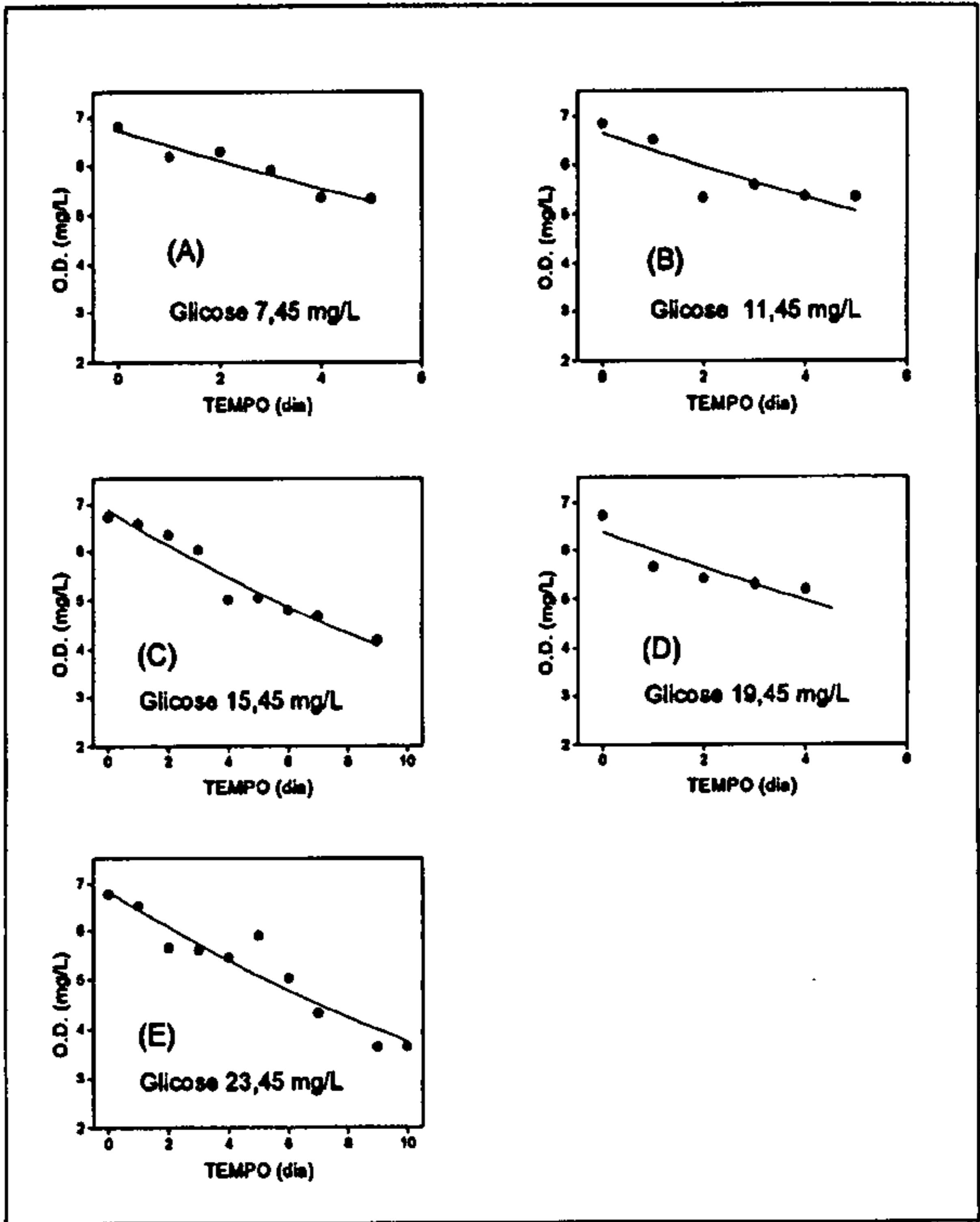


Figura 3. Decaimento dos teores de oxigênio dissolvido durante o transcorrer do experimento (frascos 1 a 5).

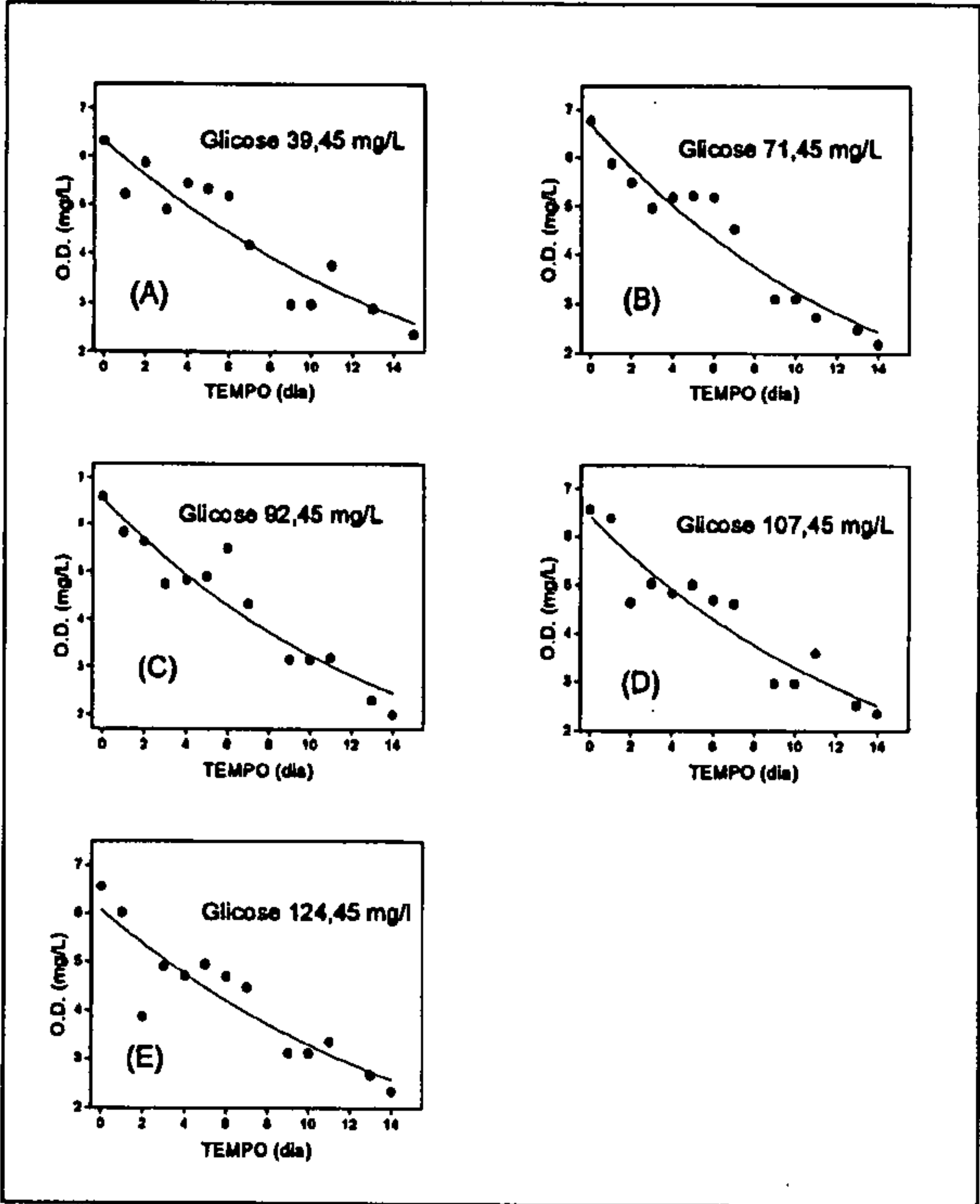


Figura 4. Decaimento dos teores de oxigênio dissolvido durante o transcorrer do experimento (frascos 6 a 10).

Tabela 2: Parâmetros referentes aos ajustes dos resultados experimentais ao modelo cinético (1ª ordem) de decaimento dos teores de OD.

Concentração inicial (mg/L)	Período considerado (dias iniciais e finais)	Taxa desoxigenação (l/dia)	Número do Frasco
7,45	zero – 5	0,04896	1
11,45	zero – 5	0,05480	2
15,45	zero – 9	0,05792	3
19,45	zero – 4	0,06330	4
23,45	zero – 10	0,05976	5
39,45	zero – 15	0,05931	6
71,45	zero – 14	0,07188	7
92,45	zero – 14	0,07011	8
107,45	zero – 14	0,06652	9
127,45	zero – 14	0,06125	10

Através das Figura 5 e Tabela 3 apresentam-se as relações obtidas entre os teores iniciais de glicose e as velocidades de desoxigenação, através do emprego de diferentes métodos. Na comparação entre os 4 métodos de estimativa das velocidades máximas (k_{max}) e de k_m (concentração de substrato na qual a velocidade do processo é a metade da velocidade máxima) verifica-se que houve convergência dos valores para os cálculos de k_{max} . No entanto, para a estimativa de k_m os cálculos referentes a linearização proposta por Hanes/Dixon levaram a um resultado cerca de 50% inferior aos demais. Com base nesses resultados e de acordo com comparações efetuadas por Brezonik (1994), sugere-se o emprego de métodos que não utilizam transformações (linearizações), ou seja, regressões não lineares.

Nesse sentido, tem-se verificado que todas as estimativas de parametrização que utilizam transformações possuem inconvenientes

quando aplicadas na equação de Michaelis-Menten e que a melhor maneira de efetuar a parametrização é ajustar os dados diretamente na equação. O ajuste direto não pode ser feito com precisão através dos procedimentos gráficos (por essa razão, equações transformadas foram desenvolvidas). Em oposição a situação das equações lineares, não existe solução analítica para a estimativa dos mínimos quadrados de parâmetros de equações não lineares. Contudo, existem métodos numéricos disponíveis e *softwares* que ajustam os resultados experimentais diretamente a equações não lineares, os quais devem, segundo Brezonik (1984), serem privilegiados sempre que possível, nos trabalhos que utilizam cinéticas regidas pela equação de Michaelis-Menten.

Por outro lado, há que se considerar, também, que esses métodos de ajuste são usualmente empregados nos estudos enzimáticos, que por suas próprias características dispõem de objetivos específicos e infra-estrutura metodológica que permitem várias simplificações e, conseqüentemente, demandas por respostas mais precisas, quando comparadas com as requeridas pelos estudos de caráter ambiental, nos quais, as causas e efeitos quase sempre estão associados a várias condicionantes. No caso dos estudos limnológicos, as estimativas da ordem de grandeza da velocidade máxima e do k_m podem ser suficientes para a elaboração de programas (modelos) que tenham por objetivo o gerenciamento dos recursos hídricos.

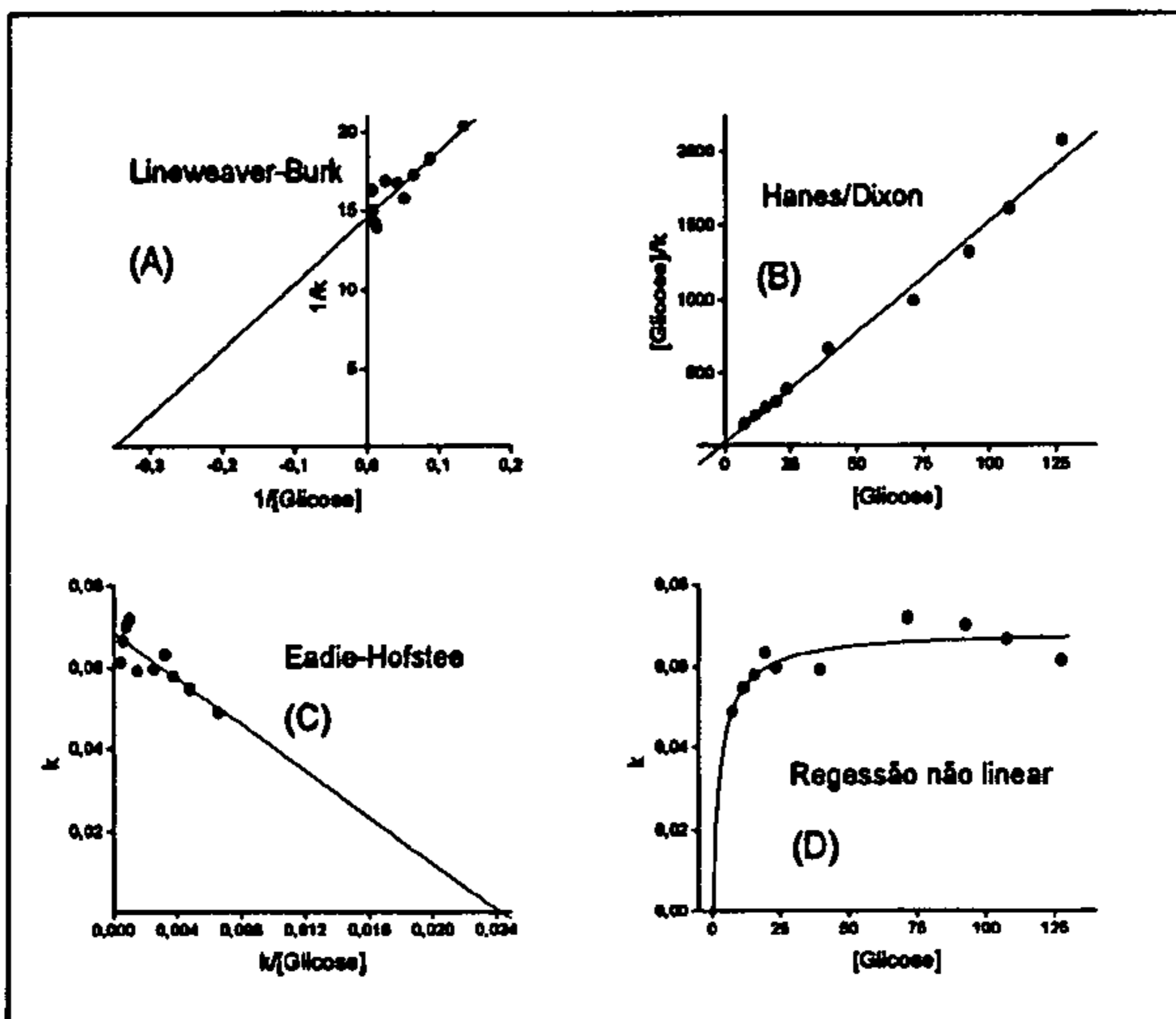


Figura 5. Ajustes das taxas de consumo de oxigênio em função do teor inicial de glicose, segundo métodos que utilizam transformações (linearizações) e um não linear.

Tabela 3. Parâmetros referentes aos ajustes das taxas de desoxigenação em função dos teores iniciais de glicose, à equação de Michaelis-Menten.

MÉTODO	Coef. angular	Coef. linear	k_m	k_{max}	r^2
$1/k$ vs. $1/[glicose]$	41,84	14,61	2,86	0,068	0,89
$[glicose]/k$ vs. $[glicose]$	15,09	22,16	1,47	0,066	0,99
k vs. $k/[glicose]$	-2,82	0,068	2,82	0,068	0,83
regressão não linear	-	-	2,85	0,069	-

Considerando que o incremento de biomassa de microrganismos seja proporcional aos decaimentos dos substratos do meio (nesse caso: glicose e oxigênio), os resultados obtidos confirmam as observações que sugerem que a fase de crescimento exponencial seja influenciada quando alguma variável significativa do meio se altera (tais como: temperatura, nível de toxicidade, teor de nutrientes, concentração de matéria orgânica, etc.).

De acordo com Balley e Ollis (1986), se a concentração de um constituinte essencial do meio varia, enquanto as dos demais componentes permanecem constantes, as taxas de crescimento dos microrganismos mudam, tipicamente, de forma hiperbólica (de acordo com o apresentado através da Figura 3D). Ainda segundo esses autores, a relação funcional entre as taxas de reação (crescimento de microrganismos ou desaparecimento do substrato) e as concentrações de componentes essenciais tem sido proposta e utilizadas por diversos autores. No caso desse ensaio desenvolvido, essa relação pode ser descrita como:

$$k = k_{max} \times \frac{[S]}{k_m + [S]}$$

onde:

k_{max} = taxa máxima de reação;

[S] = concentração do substrato;

k_m = valor da concentração do fator limitante, na qual a velocidade de reação é a metade do valor máximo;

k = taxa de reação em função da concentração do substrato.

A partir dessas considerações infere-se, ainda, que as comunidades dos microrganismos presentes na represa do Monjolinho devam estar bastante adaptadas para a assimilação e catabolismo dos carboidratos dissolvidos (característica essa traduzida em termos de manutenção de taxas metabólicas próximas a k_{max}). Pois, provavelmente, estejam em meio que comporta cerca de 2,5 vezes mais carboidratos que o valor crítico (k_m), apresentado por essas comunidades. O período estimado de 10 dias, referente a meia vida calculada a partir de k_{max} , pode ser considerado relativamente baixo. Entretanto, na comparação entre essas taxas de consumo de oxigênio e as típicas de ambientes sob forte pressão antrópica (Jorgensen, 1986), verifica-se que o reservatório do Monjolinho apresenta velocidades de consumo de oxigênio e,

conseqüentemente, de ciclagem de matéria orgânica dissolvida relativamente satisfatórias para um sistema eutrófico.

4. Conclusões

Esse experimento sugere que, de modo geral, ao adicionar o recurso orgânico (glicose) promoveu-se o favorecimento dos processos de imobilização em relação aos de mineralização e induziu-se o incremento da velocidade de consumo de oxigênio e, conseqüentemente de ciclagem de matéria orgânica dissolvida. O aumento das taxas de mineralização, por sua vez, pode ser descrito de acordo com a equação proposta por Michaelis-Menten.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento desse trabalho (Processo nº 91/1303-3).

6. Referências Bibliográficas

- ANTONIO, R. M. **Estimativa da capacidade heterotrófica em ecossistemas aquáticos**. Monografia de Graduação. DHB, UFSCar, 1992.
- BAILEY, J. E., OLLIS, D. F. **Biochemical engineering fundamentals**. 2ª ed. McGraw-Hill. Singapore, 1986. 984pp.
- BIANCHINI Jr., I. Estudo da dinâmica de detritos do Lago Infernã: modelo cinético da decomposição de *Scirpus cubensis*. 2º Relatório Técnico. Proc. FAPESP nº 91/1301-3. São Carlos, SP, 1994.
- BIANCHINI Jr., I. (em prep.) The particle size effect on the *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth detritus leaching.
- BITAR, A. L., BIANCHINI Jr., I. (em prep.) Ensaio de mineralização em ambientes aquáticos: análise metodológica.
- BREZONIK, P. L. **Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems**. Lewis. Boca Raton, 1994. 754pp.

- CARPENTER, S. R., ADAMS, M. S. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard water eutrophic lake. *Limnol. Oceanog.* 24: 520-528, 1979.
- CHAN, K. Aerobic decomposition of *Chlorella salina* in freshwater and saline conditions. *Hydrobiol.* 122, 35-44, 1985.
- CHAPRA, S. C., RECKHOW, K. H. **Engineering approaches for lake management.** Vol. 2: Mechanistic Modeling. Butterworth/Ann Arbor. Woburn, 1983. 492pp.
- COULSON, J. C., BUTTERFIELD, J. An investigation of the biotic factors determining the rates of decomposition on a blanket bog. *J. Ecol.*, 66: 631-650, 1978.
- DAVIS, M. L., CORNWELL, D. A. **Introduction to environmental engineering.** McGraw-Hill. New York, 1991. 822pp.
- DUBOIS, M., GILLES, K., HAMILTON, J. K., REBERS, P. A., SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Anal. Chem.*, 28: 350-356, 1956.
- ENRÍQUEZ, S, DUARTE, C. M., SAND-JENSEN, K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, 94: 457-471, 1993.
- GALE, P. M., REDDY, K. R., GRAETZ, D. A. Mineralization of sediment organic matter under anoxic conditions. *J. Environ. Qual.*, 21: 394-400, 1992.
- HOHMANN, J., NEELY, R. K. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. *Aqua. Bot.*, 46: 17-33, 1993.
- JEWELL, W. J. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, 43: 1457-1467, 1971.
- JORGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modelling.** Developments in Environmental Modelling, 9. Elsevier. Amsterdam, 1986. 389pp.

- KOK, C. J., Van der VELDE, G. The influence of selected water quality parameters on the decay rate and exoenzymatic activity of detritus of *Nymphaea alba* L. floating leaf blades in laboratory experiments. *Oecologia*, 88: 311-316, 1991.
- LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas: cinética química aplicada**. vol. 1. Edgard Blucher. São Paulo, 1986. 211pp.
- LUSH, D. L., HYNES, H. B. N. The formation of particles in freshwater leacheates of dead leaves. *Limnol. Oceanog.*, 18:968 - 977, 1973.
- MINDERMANN, G. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *J. Ecol.*, 56: 355-562, 1968.
- MOORE Jr., P. A., REDDY, K. R., GRAETZ, D. A. Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply. *J. Environ. Qual.*, 21: 387-393, 1992.
- OGBURN, R. W., BREZONIK, P. L., DELFINO, J. J. Effect of pH on phosphorus release during macrophyte (*Eleocharis* sp.) decomposition. *Water Resour. Bull.* 23: 829-832, 1988.
- RAMANATHAN, M, GAUDY Jr., A. F. Studies on sludge yield in aerobic systems. *J. Water. Pollut. Control Fed.* 44: 441-450, 1972.
- RICE, D. L., TENORE, K. R. Dynamics of carbon and nitrogen during the decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13: 681-690, 1981.
- SOROKIN, Y. I., KADOTA, H. **Techniques for the assessment of microbial production and decomposition in fresh waters**. IBP nº 23. Blackwell. Oxford, 1972. 112pp.
- STUMM, W., MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry**. Wiley/Interscience. New York, 1981. 780pp.
- SWIFT, M. J., HEAL, D. W., ANDERSON, J. M. **Studies in ecology-decomposition in terrestrial ecosystems**. Blackwell. Oxford, 1979. 371pp.

- THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters.** Nijhoff/Junk Po., Neterlands, 1985. 497p.
- TOLEDO, A. P. P. **Contribuição ao estudo físico-químico de ácido húmico extraído de sedimento.** Dissertação de Mestrado. Depto. de Química, USP, São Paulo, 1973.
- TWILLEY, R. R., EJDUNG, G, ROMARE, P., KEMP, W. M. A comparative study of decomposition and nutrient release for selected aquatic plants occuring in an estuarine environment. *Oikos*, 47: 190-198, 1985.
- WETZEL, R. G. **Limnology.** Saunders. Philadelphia, 1983. 767pp.

Sistema de Avaliação, Classificação e Monitoramento da Qualidade das Águas de Reservatórios do Estado do Paraná

Lilian Fornarolli-Andrade
Christine Fonseca Xavier
Renato Fernando Brunkow
Instituto Ambiental do Paraná

Marlies Treuersch
Deutsche Gesellschaft fuer Technische Zusammenarbeit (GTZ)

Resumo – O Instituto Ambiental do Paraná - IAP, órgão estadual de meio ambiente, em cooperação técnica com o governo alemão, através de Deutsche Gesellschaft fuer Technische Zusammenarbeit (GTZ) celebrado em 1987, vem habilitando-se técnica e administrativamente na avaliação de Impactos Ambientais de Barragens. Como parte deste Programa, está sendo desenvolvido um método padrão, racional e de baixo custo, para avaliação e monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná. O produto final deste trabalho será a classificação da qualidade das águas dos reservatórios, de acordo com seus graus de comprometimento, definidos através das suas características físicas, químicas, biológicas e hidrodinâmicas.

Abstract – The Environmental Institute of Parana (Instituto Ambiental do Parana - IAP) an environmental agency belonging to the state of Parana, in a technical cooperation agreement signed with the German Government, through the Deutsche Gesellschaft fuer Technische Zusammenarbeit (GTZ), in 1987, has been preparing itself technically and administratively to assess Environmental Impact of dams reservoirs. As part of the program, a standard, rational, low-cost method is being developed to assess and monitor water quality in the reservoirs in the state of Parana. The final product of this study will be the classification of water quality in reservoirs, according to degree of involvement, defined by physical, chemical, biological and hydrodynamic characteristics.

1. Objetivos

– Implantar uma rede de monitoramento racional e de baixo custo, apropriada a um órgão estadual de meio ambiente, para definir as principais características dos corpos d'água, possibilitando a avaliação e classificação dos mesmos.

