Campus de São Carlos

AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL : UMA
APROXIMAÇÃO METODOLÓGICA AO
DIAGNÓSTICO DA SAÚDE DOS ECOSISTEMAS

Fernando Pinzón-Ramírez

Orientador: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 30 / 10 / 01

Ass.: _____

Guilherme

**AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL:
UMA APROXIMAÇÃO METODOLÓGICA AO
DIAGNÓSTICO DA SAÚDE DOS ECOSSISTEMAS**

Fernando Pinzón-Ramírez

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

São Carlos

2001

DEDALUS - Acervo - EESC

31100036831

Class.	TESE - EESC
Cutt.	4480
Tombo	T0251/01

12/2825

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

P661a Pinzón-Ramírez, Fernando
Avaliação de risco ambiental : uma aproximação
metodológica ao diagnóstico da saúde dos ecossistemas
/ Fernando Pinzón-Ramírez. -- São Carlos, 2001.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
São Carlos-Universidade de São Paulo, 2001.

Área : Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

1. Avaliação de risco ambiental. 2. Saúde dos
ecossistemas. 3. Ecotoxicologia. 4. Reservatório de
Salto Grande. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **FERNANDO PINZON RAMIREZ**

Dissertação defendida e julgada em 13-08-2001 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA** (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Profa. Dra. **ANA LÚCIA FONSECA**
(Escola Federal de Engenharia de Itajubá/EFEl)

Aprovado

Profa. Tit. **ODETE ROCHA**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

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

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

*Que as coisas são inatingíveis?
Ora! Isso não é motivo para não querê-las.
Que tristes seriam os caminhos
Sem a presença distante das estrelas.*

Mário Quintana

"Quando contemplo as galáxias, teoria quântica, evolução ou tempo geológico, acho que sou movido por uma forma que um poeta iria reconhecer. Isso não quer dizer que eu escreva poesia. Não sou capaz, mas acho que a grande ciência é semelhante à grande arte. E será mais apreciada se mais pessoas a virem como poesia, arte ou música."

Richard Dawkins

[*In*: "Unweaving the Rainbow: Science, Delusion and the Appetite for Wonder"]

Dedicatória

In Memoriam

Ao meu pai, confidente e amigo de sempre,
o Professor **Alcides Pinzón Cortés**
quem, com o seu exemplo de vida,
mostrou-me que a integridade é a nossa maior fortaleza,
ingrediente principal da dignidade humana
e que o trabalho tem que ser feito com amor,
porque se assim não for então não vale a pena fazê-lo.

Ao meu mestre e amigo
o Professor Doutor **Jorge Alberto Petersen**,
do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências
da Universidade de São Paulo,
quem, como um pai científico, me iniciou nos profundos e
complexos mistérios da ciência da Ecologia.

In Vivo

Ao meu filho e amigo para sempre,
Juan Vinicius Pinzón Cardoso
quem, com o seu sorriso inocente,
não me deixa esquecer nunca da responsabilidade que tenho
como pai e como cientista para lhe entregar um mundo melhor,
e ainda me ensina que a verdadeira aprendizagem
passa obrigatoriamente pelo eterno prazer da descoberta.

À minha amada esposa e melhor amiga,
Maria Inês Cardoso,
companheira de sonhos,
quem sempre me surpreende com a sua
compreensão, amor, paciência e apoio incondicionais.

À minha mãe e amiga de sempre
a Professora **Maruja Ramírez de Pinzón**,
quem me ensinou que o maior patrimônio é o conhecimento
e, com o seu notável exemplo, ainda mostra a todo o mundo
que nunca é tarde para adquiri-lo.

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Evaldo Luís Gaeta Espíndola pela valiosa orientação, imensa paciência e confiança cega. E, claro, pela amizade que fica;

À Professora Doutora Maria da Glória Blumer Soares Moreira, do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, orientadora inicial, por me introduzir em um mundo que para mim era desconhecido, forjando a ferro e fogo a minha maturidade como cientista e como ser humano;

À Professora Doutora Odete Rocha, do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos pelo estímulo permanente e pelos seus sábios conselhos, não somente durante o Exame de Qualificação e na Defesa desta dissertação, mas durante toda a minha estadia em São Carlos. Foi sempre um ponto de referência, verdadeiro oráculo e refúgio, e para mim é um grande motivo de orgulho poder dizer hoje que fui seu aluno e que conto com a sua amizade para sempre;

À Professora Titular (Aposentada) Lílíana Forneris, do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, pelo entusiasmo transbordante com que me surpreendeu durante o Exame de Qualificação. Ter conquistado as suas bênçãos e conselhos tem sido uma das maiores vitórias na minha trajetória como aprendiz de feiticeiro;

À Professora Doutora Ana Lúcia Fonseca, da Escola Federal de Engenharia de Itajubá quem muito contribuiu participando da banca examinadora. Seus valiosos conselhos foram seguidos à risca na versão final deste trabalho;

À Professora Associada Maria do Carmo Calijuri, do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, por tornar possível o meu nada ortodoxo ingresso no Programa de Pós-Graduação, e também pelos seus conselhos sempre atinados e, acima de tudo, pela sua amizade;

Ao Professor Doutor José Galizia Tundisi, do Instituto Internacional de Ecologia, sempre disposto a discutir as minhas mazelas científicas. Muito tem contribuído à discussão teórica deste trabalho, enriquecendo-me com os seus singulares e instigadores pontos de vista, seu conhecimento e a sua sabedoria. Obrigado por me presentear com a sua amizade;

À Professora Doutora Mirna Januária Leal Godinho, do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos, quem demonstrou uma singular equanimidade e desprendimento me aconselhando e me atendendo com extrema simpatia;

À Professora Doutora Rosana Filomena Vazoller, hoje na Fundação André Tosello, por conjugar em sua pessoa as qualidades e virtudes de uma cientista inteligente, de uma professora dedicada e querida e de uma cidadã atuante. Seu exemplo de profissionalismo, digno de ser imitado, já seria o suficiente para citá-la nesta relação de Agradecimentos. Mas eu fui premiado com longas e riquíssimas conversações, sábios conselhos e uma amizade e apreço aos quais eu não tenho sabido corresponder;

À Professora Doutora Sandra Azevedo, do Núcleo de Pesquisas em Produtos Naturais da Universidade Federal do Rio de Janeiro, pelas proveitosas conversas, seu entusiasmo e bom humor e também pelo seu constante incentivo às minhas loucuras;

À Professora Doutora Eli T. Gomes, do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, cujo trabalho e aconselhamento me abriram as portas no momento em que todas pareciam trancafiadas;

Ao Professor Titular Fazal Hussain Chaudry, do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. O Professor, O Mestre, O Guia e O Gurú. A sua parcimônia, equanimidade e sabedoria impar tem sido uma fonte permanente de consulta e refúgio. A sua amizade é um dos bens mais prezados que conquistei nesta Escola;

Ao Professor Associado Marcelo Pereira de Souza, do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Pela sua amizade e os seus sempre valiosos e bem humorados conselhos como o de ter muito cuidado na hora de "internalizar as externalidades". Ou vice-versa.... Insubstituível orientador em tudo o referente a Gerenciamento Ambiental;

Ao Professor Doutor Raul Henry, do Instituto de Biociências da UNESP/Botucatu, por seus sempre acertados comentários a respeito de detalhes do meu trabalho. Conversar com ele é sempre um saudável desafio ao intelecto;

À Professora Doutora Rosaura Gavilán Díaz, da Universidad Industrial de Santander (Colômbia) pelas suas sentidas palavras a respeito da dura realidade da nossa pátria comum e do nosso papel como cientistas ambientais nesse contexto conturbado. E, logicamente, pela torcida;

À Professora Doutora Marlene Arcifa, da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, a quem sou imensamente grato pela sua extrema gentileza e pela confiança em mim depositada;

À Professora Doutora Sandra M. Hartz, do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Presidente da Comissão Organizadora do V Congresso de Ecologia do Brasil (2001). O seu convite para apresentar este trabalho no marco desse grande evento significou para mim um inesperado reconhecimento e um estimulante voto de confiança;

Ao Doutor Donato Seiji Abe, do Instituto Internacional de Ecologia, antigo colega de graduação e hoje um dos meus orientadores "*Ad Honorem*", pelas valiosas dicas e conselhos, e pela amizade;

A todo o pessoal do Laboratório de Processos Anaeróbios da Escola de Engenharia de São Carlos, em especial ao Professor Doutor Marcelo Zaiat, à Doutora Eloísa Pozzi Gianotti e à Doutora Juliana Calábria pela colaboração e apoio desinteressados;

À colega de jornada, Gina Luísa Boemer Deberdt, companheira de *insights*, fonte inesgotável de inspiração, conselheira e cúmplice em um par de trabalhos apresentados em congressos. Sem a sua participação e estímulo nada do que aqui se apresenta teria sido possível. Simplesmente isso. A sua espontânea e desinteressada ajuda já lhe garantiram um lugar no Céu;

À *mahatma* Diana de Lima, irmã adotiva, por me emprestar seu cantinho e seu ombro e pela torcida sempre incondicional;

À mais nova irmã, Márcia Noelia Eller, pelo grande incentivo e cobrança assim como pelo entusiasmo como corretora voluntária deste texto;

Aos meus irmãos de sangue, que estão na Colômbia, Maritza, Ricardo Júlio, Maja Astrid e Irma Luz, pelo apoio irrestrito, confiança, exemplo de honestidade, integridade e pela sensibilidade que só os artistas são capazes de demonstrar. Também pelo seu belo e incansável exemplo de luta por um mundo melhor, exemplo que eu mal consigo emular;

Além da "irmãs" Gina, Diana e Márcia, já citadas, devo um especial agradecimento aos meus outros "irmãos" do peito na minha passagem por São Carlos. São eles: Celina Lópes Ferreira, Martha de Almeida Prado Montenegro, Victor Eduardo Lima Ranieri, Mariana Pacheco, Cibele Cury, Mirian Vicente, Daniel Autran Botelho, Patrícia da Silva Leme ("Pazu"), José da Silva Mourão, Paulinho Cavalcanti, Rita Nardy, Elisa Madi, João Villa, Myrian Abdon, Cyro Martins Bicudo, Luciano Mansor de Mattos, Alessandra Ribeiro de Moraes, Giovana Tommaso, Paulo Sérgio Monzani ("Peninha") e Dimitrios Efstratios Kondegeorgos (o "Grego"), verdadeiros anjos da guarda durante diferentes momentos da minha vida sãocarlense. Amigos nas horas alegres e nas horas tristes. A sua incondicional amizade é um patrimônio do qual não abro mão, pois é a minha maior conquista;

A todos os meus colegas e amigos do Curso de Pós-Graduação em Ciências de Engenharia Ambiental, aos novos e aos antigos. Além dos já citados, menção especial para Claudia Rezende, Rachel Bardy Prado, João Mattos, Ciclene Britto, Andréa de Araujo, Dirlane Fátima do Carmo, Ricardo Minotti, Clarice Botta Paschoal, Clóvis do Carmo, Lucy Zanata, Ricardo Gentil Pereira, Roberta Jorge, Cintia Badaró-Pedroso, Valéria Prosperi, Fabiano Botta Tonissi, Paulino Medina Jr., Luciano Regalado, Marcus Vinicius Chamon Schmidt, Fernanda Teixeira e Marciano, Rosana Hamed Scagnolatto, Tatiana Walter, Evandro Moretto, Carlos Eduardo Marinelli, Juliana Cortéz, William Giorgio Debastiani, Alfredo Lage Filho, Davi Carvalho, Gunther Brucha, Giovanna Bottura, Alexandre Bitar, Sergio Luiz Sonoda, Andréia Cassiano, Mara Costa, Corina Sidagis Galli, Esperanza Piedrahita, Marlon Pelaez, Guillermo Chalar Marquisá, Sônia Rodrigues, Eliton Silveira, Jorge Eduardo Kotas, Erica Fujisaki, Patricia Bortoletto de Falco, Eva Teixeira dos Santos, Andréia Medinilha, Giselle Paulino Vargas, Antoniovaldo de Jesus, Eneida Aleixo Villa, Patricia Sanchez, Iracema de Freitas, José Luiz Müller, Ricardo Queiróz, Jucélia Cabral, Marcos Bravin dos Santos, Patricia Aparecida de Souza, Roberto Simão, Silvia Barguil, Caio de Almeida, Juliana B. da Costa, Valdir Specian, Sofia Mascaro, Aldo Ometto, Rosa Toro, Paula Petracco, Patricia Silveiro, Adriana Imperador, Marcelo Bento, Mariana Masutti, Ricardo Reis, Baptista Bina e Domingos Sávio Barbosa. Todos eles enriqueceram o Curso com a sua presença e eu me enriqueci com a sua convivência;

Aos colegas de "repúblicas" Saci, Victor, Fabiano, Rosa, Clóvis, Ricardo, Paulino, Giselle, Mari-Rá, Evandro, Caê, Muller, Rinaldo, Drica e Carlinha, por me acolherem e me agüentarem;

A todo o pessoal do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada especialmente às amigas Claudete Poianas da Silva, secretária do Programa de Pós-Graduação, e as bibliotecárias Regina Célia Vidal Medeiros e Mara Cotrim Gomes. A sua amabilidade, eficiência e orientação foram fundamentais;