– Detectar as principais tendências do meio ambiente aquático

– Subsidiar o estabelecimento de regras alternativas de manejo de reservatórios visando a conservação e ou recuperação da qualidade das águas.

– Elaborar e publicar um mapa temático do Estado do Paraná mostrando as diferentes classes de qualidade de água dos reservatórios de acordo com seus respectivos graus de comprometimento, em diferentes padrões de cores.

– Manter este mapa atualizado através da operação de uma rede de amostragem.

– Divulgar este mapa a autoridades governamentais subsidiando a alocação de recursos com o propósito de conservar e ou melhorar os recursos hídricos do estado.

– Divulgar este mapa para o público em geral estimulando sua participação na supervisão e conservação da qualidade das águas.

– Fornecer critérios limnológicos básicos como subsídio para Estudos de Impactos Ambientais na construção de barragens no Estado do Paraná.

2. Estratégias para Avaliação da Qualidade das Águas

O método estabelecido para este monitoramento apresenta o mínimo necessário para o conhecimento das principais características limnológicas de cada reservatório, determinando principalmente as condições da qualidades das águas.

As variáveis a serem monitoradas e os métodos utilizados foram escolhidos cuidadosamente para assegurar uma avaliação da qualidade das águas de forma mais eficiente possível.

3. Estações de Amostragem

A localização das estações foi estabelecida levando em consideração a compartimentalização dos reservatórios. Para tanto, foi escolhida a região lacustre, normalmente mais larga e profunda. A estação de amostragem foi estabelecida na região próxima a barragem, sem todavia sofrer a influência direta das turbinas e vertedouro.

4. Frequência de Amostragem

A frequência de amostragem foi determinada levando em consideração as principais variações climáticas e hidrológicas que podem caracterizar os períodos de melhor ou pior condições das águas, como por exemplo a ocorrência de gradientes verticais ou processos de mistura.

Uma rede de monitoramento semestral foi adotada, devido a existência de duas estações climáticas bem caracterizadas no Estado do Paraná: verão e inverno.

É importante destacar que este monitoramento não deve ser realizado em períodos hidrológicos atípicos, como por exemplo períodos de cheia ou estiagem, porque esta situação não representa as condições normais dos corpos d'água.

5. Tempo de Amostragem

As amostras são coletadas entre as 10 horas da manhã e 14 horas da tarde, quando a biodinâmica dos corpos d'água é máxima.

6. Profundidades Amostradas

Conhecendo-se a estrutura vertical do corpo d'água, obtidas de uma série de medições detalhadas de temperatura, oxigênio dissolvido e saturação, utilizando-se equipamentos de campo da WTW e transparência (disco de Secchi em metros), as variáveis químicas e biológicas, são amostradas em duas diferentes profundidades, como segue:

6.1. Profundidade I

Camada da zona eufótica com 40% de luz incidente, onde teoricamente a taxa fotossintética é máxima, representando a camada de produção do corpo d'água.

$$\text{Profundidade I} = Z_{SD} \cdot 0,54$$

Onde:

Z_{SD} = disco de Secchi em metros

0,54 = fator para cálculo da intensidade luminosa, a partir das leituras do disco de Secchi, correspondente a 40% da luz incidente.

6.2. Profundidade II

Profundidade média da zona eufótica, representando a camada de decomposição do corpo d'água.

$$\text{Profundidade II} = (Z_{\max} + Z_p)/2$$

Onde:

Z_{\max} = Profundidade máxima no local de coleta

Z_p = Profundidade da zona fótica (disco de Secchi.3)

Eventualmente é coletada uma terceira amostra da coluna d'água, na metade da zona anóxica, quando existir tal situação e quando a profundidade II não coincidir com a zona anóxica.

7. Variáveis de Qualidade de Água

As variáveis de qualidade de água foram selecionadas levando-se em consideração os objetivos deste programa, sua eficiência e custos mais acessíveis.

7.1 Parâmetros físicos e químicos

Parâmetros	Unidades	Campo/labor.	Profundidades
Transparência	d. Secchi - m	campo	zona eufótica
Temperatura	°C	campo	coluna d' água
Oxigênio Dissolvido	O ₂ - mg. l ⁻¹	campo	coluna d' água
Saturação de O.D.	%	campo	coluna d' água
pH	unidades	campo	I e II
Condutividade	us. cm ⁻¹	campo	I e II
Alcalinidade	CaCO ₃ mg. l ⁻¹	labor.	I e II
Turbidez	NTU	labor.	I e II
Fósforo Total	P - ug. l ⁻¹	labor.	I e II
N. Org. Total	N - mg. l ⁻¹	labor.	I e II
Nitrato	N - mg. l ⁻¹	labor.	I e II
N. Amoniacal	N - mg. l ⁻¹	labor.	I e II
Nitrito	N - mg. l ⁻¹	labor.	I e II
Resp. Susp. Totais	mg. l ⁻¹	labor.	I e II
DBO ₅	O ₂ - mg. l ⁻¹	labor.	I e II
DQO	O ₂ - mg. l ⁻¹	labor.	I e II
Clorofila a	mg. m ³	labor.	I e II

7.2 Parâmetros biológicos

Fitoplâncton	composição de espécies	labor.	zona eufótica
Zooplâncton	composição de espécies	labor.	até 25 m

7.3 Parâmetros hidrológicos e morfológicos

Tempo de Resistência	dias
Área Inundada	Km ²
Volume	m ³
Profundidade Máxima	m
Profundidade Média	m

8. Classificação da Qualidade das Águas de Reservatórios

Para atingir os objetivos deste programa de avaliação, desde 1989 até 1993, 19 reservatórios foram pesquisados, sendo que os dados foram armazenados em um banco de dados.

Análises estatísticas realizadas com estes dados mostraram que as variáveis mais relevantes para a avaliação da qualidade das águas são:

- Déficit de oxigênio dissolvido;
- Fósforo total;
- Transparência;
- Clorofila a;
- Nitrogênio total inorgânico;
- DQO;
- Tempo de residência; e
- Profundidade média.

Para cada uma das variáveis acima foram calculados percentuais de 10, 25, 50, 75 e 90 %, o que resultou numa matriz de classificação de qualidade de água, com seis classes.

Além destas variáveis, a comunidade fitoplanctônica também é considerada nesta matriz.

A classe de qualidade de água de um determinado reservatório, é dada pela classe na qual ele se enquadra com maior frequência, considerando-se todos os parâmetros da matriz.

Uma outra maneira de classificar um determinado reservatório é calculando-se o índice de qualidade de água de reservatórios (IQAR), que é um indicador de classe de qualidade de água, obtido através das variáveis selecionadas, com seus respectivos enquadramentos nas diversas classes da matriz e seu grau de importância.

O IQAR é calculado como segue:

$$IQAR = \sum_{i=1}^n (q_i \cdot w_i)$$

Onde:

q_i = classe de qualidade de água em relação a variável "i"
(q_i varia de 1 a 6 que são as seis classes de qualidade de água)

w_i = peso atribuído à variável "i", de acordo com seu grau de importância

Tabela 1. Pesos Atribuídos aos Parâmetros Usados no IQAR.

Parâmetro (i)	Peso (w _i)
Déficit de oxigênio dissolvido	0,17
Clorofila a	0,15
Transparência	0,12
Fósforo total	0,12
Nitrogênio total inorgânico	0,08
DQO	0,12
Tempo de residência	0,10
Profundidade média	0,06
Comunidade fitoplanctônica	0,08

Para cada amostragem realizada é calculado um IQAR parcial. A média dos quatro índices parciais obtidos ao longo de dois anos consecutivos dará o IQAR final e a classe do reservatório.

É importante destacar que dois reservatórios de características numericamente similares poderão aparecer em diferentes classes, porém vizinhas.

Tabela 2. Matriz de Qualidade de Água de Reservatórios

Classes/ Variáveis	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV	Classe V	Classe VI
Déficit de Oxig. Dis. (%)	< 5	6 - 20	21 - 35	36 - 50	51 - 70	> 70
Fósforo total (P - ug. 1 ⁻¹)	< 10	11-25	26 - 40	41-85	86 - 210	> 210
N. Tot. Inorg. (N - mg. 1 ⁻¹)	< 0,05	0,06 - 0,15	0,16 - 0,25	0,26 - 0,60	0,61 - 2,00	> 2,00
Clorofila a (mg. m ⁻³)	< 1,5	1,5 - 3,0	3,1 - 5,0	5,1 - 10,0	11 - 32	> 32
Disco Secchi (m)	> 3,0	3,0 - 2,3	2,2 - 1,2	1,1 - 0,6	0,5 - 0,3	< 0,3
DQO (O ₂ - mg. 1 ⁻¹)	< 3,0	4 - 5	6 - 8	9 - 14	15 - 30	> 30
Tempo de Residência (dias)	< 10	11 - 40	41 - 120	121 - 365	366 - 550	> 550
Profundidade média (m)	> 35	34 - 15	14 - 7	6 - 3,1	3 - 1,1	< 1
Fitoplâncton (ocorrência)	*	*	**	***	****	*****

*: sem predominância de espécies

** : predominância ocasional de espécies

***: ocorrência de florações ocasionais

****: ocorrência de florações frequentes

*****: ocorrência de florações frequentes e permanentes

9. Definição das Classes de Qualidade das Águas para os Reservatórios do Estado do Paraná

9.1. Classe I - Não poluído a muito pouco poluído

- Corpos d'água saturados de oxigênio;
- Pobres em nutrientes;
- Concentração de matéria orgânica muito baixa;
- Alta transparência das águas;
- Densidade de algas muito baixa;
- Baixo tempo de residência;
- Grande profundidade média.

9.2. Classe II - Pouco poluído

- Pequena depleção de oxigênio dissolvido;
- Corpos d'água com pequenas cargas de nutrientes e matéria orgânica;
- Transparência das águas relativamente alta, considerando-se as características regionais;
- Baixa densidade de algas;
- Baixo tempo de residência das águas e/ou grande profundidade média.

9.3. Classe III - Moderadamente poluído

- Depleção de oxigênio dissolvido considerável, podendo ocorrer camadas anóxicas próximo ao fundo;
- Cargas de nutrientes e matéria orgânica consideráveis;
- Transparência das águas limitada por matéria orgânica e/ou inorgânica;
- Grande variedade e densidade de espécies de algas, sendo algumas delas predominantes;
- Tendência moderada a eutrofização devido ao tempo de e residência das águas e/ou profundidade média.

9.4. Classe IV - Criticamente poluído

- Corpos d'água com cargas de matéria orgânica capazes de produzir depleção crítica de oxigênio dissolvido;
- Possibilidade de ocorrer mortandade de peixes durante os curtos períodos de deficiência de oxigênio;
- Ocorrência ocasional de florações, com alta tendência a eutrofização;
- Altas cargas de nutrientes e ocorrência de reciclagem;
- Baixa transparência das águas relacionada principalmente com as altas densidades de algas.

9.5. Classe V - Muito poluído

- Corpos d'água com altas cargas de matéria orgânica;
- Alto déficit de oxigênio;
- Altas cargas de nutrientes e ocorrência de processos de reciclagem;
- Corpos d'água eutrofizados;
- Ocorrência freqüente de florações, limitando a transparência das águas;
- Possibilidade de ocorrência de mortandade de peixes;

9.6. Classe VI - Extremamente poluído

- Corpos d'água com condições de vida substancialmente restritas, em função de poluição muito severa por substâncias orgânicas e outras consumidoras de oxigênio;
- Ocorrência ocasional de depleção total do oxigênio dissolvido;
- Cargas muito altas de nutrientes com alta taxa de reciclagem;
- Corpos d'água hipereutrofizados, com algas cobrindo toda a superfície do reservatório.

Ecosystemas Aquáticos: diagnóstico por biomonitoramento

Denise Navas-Pereira

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, SP/Brasil

Resumo – A qualidade ambiental de um ecossistema aquático pode ser determinada através de sua caracterização física, química ou biológica. De maneira ideal, deve-se abordar todos estes aspectos, de forma a se obter um amplo espectro de informações, a serem utilizadas no monitoramento ambiental, aplicando-se, assim, à avaliação da efetividade das medidas de controle da poluição e, conseqüentemente, ao adequado gerenciamento do uso das águas. Os resultados obtidos através do uso de indicadores biológicos e biomonitores, em diversos ecossistemas aquáticos do Estado de S. Paulo, assim como de análises integradas, permitiram constatar que a qualidade dessas águas, apesar de variar ao longo de sua extensão, são, de modo geral, inadequadas para a vida aquática, além de poder apresentar problemas para os sistemas de águas para abastecimento público e quanto à qualidade de organismos para consumo humano. Todos estes resultados demonstram a importância da utilização da comunidade biológica como instrumento complementar no monitoramento da qualidade de ecossistemas aquáticos, e a necessidade de se implementar sua utilização, na forma de uma rede de biomonitoramento, a ser definida com base em estudos específicos, já elaborados ou a serem executados. Neste aspecto, a avaliação das diversas metodologias existentes, de índices biológicos, e sua adaptação, caso necessário, às condições regionais, demonstra-se necessária, a fim de se dispor de ferramentas variadas, utilizando-se os diversos tipos de comunidades (planctônica, bentônica, a ictiofauna e o perifíton), além dos níveis de bioacumulação nos organismos, e associando-se também os testes de toxicidade e as análises integradas, para fornecer subsídios ao manejo de águas interiores.

Abstract – The environmental quality of an aquatic ecosystem can be determined by its physical, chemical or biological description. Ideally, all these aspects should be dealt with to obtain a broad range of information to be used in environmental monitoring and thus applicable to the assessment of effectiveness of pollution control measures, and, consequently, to appropriate water use management. The results achieved by using biological indicators and biomonitors, in several aquatic ecosystems in the state of Sao Paulo, besides integrated analyses, allowed the finding that, although the quality of these waters varies throughout their course, they are usually inappropriate for aquatic life, besides the possibility of causing problems in public water supply systems, and regarding the fitness of organisms for human consumption. All these results show the importance of using the biological community as a complementary tool in monitoring the quality of aquatic ecosystems, and the need to implement their use, in the form of a biomonitoring network, to be defined based on specific studies which have already been or are to be carried out. From this standpoint, the assessment of different existing methodologies, biological indices, and their adaptation, if required, to regional conditions, is necessary to have different types of tool available, using the various types of communities (planktonic, benthic, ichthyofauna and periphyton), besides the levels of bioaccumulation in the organisms, and also associating the toxicity tests and integrated analyses to supply information for inland water management.

1. Introdução

A qualidade ambiental de um ecossistema aquático pode ser determinada através de sua caracterização física, química ou biológica. De maneira ideal, deve-se abordar todos estes aspectos, de forma a se obter um amplo espectro de informações a serem utilizadas no monitoramento ambiental, aplicando-se, assim, à avaliação da efetividade das medidas de controle da poluição e, conseqüentemente, ao adequado gerenciamento do uso das águas.

A avaliação da qualidade das águas através de sua caracterização física e química tem sido bastante utilizada, tradicionalmente, por possuir métodos de análise simples e de baixo custo, para alguns parâmetros mais comuns, não requerendo, na maioria das vezes, mão de obra altamente especializada; além disso, muitas vezes por total desconhecimento, considerava-se a caracterização biológica como muito complexa e de custo elevado, requerendo sempre mão de obra altamente qualificada para sua execução. No entanto, ao longo dos anos, os estudos biológicos se revelaram de fundamental importância na avaliação da qualidade ambiental, e estão sendo cada vez mais utilizados, especialmente em países mais desenvolvidos.

Os métodos biológicos são baseados na utilização da comunidade aquática como indicadora da qualidade do ambiente. Devido a algumas características intrínsecas à biota, sua utilização em estudos ecológicos oferece vantagens importantes sobre as medições químicas, tais como exposição prolongada a todas as variações de parâmetros ambientais, fornecendo portanto uma resposta integrada; por outro lado, os dados químicos são instantâneos, requerendo um grande número de medições para uma determinação precisa, ao passo que a biota apresenta diferentes sensibilidades e taxas de recuperação (dependendo da espécie e dos ciclos de vida), e capacidade de concentrar e armazenar substâncias em seus tecidos (muitas vezes tais substâncias não são detectadas no ambiente por meios químicos).

A utilização de diversos índices para determinar quantitativamente o impacto da poluição sobre as comunidades aquáticas tem sido bastante comum, desde o trabalho desenvolvido por WILHM & DORRIS (1966). Nenhum índice tem se mostrado totalmente efetivo, na medição dos efeitos da poluição sobre os ecossistemas aquáticos numa ampla gama de condições. Contudo, os índices podem facilitar

a interpretação de conjuntos de dados gerados durante o biomonitoramento da qualidade da água.

Outro método para avaliar a qualidade ambiental é o que utiliza os organismos como indicadores do nível de contaminação de compostos persistentes, tais como metais pesados e diversos compostos orgânicos. Para tanto, utiliza-se o teor dessas substâncias, que são bioacumuladas nos tecidos de organismos maiores, como os peixes, ou macrófitas, por exemplo, para determinar presença de algumas delas que, muitas vezes, não podem ser detectadas simplesmente pela análise química da água, por estar em níveis inferiores ao limite de detecção de equipamentos de análises químicas. O mercúrio, por exemplo, pode estar presente, na água, em concentrações que permitem o enquadramento do ambiente como adequado para abastecimento público; entretanto, se for efetuada sua determinação nos peixes, é possível encontrar valores indicativos de sua bioacumulação, atingindo, algumas vezes, níveis superiores ao limite máximo permissível para consumo humano (CETESB, 1980a, 1986a).

A Ecotoxicologia Aquática também tem contribuído de modo relevante no biomonitoramento da qualidade dos ecossistemas aquáticos. Os testes de toxicidade, muitas vezes simples e de baixo custo, constituem-se em valioso instrumento para o diagnóstico da qualidade ambiental, revelando, com freqüência, uma qualidade inadequada, não detectável por métodos físicos e químicos, além de revelar a ação integrada de múltiplos fatores sobre a vida aquática.

Desde o final da década de 70, a CETESB vem desenvolvendo estudos em diversos rios e represas do Estado de S. Paulo, utilizando diversas variáveis relativas à caracterização biológica e biomonitoramento, sendo os resultados apresentados e discutidos neste trabalho.

2. Materiais e Métodos

Os projetos desenvolvidos em diversos ambientes de águas continentais no Estado de São Paulo incluem a análise das comunidades planctônicas, bentônicas e da ictiofauna, seguindo-se, para a coleta das amostras, os procedimentos estabelecidos nas Normas Técnicas CETESB (1978) e no "Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água" (CETESB, 1988a).

As análises biológicas seguiram as Normas CETESB (1978), assim como os testes de toxicidade (CETESB, 1986b, 1988). Na análise dos dados referentes às comunidades aquáticas, foram utilizados: para bentos, o Índice Biótico (TUFFERY & VERNEAUX, 1968) e o Índice de Comparação Sequencial (CAIRNS *et al.*, 1968, 1971); para plâncton, o Índice de Saprobidade (SLÀDECEK, 1976).

Os resultados referentes à bioacumulação em peixes e macrófitas foram comparados com dados de referência; no caso de peixes, considerou-se, para comparação, os limites máximos permissíveis para consumo humano, existentes na legislação brasileira ou de outros países.

3. Resultados

Na Figura 1 representa-se os ecossistemas aquáticos do Estado de São Paulo nos quais foi efetuado o diagnóstico utilizando-se índices biológicos. Os resultados da aplicação dos diversos índices constam da Tabela 1.

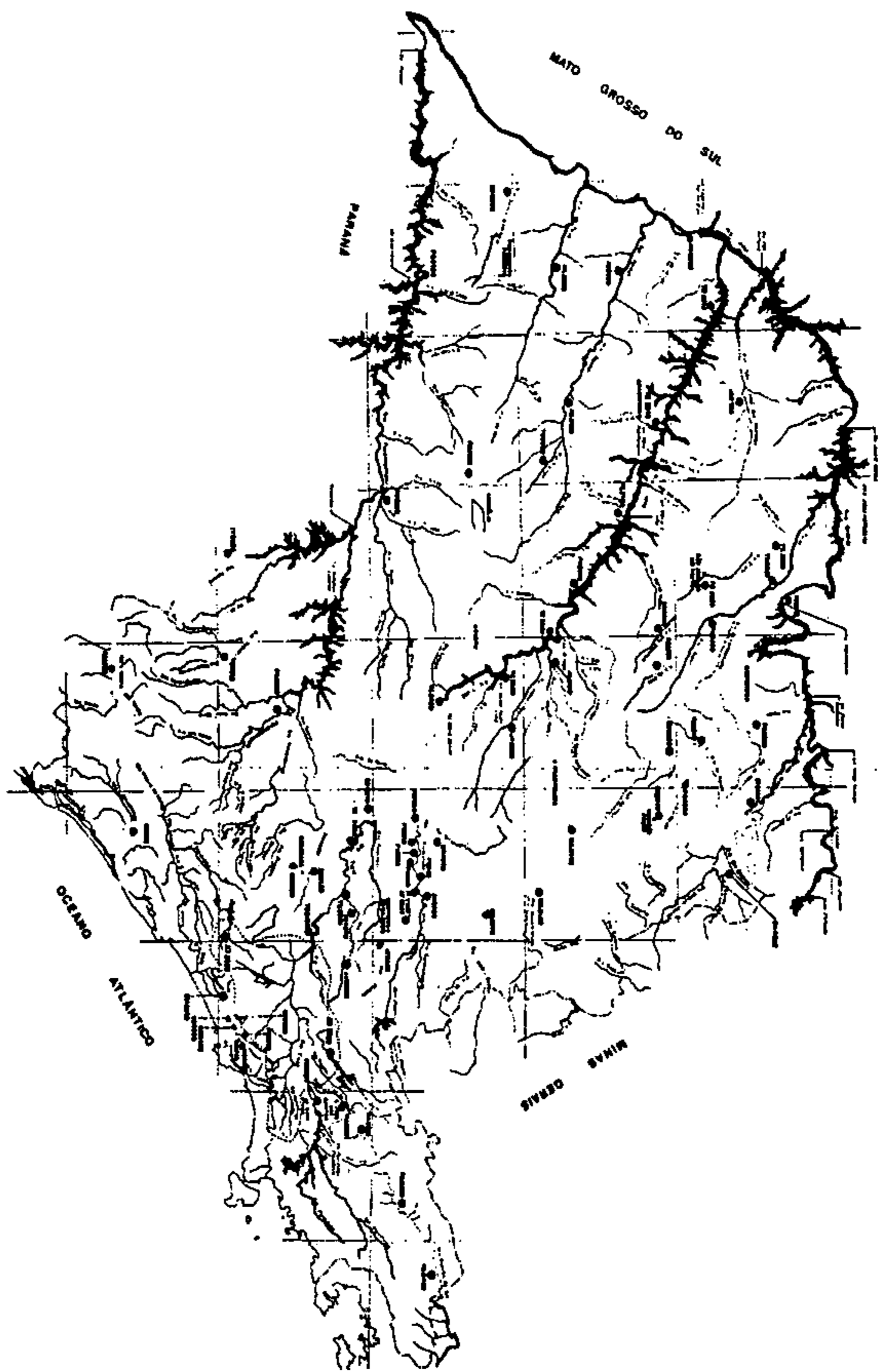


Figura 1. Ecossistemas aquáticos do Estado de São Paulo, em que foram aplicados índices biológicos (em destaque cinza).

Tabela 1. Avaliação de ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo, utilizando-se Índices Biológicos.

Local	Comunidade analisada	Método	Limites de variação	Referências
Rio Atibaia	bentos	ICS IB	0 - 8.48 1 - 7	Johnscher-Fomasaro et al., 1981
Rio Mogi-Guaçu	fitoplâncton	IS	1.71 - 2.25	CETESB, 1980a
	zooplâncton	IS	1.10 - 2.25	
	bentos	ICS	0 - 4.78	
Rio Pardo	fitoplâncton	IS	1.54 - 2.20	CETESB, 1980a
	zooplâncton	IS	1.06 - 2.08	
	bentos	ICS	0 - 8.70	
Rio Sorocaba	fitoplâncton	IS	1.34 - 2.16	CETESB, 1980b
	zooplâncton	IS	1.14 - 2.12	
	bentos	ICS	0 - 6	
Rio Cubatão	bentos	ICS IB	0.001 - 3.33 0 - 4	Johnscher-Fomasaro & Zagatto, 1987
Rio Ribeira	bentos	ICS IB	0.66 - 14.35 2 - 7	Henrique-Marcelino & Johnscher-Fomasaro (no prelo)
Res. Taiaçupeba	fitoplâncton	IS	1.70 - 2.61	CETESB, 1980c
	zooplâncton bentos	IS	1.65 - 1.98 1 - 6	
Rep. B. Bonita*	fitoplâncton	IS	1.36 - 2.09	CETESB (não publicado)
Rep. Billings*	fitoplâncton	IS	1.66 - 2.32	CETESB (não publicado)

Critérios:

ICS: <8=poluído; 8 a 12=semi-poluído; >12=em equilíbrio

IB: <5=poluído; >5=não poluído

IS: 0,50 a 1,50=oligossapróbico; 1,50 a 2,50=beta-mesosapróbico; 2,50 a 3,50=alfa-mesosapróbico

Com relação a estudos de bioacumulação, pode-se destacar os realizados nos rios Mogi-Guaçu, Cubatão, Ribeira de Iguape, e nos reservatórios de Barra Bonita e Billings (Tab. 2, Fig. 2).

Tabela 2. Avaliação de qualidade ambiental de alguns rios e represas do Estado de São Paulo, através da bioacumulação de metais em peixes.

Local	Metal	% de amostras acima do LPM		Referências
		musc.	visc.	
Rio Mogi-Guaçu	mercúrio	26,6	18,7	CETESB, 1980a
	cobre	-	0,4	
	zinco	1,5	10	
Rio Pardo	mercúrio	22,4	9,71	CETESB, 1980a
	cobre	-		
	zinco	0,3		
Rep. Barra Bonita	mercúrio	75	27,5	CETESB, 1986a
Rio Cubatão	mercúrio	5,6	-	CETESB, 1990
Rio Ribeira	chumbo	7,7-14,8	39-68,4	CETESB (em prep.)
	cádmio	0-2,2	11,3-24,7	
	zinco	1-5,2	58,2-66,2	
Rep. Billings	cádmio	-	1,1	CETESB (em prep.)
	chumbo	1,4	17,1	
	zinco	4,4	37,1	
	mercúrio	0,9	1,1	
	cobre	0,5	9,1	

LMP = limite máximo permissível para consumo humano

musc. = musculatura

visc. = vísceras

prep. = preparação

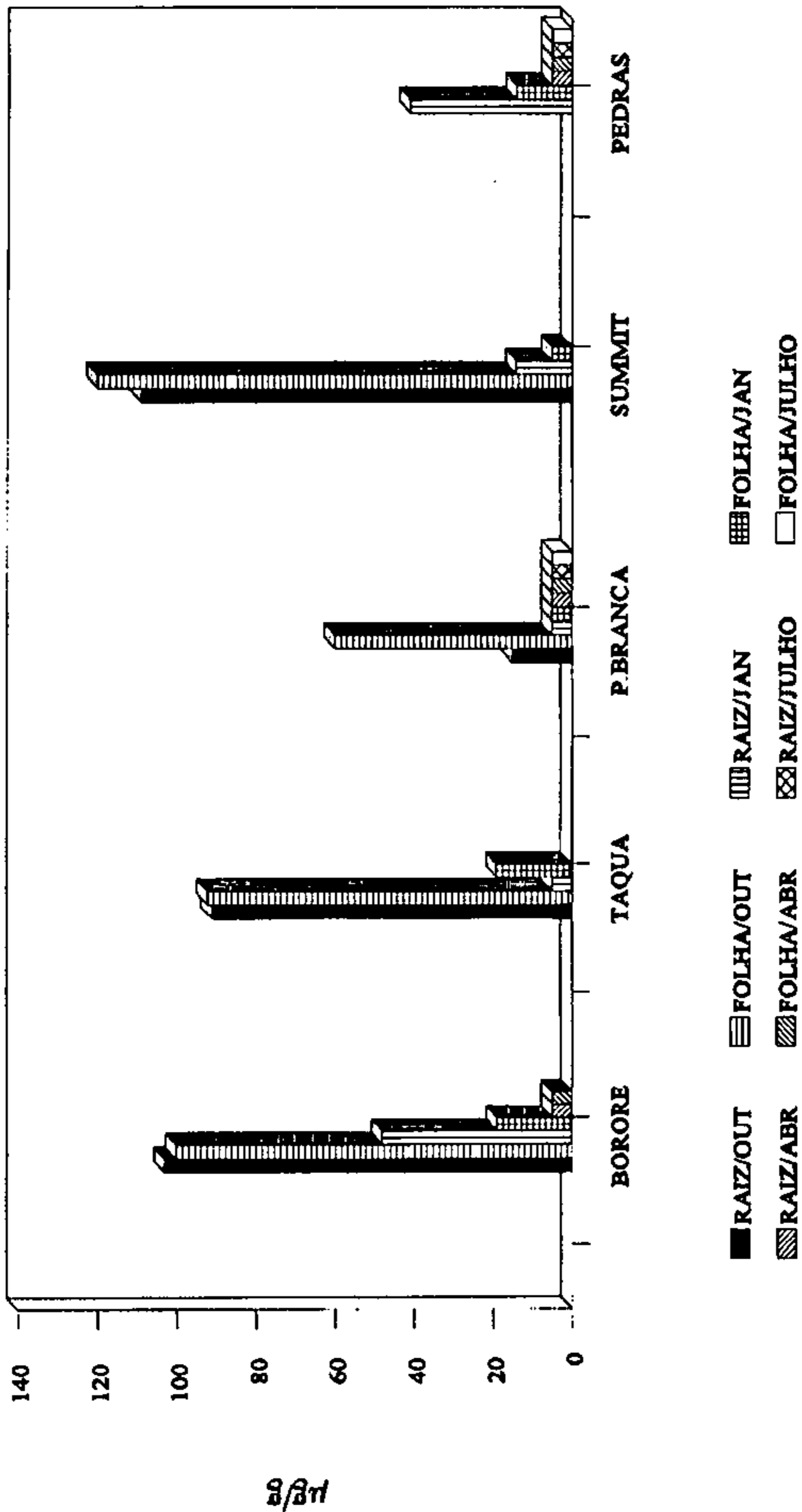


Figura 2. Teores de chumbo em Pistia stratiotes, coletada em diversos locais da represa Billings (seg. CETESB, em preparação).

Os testes de toxicidade foram utilizados, também, em vários desses estudos, como o executado no rio Atibaia, que se caracteriza pela presença de diversos lançamentos de esgotos domésticos, e efluentes líquidos de 11 unidades industriais pertencentes, principalmente, às categorias química e petroquímica (CETESB, 1992). Os resultados deste estudo estão representados na Figura 2. Atualmente, esses testes fazem parte da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas do Estado de S. Paulo (Fig. 3) (ZAGATTO & GHERARDI-GOMLDSTEIN, 1991).

QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO ATIBAIA [Toxicidade crônica]

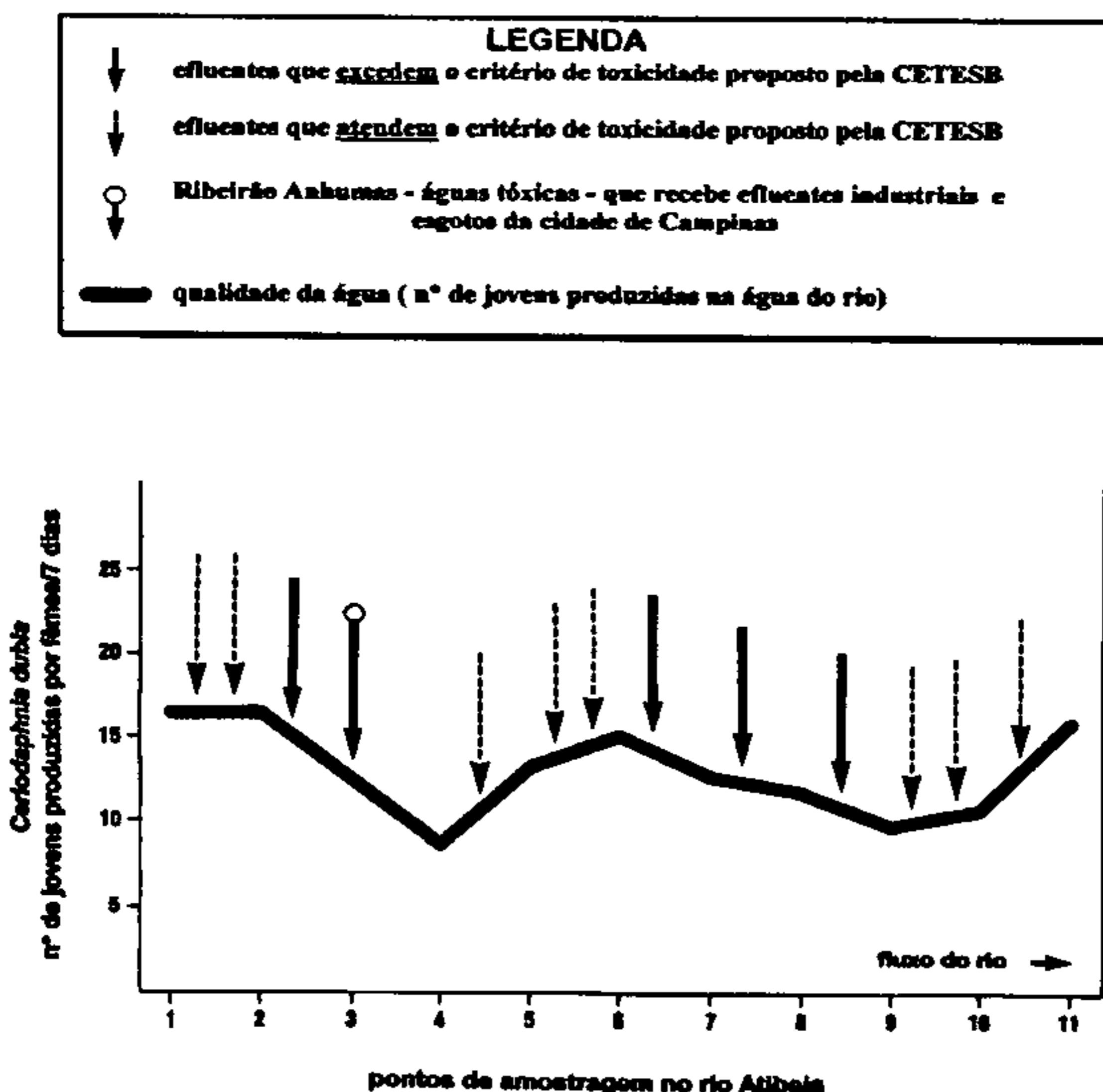


Figura 3. Qualidade da água no rio Atibaia, segundo os resultados dos testes de toxicidade crônica (seg. CETESB, 1992).

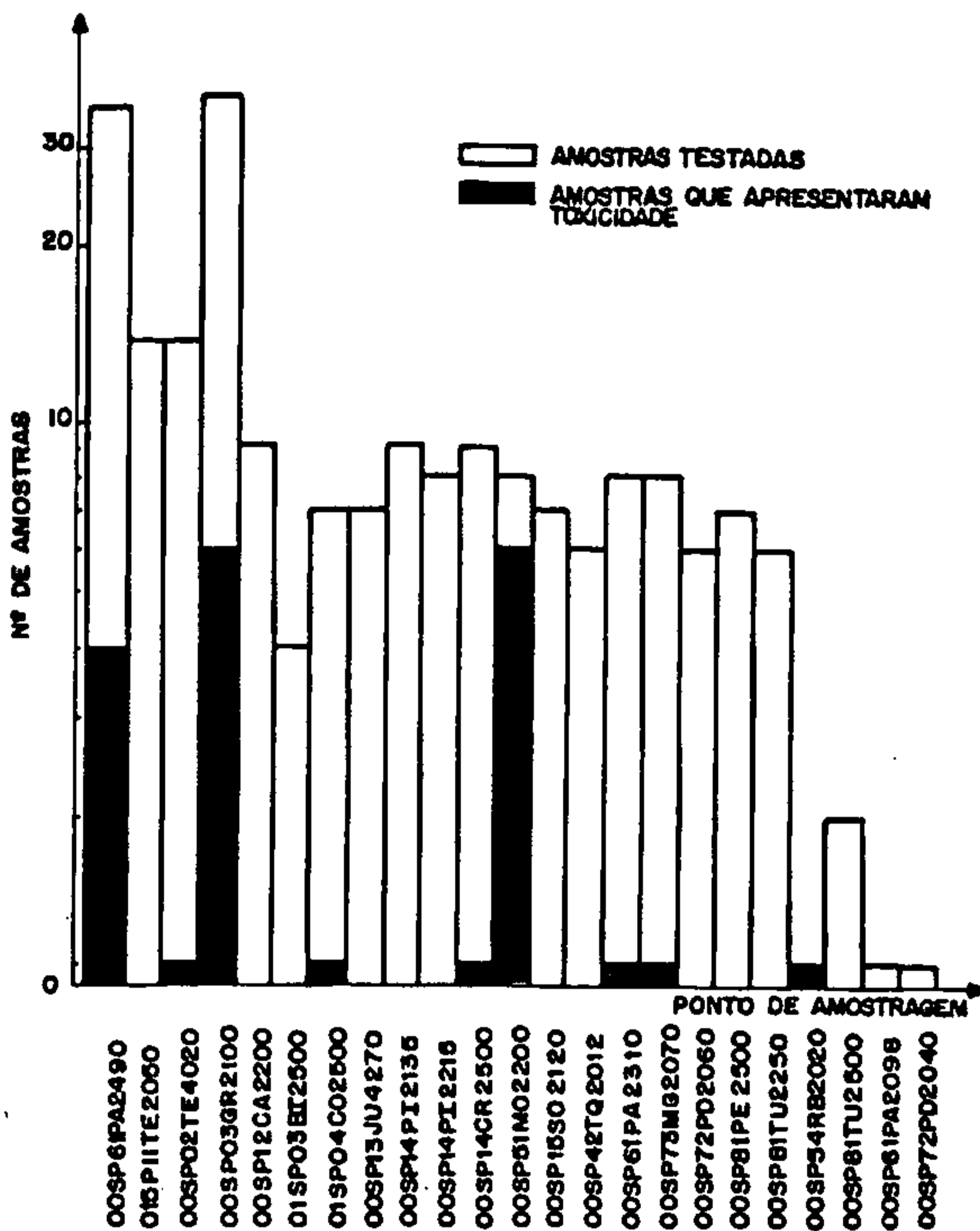


Figura 4. Número de amostras testadas e número de amostras que apresentaram toxicidade, nos diversos pontos de amostragem da Rede de Monitoramento de Águas Interiores do Estado de São Paulo (seg. ZAGATTO & GHERARDI-GOLDSTEIN, 1991).

Outra abordagem é a que integra diversos parâmetros - físico/químicos, biológicos e ecotoxicológicos, fornecendo uma resposta integrada, mais precisa, quanto à qualidade ambiental. Um trabalho pioneiro, neste sentido, foi o desenvolvido no rio Atibaia (CETESB, 1979) (Tab. 3). Outro foi o desenvolvido no rio Cubatão (CETESB, 1986c; JOHNSCHER-FORNASARO & ZAGATTO, 1987), relacionando os resultados de análises da comunidade bentônica com os testes de toxicidade e a contaminação das águas e sedimentos (Fig. 5).

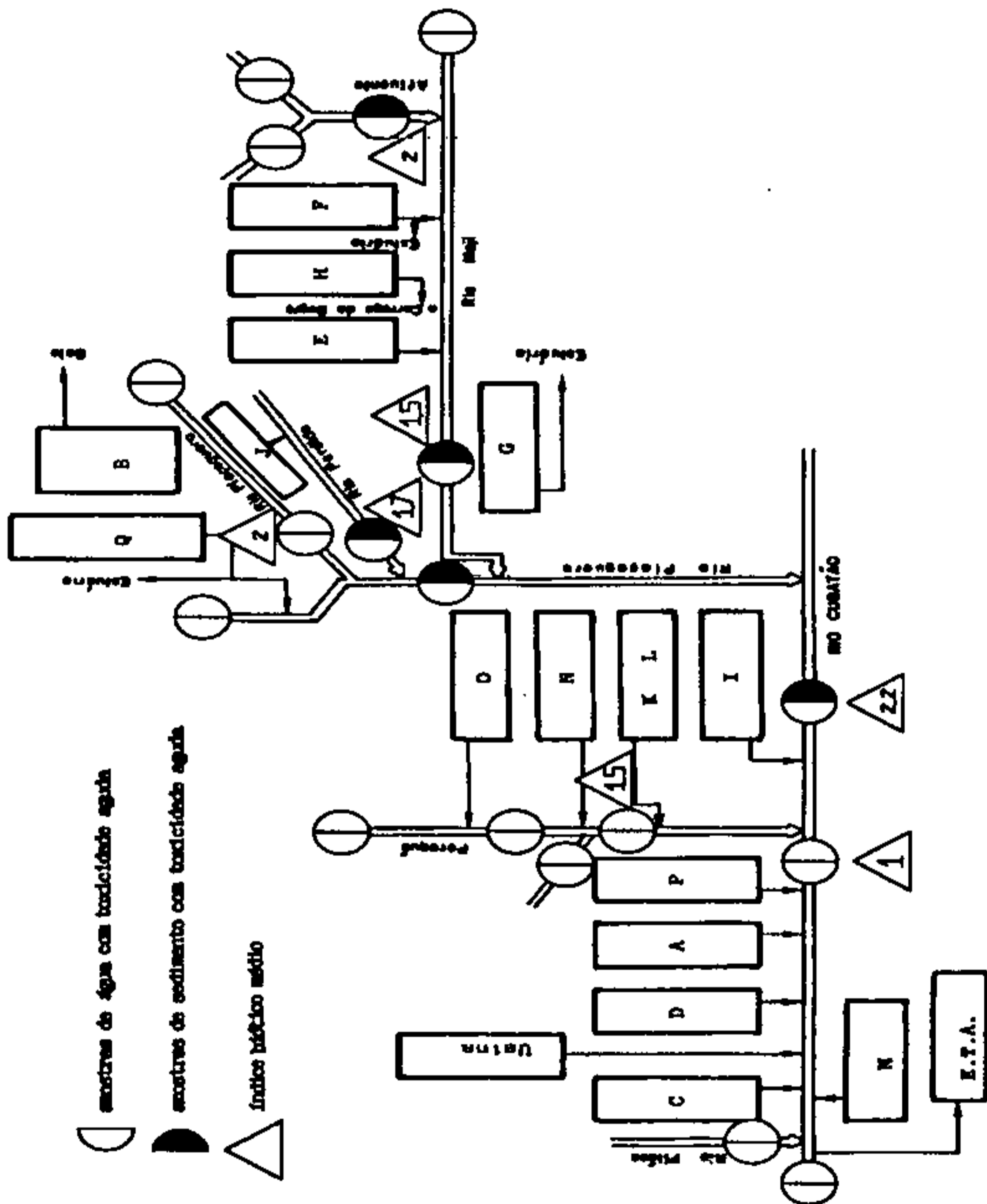


Figura 5. Diagrama unifilar do rio Cubatão, em que estão representados os resultados dos testes de toxicidade e da análise da comunidade bentônica (baseado em JOHNSCHER-FORNASARO & ZAGATTO, 1987).

Um trabalho que está atualmente em desenvolvimento é a aplicação do “método da tríade de qualidade do sedimento”, proposto por CHAPMAN *et al.* (1987), utilizado na interpretação dos dados obtidos no reservatório Billings (Fig. 6). Também está em fase de estudo a proposição de um novo índice de qualidade das águas, que agrega resultados de testes ecotoxicológicos às variáveis físico-químicas (Fig. 7).

Estado de São Paulo

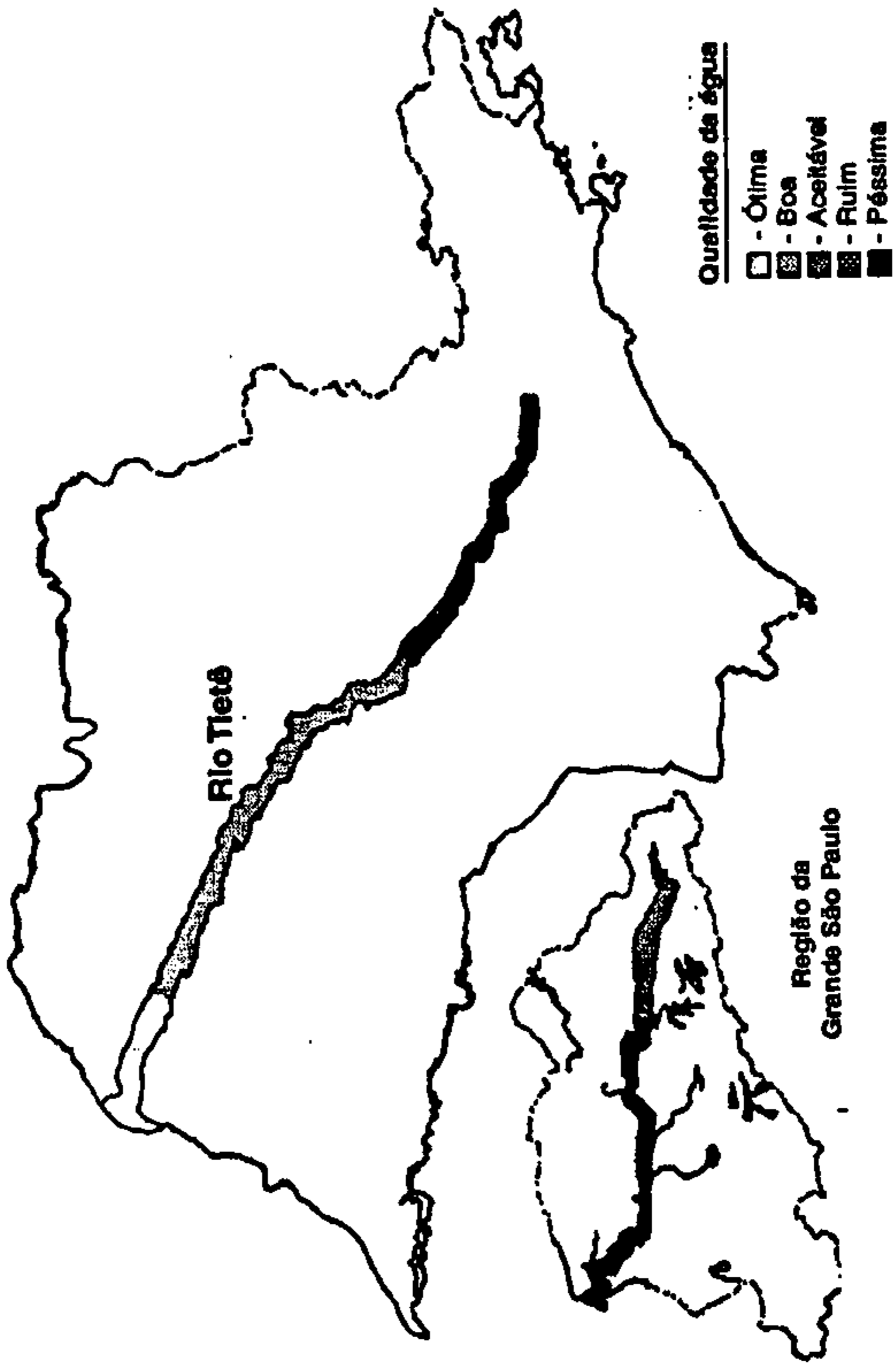


Figura 7. Índice de Qualidade das Águas, considerando variáveis físico-químicas e biológicas (testes de toxicidade) (seg. CETESB, em preparação).

I Seminário - Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

4. Discussão

A utilização das técnicas de biomonitoramento para avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos visa, principalmente, complementar as informações obtidas através de métodos físico/químicos. Diversos exemplos, entre os mencionados, reforçam o valor dessas técnicas.