A todo o pessoal do Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo, em São Sebastião, nas pessoas do seu Diretor, o Professor Doutor José Carlos de Freitas, das secretárias, Lenise Strambi e Simone Galante, e dos técnicos Joseilto, Adriano e Elso, assim como o Wagny, Técnico de Documentação e Informação e o pessoal da oficina, Elias, Paulo e Reinaldo. A sua cordialidade, própria dos caiçaras, é um complemento perfeito à sintonia que se pode alcançar na belíssima paisagem onde está escondido esse Centro de pesquisas;

Aos pesquisadores que freqüentam o CEBIMar pelas estimulantes conversações a respeito de Ecologia experimental e teórica, especialmente à Professora Doutora Fosca Pedini e aos Doutores Luis Henrique Lima e Alexandre Turra, todos da UNICAMP e à Mestre Flávia Borges, da FFLCH/USP-Ribeirão Preto;

Ao pessoal da Biblioteca Central da Escola de Engenharia de São Carlos, especialmente à Elenise de Araújo, à Gertrud Bosbach Romanelli, à Eleninha P. Gonçalves e à Rosana Paschoalino. A sua eficiência e amabilidade são de fazer inveja a qualquer mortal e elas me honram com a sua amizade;

Aos técnicos Gláucia M. Dotta, Luiz Botega e Wagner Pontes do Centro de Informática de São Carlos, pela simpatia, pela amizade e pelo aconselhamento;

Aos meus colegas da recém instalada Comissão de Ética da Escola de Engenharia de São Carlos por me permitirem pensar, discutir e agir de modo que possa retribuir à Escola a oportunidade de fazer a minha pós-graduação, com ações concretas no sentido de melhorar a convivência e o bem-estar dentro dela;

À Dona Jurema, do Xiqueirinho, por me facilitar a alimentação quando a fome teimava em querer fazer festa;

Aos amigos músicos André e o "Mandinga", "Paralelos do Ritmo", "Chapados Guimarães", "Tarja Preta", "Homem com Asas", "Amnésia" e "Fornalha", pela excelente qualidade da trilha sonora que embalou a redação deste trabalho;

À Hanna e à Lala, prova irrefutável de que as diferenças entre cães e gatos na são nada quando a amizade comanda as relações entre os seres. Elas temperaram a redação deste trabalho com as suas brincadeiras e o seu carinho;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela Bolsa concedida (Processo 98/01426-0) e ao Assessor Anônimo pelas valiosas sugestões;

À CAPES pelo auxílio emergencial, sem o qual este trabalho estaria seriamente comprometido;

A todos eles* meu mais sincero **"MUITO OBRIGADO" !**

* Fui o primeiro a me surpreender com o tamanho desta lista. Sinal de que a minha passagem pelo Programa e pela cidade de São Carlos foi extremadamente enriquecedora.

SUMÁRIO

Epígrafe	i
Dedicatória	ii
Agradecimentos	iii
Sumário	viii
Resumo	x
Abstract	xi

PARTE I: BASES CONCEITUAIS 1

1	Introdução	1
2	Avaliação de Risco Ambiental	34
	2.1. Identificação e Formulação do Problema	39
	2.2. Análise	44
	2.2.1. Caracterização da Exposição	46
	2.2.1.1. Caracterização do Estressor	46
	2.2.1.2. Caracterização do Ecossistema	46
	2.2.1.3. Análise da Exposição	48
	2.2.1.4. Perfil da Exposição	49
	2.2.2. Caracterização dos Efeitos Ecológicos	50
	2.2.2.1. Avaliação de Dados sobre Efeitos Relevantes	50
	2.2.2.2. Avaliação das Respostas Ecológicas	51
	2.2.2.3. Perfil Estressor / Resposta	54
	2.3. Caracterização de Risco	54
	2.3.1. Estimação de Risco	56
	2.3.2. Descrição do Risco	57

PARTE II: ESTUDO DE CASO	59
1. Identificação e Formulação do Problema	60
1.1. Caracterização da Área de Estudo	60
2. Caracterização dos Estressores	63
2.1. Cargas Pontuais	63
2.2. Cargas Difusas	64
2.3. Seleção e Caracterização dos Estressores	65
2.4. Desenvolvimento de Modelos Conceituais	73
3. Análise do Risco	78
4. Caracterização do Risco	80
 PARTE III: CONSIDERAÇÕES FINAIS	 84
 Referências Bibliográficas	 92
ANEXO 1	113

Resumo

Os paradigmas ecológicos atualmente em prática apresentam dificuldades quando aplicados na avaliação, monitoração e gerenciamento dos ecossistemas altamente deteriorados. No entanto uma abordagem baseada na metáfora da saúde ambiental promete vir a ser muito útil. Pela discussão a respeito do conceito de saúde ambiental, o presente ensaio propõe algumas definições bem como um modelo e métodos preliminares de diagnóstico, baseado nos protocolos de Avaliação de Risco Ambiental da agência ambiental norte americana. A proposta de avaliação da saúde dos ecossistemas deriva de uma nova ciência integradora, a ecotoxicologia, a qual estaria a desenvolver procedimentos para diagnosticar as condições de saúde dos ecossistemas de forma semelhante a como se estima a condição da saúde humana. As principais idéias a respeito de saúde dos ecossistemas estão condensadas em três capítulos principais. Em primeiro lugar é apresentada uma revisão da literatura referente ao conceito de saúde dos ecossistemas e às suas diferentes formas de estimação. Uma vez definidas as bases conceituais, e a modo de exemplo, passa-se a um estudo de caso no qual procura-se estimar alguns aspectos relacionados ao estado de saúde da Represa de Salto Grande (Americana, SP) mediante a aplicação da metodologia de Avaliação de Risco Ambiental. Finalmente, são apresentadas algumas considerações a respeito do diagnóstico da saúde de reservatórios.

Palavras-chave: Avaliação de Risco Ambiental; Saúde dos Ecossistemas; Ecotoxicologia; Reservatório de Salto Grande.

Abstract

The assessment, monitoring and management of highly deteriorated ecosystems are not easily served for by existing environmental paradigms. The approach to the concept of ecosystem health metaphor is seen to be very useful. This essay proposes some definitions of ecosystem health along with a preliminary diagnostic model and methods based on the USEPA's Environmental Risk Assessment framework. The ecosystem health assessment idea derives from the emerging integrative science of ecotoxicology, which would be to seek a procedure about diagnosis of ecosystem health condition similarly to the diagnosis of human health condition. The main ideas about ecosystem health are condensed into three main sections. First, a review of the literature regarding definitions and general approaches of biophysical landscape health is presented. This background stage is followed by a case study, as example, which details how different phases of the USEPA's Environmental Risk Assessment framework can be applied to accomplish some aspects of the ecosystem health status from the Salto Grande Reservoir (Americana, SP - Brazil). At the essay's conclusion, some remarks regarding the tropical reservoir's health diagnosis are presented

Key words: Environmental Risk Assessment; Ecosystem health; Ecotoxicology; Salto Grande reservoir.

PARTE I: BASES CONCEITUAIS

1. Introdução

Hoje em dia podemos perceber que as mudanças que provocamos na natureza escondem perigos reais à nossa saúde e à nossa sobrevivência, tanto como cidadãos quanto como espécie. Entendendo como “cidadãos”, entes que conjugam em si mesmos o caráter orgânico e o caráter cultural, na sua relação com o meio ambiente e como “espécie”, uma entidade com determinadas características expressas num conjunto de Estratégias Evolutivamente Estáveis (MAYNARD-SMITH, 1975),

Se a nossa tão apregoada inteligência for uma dessas Estratégias Evolutivamente Estáveis, deveríamos aprender a prestar mais atenção aos sinais desses perigos latentes. Hoje, por exemplo, somos capazes de detectar a presença do DDT no leite materno de qualquer mãe deste planeta, bem como nas aves migratórias da Antártida ou nas baleias da Groenlândia. Entretanto, o Brasil fabrica este inseticida em escala industrial, para o combate aos mosquitos transmissores da Dengue e da Malária. Contudo, o uso do mesmo foi banido na maioria dos países. A “célebre tragédia de Minamata”, nos mostrou com pesar, que o mercúrio uma vez liberado para o ambiente, potencializa a sua toxicidade na rede trófica aquática, tomamos conhecimento disto, mas ainda assim, continuamos a permitir a sua utilização indiscriminada nas indústrias químicas de produção de soda e cloro e na mineração do ouro.

Temos desenvolvido estratégias efetivas e instrumentos refinados para estimar esses perigos, porém não agimos de forma a neutralizá-los ou minimizá-los. E na maioria das vezes o que ocorre é a falta de vontade política para solucionar os problemas. Em muitos casos, entretanto, falta uma adequada avaliação dos riscos que são impingidos ao ambiente. Portanto, cabe a nós, cientistas, estimar e traduzir os riscos ambientais das atividades

antrópicas, de forma tal que possam servir de instrumento e base para as políticas de gerenciamento ambiental.

Risco ambiental é a possibilidade de um dano, injúria, enfermidade ou morte decorrente da exposição dos seres humanos, dos animais ou dos vegetais a agentes ou condições ambientais potencialmente perigosas, assim como à possível extensão das conseqüências desse evento. (TOMMASI, 1994). Esses “agentes ou condições ambientais potencialmente perigosas” são ordinariamente denominados **estressores**, os quais podem ser de natureza química, física ou biológica, ou podem ainda, apresentar-se de forma isolada ou conjugada nos ecossistemas.

Conclui-se com isto que o perigo pode ser medido, ou melhor, o grau de periculosidade de um determinado evento à saúde humana, animal, vegetal ou ambiental pode ser estimado. Geralmente isto é feito com relação aos estressores químicos e aos seus possíveis ou prováveis efeitos tóxicos diretos ou indiretos nos organismos. Saliencia-se, entretanto, que pode-se referir a qualquer outro tipo de estressor. A metodologia para se chegar a esta estimativa é denominada de “Avaliação de Risco Ambiental”.

No entanto, esta metodologia é entendida e aplicada em função da saúde humana, e atualmente é uma ferramenta de avaliação dos riscos potenciais dos poluentes químicos à saúde humana nos mais variados ambientes. Ela serve como subsidio na definição de políticas de saúde pública, de segurança no trabalho, no transporte e armazenamento de substâncias tóxicas, dentre outras.

A introdução de substâncias químicas no ambiente natural e no antrópico, sem o devido conhecimento a respeito dos possíveis efeitos adversos dessas substâncias, nos conduz à necessidade de fazermos avaliações da quantidade real de poluentes presentes no ambiente, descobrir quais são as formas de exposição, quais as concentrações incorporadas pelos organismos e qual o dano que efetivamente produzem na saúde da população

humana. Comumente se afirma que isto se consegue estabelecendo sistemas de vigilância dos riscos ambientais.

Esta vigilância ou monitoração epidemiológica se define como uma atividade sistemática e permanente de coleta, análise e interpretações da informação de interesse sanitário que permitam descrever, medir e avaliar um problema de saúde pública. A informação processada deve ser usada para o planejamento e realização dos programas de saúde, bem como para medir o impacto destes (SANDOVAL, 1993).

Neste campo, a vigilância epidemiológica tem dois componentes essenciais: a vigilância ambiental e a vigilância biológica, os quais são elementos complementares de um mesmo sistema e cujo objetivo final é a prevenção das doenças originadas pelos estressores químicos. A vigilância do meio ambiente é um conjunto de atividades sistemáticas capazes de detectar e medir a presença dessas substâncias no ar, na água, no solo e nos alimentos; a vigilância biológica, por outro lado, é o exame de grupos de pessoas a fim de medir o grau de exposição a que estão sendo submetidas em relação a um poluente ou grupo de poluentes químicos.

Entretanto, nem sempre é possível prever os efeitos a curto, médio e longo prazo dos estressores químicos e, muitas vezes, como na medicina, deve-se partir do diagnóstico de um ou de vários casos químicos, para que seja possível identificar as prováveis causas do estresse ambiental. Dessa forma, as análises dos registros clássicos de morbidade e mortalidade necessitam ser incorporadas na vigilância epidemiológica, já que eles podem ser a chave para relacionarmos um agente específico com a patologia encontrada.

Estima-se que a poluição química do meio ambiente não é o resultado do mau uso ou do abuso dos processos produtivos, mas do seu uso normal. Esta premissa é fundamental para que se entenda que a mesma deva ser uma preocupação quotidiana, sendo incorporada como parte integral dos serviços rotineiros de fiscalização ambiental assim como dos serviços de saúde. Ela

deve, então, conduzir à execução prática de medidas preventivas e corretivas dos efeitos nocivos dessa poluição.

Voltando à Avaliação do Risco Ambiental, a formatação conceitual desta metodologia passa necessariamente pela premissa básica, na qual a saúde dos ecossistemas, a exemplo da saúde humana, animal ou vegetal pode ser estimada e corrigida, no caso de apresentar desvios de um estado de equilíbrio considerado normal ou ideal. Isto é, um determinado estado de saúde. Na realidade essa é uma metáfora muito útil, se considerarmos os ecossistemas como organismos verdadeiros, apenas com níveis de complexidade hierarquicamente superiores.

A analogia e conseqüente sincronia entre saúde ambiental e saúde humana não é um *insight* recente. Ele apareceu em culturas antigas, em diferentes lugares do mundo como fruto de uma percepção aguda da situação do ser humano como sendo mais uma das espécies a coexistirem no nosso planeta. Esta percepção coloca o homem como um ser extremamente interdependente em relação ao seu entorno. Ela pode ser encontrada em filosofias de vida e tradições religiosas como, por exemplo, o Taoismo e o Budismo no oriente, assim como nas tradições e mitologias dos antigos europeus e indígenas americanos¹, no ocidente.

Entretanto, na nossa cultura pós-moderna, essa metáfora é de aparição bem mais recente. No nosso modo de pensar, a nossa relação com a natureza

¹ "Vocês devem ensinar às suas crianças que o solo a seus pés é a cinza de nossos avós. Para que respeitem a terra, digam a seus filhos que ela foi enriquecida com as vidas de nosso povo. Ensinem às suas crianças o que ensinamos às nossas, que a terra é nossa mãe. Tudo o que acontecer à terra, acontecerá aos filhos da terra. Se os homens cospem no solo, estão cuspidos em si mesmos. Isto sabemos: a terra não pertence ao homem; o homem pertence à terra. Isto sabemos: todas as coisas estão ligadas como o sangue que une uma família. Há uma ligação em tudo. O que ocorrer com a terra recairá sobre os filhos da terra. O homem não tramou o tecido da vida; ele é simplesmente um de seus fios. Tudo o que fizer ao tecido, fará a si mesmo." [Carta do Chefe Seattle (1854)]

[Tomado de <http://www.cetesb.sp.gov.br/MeioAmbiente/carta.htm>].

tem se fundamentado em dois pilares conceituais que tem contribuído para colocar um véu naquilo que parece óbvio.

O primeiro pilar remonta-se ao Gênese, o Livro da Criação, comum às tradições judaica, cristã e islâmica. Nele o ser humano, feito à imagem e semelhança do deus criador, é o rei da criação e a natureza existe para o seu serviço e fruição ².

O segundo pilar foi construído, tijolo a tijolo, ao longo da história da civilização ocidental, desde Aristóteles, passando por Galileu Galilei, René Descartes, Immanuel Kant, Francis Bacon e Isaac Newton: trata-se de uma abordagem mecanicista, compartimentalizadora e reducionista da natureza, na qual adquirir conhecimentos ao seu respeito é uma condição que permite subjugar-la (CAPRA, 1985).

A metáfora da saúde ambiental/saúde humana aparece formalmente sugerida pela primeira vez em 1935 pelo naturalista Aldo Leopold (*Apud*. CARPENTER e COTTINGHAM, 1997). Ele cunhou o termo "cuidado da terra" (*land care*) como referida a uma medicina da terra. Ele sugere que "...em medicina, os sintomas da doença são evidentes e a arte de curar é uma arte antiga e tradicional", enquanto "... a arte de curar a terra, a ciência da saúde da terra, será o emprego do futuro".

É particularmente interessante esta visão do que poderia ser uma medicina da natureza, como uma arte. A medicina humana tem sido considerada desde antigamente como uma arte e só no último século se erigiu

² Textualmente: "E disse Deus: 'Façamos o homem à nossa imagem, conforme a nossa semelhança; e domine sobre os peixes do mar, sobre as aves dos céus, e sobre o gado, e sobre toda a terra, e sobre todo o réptil que se move sobre a terra'. E criou Deus o homem à sua imagem; à imagem de Deus o criou; macho e fêmea os criou. E Deus os abençoou, e Deus lhes disse: 'Frutificai e multiplicai-vos, e enchei a terra e sujeitai-a; e dominai sobre os peixes do mar, e sobre as aves dos céus, e sobre todo animal que se move na terra. E disse Deus: 'Eis que vos tenho dado toda erva que dá semente, que está sobre a face da terra; e toda a árvore, em que há fruto de árvore que dá semente, ser-vos-á para mantimento. E a todo animal da terra, e a toda ave dos céus, e a todo o réptil da terra, em que há alma vivente, toda a erva verde, será para mantimento'. E assim foi." (Genesis, 1, 26-30)

como uma ciência, isto é, como um conjunto organizado de conhecimentos relativo a um determinado objeto, especialmente os obtidos mediante a observação, a experiência dos fatos e um método próprio (LÓPEZ, 1986). Assim, enquanto reunindo dados e deduzindo conclusões, a atitude médica é inevitavelmente científica apesar de que o rigor controlado do programa científico intrínseco nem sempre seja totalmente possível perante uma situação clínica complexa. À medida que aumenta a incerteza e a complexidade, o médico vai se distanciando dos componentes identificáveis do método científico, entrando em jogo elementos intuitivos cujo alimento provém da experiência adquirida. Todavia, isso não significa que ele deva abandonar a atitude científica. Muito pelo contrario. Dessa maneira, é aconselhável reservar a palavra arte para descrever a atitude do médico quando obtém informação e processa os dados obtidos, isto é, arte como execução prática de uma idéia.

Tal como aconteceu em todas as ciências, os progressos tecnológicos, em conjunto com uma abordagem mecanicista, reducionista e compartimentalizadora do mundo, estimularam a especialização e subespecialização na medicina, interferindo de modo desfavorável na relação médico - paciente. Isto ocorre quando os médicos especialistas, concentrados no órgão ou sistema objeto de seu particular interesse, se esquecem de considerar que o distúrbio funcional ou orgânico que examinam ou tratam é apenas uma parcela ou dimensão dos problemas que acometem o paciente como um todo (LOPEZ, 1986). Desta forma, a medicina alopática se preocupa cada vez mais com a doença e cada vez menos com o paciente ou com a moléstia causada pela doença.

Nas ciências naturais não tem sido diferente. Os estudiosos da ecologia, não raro, caímos nessa armadilha conceitual, "preocupando-nos com a árvore e esquecendo da floresta". Pascal, no século XVII, já nos alertava para esse risco: "Se o homem se estudar a si próprio, veria o incapaz que é para seguir adiante. Como poderia uma parte conhecer o todo? Pelo menos aspirará, tal vez, a conhecer as partes com as quais tem proporção. Mas todas as partes do

mundo têm tal relação e tal encadeamento umas com as outras, que acredito impossível conhecer uma sem a outra e sem o todo"³.

Voltando à proposta da nova ciência da "saúde da terra" de Leopold, ele próprio contribuiu para a sua prática ao identificar fatores chave como indicadores de "patologias da terra" (*land sickness*), tais como erosão do solo, perda de fertilidade, anormalidades hidrológicas, irrupções ocasionais de certas espécies e misteriosas extinções de outras, deterioração qualitativa dos produtos agrícolas e florestais, surtos de pragas e doenças epidêmicas, assim como alterações nos ciclos populacionais de espécies silvestres. Seu objetivo era o de determinar aqueles parâmetros ecológicos pelos quais fosse possível ao homem, ocupar e utilizar a terra sem fazê-la disfuncional (CALLICOT, 1992).

A idéia é, pois, a de construir uma semiologia ecológica, semelhante à da medicina. Na medicina, os elementos utilizados para o diagnóstico são o exame clínico e os exames complementares. O exame clínico compreende a **anamnese** e o exame físico. A **anamnese** é um método de fundamental importância para se conhecer as três dimensões do espaço diagnóstico de forma integrada: o paciente, a moléstia e as circunstâncias (LÓPEZ, 1986). Na ecologia geralmente nos limitamos à execução de um exame físico de um ecossistema, ou compartimento deste, e construímos um diagnóstico baseado em relações diretas de causa - efeito entre alguns poucos fragmentos.

Os procedimentos de **anamnese** que tem sido propostos para avaliar a saúde dos ecossistemas, tal como a mencionada "Avaliação de Risco Ambiental", seguem, geralmente, as diretrizes da medicina alopática, onde o sujeito de estudo é a doença e o objetivo é suprimi-la ou mantê-la sob controle. Nesses procedimentos aborda-se o problema como sendo uma característica inerente a um fragmento do ecossistema, desprendido do resto. Propostas de gerenciamento ambiental visando à biorremediação, por exemplo, correm nesse sentido. Visões mais holísticas, análogas às da medicina homeopática

³ Pascal, B. Pensamientos. Trad. por J. Llansó. Alianza Editorial. Madrid. 1994. P. 80

ou outras medicinas ditas "alternativas", procuram estudar o "doente" e re-estabelecer seu equilíbrio interno e seu equilíbrio com o seu entorno promovendo seus mecanismos de homeostase já existentes.

Este conceito é importante ressaltá-lo por quanto vem de encontro aos conceitos ecológicos de **resistência** e **resiliência**, isto é, a capacidade que tem um ecossistema de voltar ou manter um determinado estado de equilíbrio quando atingido por um distúrbio. Essa capacidade é um dos mecanismos de homeostase dos ecossistemas e uma das características da sua condição de estabilidade (MARGALEF, 1992). Medir a resiliência de um ecossistema não é tarefa fácil, mas também não é impossível. Diversas propostas neste sentido têm aparecido nos últimos anos (NEUBERT e CASWELL, 1997). CARPENTER e COTTINGHAM (1997), por exemplo, propõem a promoção dessa resiliência no gerenciamento de lagos com vistas à sua restauração, mediante a manipulação de alguns processos ecológicos, sociais e econômicos que, integrados, incidem na qualidade da água e por tanto na saúde do ecossistema.

Convém, agora, aclararmos o quê vem a ser essa "saúde dos ecossistemas" ou "saúde ambiental". As diferentes propostas de definições têm tentado acompanhar àquelas definidas para a saúde humana pela Organização Mundial da Saúde - OMS. Geralmente o conceito de saúde tem sido definido em termos de "ausência de..." ou de "presença de...". Hoje em dia o conceito aceito pela OMS se refere a um estado de completo bem-estar físico, mental e social e não apenas à ausência de doenças.

KERR e DICKIE (1984) e ODUM (1985) foram os primeiros em tentar desenvolver uma definição para saúde ambiental como sendo um estado de ausência de sintomas de estresse. Tal conceito tem evoluído nesses últimos anos, passando a considerar características desejáveis, efeitos e impactos do estresse sobre os ecossistemas e seu efeito cumulativo no tempo e no espaço.

Na tentativa de diminuir o peso das incertezas que uma abordagem reducionista opera sobre qualquer estimativa da saúde dos ecossistemas, têm sido propostas algumas alternativas que integram várias informações em uma só. KARR (1984; 1991), por exemplo, tem proposto uma abordagem biológica para a estimativa da saúde dos ecossistemas aquáticos mediante o cálculo de um descritor chamado por ele como Índice de Integridade Biótica. Este índice integra informações sobre a estrutura trófica da comunidade de peixes de um lugar aos seus valores de diversidade e aos valores de sensibilidade destas espécies a formas específicas de estressores ambientais.

No entanto a utilização de espécies ou comunidades indicadoras ou de biomarcadores sozinhos para estimar o estado de saúde de um ecossistema é uma abordagem relativamente simplista para um problema complexo, uma vez que elas são apenas sinais da ocorrência de um possível evento. Diversos autores têm procurado algo semelhante à medicina humana onde a correta e coerente leitura de um amplo conjunto de sinais ou sintomas levam inexoravelmente a um diagnóstico, o mais preciso possível (CALOW, 1992, 1995; RAPPORT, 1989, 1992, 1995; COSTANZA, 1995 e SUTER 1992, 1993).

BERTOLLO (2001) propõe alguns parâmetros chave para chegar a esse diagnóstico tais como ausência de sintomas de estresse e de fatores de risco, sustentabilidade, biodiversidade, resiliência e equilíbrio.

Mas qual a ciência, no dizer de Leopold, que seria responsável pelo diagnóstico do estado de saúde dos ecossistemas?

Diz CAIRNS, Jr. (1991): "Os Ecossistemas do mundo respondem a um agregado de estresses antropogênicos e naturais que afetam o seu bem-estar, mas as nossas tentativas por protegê-los são fragmentadas e, sem dúvida, reducionistas. Sem querer denegrir da abordagem reducionista,"... "o controle de qualidade dos ecossistemas requer de uma ciência integradora que empregue uma visão holística dos múltiplos estresses, subsídios e interações nos complexos ecossistemas aquáticos e terrestres. Essa ciência integradora

requer que estes sistemas multivariados complexos sejam considerados na sua integridade e não apenas fragmento a fragmento."

Aos poucos, uma nova abordagem integradora vai abrindo passagem no meio científico. A **ecotoxicologia**, como disciplina científica, pode emprestar seus paradigmas a essa nova ciência interdisciplinar apregoada por CAIRNS, Jr. (1991) e sonhada por Leopold, já que, supostamente, deve combinar ecologia com toxicologia. Seria, num principio, uma ciência integradora que considera desde os efeitos fisiológicos das substâncias tóxicas no nível do indivíduo até os seus efeitos nos processos ecológicos, no nível de comunidades ou ecossistemas, passando por populações. Segundo BANKS e STARK (1998), o principal ponto de interseção entre a ecologia e toxicologia, que faz possível a existência da ecotoxicologia, é o conceito de **distúrbio**, tal como definido por CONNELL (1978) ou **perturbação**, segundo TILMAN (1982). Os sistemas biológicos (sejam eles organismos, populações, comunidades, ecossistemas, etc.) sofrem constantemente a influência de distúrbios que incidem diretamente na sua estrutura específica e no seu funcionamento ideal. E mais: a magnitude, a frequência e a intensidade desses distúrbios são capazes de definir um curso de desenvolvimento e de evolução nesses sistemas, sendo internalizados por estes ou se desviando para novas formas e estruturas de equilíbrio. SUTHERLAND (1974), por exemplo, conseguiu estabelecer como simples variações na qualidade temporal dos distúrbios podem levar uma mesma comunidade a se estabilizar em estruturas diferentes, naquilo que ele denominou "Múltiplos Pontos Estáveis", modificando o clássico conceito de comunidade "*clímax*" (ODUM, 1988).