Na Tabela 1, pode-se observar que a qualidade dos diversos ambientes estudados é, de modo geral, inadequada para a vida aquática. O ICS (Índice de Comparação Seqüencial), com valores em geral inferiores a 8, revela ambientes freqüentemente poluídos; entre 8 e 12, semi-poluídos; e, acima de 12, valor registrado apenas no rio Ribeira, ambientes em equilíbrio, segundo a comunidade bentônica. Resultados semelhantes são observados para o IB (Índice Biótico), no qual valores 5 indicam ambientes não poluídos, revelando, para o rio Cubatão, a má condição em todo o ambiente considerado. O IS (Índice de Saprobidade), aplicado ao fitoplâncton e ao zooplâncton, revela, na maioria dos casos, valores entre 1,5 e 2,5, enquadrando os ambientes estudados dentro das zonas -mesossapróbica, ou seja, com qualidade média das águas, apresentando dificuldades no tratamento.

A aplicação desses índices biológicos às comunidades planctônica e bentônica demonstra uma grande variação nos resultados e, portanto, na qualidade dos ecossistemas estudados, especialmente no que se refere à contaminação orgânica; a presença de substâncias tóxicas pode interferir nestes resultados, dificultando, algumas vezes, a sua interpretação.

Já a utilização de peixes como biomonitores de contaminação por substâncias persistentes (Tab. 2) revela esse outro aspecto, por se constituir num valioso instrumento adicional de avaliação de qualidade ambiental. No reservatório de Barra Bonita, por exemplo, os valores de metais na água raramente excederam os limites estabelecidos para águas de classe 2, estabelecidos pelo CONAMA (1986). No entanto, como se pôde verificar, os peixes acumularam teores de metais até acima do limite permissível para consumo humano. É importante, neste caso, enfatizar que esse limite serve para alertar a população para o consumo de peixes, servindo, também, como um indicador de referência da qualidade ambiental; no entanto, dados de literatura demonstram que níveis inferiores a esse limite já causam danos fisiológicos (bioquímicos) ao peixe, sendo, portanto, prejudiciais à

vida aquática. Valores de referência, como os utilizados neste trabalho, servem para reforçar o potencial de dano que essa contaminação causa ao equilíbrio das comunidades aquáticas e à saúde do ambiente, além de apresentar um risco à saúde humana.

As macrófitas também podem ser utilizadas como biomonitores de contaminação. O estudo de amostras coletadas na represa Billings, por exemplo (Fig. 2), revelou um decréscimo na bioacumulação de metais, com a diminuição do aporte de águas contaminadas para esse ambiente.

No caso do estudo ecotoxicológico efetuado no rio Atibaia, observou-se efluentes com vários níveis de toxicidade, sendo que os que não atendiam os critérios de toxicidade foram os que apresentaram elevado potencial para causar impacto no rio; além disso, um de seus afluentes (ribeirão Anhumas), em função de sua carga tóxica, impõe um impacto ao rio Atibaia maior e mais intenso do que muitos dos efluentes industriais (Fig. 3). Estes resultados indicaram que as águas do rio Atibaia, em alguns pontos, não apresentavam qualidade apropriada para manutenção e preservação da vida aquática, apesar do trecho estar enquadrado na classe 2, que prevê este uso, entre outros (CETESB, 1992).

Os testes de toxicidade já foram utilizados, também, na Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas, com amostras de diversos rios do Estado de S. Paulo (Fig. 4). Embora os parâmetros físico-químicos normalmente analisados estejam, na maioria, de acordo com os critérios estabelecidos, esta situação não exclui a possibilidade de que a água esteja inadequada a alguns dos usos múltiplos a que se possam se destinar, pois águas que apresentam toxicidade aguda indicam que as condições ambientais são inadequadas para a manutenção da vida aquática (ZAGATTO & GHERARDI-GOLDSTEIN, 1991). Em função desses resultados, a CETESB está desenvolvendo um novo índice de qualidade de água, que integra as variáveis físicas, químicas e biológicas, considerando em especial os resultados dos testes de toxicidade com organismos aquáticos. Esses testes foram introduzidos na rotina em 46 pontos da Rede Básica de Monitoramento da Qualidade das Águas. Num estudo de caso, foram analisados os dados de 16 pontos de amostragem de água no rio Tietê, sendo que os resultados preliminares da aplicação desse índice estão representados na Figura 7 (CETESB, em preparação).

O estudo pioneiro integrando diversos parâmetros, desenvolvido em 1979 no rio Atibaia, revelou a importância de se efetuar a análise conjunta das informações. Apesar de, algumas vezes, a fauna bentônica se apresentar em condições de equilíbrio (ponto 20, por exemplo), os organismos planctônicos predominantes pertencem a grupos resistentes à carga orgânica, refletindo ainda a presença de esgotos de locais situados a montante (ponto 27); a recuperação da fauna bentônica se deve, provavelmente, à condição de maior aeração das águas, nesse local. Esse tipo de análise foi efetuada para o rio como um todo, relacionando-se a causa das alterações detectadas com as influências a que cada local está sujeito (Tab. 3).

Tabela 3. Caracterização dos pontos do Rio Atibaia através de parâmetros biológicos (modificado de CETESB, 1979)

Pontos	Bentos	Fitoplâncton*	Zooplâncton*	Colimetria classe (CF)	Origem da contaminação fecal	Características dos pontos
29	em desequilíbrio	Clorofíceas (Dictyosphaerium spp.)	Rotíferos (hauptius)	4 a 3	indefinida	Detritos trazidos pelo Atibaia; águas velozes; fundo pedregoso; menor vazão
27	semi-poluído	Fitoflagelados (Euglena spp.)	Rotíferos (Euchlanis spp.)	4	indefinida, com possível interferência de resíduos industriais	Esgotos de Atibaia e despejos industriais; águas lentas; substrato lodoso
20	em equilíbrio	Fitoflagelados (Tabellaria spp.)	Rotíferos (B. calyciflorus)	1 a 2	animal	aeração das águas; sem despejos urbanos; início de mineralização
18	em equilíbrio	Fitoflagelados (Melosira granulata)	Rotíferos (Keratella spp.)	3 a 4	animal	ausência de despejos poluidores
17	em desequilíbrio	Fitoflagelados (Oscillatoria spp.)	Rotíferos (Keratella spp.)	4	indefinida, com possível interferência de resíduos industriais	vegetação marginal; águas velozes; lançamentos de despejos industriais; esgotos de Atibaia
16	semi-poluído	Fitoflagelados (Scenedesmus bijugatus)	Rotíferos (B. calyciflorus)	4	indefinida	muitos aguapés; sem despejos; águas menos velozes, devido à proximidade da barragem
14	em desequilíbrio	Clorofíceas (Oscillatoria spp.)	Rotíferos (Philodina spp.)	4 a 3	indefinida	águas aeradas; substrato pedregoso; sem despejos poluidores
13	semi-poluído	Clorofíceas (Melosira granulata)	Rotíferos (B. angularis)	4	humana	esgotos de Valinhos e Vinhedo; despejos industriais; extração de calcário
8	em desequilíbrio	Clorofíceas (Navicula spp.)	Rotíferos (Rotaria spp.)	4	humana	águas aeradas; despejos industriais e domésticos
5	semi-poluído	Diatomáceas (Sphaerocystis spp.)	Rotíferos (Nematoda)	4	humana	extração de areia; despejos de esgotos; sem despejos industriais; vegetação marginal
2	poluído	Clorofíceas (Chlorella spp.)	Rotíferos (Philodina spp.)	4	humana	despejos industriais; esgotos de Campinas; águas velozes; grande variação de OD
1	poluído	Fitoflagelados (leucoflagelados; Chlorella spp.)	Rotíferos (Rotaria spp.)	4	humana	despejos industriais; alta vazão; grande variação de OD; baixa velocidade das águas

* grupos predominantes; () espécies predominantes

No estudo realizado no rio Cubatão, os efeitos da poluição industrial sobre a qualidade das águas e sedimento foram evidenciados através da detecção de toxicidade de amostras localizadas a jusante de despejos industriais. A constatação destes efeitos foi também consubstanciada através de análise da estrutura e composição da macrofauna bentônica (CETESB, 1986c). A comparação entre os resultados das análises da comunidade bentônica com os dos testes de toxicidade permitiu a obtenção de um diagnóstico mais preciso, do ponto de vista biológico (Fig. 2) (JOHNSCHER-FORNASARO & ZAGATTO, 1987).

A aplicação do método da tríade de qualidade do sedimento aos dados obtidos com as análises do sedimento da represa Billings (Fig. 6) revela a importância da análise integrada de informações, obtendo-se, assim, uma resposta mais completa e precisa. Além de se considerar múltiplas variáveis físico-químicas (contaminantes), emprega-se também os resultados da análise da comunidade bentônica e de níveis de toxicidade, incluindo-se todos os organismos-teste utilizados. É, portanto, o método mais aprimorado, no momento, para se avaliar a qualidade do ambiente, utilizando-se o sedimento, que é um compartimento muito mais estável do que a água.

Com base nestas informações, pode-se constatar que a qualidade das águas dos rios e reservatórios estudados, apesar de variar ao longo de sua extensão, atingindo, algumas vezes, valores que enquadrariam cada um dos locais de amostragem em zonas semi-poluídas ou não poluídas, são, de modo geral, inadequadas para a vida aquática, além de poder apresentar problemas para os sistemas de águas para abastecimento público.

Todos estes resultados demonstram a importância da utilização da comunidade biológica como instrumento complementar no monitoramento da qualidade de ecossistemas aquáticos, e a necessidade de se implementar sua utilização, na forma de uma rede de biomonitoramento, a ser definida com base em estudos específicos, já elaborados ou a serem executados. Neste aspecto, a avaliação das diversas metodologias existentes, de índices biológicos, e sua adaptação, caso necessário, às condições regionais, demonstra-se necessária, a fim de se dispor de ferramentas variadas, utilizando-se os diversos tipos de comunidades (plactônica, bentônica, a ictiofauna e o perifíton), além dos níveis de bioacumulação nos organismos, e associando-se

também os testes de toxicidade e as análises integradas, para fornecer subsídios ao manejo de águas interiores.

5. Agradecimentos

Aos colegas da Divisão de Análises Hidrobiológicas da CETESB e respectivos Setores, que contribuíram valiosamente no fornecimento dos dados que serviram de base para o presente trabalho.

6. Referências Bibliográficas

- CAIRNS JR., J.; ALBAUGH, D.W.; BUSEY, F. & CHANAY, M.D. The sequential comparison index - a simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. *Jour. Water Pollu. Contr. Fed.* 40 (9): 1607-1613, 1968.
- CAIRNS JR., J. & DICKSON, K.L. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Jour. Water Pollu. Contr. Fed.* 43 (5): 755-772, 1971.
- CETESB, S. PAULO. Normalização Técnica NT-06 - Determinações Biológicas. S. Paulo, CETESB, 1978, s/p.
- CETESB, São Paulo. Programa Rio Atibaia: Estudos Biológicos. São Paulo, CETESB, 1979. Relatório Técnico, s.p.
- CETESB, São Paulo. Avaliação da situação atual de contaminação dos rios Mogi-Guaçu e Pardo e seus reflexos sobre as comunidades biológicas. São Paulo, CETESB, 1980a. Relatório Técnico, 3 vols.
- CETESB, São Paulo. Projeto Rio Sorocaba: estudos biológicos. São Paulo, CETESB, 1980b. Relatório Técnico, 31 p., 10 figs.
- CETESB, São Paulo. Levantamento preliminar das condições ecológicas do reservatório de Taiapuêba. São Paulo, CETESB, 1980c. Relatório Técnico, 51 p., 8 figs., 17 tabs. + anexos.

- CETESB, São Paulo. Níveis de contaminação na água, sedimento e peixes da represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê (São Paulo, Brasil). São Paulo, CETESB, 1986a. Relatório Técnico, 81 p. + anexos.
- CETESB, São Paulo. Água - Teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1786 (Cladocera, Crustacea). Norma Técnica L5.018. São Paulo, CETESB, 1986b. 27 p.
- CETESB, São Paulo. Avaliação da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão. São Paulo, CETESB, 1986c. Relatório Técnico, 2 vols.
- CETESB, São Paulo. Guia Técnico de Coleta e Preservação de amostras de água. S. Paulo, CETESB, 1988a. 150p.
- CETESB, São Paulo. Água - Avaliação da toxicidade crônica, utilizando *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 (Cladocera, Crustacea). Norma Técnica L5.022. São Paulo, CETESB, 1988b. 25 p.
- CETESB, São Paulo. Contaminantes na bacia do rio Cubatão e seus reflexos na biota aquática. São Paulo, CETESB, 1990. Relatório Técnico, 81 p. + anexos.
- CETESB, São Paulo. Estudo ecotoxicológico no rio Atibaia. S. Paulo, CETESB, 1992. Relatório Técnico, 21 p. + anexos.
- CHAPMAN, P.M.; DEXTER, R.N.; LONG, E.R. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37: 75-96, 1987.
- CONAMA, Brasília. Resolução CONAMA nº 20, de 18.06.86, publicada no DOU de 30.09.86. In: *Resolução CONAMA 1984-1986*. Brasília, SEMA, p. 72-89, 1986.
- HENRIQUE-MARCELINO, R. M. & JOHNSCHER-FORNASARO, G. Macrofauna bentônica do rio Ribeira de Iguape (São Paulo, Brasil): indicadores biológicos de poluição (no prelo).

- JOHNSCHER-FORNASARO, G.; PALOMBO, S.R.K.; NAVAS-PEREIRA, D. & MARTINS, M.T. Aplicação de índices biológicos numéricos para avaliação da qualidade ambiental, p. 407-433. In: Seminário Regional de Ecologia, 2 (*Anais*), Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Departamento de Ciências Biológicas (DCB), S. Carlos, 1981, 463 pp.
- JOHNSCHER-FORNASARO, G. & ZAGATTO, P. A. The use of the benthic community as a water quality indicator in the Cubatão River basin. *Wat. Sci. Tech.* 19 (11): 107-112, 1987.
- SLÀDECEK, V. *Stanovení Saprobního Indexu*. MLVH CSR. Praha, 1976, 181 p.
- TUFFERY, G. & VERNEAUX, J. *Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes*. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France). Centre National d'Études Techniques et de Recherches Technologiques pour l'Agriculture, les Forêts et l'Équipement Rural, Section Pêche et Pisciculture, 23 p., 1968.
- WILHM, J. L. & DORRIS, T. C. Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *Am. Midland Naturalist*, 76: 427-449, 1966.
- ZAGATTO, P.A. & GHERARDI-GOLDSTEIN. Toxicidade em águas do Estado de S. Paulo. *Ambiente*, 5 (1): 13-20, 1991.

Planicies de Inundación en Macrobacias Hidrográficas Internacionales: criterios de manejo compartido

Juan José Neiff
Centro de Ecología Aplicada, Corrientes/Argentina

Resumen – La mayor extensión de aguas superficiales de Sudamérica corresponde a las planicies de anegamiento e inundación, totalizando más de 820.000Km² cuando se las considera en la fase de aguas altas. De esta superficie, 600.00Km² corresponden a los países del MERCOSUL. En su mayor parte son planicies tropicales y subtropicales ubicadas en las cuencas de los grandes ríos de Sudamérica, con la característica que un mismo humedal está situado geográficamente en dos o más países. Otra situación de análisis corresponde a los humedales situados en uno de los países del MERCOSUL pero que, por encontrarse en el tramo bajo de alguna de las cuencas hidrográficas, reciben el resultado del manejo de los ecosistemas situados en la parte alta de las cuencas, en otros países de la región. Por tratarse de sistemas muy abiertos en la circulación de energía y materiales, con alta tasa de cambio, no pueden ser tratados dentro de los clásicos esquemas empleados en clima templado para pequeñas áreas anegables. La conservación efectiva, de estos “Wetlands” depende del uso racional y de los criterios compartidos que se establezcan en el MERCOSUL sobre calidad ambiental. La implementación de varios programas conjuntos (la Hidrovía, por Ej.), el crecimiento de los flujos económicos y de transporte entre los países, las transformaciones culturales rápidas, y otros factores de cambio en la relación hombre/ambiente, requieren de acciones inmediatas para maximizar los beneficios de tales cambios. Entre ellos: relevar y compatibilizar el conocimiento existente y las necesidades más urgentes; establecer redes de información y de monitoreo; acrecentar la formación conjunta de recursos humanos de postgrado en temas específicos en el marco de convenios de intercambio horizontal y otros medios que faciliten acciones efectivas para la mejor planificación, ejecución, control y recuperación de planicies anegables/inundables sometidas a intervención antrópica.

Abstract – The largest stretches of surface waters in South America are the flood plains, a total of over 820,000 km², when taking high flow periods into account. Of this surface, 600,000 km² belong to the MERCOSUL countries. They are mostly tropical and sub-tropical plains, located in the basins of the large rivers of South America and their characteristic is that a same wetland is geographically located in two or more countries. Another situation to be analysed is that of wetlands located in one or more Mercosul countries, but because they are in the lower reach of one of the river basins, they receive the result of the ecosystem management in the upper part of the basins, in other countries of the region. Since they are very open systems, as to circulation of energy and materials, with a high rate of change, they cannot be dealt with according to the classic schemes used in temperate climates for small floodable areas. The effective conservation of these wetlands depends on rational use and the shared criteria which regarding environmental quality. The implementation of joint programmes (the waterway, for instance), the growth of economic flows and transport between countries, rapid cultural changes, and other factors of change in the man/environment relation, require immediate action to maximize the benefits of such changes. Amongst them to survey and compatilize existing knowledge and the most urgent needs; to establish information and monitoring networks; to add the joint training of human resources at graduate level for specific topics to the framework of horizontal exchange agreements and other means which will facilitate effective actions for improved planning, execution control and recovery of floodable plains submitted to anthropic intervention.

1. Introducción

Más del 70% de las planicies inundables de Sudamérica se encuentran comprendidas en la región del MERCOSUL. Gran parte de estas áreas húmedas se hallan situadas en la cuenca hidrográfica de los grandes ríos del continente, que son compartidos por varios países.

La posición que ocupan las planicies inundables determina que aquellos humedales situados en los tramos finales de un río reciban el resultado de las transformaciones del sistema natural ocurrido en las cabeceras del río.

Esta situación es contemplada al analizar temas relativos a la contaminación de la aguas y la navegación que son sólo alguno de los atributos de estos sistemas.

Se advierte la necesidad de generar una nueva perspectiva de la calidad de las aguas en planicies de inundación, que contemple aquellos aspectos que hacen al mantenimiento de la estabilidad de las planicies inundables ubicadas en las grandes bacías hidrográficas del continente. Además de los aspectos ya mencionados, se propone estudiar y minimizar los disturbios derivados de fuertes cambios en el régimen hidrosedimentológico.

2. Discusión

A partir de la última década, las planicies inundables son percibidas dentro de unidades mayores de paisaje: la cuenca hidrográfica, de la cual depende la estructura y dinámica de sus paisajes, y a la cual incorporan numerosas e importantes transformaciones en los flujos biogeoquímicos (Junk et al. 1989; Neiff, 1990; Lewis et al. 1990).

Hoy se conoce que los paisajes del valle de inundación de los grandes ríos sudamericanos es claramente diferenciable por sus flujos de energía y materiales de los paisajes propios de las aguas lacustres ó de los ecosistemas terrestres. De tal manera, la idea que las planicies de inundación de los grandes ríos son "interfases" tierra/agua, es un concepto defectuoso para la comprensión global del funcionamiento de los grandes humedales del continente (Neiff et al. 1994).

Existe un delicado ajuste entre la distribución y abundancia de las poblaciones animales y vegetales y la periodicidad

hidrosedimentológica propia de cada curso de agua, en cada punto geográfico de su cuenca.

Este ajuste a las fluctuaciones hidrológicas y sedimentológicas puede representarse mediante una función que resume los atributos esenciales de la variabilidad: la frecuencia (número de oportunidades en que ocurre un evento de sequía o inundación), intensidad (o magnitud alcanzada por una fase de sequía o inundación); tensión (o valor de la desviación standard para uno o más picos de sequía o inundación, respecto de la media histórica de los picos de sequía o de inundación); recurrencia (frecuencia con que se repite un evento de determinada magnitud a lo largo de un siglo); amplitud (tiempo de duración de una fase de sequía, de inundación, o la sumatoria de ambas que recibe el nombre de amplitud de pulso); estacionalidad (recurrencia de los eventos de sequía, de inundación, o de un estado hidrológico, en coincidencia con un período climático determinado como, invierno, verano, etc.).

Esta conceptualización de la función de variabilidad que regula la estabilidad de los grandes humedales (Neiff, 1990) fue enunciada para valorar la estabilidad de los ecosistemas en los macrosistemas pulsátiles (bacías hidrográficas). Contribuciones más recientes (Neiff, et al. 1994) explican el peso de cada uno de estos atributos de la función de variabilidad hidrosedimentológica (función FITRAS), y de qué manera condicionan la complejidad estructural y funcional de un río con valle de inundación.

A diferencia de los ecosistemas de los grandes lagos ó de las forestas de tierra firme, toda la productividad de los humedales (wetlands) fluviales, depende de los flujos horizontales de energía (agua) y materiales (sedimentos, minerales disueltos). Estos flujos horizontales son los que explican valores muy diferentes de productividad cuando se compara la capacidad de asimilación y transformación de la energía solar en una sección transversal del río, o de estos paisajes, con los situados en "tierra firme" o en "lagos" (Neiff, 1990b).

Las perturbaciones que se produzcan en la cuenca hidrográfica, tales como represamiento, canalización de afluentes, grandes obras de riego y drenaje, producen modificaciones en el régimen pulsátil del río aguas abajo, y consecuentemente modificaciones en la estructura y función de los wetlands en los tramos bajo de la cuenca.

Estas perturbaciones son percibidas por los organismos como un cambio en la distribución, frecuencia y magnitud de los períodos de stress hídrico con las modificaciones biogeoquímicas que los acompañan en el medio exterior. Muchos de ellos pueden adaptarse a estas situaciones críticas (anfitolerancia hídrica; formas de resistencia; mecanismos de persistencia); otros organismos (poblaciones) tienen menor posibilidad de adecuarse al nuevo régimen de variabilidad y desaparecen del paisaje para ser reemplazados por otros tipos biológicos (Ej. forestas pioneras de varzea, por forestas pluriespecíficas de igapó).

Es decir, que estos cambios son cambios en la sustentabilidad ecosistémica como consecuencia de la mudanza en el régimen hidrosedimentológico, o sea pérdida de la calidad del agua para sustentar la biodiversidad natural de los humedales.

Estas modificaciones en la biodiversidad, en la productividad, en la velocidad de los flujos biogeoquímicos de cada paisaje son potencialmente mesurables para cada segmento de wetland. Pueden resultar buenos o malos, con aumento o disminución de la complejidad biótica, tal como ocurre con las consecuencias derivadas de los procesos de pérdida de calidad del agua debido al vertido de sustancias tóxicas o contaminantes.

La diferencia respecto de esta situación es que la pérdida o disminución de la calidad del ambiente por distorciones en el régimen hidrosedimentológico tiene un efecto espacial y temporal más generalizado que el vertido de una sustancia contaminante, y tiene manifestaciones más difusas, menos dramáticas y evidentes que los efectos de la contaminación de las aguas.

3. Análisis del problema

Las alteraciones de los pulsos en los grandes ríos sudamericanos han de afectar fundamentalmente a los wetlands incluidos en los tramos agua arriba y aguas abajo del sistema interferido.

Las obras en ejecución y en proyecto comprenden programas de canalización y rectificación del curso de extensos tramos de los ríos (Ej. el programa de la Hidrovía Paraguay-Paraná); programas de atenuación de inundaciones (Ej. construcción de diques de defensa para protección de ciudades del tramo bajo de los ríos Paraguay, Paraná y Uruguay); programas de riego (Ej. proyecto del río Bermejo).

¹ Seminário – Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL, Porto Alegre, dezembro / 1994

Hoy existen dos universos de análisis dentro dos tema de calidad de aguas:

a) **El creciente deterioro por polución de las aguas**, que se manifiesta como proceso de tendencia acumulativa, ligado al crecimiento desordenado de las poblaciones humanas, y especialmente a algunas actividades industriales de baja tecnología.