Se considerarmos os poluentes, de uma forma mais genérica, como estressores ou agentes de distúrbio ou perturbação e medirmos as respostas dos sistemas biológicos a eles, estaremos estabelecendo uma primeira junção entre as duas ciências. Daí, é só um passo para falarmos de uma **ecologia do distúrbio**.

No entanto, muita controvérsia tem sido criada a respeito do real campo de ação da ecotoxicologia e o próprio termo atualmente se utiliza indistintamente para se referir à toxicologia ambiental como à própria ecotoxicologia.

Diferente da toxicologia propriamente dita, a qual se debruça sobre a avaliação dos efeitos dos poluentes sobre organismos individuais ou sobre populações monoespecíficas, principalmente no que diz respeito ao ser humano e a alguns organismos já padronizados para testes, a ecotoxicologia se importa mais com o destino e os efeitos dos poluentes nos ecossistemas (MORIARTY, 1983). Ela trabalharia, então, no nível das comunidades e dos seus processos.

MORIARTY (1983) indica que, para estes propósitos, a ecotoxicologia se ampara nos estudos em dinâmica de populações, em genética de populações, assim como, principalmente, dos estudos em ecologia que tratam de relações interespecíficas tais como competição, predação/herbivoria, parasitismo, mutualismo e simbiose, como exemplo. Ele parte da idéia de que os poluentes (ou estressores, de um modo mais geral) podem:

a-) afetar as taxas de natalidade e/ou mortalidade de uma ou varias populações, assim como os ganhos e perdas naturais decorrentes das migrações;

b-) provocar mutações genéticas que afetam o desempenho das espécies ou podem agir como um fator seletivo na evolução dessas espécies;

c-) alterar as relações interespecíficas dentro de uma comunidade, sendo seu efeito mensurável na alteração da estrutura trófica, dos fluxos de energia, da distribuição espacial e da ciclagem de nutrientes nos ecossistemas.

BANKS e STARK (1998), semelhante a CAIRNS e SMITH (1989), SMITH *et al.* (1990), CAIRNS *et al.* (1992), CAIRNS e NIEDERLEHNER (1994),

CAIRNS *et al.* (1998) fazem uma séria crítica à tradicional toxicologia ambiental, a qual se vale dos clássicos testes e bioensaios que se baseiam na medição de uma simples relação entre a dose e a resposta utilizando-se de uma única espécie e apresentando resultados que logo mais não são observáveis em campo. Este tipo de abordagem normalmente não leva em conta, dentre outros, a sua biotransformação nos ecossistemas nem a sua persistência no meio ambiente.

Isto não quer dizer que devemos banir o uso dos testes tradicionais de toxicologia, mesmo porque toda a legislação que está em vigor no mundo, a respeito da liberação de substâncias químicas na natureza, está baseada nestes testes. Eles continuarão sendo utilizados mas a idéia é que sirvam de subsídios às pesquisas ecotoxicológicas, de caráter mais amplo.

De uma forma geral, já é aceito que para a monitoração daqueles poluentes cujo efeito deletério sobre as espécies é evidente, é imperativo avaliar a sua toxicidade em termos de exposição Vs. dose letal ou sub-letal. A escolha do nível de complexidade do estudo dependerá das características específicas do problema a ser resolvido. Contudo, no caso dos estressores que aparentemente não têm um efeito direto sobre os seres vivos - embora a sua presença possa causar alterações no ambiente físico ou químico, afetando a habilidade das espécies para sobreviver - urge a utilização de abordagens ecotoxicológicas pelas quais se possa fazer uma avaliação realista, além de efetuar a monitoração ambiental de forma condizente.

BANKS e STARK (1998) enfatizam, ainda, a necessidade da elaboração de protocolos mais realistas e "holísticos", e da sua contínua incorporação à legislação. Citam como exemplo o "Food Quality Protection Act" que passou a vigorar nos Estados Unidos a partir de 1996, onde os pesticidas foram classificados pelo modo de ação e os seus resíduos foram considerados aditivamente em vários níveis de tolerância. O objetivo dessa legislação é a de reduzir a exposição humana aos resíduos dos pesticidas nos alimentos além, é

claro, ao próprio pesticida.

Não se pode negar que essa legislação é um grande passo em termos de conceituação dentro de uma política reguladora nascida a partir de novos achados científicos. No entanto, impõe-se a necessidade de efetuar testes exaustivos em termos de toxicidade aguda e crônica, efeitos sobre populações, efeitos genéticos diretos ou indiretos sobre as espécies e sobre as comunidades de interesse para TODOS os poluentes antrópicos, além dos seus subprodutos e dos seus resíduos. Isto para regulamentar ou banir o uso de substâncias das mais variadas procedências que, irresponsavelmente jogamos na natureza. Embora esta tarefa possa parecer gigantesca e utópica, dada a quantidade de substâncias bem como a grande variedade de respostas possíveis, a agência ambiental norte-americana – USEPA – tem avançado bastante nessa iniciativa, construindo e disponibilizando as bases de dados *IRIS* e *HEAST*⁴ (USEPA, 1997) com todo tipo de informações toxicológicas a respeito de diferentes substâncias químicas consideradas poluentes de interesse ecológico e de saúde pública.

Predizer o destino e efeito dos poluentes nos ecossistemas pode parecer, então, uma tarefa quase impossível dada a complexidade de eventos que se desencadeiam. De uma forma geral se parte do pressuposto de que é preciso conhecer antes a biologia de todas e cada uma das espécies que compõem uma comunidade, assim como o comportamento toxicológico dos poluentes sobre cada espécie ou população para, desta forma, poder compor um modelo. Porém, dado o acelerado processo de impactação a que estão sendo submetidos todos os ecossistemas pela ação do homem, a abordagem a ser empregada para se avaliar e monitorar tais eventos precisa caminhar em paralelo à aquisição desse conhecimento.

Quanto à monitoração ambiental, SPELLERBERG (1991) afirma que ela pode ser um instrumento de conhecimento avançado a respeito dos processos

ecológicos que ocorrem na natureza. Além disso, as informações por ela fornecidas são de especial relevância na aplicação de vários instrumentos de gerenciamento ambiental tais como nos Estudos de Avaliação de Impacto Ambiental (TOMMASI, 1994), de Análise de Ciclo de Vida (ARENA, 2000) e de Análise de Risco Ambiental (USEPA, 1992),

A monitoração ambiental pode ser definida como “a observação sistemática de parâmetros relacionados com um problema específico, com o objetivo de fornecer informações sobre as características do problema e das suas mudanças no tempo” (SCEP, 1970).

A monitoração ambiental que, de uma forma mais ampla e geral, se pratica hoje em dia no mundo inteiro, está voltada à vigilância, acompanhamento e avaliação, no tempo e no espaço, dos parâmetros químicos ou físicos que incidem de uma ou outra forma na caracterização das condições ambientais em um determinado lugar. Estes parâmetros podem ser de origem natural ou antropogênicos.

A vantagem deste tipo de análise reside no fato pelo qual tanto a coleta quanto o registro de dados podem ser feitos em curtos períodos de tempo. Hoje em dia, com o auxílio de sensores apropriados, câmaras de fluxo, e *softwares* “inteligentes”, estes registros são instantâneos.

Este tipo de monitoração se define segundo alguns parâmetros que devem ser considerados para determinar o estado de saúde de um ecossistema tal como ocorre no cálculo dos Índices de Qualidade da Água para consumo humano. No entanto, este tipo de monitoração não detecta diretamente os efeitos destas variáveis sobre os seres vivos, tal como acontece, por exemplo, nos fenômenos de bioacumulação, biotransformação e biomagnificação dos poluentes, conduzindo a falsas avaliações. Razão poderosa demais para limitar o seu uso isoladamente.

⁴ IRIS: Integrated Risk Information System / HEAST: Health Effects Assessment Summary Tables

Nos últimos tempos tem adquirido grande relevância a monitoração biológica, realizada sobre bases estritamente bióticas, ou também demográficas. Isto é, que "utiliza organismos de uma forma regular e sistemática para determinar a qualidade ambiental" (CAIRNS, 1979), tal como a análise microbiológica da água e do solo, bioensaios em laboratório ou *in situ*, testes de toxicidade, feitos rotineiramente. Algumas variáveis já utilizadas por alguns pesquisadores são: biomassa; área de cobertura ou percentagem de cobertura da vegetação; contagem de matéria morta; estrutura da vegetação; lista de espécies (composição de espécies); riqueza de espécies; diversidade de espécies; frequência de espécies; proporção de todas as amostras nas quais uma espécie ocorre; ocorrência de "espécies indicadoras"; ocorrência de espécies raras; fenologia de espécies escolhidas; padrões espaciais de distribuição; densidade populacional; abundância relativa predador/presa; posição trófica; distribuição populacional por classes de idade; diâmetro do tronco das árvores à altura do peito; natalidade, recrutamento e taxas de mortalidade; tamanho da população; taxas de crescimento; estado reprodutivo; número de indivíduos em condição reprodutiva; plantas em floração; e conteúdo químico em matéria viva ou em matéria morta. (SPELLERBERG, 1991).

A monitoração biológica baseada no seguimento de fenômenos ou processos ecológicos - ou melhor, biocenóticos -, no qual procura-se acompanhar as relações dinâmicas que se dão entre diversas populações em uma determinada comunidade, é o que aqui chamaremos monitoração ecológica. Segundo SPELLERBERG (*op. cit.*), algumas das variáveis já pesquisadas são: produtividade; acúmulo de detritos; decomposição; taxas de consumo; fixação de carbono; fixação de nitrogênio; bioacumulação; colonização; sucessão; redes alimentares; padrões de competição; fluxos de energia; e fluxos de nutrientes.

Para a obtenção de uns resultados mais eficazes, completos e abrangentes, tanto a monitoração biológica quanto a monitoração ecológica

devem ser acompanhadas pela monitoração dos parâmetros químicos e físicos, compondo, assim, uma monitoração ambiental ideal.

Podem se mencionar vários fatores que ressaltam a importância da monitoração, dentre os quais podemos citar:

- A monitoração ambiental tem um papel importante no gerenciamento de populações de animais e plantas visando a sua conservação. Sem a monitoração das mudanças nas comunidades naturais ou no *status* das espécies, ou na perda de habitats, teremos pouco a fazer por uma boa e efetiva prática de conservação;
- Os recursos naturais do planeta estão sendo esgotados a cada momento e o impacto do desenvolvimento econômico está afetando a qualidade desses recursos. Se o desenvolvimento sustentável é um objetivo mundial, segundo os acordos da Rio-92, então nós precisamos monitorar as mudanças que ocorrem nesses recursos naturais como uma base para modelar estratégias para gerenciar tanto esse tipo de desenvolvimento quanto o manejo dos recursos biológicos, bem como para efetuar uma avaliação qualitativa e quantitativa desses recursos naturais.
- A qualidade da água, além do destino e dos efeitos dos poluentes, podem ser monitorados através do uso de espécies indicadoras ou de comunidades indicadoras, de uma forma muito mais completa e bem sucedida do que com a simples monitoração química isoladamente.
- Existem poucos estudos ecológicos em longo prazo e, por tanto, sabemos muito pouco a respeito dos processos naturais em longo prazo nos ecossistemas. Os programas de monitoração ambiental vêm de encontro à nossa necessidade de compreendermos melhor esses processos e, ao mesmo tempo, fornecerem-nos um sólido alicerce para o estudo dos efeitos dos impactos ambientais. Isto é, a monitoração ecológica é uma forma de conhecimento avançada a respeito da dinâmica dos ecossistemas. Desta

forma, a importância de desenvolver e executar programas de monitoração biológica e ecológica em longo prazo extrapola o objetivo da monitoração em si: eles se constituem em um instrumento de conhecimento das leis que regem a natureza, o que outro tipo de estudos não permite abordar (SPELLERBERG, 1991).

- Detecta-se uma necessidade para desenvolver e padronizar metodologias de monitoração que facilitem a proposição de soluções práticas e integrais aos problemas reais que exigem soluções imediatas, como é o caso dos problemas ambientais, e que sejam construídas sobre estas premissas para, assim, poder oferecer elementos de juízo apropriados à tomada de decisões dentro de uma tarefa de gerenciamento ambiental conseqüente.

- Igualmente, percebe-se que a monitoração ambiental baseada no seguimento de fenômenos ecológicos, pelo qual se procura acompanhar as relações entre diversos compartimentos de um dado ecossistema, é um campo de ação muito pouco explorado e que precisa de maiores investimentos para ser desenvolvido. Para utilizar rotineiramente protocolos de monitoração ecológica que possam incorporar informações a respeito das respostas das comunidades naturais aos poluentes, é necessário adotar a ecotoxicologia como plataforma de trabalho, uma vez que ela forneceria indicações precisas para definir quais espécies, populações ou comunidades, ou quais processos naturais, que podem servir de indicadores de determinadas condições ambientais, isto é do estado de saúde dos ecossistemas.

Para compreender-mos melhor os métodos baseados em parâmetros bióticos, e dentre eles os ecológicos, utilizados na avaliação toxicológica, ecotoxicológica e na monitoração ambiental, convém estabelecer previamente um marco conceitual a respeito dos níveis de organização e modos de abordagem nos estudos ecológicos.

SOLOMON (1980), referindo-se ao estudo da dinâmica de populações, estabelece três níveis básicos de abordagem, os quais serão considerados

aqui como válidos para os estudos ecológicos que visam o diagnóstico da saúde ambiental. De forma semelhante, BANKS e STARK (1998) apresentam um quadro sinóptico classificando o efeito das substâncias tóxicas nesses diferentes níveis de organização. SUTER (1994), ao se referir especificamente à Avaliação de Risco Ambiental, complementa esta classificação fazendo um apanhado dos "endpoints" de interesse, de acordo com esses mesmos níveis. São estes os níveis propostos:

a) **INDIVÍDUOS ou ORGANISMOS:** Neste nível fornecem-se informações valiosas a respeito dos efeitos dos fatores físicos, químicos, de outros organismos e do suprimento alimentar sobre os indivíduos. Estes estudos estão amparados por disciplinas tais como a fisiologia e a etologia, dentre outras. Aqui se determinam as bases para o desenvolvimento de bioensaios e testes de toxicidade mediante a observação da mortalidade ou de efeitos subletais tais como a redução no ciclo de vida, diminuição da fecundidade, mudança no aparecimento da primeira reprodução, alterações comportamentais, alterações genéticas, etc. SUTER (*op. cit.*) caracteriza ainda um sub-nível neste patamar de organização que inclui a utilização de biomarcadores e culturas de tecidos. Estes outros estudos amparam-se em disciplinas tais como a histologia, a bioquímica e a biologia molecular.

b) **POPULAÇÕES:** Este nível refere-se aos estudos sobre os efeitos de fatores físicos, químicos, de outros organismos, do suprimento alimentar, e assim por diante, sobre as populações. Ampara-se nos estudos de Dinâmica de Populações, avaliando como esses elementos influenciam o desempenho, a distribuição e a abundância de uma determinada população, através da estimação de taxas de crescimento e/ou declínio, compensação populacional, efeitos dependentes da densidade, etc. Assim, podem ser caracterizados diversos tipos de interações dentro da população ou entre duas ou mais populações.

Neste nível existe grande controvérsia quanto à sua aplicação aos estudos toxicológicos: se eles deveriam ser chamados de toxicologia ambiental ou ecotoxicologia. Em trabalhos recentes, tanto BAIRD (2000) como RIBEIRO e SOARES (2000) ainda consideram os testes com populações monoespecíficas como sendo estudos ecotoxicológicos, sempre e quando os testes sejam realizados *in situ*. Mas essa não é uma condição suficiente para tal caracterização, pois o seu maior mérito é introduzir um pouco mais de realismo em tais testes. No entanto, para unificar critérios, a primeira opção ("toxicologia ambiental") será válida caso eles não acompanhem os processos ecológicos propriamente ditos (SUTER, 1994).

c) COMUNIDADES E ECOSSISTEMAS: Já neste nível se diz respeito às relações entre populações que partilham de um mesmo local (habitat). Estuda-se a estrutura e a dinâmica dessa comunidade em termos de diversidade específica, biomassa, fluxos de energia, redes tróficas, ciclos biogeoquímicos, etc. Preocupa-se por alterações em fenômenos tais como competição, predação, parasitismo, simbiose, sucessão, perda de recursos, diminuição da biodiversidade, etc. Está amparada, basicamente, pelos estudos de campo da Ecologia Experimental. Ao contrario do item anterior, a escolha do termo a ser utilizado daqui em diante para referir-se aos estudos em toxicologia ambiental neste nível será ecotoxicologia.

Quanto aos modos de abordagem nos métodos de pesquisa nas ciências ambientais, HAIRSTON (1991) os caracteriza sob dois aspectos (não seguindo o sentido literal dos termos):

a) "PASSIVO" ou Descritivo: Refere-se a métodos observacionais e descritivos tais como os utilizados em História Natural, onde não ocorrem interferências (ou estas são mínimas) na vida e no ambiente dos organismos. A coleta de dados é realizada em função do estabelecimento de relações e funções entre os diversos compartimentos dos ecossistemas, e entre estes e os parâmetros abióticos que os determinam ou os estressores que os

condicionam. Nos diferentes processos de diagnóstico da saúde ambiental, esta é a abordagem típica.

b) “ATIVO” ou Experimental: Nesta abordagem ocorre interferência na vida e no ambiente dos organismos. Baseia-se, fundamentalmente, em métodos experimentais onde a coleta de dados é realizada em função de uma hipótese muito específica que precisa ser testada. O conhecimento obtido desta forma fornece valiosos subsídios na hora da escolha dos “endpoints” dentro de um processo de diagnóstico da saúde ambiental, pois é ele que dá a relevância, o realismo e, sobretudo, a confiabilidade às relações e funções estimadas dentro de um ecossistema.

Relativo a estes métodos experimentais, CONNELL (1974) fez uma clara diferença entre o clássico experimento de laboratório (onde todos os parâmetros são controlados, menos um) e o experimento em ecologia ou experimento de campo (no qual todos os parâmetros flutuam naturalmente, menos um).

Porém, existe um método que poderia se chamar de intermediário entre esses dois extremos citados por CONNELL (*op. cit.*) e que goza de ampla aceitação entre os estudiosos da Ecotoxicologia. Fundamenta-se na simulação das condições naturais utilizando sistemas experimentais fechados onde ocorre um maior controle das condições ambientais, os quais podem ser caracterizados como Microcosmos, Mesocosmos ou Macrocosmos, dependendo da escala de tamanho na qual se trabalha.

Esta abordagem particular, que contempla o desenvolvimento de cenários realistas simulados para propósitos específicos quais sejam o destino e/ou os efeitos dos poluentes nos ecossistemas, é uma tarefa imprescindível para adiantar estudos de ecotoxicologia com grande precisão, uma vez que os experimentos são especificamente desenhados para tal fim. Os ecossistemas experimentais, microcosmos ou mesocosmos, conhecidos pelas siglas inglesas **SFS** (“*Simulated Field Study*”, ou Estudo Simulado de Campo) ou **CEE**

("Controlled Experimental Ecosystem", ou Ecossistema Experimental Controlado) devem agora ser considerados como ferramentas essenciais no estudo da poluição, uma vez que eles fazem a ponte entre os testes de toxicidade no laboratório e os testes no ambiente natural (ODUM, 1984). O balanço entre as vantagens e as desvantagens do uso dos SFS (ou CEE) em pesquisas ecotoxicológicas é amplamente favorável à sua utilização como método padrão.

LALLI (1990) caracteriza estes ecossistemas simulados sob os seguintes critérios:

"Fisicamente confinado; auto-sustentado ("*self-maintaining*")"; multitrófico; com um tempo de duração que ultrapasse o tempo da geração do penúltimo nível trófico presente; com um tamanho suficiente que permita efetuar as amostragens e medidas pertinentes sem, por isso, influenciar seriamente a estrutura e dinâmica do sistema".

Quanto à escala de tamanho, GUANGUO (1990) reconhece a impossibilidade de generalizar em função do estudo que se pretenda realizar, já que este é um fator extremamente crítico, sobretudo quando pensamos em comunidades que envolvem populações pelágicas ou de longos ciclos de vida. No entanto, pode-se dizer que um Microcosmos, ou "SFS de mesa", não ultrapassa 1 m³ de volume; um Mesocosmos está entre 1 m³ e 10³ m³; e um Macrocosmos, acima de 10³ m³. Para estudos de sedimentos é aceita uma escala bidimensional, de 0.25 m² de área de superfície mínima, no caso do Mesocosmos.

Referente às vantagens genéricas que este método em particular oferece, GRANEY *et al.* (1995) citam as seguintes:

- O sistema em teste contém um ecossistema funcional e completo em, aproximadamente, as proporções apropriadas de componentes que ocorrem na natureza;

- O sistema pode ser caracterizado e mantido constante por um período de tempo definido;
- As condições dentro do sistema podem ser monitoradas antes e depois da adição do poluente de interesse;
- O sistema pode ser replicado em um desenho estatístico apropriado;
- Certos componentes do ecossistema podem ser isolados, removidos, ou aumentados, com a finalidade de determinar os efeitos do poluente sobre esses componentes;
- As condições ambientais, e por tanto a exposição (ao poluente), são mais realistas do que aquelas conseguidas em testes de laboratório tradicionais;
- Os efeitos das substâncias químicas sobre um grande número de espécies com diferentes sensibilidades podem ser estudados simultaneamente;
- Efeitos no nível de ecossistema e interações entre as espécies podem ser pesquisados.

Quanto às limitações genéricas apresentadas por este método, GRANEY *et al.* (*Op. Cit.*) resnam:

- Existe uma enorme dificuldade em recriar comunidades reais de peixes, assim como muitas relações predador/presa a elas associadas;
- Altos custos relativos na construção e manutenção dos sistemas para testes;

- Divergências dos sistemas replicados geralmente ocorrem com o tempo;
- O fator escala deve ser considerado com extremo cuidado.

As pesquisas ecotoxicológicas, em mesocosmos simulando ambientes de água doce bem como ambientes marinhos, continuam a seguir os desenhos experimentais que são bem exemplificados pelo sistema denominado MERL (Marine Ecosystem Research Laboratory), localizado em Rhode Island, EUA, o qual vem funcionando desde 1975 (ODUM, 1984; SULLIVAN *et al.*, 1991; MAUGHAN e OVIATT, 1992 (Fig. 1), pelo sistema criado na Marine Research Station, em Solbergstrand, na Noruega (BAKKE, 1990) e pelo sistema MEERC (Multiscale Experimental Ecosystem Research Center - desenvolvido em 1992 na baía de Chesapeake pela U.S. Environmental Protection Agency em parceria com a Universidade de Maryland e voltado à resolução de questões dependentes da escala, próprias à validação destas metodologias).

Geralmente esse tipo de experimentação envolve a recriação artificial das comunidades. Como exemplo desta recriação, SUGIURA (1992) desenvolveu “comunidades” artificiais cuja composição específica e populacional era conhecida de antemão.

Diferente da caracterização feita por LALLI (*op. cit.*) e largamente aceita para esses sistemas, comumente utilizados nas pesquisas em ecotoxicologia, pesquisadores como BELANGER *et al.* (1995), LOWE *et al.* (1996) e DORN *et al.* (1996) utilizaram sistemas experimentais de fluxo aberto para pesquisas ecotoxicológicas a fim de simular ecossistemas lóticos de água doce.

a

b

Figura 1: Mesocosmos do "Marine Ecosystem Research Laboratory, University of Rhode Island". a) Vista aérea das instalações b) Desenho esquemático de um dos tanques

[Tomado de <http://www.gso.uri.edu/research/merl.html>]

SMITH *et al.* (1990), CAIRNS *et al.* (1992) e CAIRNS *et al.* (1998) estudaram o processo de colonização em substratos artificiais em sistemas de fluxo aberto ("*flow through*") na presença de diferentes estressores. Eles focalizaram a comunidade microbiana com especial ênfase nos protozoários. Com sistemas semelhantes, LOWE *et al.* (1996) avaliaram a comunidade perifítica⁵ sobre seixos; BELANGER *et al.* (1995) e DORN *et al.* (1996) avaliaram diversas respostas ecotoxicológicas das comunidades de macroinvertebrados. BELANGER (1997) fez uma revisão da literatura referente a estes tipos de estudos em mesocosmos lóticos, encontrando neles uma melhor fidelidade aos sistemas naturais quanto aos níveis de complexidade e variabilidade obtidos. A utilização de água corrente alimentando esses sistemas, além de delineamentos experimentais adequados, têm feito desses sistemas mais independentes dos problemas historicamente associados à pseudoreplicação (HURLBERT, 1984).

Existe uma variação destes sistemas denominada de confinamento, clausura ou, simplesmente, curral. É exemplificada pelos sistemas CEPEX (Controlled Ecosystem Pollution Experiment), utilizados em British Columbia, Canadá (ODUM, 1984), os instalados no Institute of Marine Studies em Plymouth, ou os desenvolvidos no Brasil por HENRY e TUNDISI (1985), HENRY (1986) e ROCHE *et al.* (1993). O maior mérito desta metodologia nas pesquisas em ecotoxicologia aquática está nas vantagens citadas por RAVERA (1989):

- As características físicas, químicas e biológicas iniciais dentro do sistema são aquelas do ecossistema natural no qual é inserido o experimento;
- A luminosidade e temperatura são similares dentro e fora do enclausuramento, uma vez que suas variações acompanham de perto aquelas que acontecem do lado de fora;

⁵ Embora seja comum referir-se às comunidades aderentes a substratos sólidos como "perifíticas", é preciso diferenciá-las das comunidades "perilíticas", como é este caso.

- Inicialmente, as proporções entre as várias espécies são as naturais, e as relações intra- e interespecíficas não são alteradas;
- O sistema fechado é, ao menos por um certo tempo, auto-sustentado ("self-maintaining") e sempre contém mais níveis tróficos;
- Os sistemas fechados são mais facilmente manipulados, por exemplo: aeração, adição de poluentes e nutrientes, redução do zooplâncton, introdução de peixes, etc.
- As condições ambientais antes e depois da adição do poluente, assim como a quantidade de poluente e a forma como ele é liberado no sistema, são conhecidas;
- A disponibilidade de um sistema não contaminado serve como controle.