Este cuadro es posible debido a varios factores concurrentes entre los que pueden citarse:

- existencia de problemas económicos y sociales que determinan la existencia de un estrato muy amplio de la sociedad en condiciones de desocupación, o de subocupación, y aún de indigencia, con los problemas asociados a la pobreza;
- falta de valorización del ambiente por parte de la sociedad en su conjunto;
- deficiencias en los programas educativos formales y en la difusión masiva de los problemas ambientales;
- de los defectos anteriores se origina un estrecho y limitado compromiso de los representantes de la sociedad para atender los problemas ambientales;
- los Técnicos tienen fuertes limitaciones para corregir los problemas de contaminación, ya que éstos son sólo el efecto de una enfermedad propia del modelo actual de asimetría entre las poblaciones humanas y el ambiente que las soporta; que no tiene origen actual sino crónico, a veces se la epoca de la colonización de América;
- finalmente, las leyes, las instituciones encargadas de cuidar el ambiente, y los organismos de control, resultan muchas veces ineficientes y a veces arbitrarios para el manejo de los problemas de calidad del agua, dado que se centraliza defectuosamente el análisis en el agua y nó en el ambiente que la usa, transforma y deteriora.

b) **Los cambios drásticos en la dinámica hidrosedimentológica** de los ríos con extensas llanuras inundables, que comenzaron en la década del '50 con la inauguración de embalses hidroeléctricos, con modificaciones poco manifiestas sobre la calidad del ambiente durante las décadas pasadas debido a que la mayoría de estos embases fue construido en los trechos de mayor pendiente de las bacías hidrográficas y en afluentes de poco caudal respecto del codector principal.

Los programas de manejo hidrosedimentológico de los grandes ríos del MERCOSUR (algunos desarrollados conjuntamente por varios países), comprometen potencialmente la estabilidad de extensas planicies anegables o inundables, cuyo paisaje depende del régimen pulsátil de los ríos. Varias facetas del problema merecen atención:

- las obras de regulación hídricas surgen como respuestas políticas a las demandas socio-económicas de la sociedad (energía, transporte de productos, seguridad, etc)
- algunas de estas obras se originan o se promueven a partir de situaciones de emergencia y no en base a una planificación con sustento ecológico y socioeconómico;
- el efecto de la regulación hídrica sobre el ambiente es mal conocido y los métodos para evaluar la plasticidad ecológica de los wetlands son incipientes y poco difundidos;
- algunos sectores de la sociedad reaccionan ante el hecho ya consumado de estas obras, pero las prevenciones que se formulan no son atendidas adecuadamente porque no se dispone de las evaluaciones ecológicas con bases cualitativas y cuantitativas del impacto de las obras;
- la sociedad globalmente no está suficientemente informada y ante la disyuntiva "progreso" o costos ambientales, acepta las obras como una "necesidad", sin exigir el derecho a disponer de las evaluaciones necesarias.

4. Conclusiones

El concepto de calidad de aguas en sistemas ecológicos pulsátiles como los humedales (wetlands) en grandes ríos, no puede restringirse al nivel de pureza, o al nivel de contaminantes que hay en las aguas, ya que es una visión antropocéntrica y limitada del tema.

Es que calidad de agua es decir: el agua como sustento de la vida. En esta percepción las modificaciones que produzca el hombre en la calidad y cantidad del agua, capaces de alterar irreversiblemente el paisaje deben ser consideradas en toda evaluación de la calidad del agua en grandes bacías hidrográficas.

La preocupación por la calidad del agua debe llevarse a escala de bacías hidrográficas, y en una escala de tiempo que permita conocer

la dinámica del recurso agua desde el pasado hasta el diagnóstico actual y tendencias futuras.

En ese contexto los Técnicos tienen el compromiso de estudiar los mecanismos de estabilidad que regulan el funcionamiento de los sistemas naturales y entregar a la sociedad su producto. Para ésto es preciso:

- encontrar metodologías que permitan realizar aproximaciones sucesivas al conocimiento, produciendo resultados en tiempo y forma, para sustentar decisiones políticas, explicando los mecanismos de ajuste al régimen de pulsos;
- interactuar dentro de equipos transdisciplinarios, nó estructurados, nó burocratizados. flexibles, cuyo principal objetivo sea dar respuesta al problema planteado;
- generar interfases con los organismos legislativos y de gobierno central; pero también con las organizaciones nó gubernamentales y los medios de defusión masiva;
- generar redes de información y de consulta técnica que vinculen a los estamentos técnicos y de decisión en los países del MERCOSUR.
- prevenir o alertar a los planificadores, y a la sociedad globalmente, de los

En el caso específico de los problemas de contaminación de las aguas, es preciso estudiar y proponer un modelo de gestión ambiental adecuado a la realidad de cada contexto geográfico de la cuenca, sin perjuicio de implementar las acciones ya comentadas para proteger la calidad del agua.

5. Referências Bibliográficas

- Junk, W. J., P.B. Bailey y R.E Sparks (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems, pp. 110-127. In: Doge, D.P. (ed.): Proc. of the Internat. Large River Symp. Can. Spec. Pbl. Fish. Aquat. Sci. 106.
- Lewis, W.M.; F.H. Weibezhan; J.F. SaundersIII y S.K.Hamilton (1990). The Orinoco River as an ecological System. *Interciencia*, 15 (6): 346-357

Neill, J.I. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná.
Interciencia, 12 (6): 424-441.

Neill, J.I.; Trionfo, M.H. y R. Carignan (1994). Large Tropical South
American Wetlands: and Mang. of Aquatic-Terrestrial Ecosystems.
G.L. Link y R.J. Naiman (Eds.), 224pág. Univ. Of Washington -
UNESCO, Seattle, 1994

pathway (T. Crisman and R. Brock, unpublished data).

Um Exemplo de SAD em Bacia Agrícola pela Integração de Planilha Eletrônica com Modelo de Qualidade da Água

**Alfredo Artur Bauermann
Sérgio João de Luca
Liana Moretti Milano**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS/Brasil

Abstract – Environmental degradation from non-point sources is being assessed in River Potiribu Basin, an important agricultural area with non-intensive livestock breeding, in the River Uruguay Basin. Over a partial diagnosis of the impact of non-point pollution on natural waters of this basin, a Decision Support System (DSS) was developed on a Lotus 1-2-3 electronic spreadsheet, which was integrated to the water quality model QUAL2E-UNCAS, to simulate a dry period scenario. The partial results obtained indicate chemical contamination with toxic concentrations of trace metals, but no organic pollution of biodegradable matter, as yet. This DSS was improved by introducing a water quality index for general use, calculated automatically, which classifies these very bad quality waters according to toxicity index, while accumulated medium nutrient loads indicate a predominance of phosphates over nitrates, suggesting the use of phosphated fertilizers in the region studied.

Resumo: A degradação ambiental por fontes não-pontuais vem sendo avaliada na Bacia do Rio Potiribu/RS, uma importante zona de agricultura com pecuária extensiva, na Bacia do Rio Uruguai. Além de um diagnóstico parcial sobre o impacto da poluição não—pontual em águas naturais dessa bacia, desenvolveu-se um Sistema de Apoio à Decisão (SAD) em planilha eletrônica Lotus 1-2-3, que foi integrado ao modelo de qualidade da água QUAL2E-UNCAS, para simulação de um cenário de seca. Os resultados parciais obtidos indicam uma contaminação química com teores tóxicos de metais traços, não havendo ainda poluição orgânica de matéria biodegradável. Esse SAD foi aperfeiçoado pela introdução de um índice de qualidade da água para uso geral, calculado automaticamente, que classifica essas águas de péssima qualidade em função do seu índice de toxidez enquanto que, as cargas médias acumuladas de nutrientes apontam uma predominância de fosfatos sobre nitratos sugerindo o uso de fertilizantes fosfatados na região estudada.

1. Introdução

Levantamentos recentes indicam uma degradação ambiental significativa na qualidade das águas e dos sedimentos em rios da região nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil, devido ao desmatamento indiscriminado, a falta de reflorestamento, à mecanização agrícola, ao uso indiscriminado de adubos e defensivos agrícolas juntamente com esforços desordenados de medidas de controle. A partir disso, a escolha da Bacia do Rio Potiribu/RS como local de pesquisa, além de sua importância econômica regional, foi incentivada pelo Projeto Potiribu, o qual foi desenvolvido pelo IPH da UFRGS com a cooperação do ORSTOM, do CNPq, da FAPERGS, da UNIJUÍ e COTRIJUÍ, e da Prefeitura Municipal de Pejuçara/RS.

Neste trabalho, faz-se a integração entre uma planilha eletrônica e um modelo de qualidade da água unidimensional em regime de escoamento permanente, objetivando o desenvolvimento de uma ferramenta computacional de apoio ao gerenciamento de qualidade da água na Bacia do Rio Potiribu em função de sua degradação ambiental por fontes não-pontuais agrícolas.

2. Metodologia

A Bacia do Rio Potiribu fica limitada entre as cidades de Ijuí e Cruz Alta/RS, estendendo-se por 563 Km² a montante da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) das Andorinhas. Ela está localizada na Região Fisiográfica do Planalto Médio, sendo identificada pela agricultura intensiva, totalmente mecanizada.

2.1. Coletas e análises de amostras

Uma rede de monitoramento para qualidade da água foi implantada com sete pontos de coletas (F1, F2, F3, F6, F4, F5 e F5M), procurando-se acompanhar a evolução de qualidade geral da água, em termos de escoamento permanente difuso, para várias bacias de diversos tamanhos, embutidas umas nas outras. Assim, decidiu-se em local: quatro pontos (F2, F3, F4 e F5M) na foz das bacias do Donato, do Turcato, do Taboão e do Rio Potiribu; dois pontos (F1 e F6) como nascentes das bacias do Anfiteatro e do Rincão; e, um último ponto (F5) antes da PCH das Andorinhas no Rio Potiribu.

Em 1991, realizaram-se quatro campanhas para coleta de dados (10/01, 14/03, 17/04 e 04/07), sendo as três primeiras agrupadas para simulação de qualidade da água junto ao modelo QUAL2E-UNCAS. As campanhas de janeiro a abril ocorreram em condições atípicas de seca durante o ciclo da soja enquanto, a de julho aconteceu em meio ao cultivo atrasado de aveia e trigo num período chuvoso.

Todas as amostras foram coletadas, preservadas e analisadas em função do "Standard Methods", 17ª edição, através do Laboratório de Saneamento Ambiental do IPH/UFRGS.

2.2. Aplicação do modelo QUAL2E

O modelo de qualidade da água QUAL2E aplicado na Bacia do Rio Potiribu foi documentado por Brown e Barnwell (1987) para a Agência de Proteção Ambiental (EPA), EUA. A porção UNCAS, que faz análises de incertezas nos dados observados, foi desconsiderada junto ao nome do modelo devido não ser utilizada neste trabalho.

Com o objetivo de simular a qualidade da água na bacia média inferior do Rio Potiribu, realizou-se um levantamento planimétrico das suas áreas de contribuição, cujos valores das áreas acumuladas se equivalem com aqueles registrados nos trabalhos de Castro (1992) e de Chevallier (1993). A seguir, as bacias componentes foram divididas em seis trechos de simulação para uma extensão total de 31,5 Km em cursos d'água, perfazendo quarenta e dois sub-trechos e delimitando cada sub-trecho (ou elemento computacional) com 0,75 Km, conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Trechos de simulação das bacias componentes.

Trecho (nº)	Sub-trechos (nº)	Seções de Amostragem	Bacia Componente	Comprimento Médio (Km)
1	1	F1 – F2	Donato	0,75
2	4	F2 – F3	Turcato	3,00
3	15	F3 – F4	Taboão	11,25
4	6	F6 – F4	Rincão	4,50
5	14	F4 – F5	Rio Potiribu	10,50
6	2	F5 – F5M	Rio Potiribu	1,50

Na distribuição desses trechos de simulação, presente na Figura 1, obedeceu-se a variabilidade ou não de suas condições geométricas além da disponibilidade dos dados hidrológicos. Em relação a bacia superior do Rio Potiribu, considerou-se sua área de contribuição por meio do Arroio Cambará.

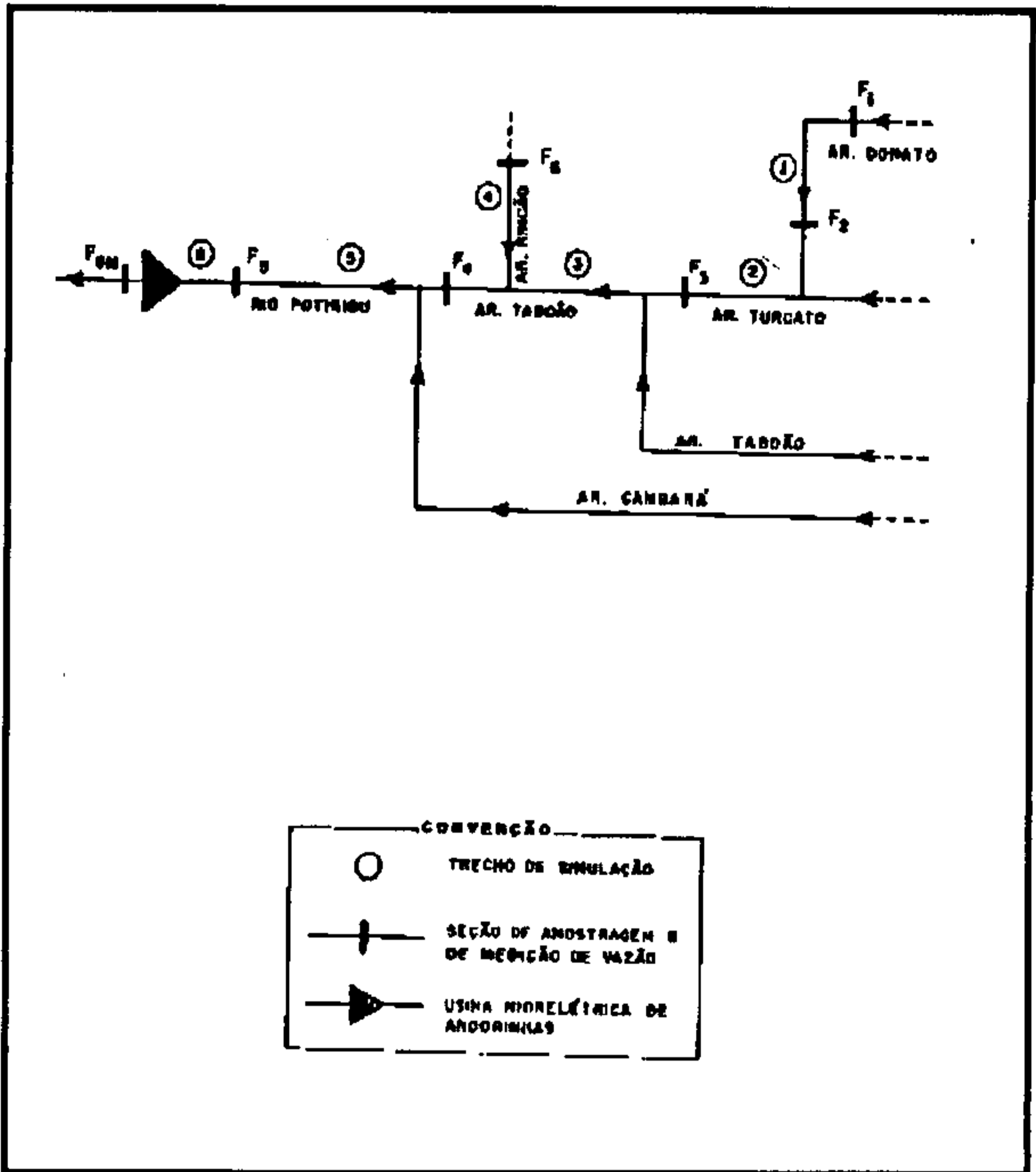


Figura 1. Diagrama de localização das seções de amostragem e de medição de vazão

Pelas dificuldades de campo na obtenção de informações hidrológicas confiáveis para montagem de curvas-chave em todas as seções de amostragem, empregou-se a representação geométrica do modelo QUAL2E, que adota seções transversais trapezoidais para os trechos de simulação.

As constantes das taxas de reação obedecem uma faixa de valores usuais indicados no próprio manual do modelo QUAL2E (Tabela III-3; Brown e Barnwell, 1987) devido não se dispor de valores experimentais na Bacia do Rio Potiribu. Para cálculo dos coeficientes de reaeração atmosférica (K_2), também dependentes da temperatura, escolheu-se a opção 2, dentre oito opções oferecidas pelo modelo QUAL2E, a qual emprega a fórmula de Churchill (Equação III-33; Brown e Barnwell, 1987).

As vazões incrementais que simulam os efeitos das cargas poluentes não-pontuais nessa bacia agrícola são provenientes de medições efetuadas em cinco postos de coletas (F2, F3, F4, F5M e F6) com valores médios estimados através do programa HYDROM, um sistema de banco de dados hidrométricos cedido pelo ORSTOM.

Em conjunto das vazões incrementais, analisaram-se oito parâmetros de qualidade da água amostrados, quais sejam: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio-5 dias (DBO₅), três substâncias consideradas conservativas (DQO, cloreto e sulfato), grupo nitrogênio (N-Org, NH₃-N e NO₃-N), grupo fósforo em sua forma dissolvida (PO₄-P) e uma substância não conservativa arbitrária (ferro total), cujas concentrações médias observadas são relativas as três campanhas intensivas de verão realizadas em 1991. Também, foram introduzidas as correspondentes concentrações médias observadas de temperatura, pH, sólidos totais e turbidez para cálculo do índice de qualidade da água proposto. Finalmente, incluíram-se valores históricos regionais de coliformes fecais para simular este indicador de poluição fecal na Bacia do Rio Potiribu.

Concluindo a montagem do arquivo de entrada de dados necessário para as simulações do modelo QUAL2E, introduziram-se os efeitos de reaeração de uma barragem como um componente da simulação de OD. Essa barragem próxima da foz do Rio Potiribu (entre F5 e F5M), denominada de PCH das Andorinhas, aproveita uma queda d'água de 15m aproximadamente.

2.3. Aplicação da planilha LOTUS 1-2-3

Desenvolveu-se uma estrutura computacional modular como Sistema de Apoio à Decisão (SAD) no gerenciamento de qualidade da água para a bacia agrícola do Rio Potiribu/RS. Tal estrutura em linguagem de programação avançada no Lotus 1-2-3, executa um conjunto de menus definidos ao usuário em forma de comandos de macro interativos, ou seja, que manipulam dados e arquivos, controlam a aparência da tela e o fluxo de execução, empregando os recursos gráficos e de planilha disponíveis. Ilustra-se um fluxograma resumido dos menus definidos ao usuário do SAD proposto, indicando suas opções de avaliação de qualidade da água e respectivas correlações, através da Figura 2.

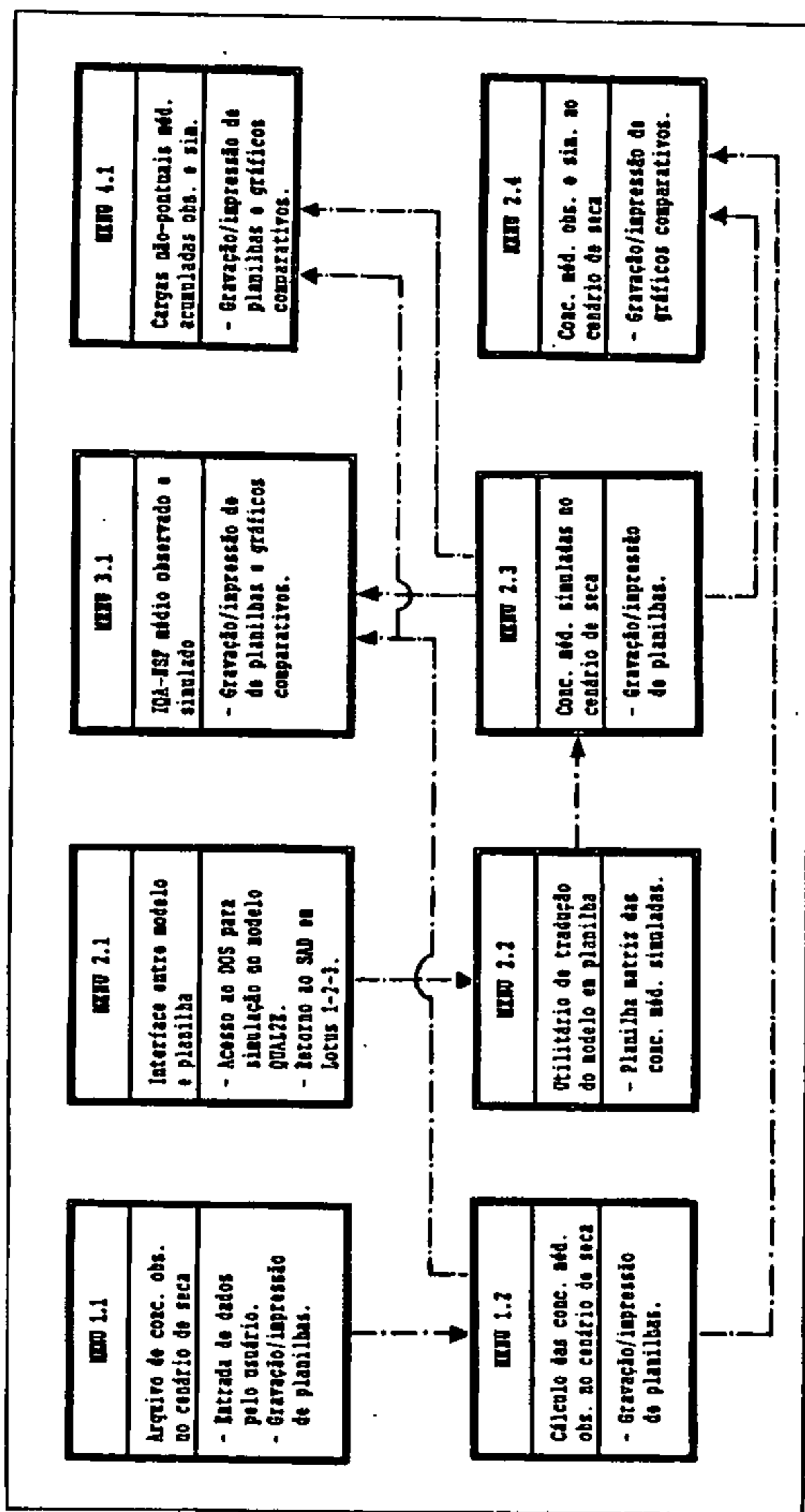


Figura 2. Fluxograma resumido dos menus definidos ao usuário do SAD em Lotus 1-2-3 integrado ao modelo QUAL2E

Uma interface com o modelo QUAL2E, através do MENU 2.1, permite a simulação de um arquivo de entrada de dados observados, previamente redigido no formato não documento em um editor de texto, com retorno ao menu principal do SAD.

Na importação e conversão automática do arquivo de saída de dados simulados para formato de planilha, usa-se o MENU 2.2 que reconhece arquivos desenvolvidos em ASCII, como aqueles gerados em ANSI FORTRAN 77 pelo modelo QUAL2E. Assim, pode-se dizer que o MENU 2.2 constitui um utilitário de tradução do modelo QUAL2E ao Lotus 1-2-3.

A inclusão de um índice de qualidade da água no SAD, elaborado pela National Sanitation Foundation (IQA-NSF), tornou possível um monitoramento dos recursos hídricos direcionado ao uso geral. Para alcançar um valor final ao IQA-NSF, acompanhado da sua classificação de qualidade da água, fez-se uso conjunto de planilhas padronizadas e fórmulas parciais ponderadas em células. As sub-rotinas de programação do MENU 3.1 foram estruturadas com comandos de macro FOR-NEXT do Lotus 1-2-3 para processamento iterativo dos subíndices em um produtório exponencial ponderado.

Finalmente, incorporou-se uma estimativa da contribuição não-pontual de nutrientes no SAD, em forma de nitratos e de fosfatos, que possibilita uma avaliação preliminar de bacias hidrográficas sujeitas a fontes não-pontuais, através de coeficientes de contribuição expressos em carga por área e tempo unitários. Em seu procedimento de cálculo, aplicaram-se funções internas e operadores matemáticos do Lotus 1-2-3.

Exemplos típicos de SADs estruturados em Lotus 1-2-3, a partir da metodologia básica proposta por Ronen et alii (1989), foram publicados em trabalhos científicos, tais como: de Lewis (1989), Bauermann et alii (1991) e De Luca et alii (1992).