Quanto às desvantagens técnicas, o mesmo autor assinala: (1) o "efeito parede" causado pelas incrustações ("fouling") sobre a parede, bem como pela ausência de intercâmbios de água e nutrientes com o ambiente externo e a redução da turbulência; (2) a forma artificial do confinamento é sempre diferente daquelas de um corpo d'água natural.

Um sistema que contemple intercâmbios de água e nutrientes com o ambiente externo e minimize os efeitos criados pela redução da turbulência estaria mais próximo de simular as condições encontradas na natureza, permitindo uma abordagem mais realista, como sugerido por BANKS e STARK (1998).

BLAISE *et al.* (1998), LEE *et al.* (1998) e CAIRNS *et al.* (1998) apontam à importância e às vantagens de se fazer testes toxicológicos (e ecotoxicológicos) em ambientes aquáticos em pequena escala. CAIRNS *et al.* (1998) sugerem que o uso de microorganismos, em particular os protozoários, associado a técnicas que utilizam substratos artificiais em microcosmos é uma

abordagem consistente que tem demonstrado indicação de sensibilidade ao estresse causado por um amplo leque de substâncias tóxicas.

A avaliação e monitoração de processos de função ecológica importantes tais como competição, predação, recrutamento e sazonalidade aplicados à ecotoxicologia, assim como às pesquisas básicas em ecologia, são um campo promissor na utilização futura dos ecossistemas simulados (BAKKE, 1990). Como exemplo desta assertiva cabe citar o acompanhamento da sucessão ecológica nos diferentes ecossistemas. O estudo das sucessões constitui-se no seguimento dos processos competitivos e demográficos das populações, descrevendo não só as características estáticas da comunidade mas, também, considerando igualmente a dimensão temporal, a qual permite observar a dinâmica da mesma, bem como as inter-relações entre os organismos que nela intervêm (SUTHERLAND, 1974; SUTHERLAND e KARLSSON, 1977; CONNEL e SLAYTER, 1977; MARGALEF, 1993; PICKETT *et al.*, 1987; ZALMON, 1995;). O acompanhamento de trajetórias sucessionais com fins de monitoração ecológica ou de caracterização ecotoxicológica de substâncias é um tema que aos poucos vem ganhando importância e relevância nos processos de diagnóstico da saúde ambiental (PINZON-RAMÍREZ e MOREIRA, 1998). A sua grande vantagem estaria no caráter temporal do processo a ser acompanhado.

Para ilustrar melhor todos estes conceitos citados até aqui, e integrá-los entre si, podemos tomar como exemplo um estudo hipotético a respeito dos efeitos de um determinado estressor químico sobre uma comunidade do zooplâncton, à qual pertence uma espécie X. Podem estabelecer-se diferentes níveis de resolução experimentais ("ativos", segundo HAIRSTON, 1991) concomitantes com os níveis de organização, tal como foi explicado acima, e com a utilização de diferentes variáveis biológicas ou ecológicas como resposta ("endpoints", segundo SUTER, 1994):

1. Determinação da concentração letal (CL_{50}) e graus de tolerância (sensibilidade) mediante testes de toxicidade aguda e crônica com avaliação de diferentes respostas fisiológicas. Possível conformação de um bioensaio visando a monitoração ambiental. Neste nível podem-se assentar as bases para que a espécie X (após observações descritivas que possam apontá-la como potencialmente sensível para esta finalidade) possa ser utilizada como um organismo bioindicador em outras pesquisas de níveis subseqüentes ou como organismo referencial. Neste primeiro nível de resolução se apela aos experimentos clássicos de laboratório, como os desenvolvidos nas pesquisas de fisiologia animal e nas pesquisas tradicionais de toxicologia.

2. Determinação do efeito do poluente afetando o índice de mortalidade no estágio larval (e a conseqüente variação nas taxas de "recrutamento") ou de indivíduos adultos (possível variação nas taxas de natalidade, pois um número menor de indivíduos estaria em capacidade de se reproduzir) da espécie X. Pode ser abordado como um experimento de dinâmica de populações em laboratório, ecossistemas experimentais (microcosmos ou mesocosmos) e/ou experimento de campo. Pode-se chegar a ele mediante experimentos na área da toxicologia ambiental envolvendo dinâmica de populações.

3. Determinação das alterações na estrutura trófica e espacial do ecossistema, decorrentes de uma alta taxa de mortalidade de larvas da espécie X, devida à presença desse determinado poluente, e estimação desse efeito a longo prazo na comunidade zooplancônica. Aqui, seriam realizados experimentos de campo ou em ecossistemas experimentais, contando com o apoio dos experimentos do primeiro e segundo níveis. A eles pertencem todos aqueles experimentos de manipulações controladas no ambiente, os quais podemos caracterizar, também, como ecotoxicológicos (envolvendo estudos em ecologia experimental).

Este exemplo ainda permite formular muitas outras questões específicas, cuja resposta pode ser procurada levando adiante outros

experimentos de campo, nos quais se trabalharia sob condições ambientais reais, ou experimentos em ecossistemas experimentais no nível de mesocosmos, os quais simulariam as condições naturais em grande medida. São questões do tipo: “o que aconteceu aos predadores naturais da espécie X?”, ou ainda: “o que aconteceu àquelas espécies que competem pelo mesmo alimento com a espécie X, e que não foram afetadas diretamente, ou apresentavam uma maior tolerância ao poluente?”.

Desdobrando esse terceiro nível de abordagem experimental, ainda podem-se aventar inúmeros outros questionamentos. Dentre eles: qual o efeito desse determinado poluente na estruturação de uma comunidade zooplanctônica (da qual a espécie X do nosso exemplo faz parte), no espaço e no tempo?. Qual a trajetória sucessional dessa comunidade na presença do poluente? Como mudam as interações tróficas no ecossistema? Como se dá a exposição ao poluente? Quais outros estressores presentes no ecossistema atingido apresentam efeitos de sinergismo com esse poluente sobre a espécie X, sobre a comunidade ou sobre o ecossistema? É possível prever o efeito deste poluente sobre uma comunidade ou sobre um ecossistema? Existe algum risco associado à presença desse poluente, em termos de saúde humana ou de saúde ambiental?

As respostas a este tipo de questionamentos, dentro de um processo de diagnóstico da saúde ambiental, permitem estabelecer diversas relações do tipo causa/efeito entre os estressores ambientais e os diferentes compartimentos de um ecossistema. No entanto, essas informações, assim obtidas, precisam ser integradas coerentemente para que possam vir a serem consideradas como elementos de juízo pertinentes dentro de um processo de gerenciamento ambiental qualquer.

Referentes ao terceiro nível de abordagem citado, usualmente se utilizam os **Índices Ecológicos** como descritores para avaliar quantitativamente o impacto da poluição sobre as comunidades. No ambiente

aquático eles têm merecido amplo destaque desde os trabalhos pioneiros de WILHM e DORRIS (1966; 1968). No entanto, nenhum índice sozinho tem provado ser completamente efetivo na medição dos efeitos da poluição sobre as comunidades aquáticas dentro de um amplo espectro de condições. A sua maior vantagem está em condensar uma grande quantidade de dados biológicos em números compreensíveis que podem ser utilizados por pessoas que não estão estreitamente familiarizadas com a biota específica, facilitando, assim, a sua interpretação. (PONTASCH e BRUSVEN, 1988). Esta vantagem, por si só, lhes confere enorme importância na hora de definir limiares permissíveis na hora de regulamentar o despejo de poluentes na natureza.

Os índices comumente utilizados para a avaliação do impacto de estressores químicos, físicos ou biológicos sobre comunidades aquáticas são de três tipos (WASHINGTON, 1984), a saber:

1. Os índices bióticos, que servem para avaliar a perturbação em termos de tolerância relativa ou sensibilidade do organismo presente a um dado poluente. O índice biótico assina a cada espécie uma nota, dependendo da sua tolerância ou sensibilidade ao poluente (geralmente orgânico). A somatória dessas notas é o índice de poluição para um determinado lugar. Alguns índices requerem somente os dados de ausência/presença de espécies, tal como o **BMWP Score** (ARMITAGE *et al.*, 1983); outros determinam a nota de cada espécie levando em conta a sua abundância relativa, tal como o **Chandler Biotic Score** (CHANDLER, 1970).

2. Os índices de diversidade, com os quais podem ser avaliados os efeitos da poluição em termos de estrutura da comunidade, são largamente aplicados às pesquisas de poluição em rios. (GODFREY, 1978). Dentre eles, o mais utilizado é o índice de Shannon-Wiener (*in* SHANNON e WEAVER, 1949), já tradicionalmente designado como índice de **Shannon**, às vezes erroneamente chamado de "Shannon-Weaver", o qual foi adotado da teoria da informação e usado pelos biólogos para medir o efeito de fatores de estresse

sobre a estrutura das comunidades. Tanto este índice como o de **Brillouin** leva em conta o número (mas não os tipos) de taxons presentes, e a regularidade com que os indivíduos estão distribuídos entre os taxons. No entanto, dois lugares sem espécies em comum poderiam gerar o mesmo valor de diversidade. Teoricamente, quando as comunidades aquáticas são estressadas, tanto o número de taxons presente, quanto a regularidade com que os indivíduos estão distribuídos entre os taxons se verão reduzidos, resultando em valores baixos na função de Shannon-Wiener. (PONTASCH e BRUSVEN, 1988). Valores maiores que 3 são considerados indicadores de condições de não poluição, valores de 1 a 3 indicam poluição moderada, e valores abaixo de 1 indicam forte poluição (WILHM e DORRIS, 1968).

3. Dos índices de comparação de comunidades (comumente chamados de índices de similaridade ou de dissimilaridade) mais utilizados, tem-se de dois tipos: qualitativos e quantitativos. O primeiro tipo, que pode ser exemplificado pelo coeficiente de similaridade de **Jaccard**, dentre outros, utiliza unicamente dados de presença/ausência e são, por tanto, melhor usados em análises qualitativas. Quando a densidade de cada taxon é conhecida, então os índices quantitativos de comparação de comunidades podem ser utilizados. Além de considerar a presença/ausência das espécies, os índices quantitativos de comparação de comunidades comparam a abundância relativa ou absoluta de cada espécie em dois lugares e podem, por tanto, medir mudanças na composição das comunidades devidas à poluição, se compararmos uma comunidade impactada a uma comunidade referência ou se compararmos a mesma comunidade em situações pre-impacto *versus* pós-impacto (STEWART-OATEN *et al.*, 1986; SMITH *et al.*, 1990; SPELLERBERG, 1991). O índice mais recomendado na literatura é o de **Morisita**, simplificado e modificado (HORN, 1966), por quanto é o menos afetado pelos valores da própria diversidade e pelo tamanho das amostras (WOLDA, 1981). No entanto, pelo fato de esconder a presença de espécies raras (ROSSO, 1996), as quais

poderiam servir como indicadoras de determinadas condições ambientais, a sua utilização em ecotoxicologia precisa ser melhor avaliada.

Além destes três tipos de índices, outras variações sobre o tema têm sido propostas, procurando integrar outros tipos de informações relevantes à compreensão do estado de saúde de um ecossistema.

KARR (1984;1991), por exemplo, propôs uma abordagem biológica mais abrangente para a estimação da saúde dos ecossistemas aquáticos mediante o cálculo de um índice de integridade, o **IBI** (Índice de Integridade Biótica, em inglês). Tal índice foi primeiro desenvolvido a partir de informações relativas à comunidade de peixes de um lugar, a qual serviria como indicadora. Posteriormente foi feita uma adaptação para poder utilizar, alternativamente, a comunidade bentônica como indicadora. Este índice procura integrar dados referentes à estrutura trófica da comunidade, aos valores de diversidade e aos valores de sensibilidade das espécies a formas específicas de estressores ambientais, geralmente poluentes químicos.

No Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo vem aplicando desde 1998, na sua rede de monitoração, dois novos índices de qualidade das águas: o **IAP** (Índice de Qualidade de Água Bruta para fins de Abastecimento Público) e o **IVA** (Índice de Proteção da Vida Aquática), em conjunto com o tradicional "Índice de Balneabilidade" ou **IBQA** (Índice Básico de Qualidade das Águas). A intenção é "permitir uma abordagem mais completa e fidedigna da qualidade das águas, fornecendo um instrumento importante para o controle e gerenciamento dos recursos hídricos" (CETESB, 1998).

O **IAP** proposto prevê a incorporação de dois grupos principais de parâmetros, agrupados em outros dois índices:

- **IQA** (Índice de Qualidade da Água) - grupo de parâmetros básicos (temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica

de oxigênio, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez).

- **ISTO** (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas) - Composto por parâmetros que valiam da presença de substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade de Ames, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel) e parâmetros que afetam a qualidade organoléptica (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco).

Já o **IVA** proposto pela CETESB prevê a incorporação de dois outros índices no seu cálculo:

- **IET** (Índice de Estado Trófico), originalmente introduzido por Carlson (1977) e modificado por TOLEDO Jr. (1983) para ambientes tropicais;
- **IPMCA** (Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática) o qual, por sua vez, é composto por dois grupos de parâmetros, os ditos "essenciais" (oxigênio dissolvido e pH) e os de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis), avaliadas por métodos físicos e químicos bem como por testes de toxicidade aguda e crônica.