3. Resultados

A situação da Bacia do Rio Potiribu foi comparada com a classe 2, que pertence ao sistema de classificação das águas do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), devido aos níveis diferentes de qualidade exigidos nos usos das suas águas naturais.

Em relação às características estéticas da água, observam-se altos valores de cor, de sólidos dissolvidos e em suspensão, como de

valores médios de turbidez, os quais são característicos dos rios da região. Sua coloração aparente superou o limite de 75 mg Pt/l, recomendado na classe 2 para águas brutas antes de tratamento e distribuição em sistemas urbanos, exceto no ponto F1.

Quanto ao conteúdo orgânico das águas, pode-se dizer que a relação DBO₅/DQO revela uma fraca presença de matéria orgânica biodegradável, uma alta concentração de matéria orgânica inerte e/ou um alto consumo de oxigênio por oxidação do ferro em solução.

Um aumento de cloretos e sulfatos na bacia, durante a estiagem prolongada de verão, confirma uma tendência de salinização das águas sem efeitos fisiológicos adversos.

Em termos de nutrientes limitantes da produtividade aquática, o fosfato não obedeceu a classe 2, ultrapassando seu limite de 0,025 mg/l em todas seções de amostragem nos dois cenários.

Devido a estiagem prolongada no verão, houve um aumento considerável da concentração de íons metálicos por diminuição das vazões, sendo que os teores de alumínio, chumbo, cromo e selênio excederam os limites da classe 2 em todas as seções, com exceção da seção F1 para chumbo e selênio. Apenas o cobre ficou abaixo dos limites recomendados.

Ainda, destacam-se os altos teores de ferro, prejudiciais à biota aquática acima do limite de 0,3 mg/l na classe 2, tornando as águas com tendências ferruginosas e propriedades organolépticas objetáveis. As concentrações de mercúrio são também preocupantes nos dois cenários estudados, excedendo seu limite de 0,2 mg/l recomendado na classe 2.

Para simulação de um cenário de seca, ajustaram-se os coeficientes das taxas de reação no modelo QUAL2E para três campanhas intensivas de coletas realizadas em vazões baixas, segundo os procedimentos semelhantes de Moretti (1980) e de Gastaldini (1982). Dentre os perfis das concentrações médias dos nove parâmetros simulados comparados, apresentam-se os gráficos de OD e DBO₅ e do grupo nitrogênio nas Figuras 3 e 4.

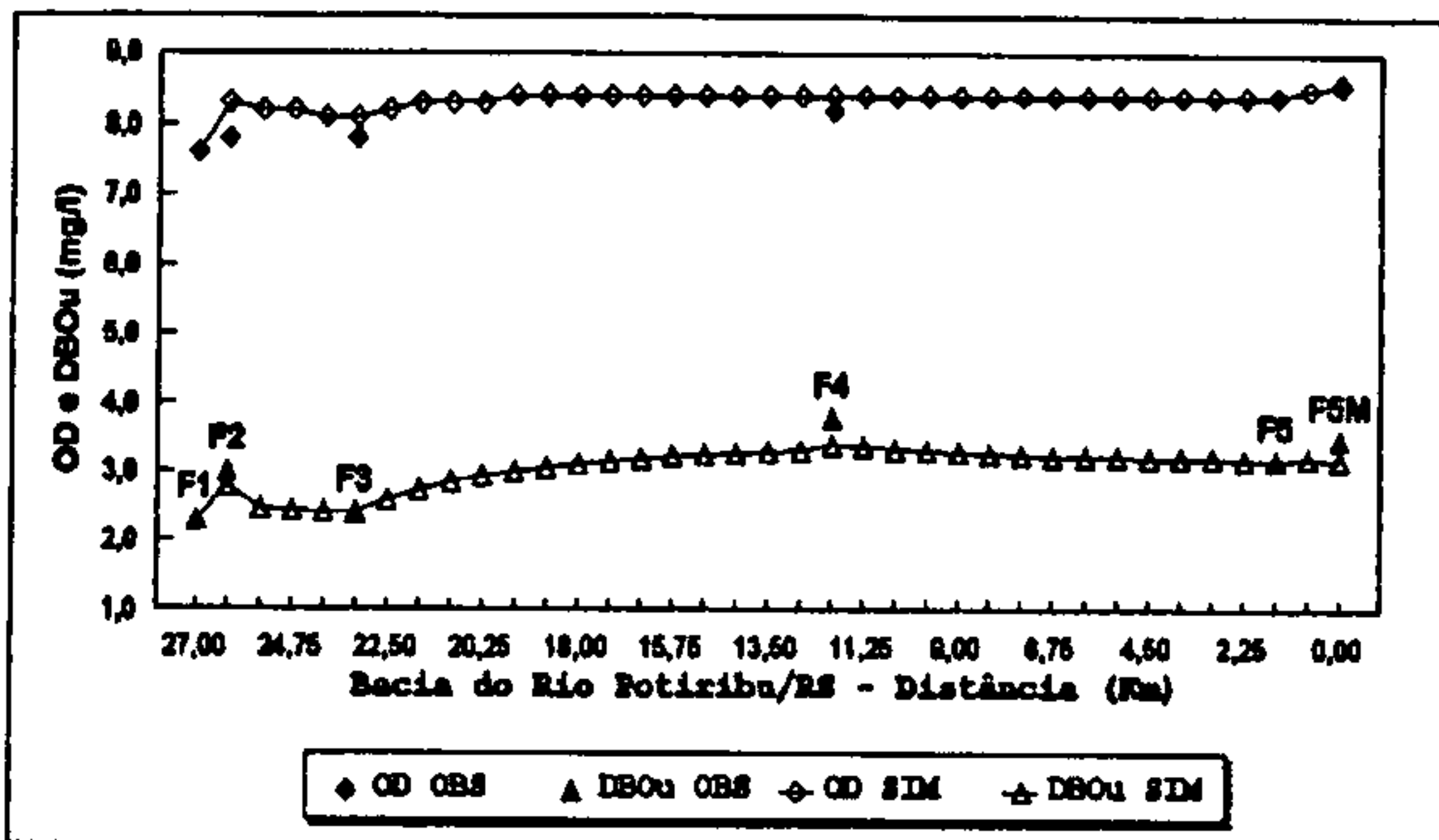


Figura 3. Perfis de OD e DBOu simulados no cenário de seca. Bacia do Rio Potiribu / RS

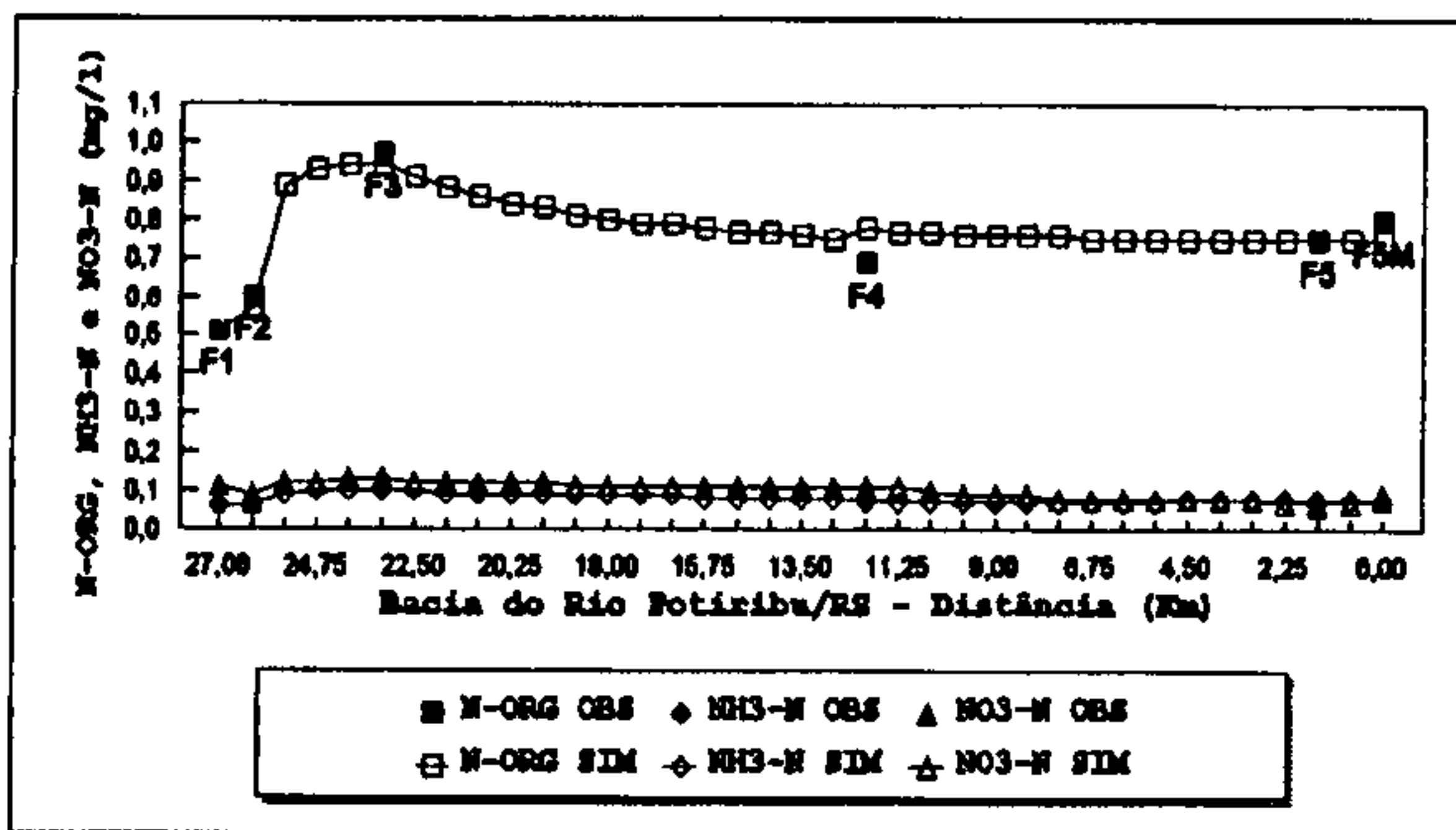


Figura 4. Perfis de N-Org, NH₃-N e NO₃-N simulados no cenário de seca. Bacia do Rio Potiribu / RS

A distribuição dos perfis simulados de OD e DBOu descreve o comportamento uniforme desses parâmetros: concentrações médias de OD elevadas porém, de DBOu pequenas. Portanto, não há uma poluição preocupante de matéria orgânica biodegradável na região.

Uma simulação do grupo nitrogênio para as concentrações médias de nitrogênio orgânico (N-Org), amoniacal (NH₃-N) e de nitratos (NO₃-N), mostra que não estão ocorrendo transformações químicas importantes do nitrogênio orgânico devido as baixas taxas de oxidação da matéria nitrogenada.

Na Tabela 2 são apresentados os valores do IQA-NSF médio simulado no cenário de seca. Quase todos os parâmetros médios simulados aumentam o valor parcial do IQA-NSF, excetuando-se os coliformes fecais e a turbidez. Desse modo, suas águas seriam diagnosticadas de boa qualidade para uso geral, em todas as seções de amostragem, caso não houvessem os teores tóxicos de alguns metais traços já comentados. Por isso, um índice de toxidez complementar e multiplicativo (IT=0) anulou as notas médias do IQA-NSF calculadas na tabela mencionada, tornando as águas de péssima qualidade no cenário de seca simulado.

Um outro IQA de uso geral, elaborado por De Luca et alii (1991), identificou águas de má qualidade nas mesmas seções de amostragem da bacia no período de novembro/1990 a maio/1991.

Tabela 2. Índice de qualidade da água (IQA-NSF) médio simulado.
Período de coletas: 10/01 - 14/03 - 17/04/91.

Variável (unidade)	Peso (wi)	Subíndice (li) na seção de amostragem						
		F1	F2	F3	F6	F4	F5	F5M
OD (% sat)	0,17	94,0	98,1	98,0	97,9	98,3	98,3	98,4
Colifec (NMP/100ml)	0,15	100,0	38,2	38,2	38,2	30,9	24,9	24,9
pH	0,12	87,1	93,7	93,7	92,8	93,7	93,7	91,4
DBO ₅ (mg/l)	0,10	88,4	86,7	87,9	83,0	83,7	84,3	84,1
NO ₃ -N (mg/l)	0,10	90,4	90,5	90,4	90,2	90,4	90,6	90,6
PO ₄ -P (mg/l)	0,10	87,2	82,3	85,9	76,9	89,9	92,8	91,3
Desvio de Temp (°C)	0,10	91,0	91,9	87,9	91,8	91,0	87,9	90,4
Turbidez (UNT)	0,08	83,0	50,2	45,1	26,0	50,2	50,2	48,7
Sol. Tot. (mg/l)	0,08	86,5	85,2	83,9	80,5	85,8	86,5	86,6
(IQA-NSF) parcial =		90,6	75,9	75,2	70,8	73,9	71,7	71,4
(IQA-NSF) x (IT) =		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

As cargas médias acumuladas de NO₃-N e PO₄-P simuladas no cenário de seca constam nas Figuras 5 e 6. De modo geral, há uma predominância de fosfatos sobre nitratos durante o período de verão, indicando a utilização de fertilizantes fosfatados em larga escala na bacia agrícola. A bacia do Rincão (F6) revelou maiores cargas de nitratos e de fosfatos do que as outras bacias. Isso ocorreu, em parte, pelo uso agrícola intensivo do solo naquele período e sua declividade mais acentuada.

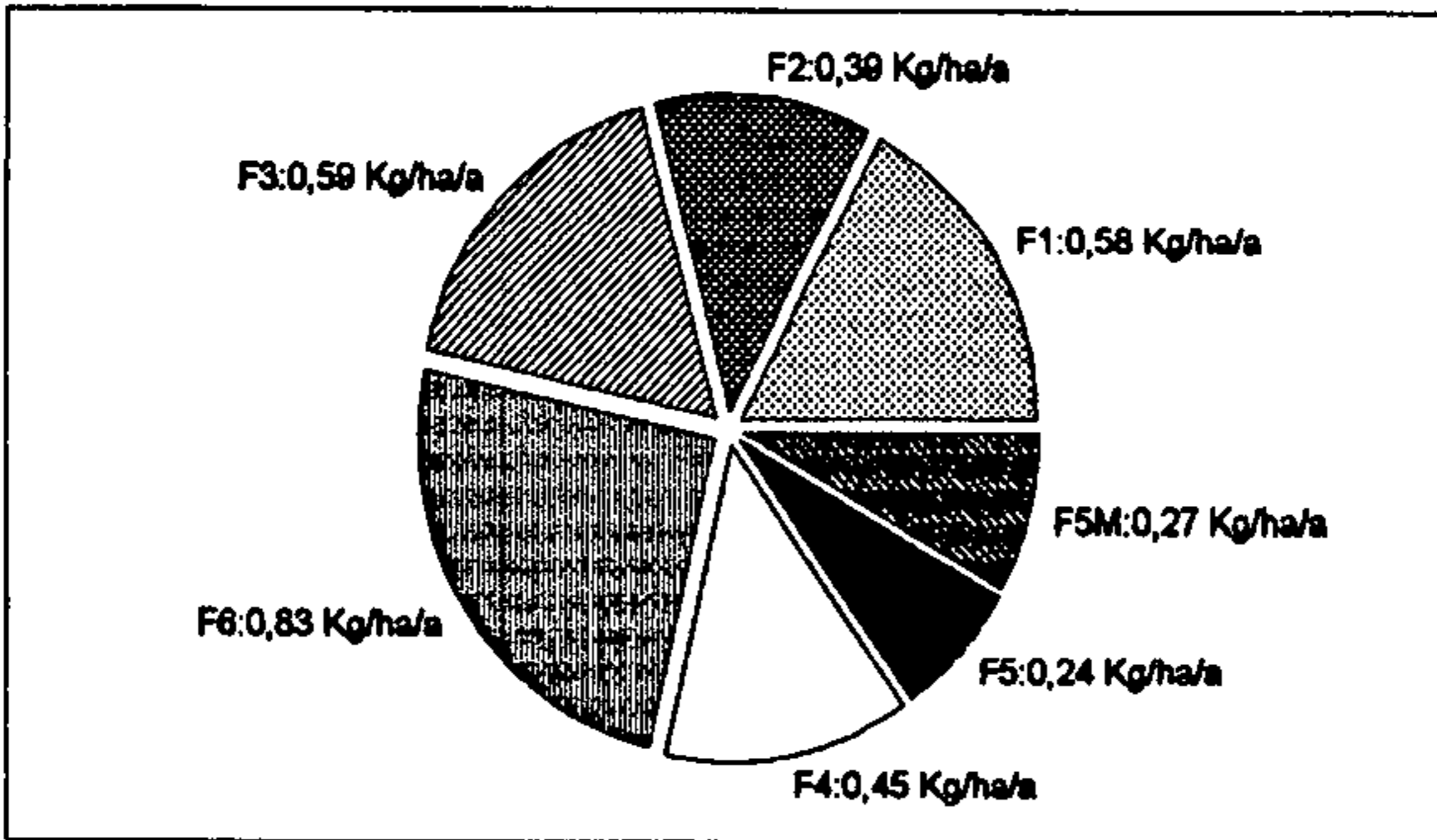


Figura 5. Cargas médias acumuladas de $\text{NO}_3\text{-N}$ simuladas no cenário de seca. Bacia do Rio Potiribu / RS.

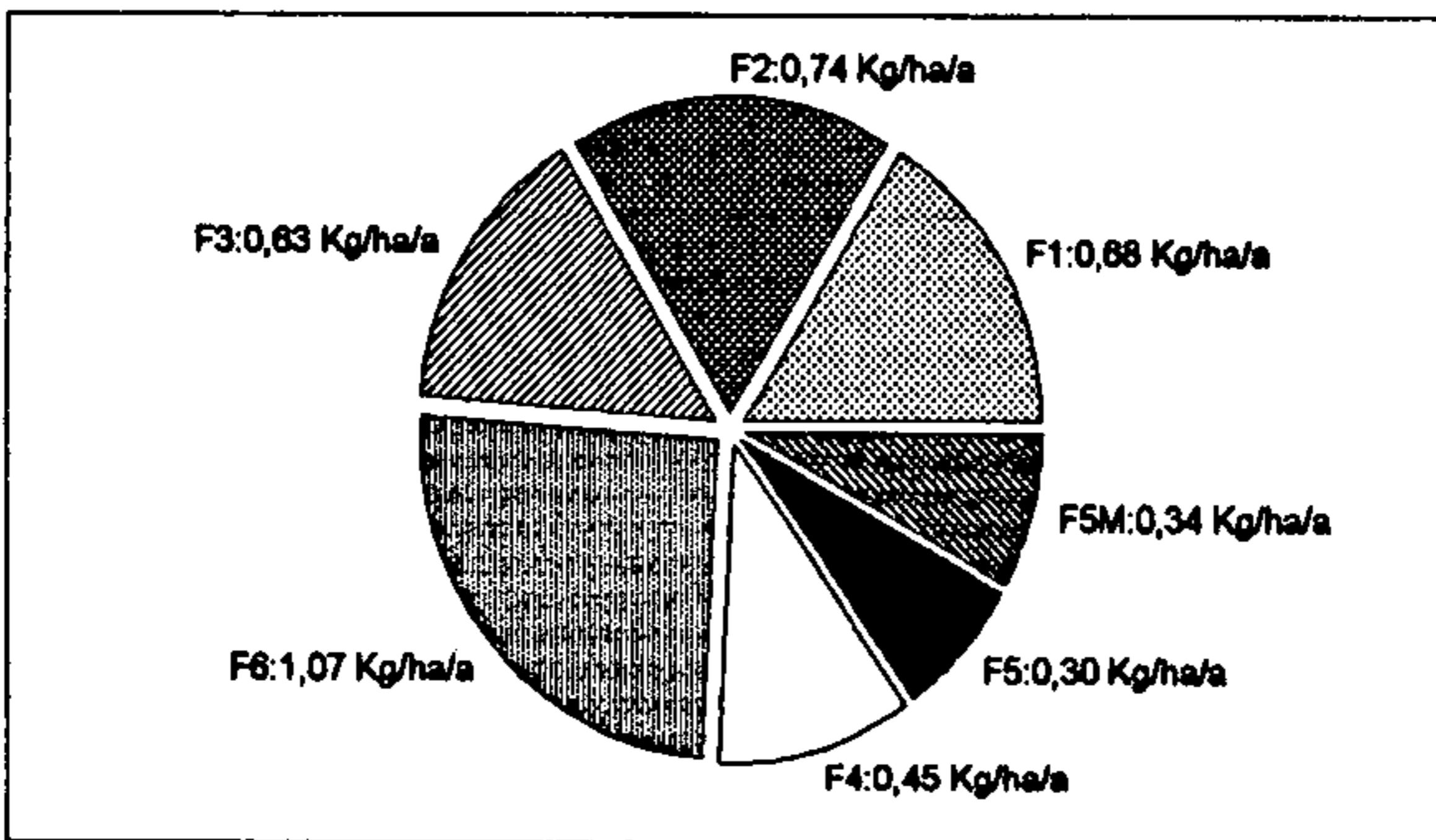


Figura 6. Cargas médias acumuladas de $\text{PO}_4\text{-P}$ simuladas no cenário de seca. Bacia do Rio Potiribu / RS.

4. Conclusões e Recomendações

Um diagnóstico parcial do impacto da poluição não-pontual sobre as águas naturais dessa bacia agrícola induz que há poluição química, principalmente por teores de metais traços em níveis tóxicos, inexistindo poluição significativa de matéria orgânica biodegradável atualmente. Com isso, suas águas não podem ser consideradas de classe 2, segundo o CONAMA, tanto no cenário de seca como de chuva observados.

É importante ressaltar a engenhosidade do Sistema de Apoio à Decisão (SAD) em Lotus 1-2-3, integrado as simulações do modelo QUAL2E no cenário de seca, proporcionando um estudo de qualidade da água na Bacia do Rio Potiribu, versátil e eficiente, como um instrumento de gerenciamento computacional acessível ao pessoal técnico envolvido assim como aos responsáveis pela tomada de decisão. Além disso, essa ferramenta de apoio à decisão deve ser valorizada pela tendência crescente na microinformática atual em popularizar essas planilhas eletrônicas para diversas aplicações comerciais, financeiras e científicas.

Também, recomenda-se um aprimoramento desse SAD em planilha Lotus 1-2-3 no ambiente DOS, tornando-o genérico em ambiente Windows através dos parâmetros de controle mais sofisticados presentes nesse sistema gerenciador de aplicativos.

5. Referências Bibliográficas

- BAUERMANN, A. A. Apoio à decisão em recursos hídricos: integração de planilha eletrônica com modelo de simulação de qualidade da água. Porto Alegre, UFRGS, 1994. 116p. Dissertação (UFRGS), IPH, Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, 1994.
- BAUERMANN, A. A., DE LUCA, S. J., BORDAS, M. P. Simulação da qualidade d'água em bacia agrícola através de Lotus 1-2-3 e QUAL2E-UNCAS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 9o., 1991, Rio de Janeiro. Anais do 9o. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro, ABRH/APRH, 4v., v.2, p.243-250.

- BROWN, L. C., BARNWELL, T. O. Jr. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user's manual. Athens, EPA, 1987. 183p.
- CASTRO, N. M. R. 1992. Formação das cargas sólidas em suspensão em pequenas bacias rurais do derrame basáltico sul-rio-grandense. Porto Alegre, UFRGS, 1992. 140p. Dissertação (UFRGS), IPH, Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, 1992.
- CHEVALLIER, P., CASTRO, N. M. R., BORDAS, M. P., SANCHEZ y VACAS, A., LOPEZ, D. A., SILVEIRA, A. L. L., GONÇALVES, C. D. de C., SENA, A., RAUPP, L. G. Projeto Potiribu: dados básicos de fluviometria e pluviometria (1989-1992). 49p. (Recursos Hídricos, Publicação n. 26), 1993.
- DE LUCA, S. J., BAUERMAN, A. A., IDE, C. N., MILANO, L. M. Gerenciamento de qualidade da água através de uso integrado do QUAL2E-UNCAS e Lotus 1-2-3. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1., 1992, Rio de Janeiro. Anais do 1o. Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, ABES/ANDIS, v.2, t.1, p.280-291.
- DE LUCA, S. J., BORDAS, M. P., MARQUES, D. M. L. M. Avaliação preliminar do impacto da agricultura sobre a qualidade das águas na Bacia do Rio Potiribu/Ijuí-RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 9o., 1991, Rio de Janeiro. Anais do 9o. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro, ABRH/APRH, 4v, v.2, p.1-8.
- DEVELOPMENT of a water quality index. Edinburgh, Scottish Development Department, 1976. 62p.
- GASTALDINI, M. C. C. Análise do mecanismo de autodepuração do Rio Jacaré-Guaçu através de modelo de qualidade da água. São Carlos, USP, 1982. 160p. Dissertação(USP), Escola de Engenharia de São Carlos, 1982.
- LEWIS, C. Business forecasting in a Lotus 1-2-3 environment. Chichester, John Wiley, 1989. 98p.