Convém aclarar que todos os bioensaios utilizados na avaliação de substâncias tóxicas são testes tradicionais de toxicologia ambiental, que se encaixam no primeiro nível de abordagem descrito anteriormente.

O grande mérito da utilização destes índices por parte da CETESB é o de conseguir juntar informações de uma forma coerente com vistas ao enquadramento dos corpos d'água do estado dentro das normas da Resolução CONAMA 20/86 ou da Lei Estadual 977 (Decreto Estadual 8468). Desta forma, tanto a avaliação da qualidade da água quanto a sua monitoração, permitem

um gerenciamento plenamente aceitável dos recursos hídricos do estado, de acordo a critérios preestabelecidos.

2. Avaliação de Risco Ambiental

Uma questão sempre presente é como se dá a exposição dos organismos ao estressor em um ecossistema?

A toxicologia ambiental de certa forma procura resolver essa questão focando o efeito dos poluentes químicos sobre os seres vivos. No entanto, nela se trabalha com graus de incerteza elevados quanto à estimação do real perigo da presença destes estressores no ambiente, pois se estuda o efeito dos poluentes sobre organismos individuais isolados do seu nicho ecológico, como ocorre com os testes *in situ* ou sobre populações monoespecíficas, padronizadas para testes e absolutamente isoladas do seu contexto natural, no laboratório. Esquecem-se, no entanto, os processos dinâmicos de sinergismos, alelopatias, biotransformação, bioacumulação, etc. que figuram nas relações entre as diferentes espécies que compõem um ecossistema ou entre as substâncias químicas quando liberadas no ambiente. Se, por exemplo, houver altas concentrações de ácidos húmicos em um ambiente aquático o comportamento dos metais pesados nesse ambiente será completamente diferente se estas concentrações forem baixas (ocorre um processo de "quelamento" ou captura de ions). Ainda com metais pesados, a sua biodisponibilidade, de uma forma geral, vai depender da dureza da água. Desta forma, corpos d'água igualmente impactados por metais pesados apresentariam respostas diferentes em função dos diferentes valores de dureza ou de condutividade,

Estas são fontes de incertezas e de perda de relevância ecológica nos testes toxicológicos tradicionais. Acrescente-se a esse quadro um alto grau de complexidade decorrente dos padrões de conectividade entre os diferentes

compartimentos do ecossistema e teremos, então, uma avaliação temerária em termos de realismo.

Para contornar este problema têm sido desenvolvidas ferramentas de análise que incorporam a complexidade e as incertezas inerentes a ela como ingredientes principais da sua abordagem, procurando integrar os diferentes fragmentos que poderiam fornecer indicações a respeito da saúde dos ecossistemas.

A “Avaliação de Risco Ambiental” é, pois, uma dessas ferramentas que pretendem conjugar múltiplas linhas de evidência para chegar a um diagnóstico realista a respeito do estado de saúde dos ecossistemas. Inicialmente ela parte da abordagem desenvolvida nas ciências econômicas para o gerenciamento dos recursos financeiros no mercado de ações ou nas companhias de seguros, que tem que lidar com a chance de uma decisão não dar certo devido a erros intrínsecos ou ao acúmulo de erros, ou a contingências externas que modificam os cenários originais nos quais os investimentos foram feitos. É o que os economistas denominam “Risco”. De uma maneira geral, ele é expresso como a probabilidade de ocorrência de um evento indesejável. Dai à sua aplicação em outras ciências foi só um passo. As ciências ambientais têm se beneficiado desta estratégia, porquanto ela permite produzir resultados que tanto um gerenciador ambiental, um empresário ou um político são capazes de entender.

Os agentes de estresse ou condições ambientais potencialmente perigosas podem referir-se ao grau de periculosidade de determinados desvios em uma dada situação de equilíbrio de um ecossistema. Assim, podemos enquadrar como estressores perigosos outros agentes de distúrbio diferentes dos poluentes tóxicos normalmente resenhados na literatura. Esses agentes podem acontecer na natureza com ou sem a intervenção da mão humana e podem afetar a saúde do ecossistema bem como a saúde de suas partes, ameaçando a sua integridade e a sua existência.

Os chamados “Desastres Naturais” são um exemplo desta assertiva. Na realidade são eventos que ocorrem espontaneamente na natureza sem a intervenção humana na sua gênese. Quando esta intervenção se dá, geralmente ocorre de forma a amplificar os processos patológicos (nos ecossistemas) ou seus efeitos. Assim, por exemplo, a ocupação urbana e industrial nas margens de rios, ou nos morros e nas encostas, eleva as taxas de sedimentação e assoreamento dentro de uma bacia hidrográfica. Quando da ocorrência de um evento natural, qual seja uma chuva forte na cabeceira do rio, a área de inundação normal dele ver-se-á ampliada, trazendo consequências negativas, perfeitamente previsíveis, aos ocupantes dessas áreas de várzea.

Os objetivos da Avaliação de Risco Ambiental são, em princípio, os efeitos ecológicos causados pelas atividades humanas, tais como o aterro de áreas alagadas, poluição térmica ou a liberação de substâncias químicas no meio ambiente. O termo “estressor” é usado para descrever qualquer agente químico, físico ou biológico que possa vir a causar um efeito indesejado sobre indivíduos, populações, comunidades ou ecossistemas. Assim sendo, o processo de Avaliação de Risco Ambiental deve ser flexível a fim de acomodar, dentro de uma estrutura científica e lógica, uma ampla gama de estressores.

Esta metodologia é conceitualmente semelhante àquela usada na Avaliação de Risco à Saúde Humana, mas se distingue desta fundamentalmente em três pontos.

- Ela se refere à consideração dos efeitos além daqueles observados sobre indivíduos de uma única espécie e passa a examinar os efeitos sobre populações, comunidades e ecossistemas.
- Não existe um conjunto simples de valores ecológicos a serem protegidos, que possa vir a ser rotineiramente aplicado. Isto é, esses valores são escolhidos dentre um número de possibilidades baseadas em considerações científicas e políticas.

- Há uma crescente necessidade de compreensão apontada para a consideração dos efeitos diretos e indiretos de estressores não-químicos, além, é claro, dos estressores químicos.

Esta metodologia consiste, basicamente, de três grandes fases:

- 1) Identificação e formulação do problema.
- 2) Análise.
- 3) Caracterização de risco.

A "Identificação e formulação do problema" é um processo de planejamento prévio no qual se define o escopo do mesmo, as suas metas e os seus limites. O seu produto final é um modelo conceitual que identifica os valores ambientais a serem protegidos ou, simplesmente, gerenciados (os "endpoints" da avaliação), os dados necessários e a análise a ser utilizada.

A fase de "Análise" define os perfis de exposição ambiental aos estressores além dos seus efeitos. Estes perfis caracterizam o ecossistema no qual o estressor pode vir a ocorrer, assim como a biota fica exposta e eles. Também descreve a magnitude e os padrões espaciais e temporais da exposição aos estressores. Estes perfis resumem os dados sobre os diferentes estressores e os relaciona aos "enpoints" da avaliação.

A "Caracterização do Risco" integra a exposição com os perfis de efeitos. O risco pode ser estimado usando uma variedade de técnicas que tanto podem ser a comparação de exposições individuais e valoração dos efeitos, a comparação de distribuições de exposição e os efeitos ou a simulação mediante modelos matemáticos. O Risco pode ser expresso como uma estimação qualitativa ou quantitativa, dependendo dos dados disponíveis. Nesta fase também deve ser feita uma descrição do Risco em termos do "endpoint de avaliação" e uma discussão do significado ecológico dos efeitos. Desta forma chega-se a definir o grau de confiabilidade da avaliação para poder discutir os resultados com os responsáveis pelo gerenciamento ambiental. A Figura 2 mostra como foi idealizado este modelo conceitual.

Figura 2: Modelo de Análise de Risco Ambiental (USEPA, 1992)

Nesta tarefa, como um todo, tem que se levar em consideração as etapas de retroalimentação do processo mediante estudos de verificação ou

validação e, acima de tudo, de monitoração biológica, ecológica, física e química. Eles servem para sugerir modificações no processo, complementação de dados e correções metodológicas ou analíticas.

Segue-se uma exposição comentada do modelo de Avaliação de Risco Ambiental mais largamente utilizado no mundo, desenvolvido pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1992) dentro do processo denominado Análise de Risco Ambiental, o qual está composto, além da Avaliação de Risco, pelos módulos "Gerenciamento de Risco", "Percepção de Risco" e "Comunicação de Risco", compondo assim um instrumento completo de gerenciamento ambiental.

2.1. Identificação e Formulação do Problema

Nesta etapa se estabelecem as metas, a amplitude e foco da avaliação. É um passo de planejamento sistemático que identifica os maiores fatores a serem considerados, e deve estar relacionado a um contexto regulatório e político. A entrada no processo de Avaliação de Risco Ambiental deve ser propiciada por observações preliminares que indiquem a ocorrência de um efeito ecológico observado, tal como danos às árvores em um bosque, ou pela identificação de um estressor ou atividade de interesse, tal como a produção de uma nova substância química ou o aterro de uma área alagada. O processo de formulação do problema (Figura 3) inicia-se, então, com a caracterização da exposição e os efeitos ecológicos esperados e observados. Inclui-se a avaliação das características do estressor e as características do ecossistema potencialmente sob risco. A seguir, são identificados os "endpoints" da Avaliação e os "endpoints" medidos ("endpoints" medidos são características ecológicas que estão relacionadas ao "endpoint" avaliado ou estimado). O resultado da formulação do problema é um modelo conceitual que descreve como o estressor pode afetar os componentes ecológicos do ambiente. O modelo conceitual também descreve as relações entre os "endpoints" medidos e de Avaliação, os dados requeridos e a metodologia a ser usada na análise desses dados. O modelo conceitual serve de entrada à segunda etapa, de análise.

Ao determinar as características do estressor devem ser consideradas algumas das suas qualidades tais como:

- Tipo: físico, químico ou biológico;
- Intensidade: concentração e magnitude;
- Duração: curto ou longo;
- Frequência: eventos simples, episódicos ou contínuos;
- "Timing": relação com eventos e ciclos biológicos;
- Escala: Heterogeneidade espacial.

O ecossistema onde os efeitos acontecem é o contexto ecológico para a avaliação. O conhecimento prévio do ecossistema potencialmente sob Risco pode ajudar a identificar componentes ecológicos que podem ser afetados, assim como as relações estressor/ecossistema que sejam relevantes ao desenvolvimento de cenários de exposição. Esta abordagem, do como identificar o ecossistema potencialmente sob Risco de exposição a um estressor, vai depender, em parte, de como foi iniciado todo o processo de avaliação de risco. Se o estressor foi primeiro identificado, as informações a respeito da sua distribuição espacial e temporal serão de inestimável ajuda para identificar aqueles ecossistemas ou compartimentos potencialmente sob Risco.

Da mesma forma, se a Avaliação de Risco for iniciada pela observação dos efeitos, esses efeitos podem indicar diretamente os ecossistemas ou os componentes ecológicos que podem vir a ser considerados na Avaliação.

Uma ampla gama de propriedades dos ecossistemas pode ser levada em consideração durante o processo de formulação do problema. Essas propriedades incluem aspectos do ambiente abiótico (tais como condições climáticas ou propriedades dos solos ou dos sedimentos), estrutura dos ecossistemas (incluindo tipos e abundância dos diferentes taxons e os seus relacionamentos tróficos), funções dos ecossistemas (tais como entradas de energia, formas de utilização dessa energia, ciclagem de nutrientes).

Figura 3. Identificação e Formulação do Problema

Adicionalmente, o conhecimento a respeito de tipos e padrões de distúrbios históricos, pode ser de grande valor na predição de respostas ecológicas aos estressores. A necessidade de avaliar distribuições espaciais e temporais é inerente dentro de muitas dessas características exemplificadas. Toda informação é especialmente útil para determinar a exposição potencial,

isto é, se entre o estressor e os componentes ecológicos há apenas uma coexistência ou ocorre um contato real.

Os dados sobre efeitos ecológicos podem vir das mais variadas fontes. Informações relevantes a este respeito podem incluir observações de campo (como mortandades massivas de peixes ou de aves), de testes experimentais (como os desenvolvidos em mesocosmos e microcosmos) ou da própria relação estrutura/função ou estrutura/atividade das substâncias químicas. Informações disponíveis sobre efeitos ecológicos podem ajudar a focalizar a avaliação de estressores específicos ou sobre componentes ecológicos que poderiam ser avaliados.

Muitos fatores podem afetar e influenciar a utilidade de dados sobre efeitos ecológicos com vistas à formulação do problema. Por exemplo, a aplicabilidade de resultados de testes de laboratório pode ser afetada pela extrapolação que possa vir a ser requerida para avaliar situações específicas de campo, enquanto as observações de campo podem ser influenciadas por fatores como variabilidade natural, ou pela presença de outros estressores que não são alvo dentro do processo de avaliação do risco.

A informação assim recolhida nesse primeiro estágio da Identificação e Formulação do Problema agora é utilizada para selecionar "*endpoints*" ecologicamente baseados, que sejam relevantes aos propósitos do processo de Avaliação de Risco Ambiental, qual seja o de proteção, restauração ou remediação, por exemplo. Um "*endpoint*" é uma característica de um componente ecológico que pode se ver afetado pela exposição ao estressor (SUTER, 1990).