MORETTI, L. B. M. Análise de autodepuração em cursos de água: aplicação ao Rio dos Sinos. Porto Alegre, UFRGS, 1980. 131p. Dissertação(UFRGS), Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, 1980.

ORLOB, G. T. Water-quality modeling for decision making. Journal of Water Resources Planning and Management, New York, 1992, v.118, n.3, p.295-307.

RONEN, B., PALLEY, M. A., LUCAS, H. C. Jr. Spreadsheet analysis and design. Communicatios of the ACM, New York, 1989, v.32, n.1, p.84-93.

Uma Abordagem Para Simular As Variações Da Salinidade Da Água Nos Reservatórios Das Regiões Semi-Áridas

Iouri Datsenko
Fundação Cearense de Meteorologia
e Recursos Hídricos, CE/Brasil

Resumo – O trabalho em questão tem o objetivo determinar as condições hidrológicas nas regiões semi-áridas, que provocam o aumento da salinidade da água em açudes até o limite do uso da água tanto de irrigação como de abastecimento humano. Com esta finalidade foram aplicados dois modelos matemáticos para simular as variações de salinidade da água separadamente para os períodos distintos - período da chuva e período da seca. Descreve-se a metodologia desenvolvida para a elaboração dos modelos. Esta metodologia permite simular o processo de formação da composição química da água em açudes alimentados pelos rios com distintos parâmetros químicos da água. São mostrados e discutidos os resultados dos cálculos da salinidade da água nos açudes do sistema de abastecimento da Fortaleza.

Abstract – In the present work the hydrological conditions which evoke the increase of mineralizations of water in the reservoirs located at semi-arids regions are reviewed. Two mathematical models was applied to simulate the variations of mineralization in the reservoirs during annual cycle. The methodology of modeling are presented. These models allow to simulate the process of chemical composition formation in reservoir which is filled out by rivers with differents chemical characteristics. The results of calculations for fundamental reservoirs of water supply of Fortaleza are shown and discussed.

1. Introdução

O semi-árido nordestino oferece excepcionais condições para o desenvolvimento biológico, mesmo apresentando balanço hídrico deficitário, já que a pluviosidade, razoável em valor absoluto, é três vezes inferior à evaporação. Visto que a água é o fator limitante do desenvolvimento do Nordeste, os órgãos responsáveis pelo desenvol-

vimento do Nordeste voltaram-se para acumulação das águas superficiais em açudes, cujo número está aumentando permanentemente.

Em função do grande desenvolvimento da irrigação no Nordeste brasileiro é de vital importância conhecer e controlar os problemas de salinização que advirão naturalmente com esse processo. Face aos poucos estudos específicos realizados sobre a qualidade das águas dos açudes nas regiões semi-áridas, tornou-se urgente abordar esta questão. Isto com fins de controlar os riscos de salinização futura dos açudes e das zonas irrigadas. Este problema é causado pela grande evaporação, que ocorre durante os períodos das secas e pode limitar o uso de água para consumo humano nos casos extremos.

Para simular as variações de salinidade da água em açudes foram desenvolvidos diversos modelos matemáticos (Kriventsov & Tarasov, 1976; Rechow & Chapra, 1979). Considerando a salinidade (geralmente marcada pela condutividade elétrica) como parâmetro conservativo, todos os modelos tentam descrever o processo da mistura de água dentro de reservatórios em espaço e tempo. Sabe-se que as equações da conservação de massa, que são a base para modelagem matemática, podem ser deduzidas de maneira analítica somente para a simplificação destes processos até casos extremos e mesmo irreais. Uma possibilidade, visando a simplificação, é adotar o regime hidráulico como sendo de mistura completa e momentânea ou, ao contrário, de expulsão das águas de dentro dos açudes como o modo de pistão. Ou seja, as águas afluentes não se misturam às águas armazenadas, que são expulsas para fora do reservatório com as suas características originais. Realmente, os processos reais da mistura das águas, estão entre estes casos extremos.

O objetivo desse trabalho foi aplicar uma das tentativas da simulação da mistura das águas dentro de açudes criados nos vales de rios, a qual é baseada na abordagem elaborada na Rússia (Edelstein & Ershova, 1989). Através desta aplicação pode-se ter uma avaliação de como as condições hidrológicas e mesmo climáticas influenciam sobre a fenômeno da salinização dos açudes. Foram escolhidos os açudes Pacoti e Riachão que são os açudes principais de abastecimento da água da Fortaleza para aplicar o modelo. Os resultados deste trabalho contribuirão para um melhor entendimento da gestão do recursos hídricos no Estado da Ceará, no que se refere à salinização dos açudes.

2. Metodologia

A idéia principal desta aproximação da modelagem é o conceito que em qualquer açude há diversas massas de água com individuais características físicas e químicas dependendo das origens destes volumes de água. Os motivos fundamentais das variações das características das águas (neste caso a salinidade), em espaço e tempo, são as variações da composição química nos afluentes que alimentam o açude e o modo de regularização do volume do açude. Como conseqüência, no açude surge uma estrutura complexa formada por partes com características homogêneas, características estas que vêm desde a origem das águas. Denominam-se estas partes de “massas de água”.

As simplificações principais deste modelo são as seguintes:

1. Neste modelo o reservatório é considerado como um conjunto de compartimentos homogêneos no que se refere às características morfológicas do vale submerso do rio.

2. É admitido que todas as fases do regime hidrológico têm condições homogêneas para formar a composição química da água.

3. O volume da água dentro de cada compartimento é a mistura de algumas “massas da água” afluentes ao açude pelos rios ou da contribuição lateral.

4. Para descrever o intercâmbio das águas no açude, foi usado o coeficiente de renovação da água que mostra qual parte da água fica e qual parte sai do reservatório até o fim do período calculado.

O modelo permite calcular os volumes de “massas de água” em qualquer parte do açude para qualquer intervalo do tempo através do balanço hídrico usando a relação empírica entre tempo de esvaziamento e coeficiente de renovação das águas (Shtefan, 1975).

$$B = 0.03 \ln^2 K_r + 0.30 \ln K_r + 0.62 \quad (1)$$

Onde B = coeficiente de renovação de água, K_r - coeficiente de retenção da água no açude.

Nota-se que isso é a única relação empírica usada no modelo e foi aprovada nos diversos açudes pois o modelo não precisa calibração.

A salinidade média para todos os compartimentos do açude determina-se através dos valores médios da salinidade das “massas da água” que estão no compartimento no fim de período. Então, mediante

este modelo, pode-se calcular os valores da salinidade em todos os compartimentos escolhidos para os períodos de cálculo estabelecidos pela análise do regime hidrológico do açude. Estes cálculos permitem simular a influência das condições naturais (em primeiro lugar o regime do afluente) e o modo de operação do açude pelo processo de formação da qualidade de água.

Porém, este modelo tem importância só para o período quando no açude ocorre o processo intenso da mistura das águas dos afluentes. Nos açudes do Nordeste, isso acontece durante os períodos de chuva quando as águas dos rios preenchem os açudes. Neste caso, podemos ignorar o fenômeno da concentração dos sais por efeito da evaporação. Neste período a diferença entre evaporação e precipitação é geralmente negativa.

Para o período da seca, foi elaborada outra variante do modelo que leva em conta o processo da evaporação. Em contrário, para o período da seca, não é tão importante descrever o processo da mistura das massas da água dentro de açude. Esta alteração justifica-se pelo fato que as vazões no semi-árido são nulas ou baixas neste período.

O algoritmo utilizado na segunda parte do modelo está fundamentado na resolução analítica da equação do balanço dos sais. No caso mais simples, segundo hipótese da mistura completa e pela suposição da continuidade os membros do balanço no intervalo de cálculo, a resolução é (Braslavsky, 1961):

$$C_r = C_0 + (C_{af} \frac{V_{af}}{V_{af} - V_{ef} + V_{pr}} - C_0) B \quad (2)$$

Onde

$$B = 1 - \left(\frac{W_0}{W_r}\right)^D \quad \text{e} \quad D = 1 + \frac{\frac{V_r}{W_r}}{1 - \frac{W_0}{W_r}} \quad (3)$$

C_r, C_0 - salinidade no açude no fim e no início do período calculado respectivamente,

C_{af} - salinidade do afluente,

W_v , W_r - volume do açude no fim e no início do período calculado respectivamente,

V_{af} , V_s , V_{ev} , V_{pr} - volumes afluente, efluente, evaporação e precipitação respectivamente.

Esta parte foi agregada à primeira variante e, assim, obtém-se o modelo completo para avaliar o comportamento da salinidade durante o ano inteiro. A primeira parte do modelo denomina-se SOSTAV (para o período da chuva), a segunda parte denomina-se BRAS (para o período da seca), o modelo completo denomina-se SALIN.

Os dados necessários para modelo são:

- Mapa batimétrico do açude,
- Regime efluente do açude, um gráfico das variações do nível do açude ou uma hidrógrafa das vazões efluentes do açude,
- Hidrógrafas dos rios afluentes ao açude e, também, o regime da diferença entre evaporação e precipitação,
- Dados sobre concentrações de sais da água dos rios da bacia hidrográfica.

3. Resultados e Conclusão

Foram utilizados os dados do balanço hídrico desses açudes do ano 1992 e dados sintéticos sobre condutividade elétrica (CE) dos açudes citados e dos rios que os alimentam. Os cálculos experimentais cumpridos pelos modelos incluíram as simulações das variações da CE nos açudes Pacoti e Riachão no decorrer de todo ano. Durante os cálculos, foram variados os volumes de compartimentos nos açudes, os intervalos calculados e os valores iniciais de CE.

A Figura 1 mostra um dos exemplos destes cálculos, justamente as variações anuais de CE no açude Riachão. Os cálculos foram feitos usando três algoritmos - SOSTAV, BRAS e SALIN. O modelo

SOSTAV não considera a concentração dos sais levando em conta efeito da evaporação, por isso, quase não é possível simular o aumento da salinidade no período da seca.

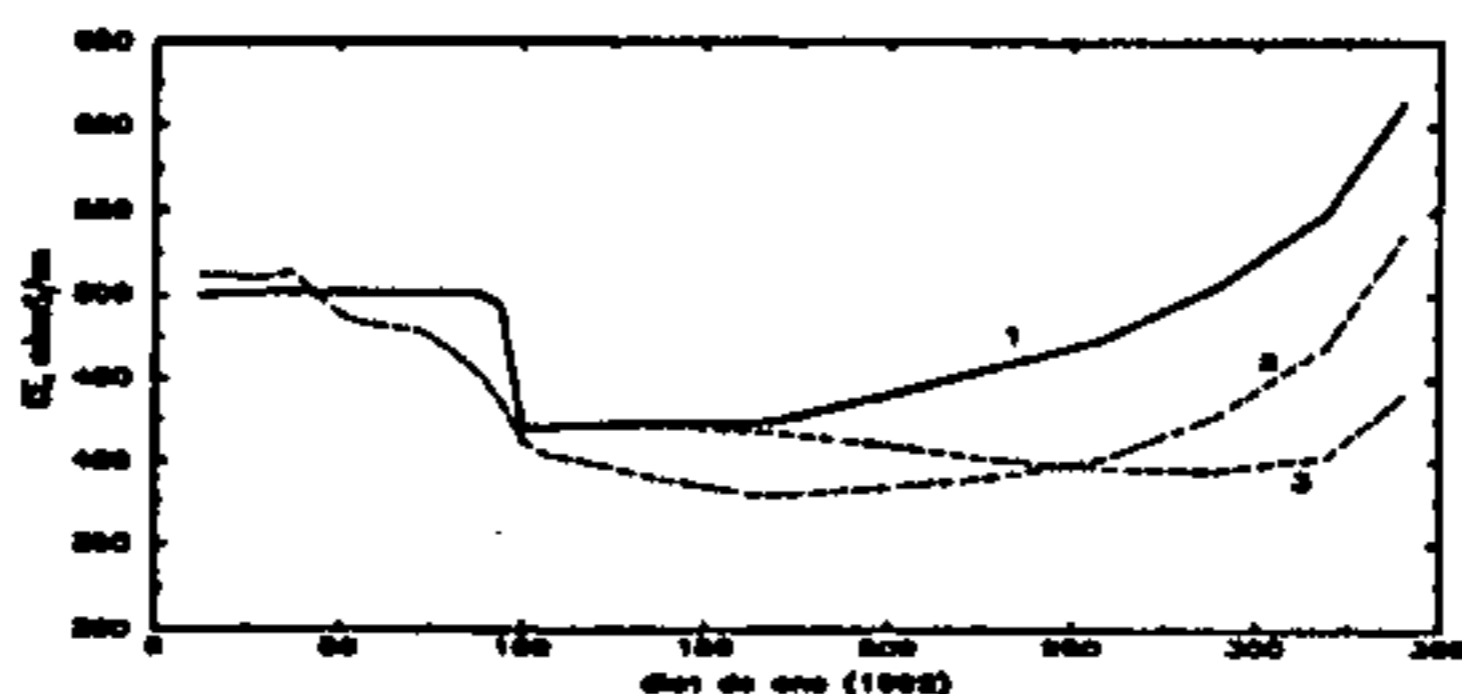


Figura 1. Simulação das variações da condutividade elétrica no açude Riachão pelos modelos SALIN (1), BRAS (2), SOSTAV (3).

O modelo BRAS ignora o processo complicado da mistura das “massas da água” no período da chuva e suaviza as variações de CE neste período. É claro que os resultados mais razoáveis podem ser obtidos através do modelo SALIN levando em consideração ambos estes processos. Nota-se que no período da seca (a partir de maio) os valores da CE aumentam mais rápido mesmo com o modelo SALIN.

É de especial interesse examinar o caso do afluente suplementar constituído pelo canal do Trabalhador, que trouxe as águas do rio Jaguaribe para o sistema de abastecimento de água de Fortaleza. Mediante este modelo, pode-se simular este caso e prever as mudanças da CE no açude Riachão dependendo do regime de transferência da água.

Na Figura 2. são apresentados os resultados dos cálculos anuais da CE do açude Riachão incluindo a influência do canal do Trabalhador no período da seca. Este diagnóstico foi feito supondo-se menores valores da CE do canal do que nos afluentes principais. Como visto, o canal pode diminuir a salinidade do açude no final do período da seca tendo menores valores de CE.

Iouri Datsenko

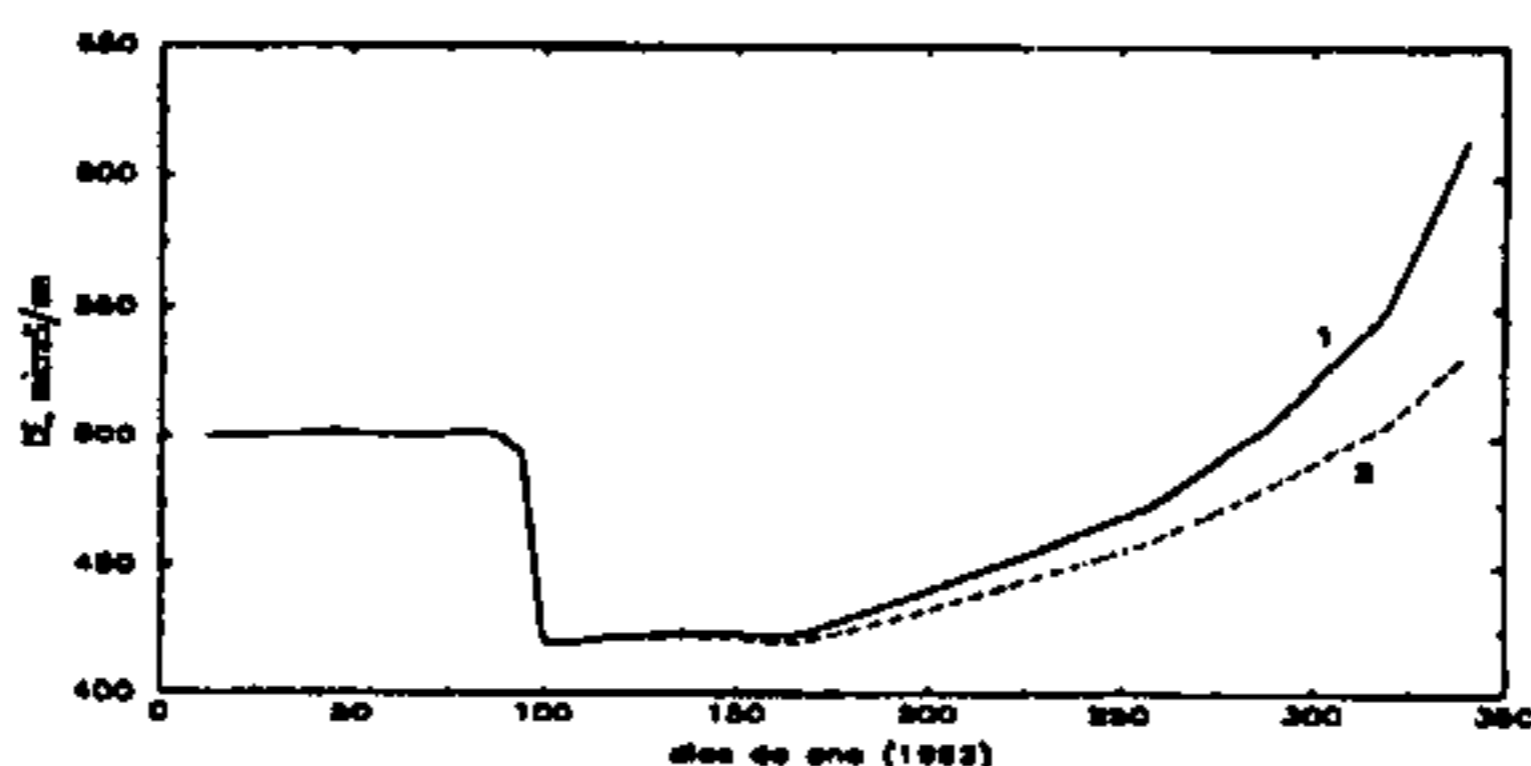


Figura 2. Simulação das variações da condutividade elétrica no açude Riachão sem canal do Trabalhador (1) e com canal (2).

Pode-se concluir que, o modelo SALIN apresentado simula razoavelmente bem o ciclo anual da salinidade dos açudes. Assim, ele pode ser uma “ferramenta” útil na realização de experimentos hidrológicos, principalmente para estabelecer as alterações ótimas de gerenciamento da qualidade da água nos açudes. Isto pode ser feito através do diagnóstico do comportamento da qualidade da água levando-se em conta várias condições hidrológicas.

4. Referências Bibliográficas

- BRASLAVSKY, A. P. The calculation of mineralization in reservoirs. Hydrochemical Materials. n 32. 72-96, 1961 (in Russian).
- EDELSTEIN, K. K., ERSHOVA, M. G. The method of calculation of water composition in reservoirs. In: The evaluation of water resources and water quality of surface water. Moscow University Publishing, 1989, 133-137 (in Russian).
- KRIVENTSOV, M. I., TARASOV, M. N. The predictions of mineralization and composition of principal ions in reservoirs. Hydrometeorological Publishing. Sankt-Petersburg, 1976, 109p. (In Russian).
- RECKHOW, K. H., CHAPRA, S. C. Engineering approach for lakes management. 2 vols. Ann Arbor Sci., Ann Arbor, Michigan, 1979.
- SHTEFAN, V. N. The calculation of waterchange in reservoirs. 1975. Vestnik MSU. Geography, n.5, 71-75 (in Russian).

Bacia do Pantanal - Mato Grosso e Mato Grosso do Sul

Edson Espíndola Cardoso
Secretaria de Estado de Meio Ambiente, MS/Brasil

Resumo – A planície sedimentar da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai conhecida como Pantanal, se estende numa área de 140.000 km² e funciona como processo de retenção e drenagem de água em períodos alternados de cheia e seca. Seus principais problemas no presente: assoreamento; pesticidas; garimpo; esgoto urbano; pressão turística. Seus possíveis problemas no futuro: hidrovía Paraná-Paraguai; gasoduto (Bolívia/Brasil); ZPE (Corumbá-MS e Cáceres-MT); porto graneleiro de Porto Murtinho-MS. Formas de minimização das Ações Antrópicas: plano de conservação da bacia hidrográfica do Alto Paraguai; programa de cooperação técnica e intercâmbio cultural (Flórida-USA, França e Alemanha); programas de saneamento básico (tratamento de esgotos domésticos).

Abstract – The sedimentary plain of the Upper Paraguay Watershed, known as Pantanal, extends over an area of 140,000 square kilometers, and acts as a water retention and drainage process during the alternate flood and drought periods. Its main problems are now: silting; pesticides; mineral prospecting; urban sewage; pressure of tourism. Its possible problems in the future are: Parana-Paraguay waterway; gasline (Bolivia/Brasil); ZPE (Free Export Zone) (Corumba-MS and Caceres-MT); grain port of Porto Murtinho-MS. Ways of minimizing Anthropic Actions: Upper Paraguay watershed conservation plan; technical cooperation and cultural exchange program (Florida-USA, France and Germany); basic sanitation programs (domestic sewage treatment)

Inúmeros estudos foram desenvolvidos no Pantanal, com o objetivo de se encontrar uma forma desenvolvimentista através da ocupação econômica, visando aspectos produtivos nos setores primários, secundários e terciários. Dentre eles destacamos PRODEPAN - Programa de Desenvolvimento do Pantanal e o EDIBAP - Estudos de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Pantanal.

Esses estudos não contemplaram o meio ambiente, tendo em vista que naquelas décadas (anos 70 e 80) não havia uma política de conscientização sob o ponto de vista ambiental e o que é mais importante, a preocupação estava totalmente voltada para a Bacia

Pantaneira (planície inundável), ficando conseqüentemente de fora o planalto circundante, hoje sabidamente o principal responsável pelos problemas que ocorrem no Pantanal.

Conhecidos os problemas do planalto, o Estado nos anos 1987 e 1988 em conjunto com a EMBRAPA/CPAP além de outras Instituições iniciou a elaboração de um Plano Diretor para o Pantanal, mas que contemplasse tanto a planície quanto o planalto, ou seja, toda a Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai, e incorporando-se a esse plano, um novo elemento, pouco conhecido na época, mas que despertava a preocupação da comunidade brasileira, **A Conservação do Meio Ambiente**, daí surgiu o Programa Nacional do Meio Ambiente - PNMA, Subcomponente Pantanal, que é composto de 10 projetos que são:

- Coordenação Geral;
- Fiscalização Ostensiva de Fauna e Flora;
- Recuperação de Áreas Degradadas (em especial a sub-bacia do Taquari);
- Monitoramento de Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai;
- Implantação do Centro de Recuperação e Triagem de Animais Silvestres;
- Implantação do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras;
- Capacidade Técnica em Manejo da Vida Silvestre;
- Reordenamento da Atividade Garimpeira na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai;
- Procedimentos de Educação Ambiental para o Pantanal;
- Plano de Conservação da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai.

O Subcomponente Pantanal, que compõe os projetos acima, foi orçado inicialmente em US\$ 10,000,000.00 (dez milhões de dólares), e teve seu início em 1990 quando da assinatura do convênio em Corumbá-MS, no dia 20.08.90 com a presença da Presidente do IBAMA, do Ministro da Agricultura e dos Governadores de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, tendo em vista que o vizinho Estado de Mato Grosso também foi contemplado com os mesmos projetos e com igual valor de recursos.

Temos que destacar o bom desempenho de Mato Grosso do Sul, aliás o único Estado dos demais contemplados no Brasil que conseguiu

implantar e executar esses projetos. Isto se deve a um fator muito importante. A equipe técnica montada pelo Dr. Nilson de Barros em 1988, então Secretário de Meio Ambiente, permaneceu na SEMA e executa a pleno esses projetos.

Como conseqüência de bom desempenho, foi possível agregar mais U\$ 2,000,000.00 (dois milhões de dólares) ao Subcomponente Pantanal e negociar a construção do Quartel da Polícia Florestal de Corumbá, do Escritório da SEMA também em Corumbá e do Escritório da SEMA em Porto Murtinho, dessa forma está sendo possível instalar estrategicamente 5 pontos de controle no Pantanal.

Até a presente data, já foram gastos U\$ 7,000,000.00 de um total de U\$ 12,000,000.00.

Um outro projeto do Banco Mundial denominado Projeto de Execução Descentralizada - PED, foi criado a partir da incapacidade técnica do IBAMA e de alguns Estados brasileiros em executar significativa parcela do Programa Nacional do Meio Ambiente - PNMA, fazendo com que o Ministério do Meio Ambiente determinasse o corte nos recursos e os transferisse a esse novo componente, totalizando U\$ 65,000,000.00 (sessenta e cinco milhões de dólares) a serem distribuídos a 13 Estados da Federação, inclusive ao Mato Grosso do Sul, desde que esses Estados conseguissem seus credenciamentos conforme exigências normativas. Com isso, Mato Grosso do Sul conseguiu credenciar-se e ser o primeiro Estado a viabilizar o valor de U\$ 5,000,000.00 (cinco milhões de dólares) que será dividido em cinco regiões, contemplando o Pantanal com mais U\$ 1,000,000.00 (hum milhão de dólares).

Dessa forma, o Pantanal a partir de 1990 até a presente data, está recebendo recursos da ordem de U\$ 13,000,000.00 (treze milhões de dólares).

O Pantanal também está se beneficiando com programas de cooperação técnica e intercâmbio cultural a saber:

Everglades/Pantanal - trata-se de um Programa Executado em conjunto com a UFMS, EMBRAPA/CPAP, UFMT e FEMA-MT, que prevê treinamento, estágios e apoio científico através da Universidade da Flórida. Esse programa começou a ser discutido em junho de 1990 através da Secretaria do Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul que teve a iniciativa de buscar conhecimento técnico em outros países, para melhorar a forma de proteção do Pantanal.

O mesmo caso se deu com a França que através também da iniciativa da SEMA-MS em 1990, iniciou os contatos que culminaram com a aprovação do Programa de Cooperação intitulado Projeto Pantanal, aliás objeto de um *workshop* que será realizado nos dias 01 e 02.12.94 em campo Grande.

Por último, foi também iniciada naquela mesma época, a negociação com o Governo Alemão, visando igualmente um Programa de Cooperação, porém o Governo daquele país, achou prudente a mudança do Governo Estadual, para então retornar a partir de 1995 a negociação. É afirmação o total interesse da Alemanha nesse Programa, pois atenderá além do Pantanal, a Bacia do Rio Paraná.

A partir de 1995, com o início efetivo do MERCOSUL, Mato Grosso do Sul, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul estarão recebendo recursos da ordem de U\$ 800,000,000.00 (oitocentos milhões de dólares) para projetos em saneamento e meio ambiente, o que permitirá desenvolver grandes projetos ambientais e de saneamento básico em todo o Estado.

Índice de Autores

Andreazza, A. M. P.	189
Bauermann, A. A.	375
Bianchini Jr., I.	311
Binotto, R. B.	189
Bitar, A. L.	311
Bordest, S. M. L.	167
Bovo, R.	167
Brunkow, R. F.	333
Carbonato, F.	173
Cardoso, E. E.	399
Clarke, R. T.	295
Crisman, T. L.	229
Cunha, C.	25
Datsenko, I.	391
De Luca, S. J.	375
Fonseca, O.	249
Forattini, G. D.	15
Fomarolli-Andrade, L.	333
Fortes, J.	25
Gastaldini, M. C. C.	279
Gomes, E. C.	261
Huertda, E. N.	173
Lanna, A. E.	113
Leite, F.	249
Linhares, J. R.	41
Macedo, M.	167
Mardini, L. L. F.	261
Mauro, C. A. de	167
Mendonço, E. M.	295
Milano, L. M.	375

Motta Marques, D. M. L. da	189
Nascimento e Silva, G. E. do	103
Navas-Pereira, D.	343
Neiff, J. J.	367
Oliveira, M. C. de	47
Rast, W.	75
Ribeiro, C. A.	167
Roorda, M. S.	133
Russo, I. L.	167
Samek, J. L.	133
Schwarzbald, A.	189
Silva, G. da	279
Silveira, G. L. da	261
Sousa, R. C.	167
Souza, M. D. S. de	279
Souza, M. A. T.	261
Thomas Filho, D. F.	279
Thornton, J. A.	75
Treuersch, M.	333
Tucci, C. E. M.	295
Wade, J. S.	53
Xavier, C. F.	333

I Seminário Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL

Recomendações

Promoção

**Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Comissão do Meio Ambiente, Brasil**

Instituto de Pesquisas Hidráulicas / UFRGS, Brasil

em associação com

Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Argentina

Centro de Ecologia Aplicada del Litoral / CONICET, Argentina

Instituto Nacional de Limnología / CONICET, Argentina

Sociedade Brasileira de Limnologia, Brasil

Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada / USP, Brasil

Centro de Ecologia / UFRGS, Brasil

7 a 9 de Dezembro de 1994

Porto Alegre - Brasil

Coordenador

Dr. David M. L. da Motta Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
RS - Brasil

Grupos de Trabalho

1. Planejamento e Tecnologias para o Controle da Qualidade de Águas Continentais

Dr. Albano Schwarzbald

Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS - Brasil

Ana Lucia Dolabella

Ministério do Meio Ambiente e Amazônia Legal, DF - Brasil

Dra. Denise N. Pereira

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, SP- Brasil

Gisela D. Forattini

Ministério do Meio Ambiente e Amazônia Legal, DF - Brasil

Dra. Inés E. de Drago

Instituto Nacional de Limnologia, Argentina

Dr. José J. Neiff

Centro de Ecologia Aplicada del Litoral, Argentina

Dr. José E. Tundisi – Coordenador de Grupo

Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, SP - Brasil

2. Legislação Ambiental para o Controle da Qualidade de Águas Continentais

Aída M. Andreazza

Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS - Brasil

Eugenio M. Cánepa

Fundação de Ciência e Tecnologia, RS - Brasil

Geraldo Nascimento e Silva

Instituto Acqua, RJ - Brasil

Dr. Jeffrey S. Wade

College of Law, University of Florida, USA

Julio D.N. Fortes – Coordenador de Grupo

Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ - Brasil

Luiz A. T. Grassi

Companhia Riograndense de Saneamento, RS - Brasil

Márcia C. de Oliveira

Secretaria de Estado de Meio Ambiente, MS - Brasil

Dr. Miguel S. Milano

Universidade Federal do Paraná, PR - Brasil

Raquel B. Binoto

Faculdade de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS - Brasil

Planejamento e Tecnologias para o Controle da Qualidade de Águas Continentais

1. Situação Vigente

1.1. Introdução

O grupo iniciou a discussão considerando quais são os principais insumos que poderão ser utilizados para o planejamento integrado da gestão dos recursos hídricos continentais (águas superficiais e subterrâneas) e estuários e águas costeiras. Do ponto de vista da abordagem, sem dúvida, o conceito adotado é o de que os recursos hídricos continentais (rios, lagos, represas, áreas alagadas, lagoas, vala de inundação - águas superficiais e águas subterrâneas) representam a sintonia de todos os impactos que ocorrem nas bacias hidrográficas. O conceito de bacia hidrográfica tem sido adotado universalmente como unidade natural, geomorfológica, de gestão das águas e de planejamento ambiental.

1.2. Planejamento e gestão da qualidade das águas continentais

O planejamento adequado a nível regional deve inicialmente levar em conta a valoração dos recursos naturais e a introdução de contas ambientais com idéia de contrastar os valores existentes -valores de mercado - com a quantificação econômica das funções naturais dos sistemas e subsistemas.

O planejamento deve estar fundamentado no sistema regional (bacia hidrográfica) levando-se em conta escalas espaciais/temporais e integrando-se os processos biogeofísicos, econômicos e sociais. A indissociabilidade destes processos é reconhecidamente um dos avanços mais importantes na interação da teoria e prática dos problemas ambientais.

O recurso natural só pode ser reconhecido como sistema de serviços se a sua própria adoção for considerada, do ponto de vista dinâmico e como uso pelas populações locais, dentro de um contexto histórico.

Para estes cálculos deve-se levar em conta os agregados da produção, a energia intrínseca embutida no sistema de produção e os de recuperação a partir dos usos do recurso natural, valores da natureza e os valores sociais.

É necessário aprofundar, integrar e sintetizar o conhecimento existente sobre os mecanismos de estabilidade, das bacias hidrográficas (ecossistemas) e as interações espaciais e temporais com as populações residentes.

O planejamento deve ser fundamentado, além da pesquisa científica, em um sistema adequado de monitoramento e alerta que permita o

acompanhamento dos processos e possivelmente o prognóstico e antecipação de impactos e incluir reformulações ao longo do tempo.

1.3. Tecnologias de controle da qualidade de águas continentais

Com relação às tecnologias apropriadas para controle da qualidade e disponibilidade da água verifica-se, no mínimo, que existem uma série de tecnologias disponíveis nos vários países do MERCOSUL, que têm sido utilizadas para resolver grande número de problemas.

Considera-se importante, como premissa básica, que as tecnologias devam ser adaptadas, reformuladas e também calibradas dentro das peculiaridades regionais. Por exemplo, a regionalização dos índices de qualidade das águas e a adoção de tecnologias de controle ambiental que combinem a função ecossistema com demandas humanas, é uma necessidade urgente.

2. Recomendações

2.1. Estabelecimento de uma rede de informações e operação, com base em laboratórios, centros e institutos de pesquisa e órgãos governamentais, à qual possam ter acesso; iniciar, organizar e desenvolver um banco de dados e tecnologias existentes; realizar pesquisas conjuntas, organizar seminários e cursos; promover intercâmbio de pesquisadores e recursos humanos.

2.2. Intercalibrar metodologias, estabelecendo padrões regionais.

2.3. Estabelecer indicadores de mudança previsível na qualidade ambiental aplicáveis à região.

2.4. Estabelecer mecanismos para que os impactos ambientais atuais e futuros possam ser adequadamente conhecidos, analisados e, através de ações de governos locais, ministério público, organizações legalmente constituídas, iniciar estudos e avaliações independentes que possam contribuir para uma solução equilibrada de problema.

2.5. Estabelecer um projeto de formação de recursos humanos em Ciências Ambientais com ênfase em manejo de bacias hidrográficas e ecossistemas, em nível de MERCOSUL, e com a participação das instituições de pesquisa dos vários países.

2.6. Estabelecer programas conjuntos de educação ambiental formal e informal nos vários países, ao amparo das organizações autorizadas.

2.7. Previsão para que uma percentagem dos recursos oriundos da legislação de compensação financeira devido a inundação por reservatórios, seja endereçada para estudos e ações que reduzam os impactos ambientais diretos e indiretos dessa obra hidráulica.

2.8. Adotar como instrumento de gestão de recursos ambientais mecanismos de compensação financeira a municípios com áreas de restrição de uso de solo, por mananciais de abastecimento público e/ou outras formas de restrição com fins de proteção ambiental, bem como de investimentos destinados a este fim.

2.9. Discutir com a população regional, entidades ou associações de profissionais constituídas e centros e institutos de pesquisa, que têm envolvimento direto com o tema, a proposta da Hidrovia Paraguai-Paraná, e de obras similares, seus objetivos e suas consequências, dando conhecimento dos mecanismos na elaboração do Estudo de Impacto Ambiental e propor a participação efetiva dos órgãos federal e estaduais de meio ambiente nos Comitês Intergovernamentais específicos.

Legislação Ambiental para o Controle da Qualidade de Águas Continentais

1. Situação Vigente

A fase de integração impulsionada pelo Tratado de Assunção leva o Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai ao desafio do Meio Ambiente. Além de tratar de seus problemas domésticos, que são muitos e graves, estes países serão forçados a atuar em conjunto com os países vizinhos nas questões de interesses comuns. Isto aplica-se desde a estabilização de sua economia a questões de conservação e preservação dos recursos naturais.

2. Recomendações

2.1. Entre os países existem objetivos gerais e comuns para o uso as águas. Os levantamentos realizados de suas respectivas legislações induziram às recomendações que se seguem, considerados os pressupostos:

estreita relação do uso do meio ambiente e a qualidade das águas;
ampla participação da sociedade.

2.2. Os países do MERCOSUL deverão homogeneizar o padrão de qualidade das águas para usos similares considerando os princípios da gestão por bacia, tarifação por uso e aplicação desses recursos em benefício do Meio Ambiente.

2.3. Estabelecimento de regras e procedimento para uso de bens comuns e ocorrências eventuais com repercussão nos países membros do MERCOSUL.

2.4. Os tratados internacionais estabelecem recomendações a serem seguidas pelos países participantes, e considerando o MERCOSUL como foro, é desejável que haja comunicação ampla dos monitoramentos de meio ambiente realizados pelas organizações técnicas dos países membros que facultem o acompanhamento de ações e suas repercussões.

2.5. Reforço do incentivo à pesquisa na área de meio ambiente nos países membros do MERCOSUL.

2.6. As "águas marinhas" deverão ter avaliação qualitativas mais adequada às suas próprias características tanto no que concerne aos parâmetros quanto aos seus níveis, considerando o conhecimento atual (estado da arte).

2.7. Implementação de um processo geral de Educação Ambiental com o apoio de organizações autorizadas.

Work Groups

I. Planning and Technologies to Control the Quality of Inland Water

Dr. Albano Schwarzbald

Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS-Brasil

Ana Lucia Donabella

Ministério do Meio Ambiente e Amazônia Legal, DF-Brasil

Dra. Denise N. Pereira

Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, SP-Brasil

Gisela D. Forattini

Ministério do Meio Ambiente e Amazônia Legal, DF-Brasil

Dra. Inés E. de Drago

Instituto Nacional de Limnologia, Argentina

Dr. José J. Neiff

Centro de Ecologia Aplicada del Litoral, Argentina

Dr. José E. Tundisi – Coordenador de Grupo

Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, SP-Brasil

II. Environmental Legislation for Quality Control of Inland Waters

Aída M. Andreazza

Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS-Brasil

Eugenio M. Cánega

Fundação de Ciência e Tecnologia, RS-Brasil

Geraldo Nascimento e Silva

Instituto Acqua, RJ-Brasil

Dr. Jeffrey S. Wade

College of Law, University of Florida, USA

Julio D. N. Fortes, Coordenador de Grupo

Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ-Brasil

Luiz A. T. Grassi

Companhia Riograndense de Saneamento, RS-Brasil

Márcia C. de Oliveira

Secretaria de Estado de Meio Ambiente, MS-Brasil

Dr. Miguel S. Milano

Universidade Federal do Paraná, PR-Brasil

Raquel B. Binoto

Faculdade de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande Do Sul, RS-Brasil

I Seminar Inland Water Quality in MERCOSUL

Recommendations

Promoted by

**Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Comissão do Meio Ambiente, Brasil**

Instituto de Pesquisas Hidráulicas / UFRGS, Brasil

in association with

Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Argentina

Centro de Ecología Aplicada del Litoral / CONICET, Argentina

Instituto Nacional de Limnología / CONICET, Argentina

Sociedade Brasileira de Limnologia, Brasil

Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada / USP, Brasil

Centro de Ecologia / UFRGS, Brasil

December 7 - 9, 1994

Porto Alegre - Brazil

Coordinator

Dr. David M. L. da Motta Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
RS - Brasil

Planning and Technologies for Quality Control of Inland Waters

1. Present Situation

1.1 Introduction

The group began discussion considering the main inputs which may be used to integrate the has been universally adopted as a natural, geomorphologic unit for water management planning of inland water resources (surface and ground water) and estuaries and coastal waters. From the standpoint of an approach, the conceded used is that inland water resources (rivers, lakes, dams, flooded areas, lagoons, flood ditches - surface waters and groundwaters) represent the harmony of all impacts occurring in the river basins. The conceded of river basin and environmental planning.

1.2 Inland water quality planning and management

Regionally appropriate planning should initially take into account the enhancement of natural resources and the introduction of environmental accounts to compare existing values - market values - with the economic qualification of natural functions of systems and subsystems.

Planning should be based on the regional system (river basin), taking into account, space time scales and integrating biogeophysical, economic and social processes. The indissociability of these processes is acknowledged to be one of the most important advances in the interaction of theory and practice of environmental problems.

The natural resource can only be acknowledge as a service system if its own adoption is considered from the dynamic standpoint, as use by local populations, in an historical context.

For these calculations (computations) one must take into account production aggregates, intrinsic energy built into the production system and the resource, nature values and social values.

It is necessary to further, integrate and summarize existing knowledge on the mechanisms of stability, of river basin (ecosystems) and spatial and temporal interations with resident populations.

Planning, should be based on scientific research and on an adequate monitoring and alarm (early warning) system which allow one to follow the processes and possibly perform a prognosis and anticipate impacts and include reformulations over time.

1.3 Inland water quality control technologies

As regards appropriate technologies for quality control and water availability, it is found, at least, that there are a number of technologies available in the different MERCOSUL of problems.

It is considered important as a basic premise, that the technologies be adapted, reformulated and also calibrated according to regional specificities. For instance, it is urgently necessary to regionalize water quality indices and adopt environmental control technologies which will combine the ecosystem function with human demands.

2. Recommendations

A information and operations network should be established, based on laboratories, research centers and institutes, and government agencies, to which they can have access, besides organizing a data base, performing joint research, organizing seminars and courses, promoting exchanges of researchers and human resources, and beginning and developing a bank of existing technologies.

2.2 Methodologies should be intercalibrated regional standards and norms established.

2.3 Indicators of foreseeable changes in environmental quality which are applicable to the region should be created.

2.4 Mechanisms should be established so that present and future environmental impacts may be adequately recognized, analyzed, and through actions of local governments, Government attorneys, legally constituted organization, independent studies and assessments should be initiated which will help achieve a balanced solution to the problem.

2.5 A project should be established to train human resources in Environmental Sciences, stressing river basin and ecosystem management, at the level of MERCOSUL, with the participation of research institutions and involving the different countries.

2.6 Joint programs should be established for formal and informal environmental education in the different countries.

2.7 Provision should be made so that a percentage of resources resulting from financial compensation law for damages incurred by flooding for

reservoirs will be used for studies and actions to reduce direct and environmental impacts of this hydraulic work.

2.8 Mechanisms which will provide financial compensation to counties in land use is restricted due to public sources of supply and/or other forms of limitation for purposes of environmental protection and also investments for this purpose should be adopted as an instrument of environmental resource management.

2.9 Discussions should be held with the population in the region, entities or formal professional societies and research centers and institutes directly involved in the topic, regarding the proposal for the Paraguay - Parana waterway and similar works, their aims and consequences, informing them of the mechanisms used in preparing the E I A and proposing the effective participation of federal and state environmental agencies in the Intergovernmental Committee.

Environmental Legislation Concerning Inland Water Quality Control

1. Present Situation

The integration phase promoted by the treaty of Assuncion presents Brazil, Argentina, Paraguay and Uruguay with the challenge of the Environment. Besides dealing with their domestic problems which are many and serious, they will be forced to act jointly with neighboring countries on matters of common interest. These range from stabilization of their economies to matters of natural resource conservation and preservation.

2. Recommendations

2.1 Among the countries there are general and common aims concerning water use. The surveys of the respective legislations led to the following recommendations, taking into account the assumptions that:

- there is participation of Society in general.

2.2 The Mercosul countries are to homogenize the standard of water quality for similar uses, considering the principles of basin management, tariffs per use and investment of these resources to benefit the environment.

2.3 They are to established rules and procedures for the use of common goods and deposits which may be found which will have repercussions on the member states of MERCOSUL.

2.4 The international treaties establish recommendations to be followed by participating countries considering MERCOSUL as a forum. It is desirable that there be broad communication of environmental monitoring performed by technical organizations of the Member-States which will allow the follow up of actions and their repercussions.

2.5 The reinforcement of environmental research incentives in the Member-States of MERCOSUL.

2.6 "Sea Waters" should undergo a qualitative assessment more appropriate to their characteristics, both as regards parameters and their levels, considering state-of-the-art knowledge.

2.7 Implementation of a general Environmental Education process with the support of authorized organizations.

Participantes

- Alfonso, H.J.L.H. – Itaipú Binacional
Andreazza, A.M.P. – UFRGS
Becker, V.
Becker, V. – PUCRS
Binotto, R.B. – UFRGS
Caldart, E.L. – CORSAN
Campagna, A.R. – UFRGS
Campana, N.A. – IPH – UFRGS
Canepa, E.H. – CIENTEC
Cantusio Neto, R. – Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S.A.
Carara, A.E.Q. – Biociências – PUCRS
Cardoso, L.S. – PUCRS
Castro, A. – UFRGS
Có, V.L. de – CORSAN
Colombo, M.C.R. – IPH – UFRGS
Costa, L.H. da – Interprise Sovereign Ltda
Cruz, J.C. – UFSM
Cruz, R.C. – CPG Ecologia
Dib, M.A.P. – Depto de Águas e Esgotos Jundiaí
Fabrício Filho, J.A. – FEPAM
Feijó, M.G.O – IPH – UFRGS
Fortes, J.D.N. – UERJ
Frankenberg, C.L.C. – PUCRS
Garcia, R.L. – IPH – UFRGS
Gastaldini, M.C.C. – UFSM
Genz, F. – IPH – UFRGS
Germano, A.O. – IPH – UFRGS
Golçalves, M. – IPH – UFRGS
Gomes, E.T. – UFRJ
Grassi, L.A.T. – CORSAN
Hatje, V. – Universidade Federal Fluminense
Hofmann, H.L. – UFRGS
Ide, C.N. – IPH – UFRGS
Kotlhar, M.K. – IPH – UFRGS
Lamparelli, M.C. – CETESB
Laybauer, L. – UFRGS
Leão, C.S. – IPH – UFRGS
Lima, H.V.C. – IPH – UFRGS
Lima, J.M.C. de – FEPAM
Malvezzi, M. – FEMA

Marchiori, M.O. – PUCRS
Marenda, L.D. – Itaipú Binacional
Marques, J.L. – CPRM
Matos, I.S. – Universidade Federal de Mato Grosso
Mello, R.S.P. – UFRGS
Melo, L.C.T. – IPH – UFRGS
Menezes, C.F.S. – ELETROBRÁS
Miranda, A.L. – UFRGS
Miranda, T.L. de – IPH – UFRGS
Moraes, M.F.A. – IPH – UFRGS
Neves, B.A. – UFRGS
Nogueira, S.V.G. – Itaipú Binacional
Nonnenmacher, F. – UFRGS
Nordemann, L.M.M. – INPE
Nosikawa, P.P. – Itaipú Binacional
Oliveira, M.A. – UFRGS
Oliven, M. – UFRGS
Pedrosa, V.A. – IPH – UFRGS
Peixinho, F.C. – CPRM
Pestana, M.H.D. – UFRGS
Pincegher, M.R. – FEMA
Pinto, C.R.R. – IPH – UFRGS
Printes, L.B. – UFRGS
Raya, M.T. – Ecologia – UFRGS
Rohde, F. – Interprise Sovereign do Brasil
Sanchez, J.C.D. – CIENTEC
Schunemann, A. – UFRGS
Shirashi, F.K. – Universidade Federal de Mato Grosso
Silva, A.L.M.S. – IPH – UFRGS
Silva, A.P.P. – PUCRS
Silva, J.P. da – Companhia Hidroelétrica do São Francisco
Silva, M.C. da – UFRGS
Silva, N.L.A. da – DMAE
Silveira, R.E.I. – CPRM
Suminsisky, M. – IPH – UFRGS
Tavares, V.E.Q. – CPG – IPH
Telles, R.M. – FURG
Torgan, L.C. – Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul
Treuersch, M. – GTZ – IAP – PIAB
Veiga, L.F. – Petrobrás/CENPES
Vieira, L.M. – EMBRAPA
Villanueva, A. – IPH
Villas Bôas, J.M. – CPG – IPH

CENTRO DE INFORMACION DE RECURSOS HIDRICOS



3 5617 00002 8746