Convém diferenciar os dois tipos de “*endpoints*” que são utilizados nesta fase. “*Endpoint da Avaliação*” é uma expressão explícita de um valor ambiental como meta do gerenciamento. “*Endpoint Medido*” é uma resposta mensurável ao estressor, que está relacionado à característica valorada. Na Avaliação de Risco Ambiental estes dois tipos de “*endpoints*” serão comparados.

O ideal é que a escolha dos “*endpoints*”, no entanto, deveria contemplar qualquer nível de organização biológica, desde organismos até o ecossistema propriamente dito. A utilização de um leque de opções o mais amplo e diversificado possível confere ao processo de avaliação um alto grau de confiabilidade.

O seguinte passo é o desenvolvimento do modelo conceitual, cujo objetivo é construção de determinadas hipóteses de trabalho em função de como o estressor afeta os diferentes compartimentos de um ecossistema. Ele deve incluir descrições destes compartimentos potencialmente sob risco assim como a relação entre o “*Endpoint da Avaliação*” e o “*Endpoint estimado*” para cada caso. Assim, mediante uma descrição preliminar do ecossistema, das características do estressor selecionado e dos seus efeitos ecológicos, se definem possíveis cenários de exposição. Estes cenários na realidade são descrições qualitativas de como os vários componentes ecológicos se relacionam particularmente com o estressor.

Para estressores químicos, o cenário de exposição geralmente deve contemplar informações tais como tipo de fonte (pontual ou difusa), transporte no ambiente, distribuição entre os diversos compartimentos, processos de especiação ou transformação química ou biológica, e identificação de rotas potenciais de exposição (i.e. ingestão, contato dérmico, etc.).

Para os estressores não químicos, o cenário de exposição deve descrever o compartimento ecológico exposto assim como os padrões temporais e espaciais de coexistência com o estressor.

Ainda que possam ser geradas muitas hipóteses durante esta fase de formulação do problema, somente aquelas consideradas como as mais determinantes para caracterizar o risco serão selecionadas para futura avaliação na fase de análise. O modelo conceitual para essas hipóteses descreve a abordagem a ser empregada na fase de análise bem como os tipos de dados e de ferramentas analíticas necessárias. É importante que as hipóteses descartadas nesta fase, por causas de lacunas nos dados, sejam retomadas posteriormente quando da caracterização das incertezas. De todas formas é necessário um julgamento profissional para escolher as hipóteses de risco mais apropriadas.

2.2. Análise

A fase de análise da avaliação de risco ambiental consiste em uma estimativa técnica dos dados sobre os efeitos potenciais bem como a exposição ao estressor. Ela está baseada sobre o modelo conceitual desenvolvido na fase de formulação.

Nesta fase se estabelece a caracterização dos efeitos ecológicos bem como a caracterização da exposição, executados interativamente, tal como é mostrado na Figura 4.

Uma interação entre estes dois elementos assegurará que os efeitos ecológicos caracterizados sejam compatíveis com a biota e com as vias de exposição identificadas na caracterização da exposição.

Quanto à caracterização da exposição, esta pode ser expressa como uma coexistência ou como um contato, dependendo do tipo de estressor e do compartimento ecológico envolvidos. Assim, o desenvolvimento de um perfil de exposição deve trazer informações quanto à magnitude e às distribuições espacial e temporal da exposição para os cenários desenvolvidos durante a

fase de "Formulação do problema", e serve como informação de entrada na fase de "Caracterização de Risco".

Figura 4. Análise (USEPA, 1992)

2.2.1. Caracterização da Exposição

2.2.1.1. Caracterização do Estressor

Para a Caracterização do Estressor é necessário determinar a sua distribuição e os seus padrões de mudanças no ambiente. No caso dos estressores químicos, uma combinação de dados obtidos por modelagem e por monitoração é recomendável. Modelos de transporte e destino dos poluentes são amplamente utilizados para ligar características físicas e químicas desses poluentes a características funcionais e estruturais específicas dos ecossistemas (JØRGENSEN, 1993). Já, no caso dos estressores não químicos, tais como erosão ou colheitas de cana de açúcar mediante queima, o padrão de mudanças pode depender do manejo dos recursos ou das práticas agrícolas. Dependendo da escala do distúrbio, os dados para a caracterização do estressor podem ser obtidos por uma variedade de técnicas tais como reconhecimento do terreno, fotografias aéreas ou imagens de satélite.

Durante a Caracterização do Estressor deve-se considerar não somente o estressor primário, mas, também, estressores secundários que podem surgir por vários processos. Por exemplo, a remoção da mata ciliar não só altera diretamente a estrutura do habitat em questão, mas pode apresentar derivações tais como o aumento da temperatura ou o incremento dos sólidos em suspensão no corpo d'água. Em relação aos estressores químicos, BANKS e STARK (1998) mencionam como exemplo os subprodutos gerados pelas transformações que os biocidas sofrem na natureza, derivando em substâncias que, muitas vezes, são mais tóxicas que o produto originalmente lançado à natureza.

2.2.1.2. Caracterização do Ecossistema

Nesta etapa devem ser consideradas as distribuições espaciais e temporais dos componentes ecológicos, bem como os atributos do ecossistema que influenciam a distribuição e natureza do estressor em

questão. São estas as características do ecossistema que favorecem a biotransformação microbiana e afetam a biodisponibilidade dos poluentes químicos.

Os estressores físicos também podem se ver afetados pelo ecossistema. Por exemplo, o processo de assoreamento pode estar em dependência direta do regime hidrológico e do comportamento das áreas alagadas durante os eventos de inundação.

Outras características dos componentes ecológicos que podem influenciar a exposição ao estressor também podem, e devem, ser avaliadas. Elementos tais como necessidades de habitat, preferências alimentares, ciclos reprodutivos, uso seletivo de recursos e atividades sazonais como a migração podem entrar nesse rol. No entanto. É preciso ficar alerta para não complicar em demasia esse processo, fazendo-nos perder de vista os objetivos desta avaliação. Assim, informações a respeito de variações espaciais e temporais na distribuição de componentes ecológicos (por exemplo a distribuição de invertebrados no sedimento) devem ser utilizadas com critério apurado. Quando disponíveis, estes dados devem ser complementados com informações tais como abundância, padrões de atividade e ciclos de vida. A confecção de **ambientogramas** (ANDREWARTHA e BIRCH, 1984) pode-se revelar muito útil nesta tarefa.

Uma outra consideração importante a se fazer é como a exposição ao estressor pode alterar o comportamento natural das espécies, afetando a continuidade dessa exposição. Em alguns casos a exposição pode-se incrementar (como na revoada de aves após aplicação aérea de pesticidas) ou pode-se reduzir (como no comportamento de evitar certos efluentes por parte de algumas espécies de peixes).

2.2.1.3. Análise da Exposição

O seguinte passo é combinar as distribuições espaciais e temporais tanto dos componentes ecológicos quanto dos estressores, a fim de avaliar a sua exposição. Isto resulta evidente quando, por exemplo, tem-se a presença de um estressor químico na sua forma biodisponível e, no entanto, a distribuição dos organismos alvo não coincide para que haja um contato real.

Assim, as escalas temporais e espaciais utilizadas para avaliar o estressor precisam ser compatíveis com aquelas características do componente ecológico de interesse. A escala temporal tanto pode acompanhar o ciclo de vida em particular de pequenos organismos quanto uma trajetória sucessional de toda uma floresta. A escala espacial tanto pode se referir a um córrego, um lago, uma bacia hidrográfica ou toda uma região.

A abordagem mais comumente utilizada para analisar a exposição é estimar as concentrações (ou alguma forma de quantificação) de um estressor e combiná-las com uma possível coexistência, contato ou ingestão. Por exemplo, a exposição de organismos aquáticos a estressores químicos é assumida como contato e expressa como uma concentração na coluna d' água. De forma semelhante, a exposição de organismos a alterações no seu habitat pode ser expressa como hectares de áreas degradadas, assumindo uma coexistência entre eles e essa alteração. A estimativa do estressor também pode ser combinada com parâmetros que descrevem a frequência e a magnitude do contato. Isto pode ser evidenciado, a modo de exemplo, mediante a combinação de dados referentes à concentração de substâncias químicas em itens alimentares com as taxas de ingestão para estimar a exposição nociva de um organismo à sua dieta normal.

Uma outra abordagem possível para avaliar a exposição a estressores químicos é a utilização de evidências químicas, bioquímicas ou fisiológicas (i.e. biomarcadores) de uma exposição anterior. Esses tipos de medições são mais úteis para a caracterização da exposição quando podem ser ligados

quantitativamente à estimacão do quanto o estressor esteve em contato com os organismos. Os modelos farmacocinéticos podem fazer esse elo (JØRGENSEN, 1983; 1993).

2.2.1.4. Perfil de Exposição

O "Perfil de Exposição" pode ser expresso usando uma ampla variedade de unidades, dependendo de cada caso. Assim, para estressores químicos agindo no nível de organismos, a métrica utilizada é mg/kg peso corporal/dia. Para níveis mais altos de organização a exposição pode ser expressa como unidades de concentração/unidades de área/tempo. Para distúrbios físicos, o perfil de exposição pode ser expresso em outros termos. Como exemplo pode-se citar o percentual de habitat perdido ou como extensão inundada/ano.

É importante ressaltar que a análise das incertezas é uma parte integral da caracterização da exposição. O analista tem que considerar dados que não estão disponíveis para todos os aspectos requeridos para essa caracterização, bem como dados disponíveis, mas que são questionáveis ou de qualidade duvidosa. O julgamento profissional baseado na sua experiência, na inferência em analogias com estressores e condições similares, assim como a confiança nas próprias técnicas de estimacão, são elementos que contribuem aditivamente para atingir altos graus de incerteza. Hoje em dia uma das fronteiras de pesquisa é o desenvolvimento de ferramentas de análise que contemplem a incerteza nos seus cálculos. A Inteligência Artificial, por intermédio de uma das suas principais técnicas, a Teoria dos Conjuntos Difusos, comumente conhecida como Lógica Difusa (*Fuzzy Logic*), está sendo testada em larga escala no processamento de informações ambientais com estas características. DUARTE (1999), por exemplo, desenvolveu um *software* para a Avaliação de Impacto Ambiental que integra, mediante a lógica difusa, descritores qualitativos e incertezas lingüísticas na apreciação dos valores dispostos em uma matriz de impacto. A Avaliação de Risco Ambiental e a

Análise de Ciclo de Vida, são as próximas ferramentas de gerenciamento ambiental a serem beneficiadas por estas novas tecnologias.

2.2.2. Caracterização dos Efeitos Ecológicos

Durante a análise das respostas ecológicas se quantificam os efeitos ecológicos e se estabelecem relações causa/efeito entre o estressor e os efeitos ecológicos. Também, nesta fase, são feitas extrapolações entre os "*endpoints* medidos" e os "*endpoints* da avaliação". Assim, o produto disto é um perfil estressor/resposta que quantifica e resume o relacionamento entre o estressor e o "*endpoint* da avaliação".

2.2.2.1. Avaliação de Dados sobre Efeitos Relevantes

Desde que os efeitos provocados por um determinado estressor podem variar desde a mortalidade e disfunções reprodutivas sobre indivíduos e populações, até interrupções em funções ecossistêmicas fundamentais tais como a produção primária ou as trajetórias sucessionais, a capacidade de julgamento do analista no que diz respeito à escolha dos dados relevantes é testada. Se os dados disponíveis não são adequados, novos dados devem ser providenciados para que o processo de avaliação possa ser completado.

A relevância dos dados deve ser considerada de acordo aos "*endpoints* medidos" e os "*endpoints* da avaliação" determinados durante a fase inicial de "Formulação do Problema". As técnicas de análise empregadas também devem ser avaliadas quanto à sua relevância e consistência. Técnicas que minimizem a necessidade de se fazer extrapolações são altamente desejáveis. Uma outra consideração a se fazer diz respeito a aspectos metodológicos e à qualidade dos dados obtidos (i.e. réplicas suficientes, aderência a boas práticas laboratoriais, etc.).

Os dados provenientes tanto de observações de campo quanto de testes em laboratório devem ser utilizados de forma concomitante. Os testes de

campo (i.e., *in situ* ou em mesocosmos) podem fornecer fortes evidências causais que ligam o estressor a uma resposta determinada ou permitem, ainda, discriminar entre múltiplos estressores. É lógico que os dados provenientes de testes em laboratório vem a sofrer menor variabilidade do que aqueles de campo. Porém, pelo fato de serem realizados sob condições ambientais extremamente controladas, a sua resposta geralmente difere em alto grau das condições encontradas no ambiente natural.

Por outro lado, estudos descritivos de campo, tais como aqueles que envolvem a comparação com sítios de referência, fornecem um realismo que as observações de laboratório carecem. A confiança em relações causais pode ser aperfeiçoada mediante uma cuidadosa seleção de sítios de referência comparáveis ou pela avaliação de mudanças ao longo de um gradiente de estresse, como em rios e represas ou ao longo de séries temporais.

De toda forma, é extremamente prudente considerar potenciais fatores de confusão durante a análise. A avaliação de múltiplos estressores ou de estressores desconhecidos são tradicionais fontes de confusão.

2.2.2.2. Análise das Respostas Ecológicas

A análise estressor/resposta descreve idealmente a relação entre a magnitude, frequência ou duração do estressor e a magnitude da resposta. Isto é relativamente fácil de estabelecer para estressores químicos. Já para os estressores físicos devem-se usar atributos específicos do ambiente, medidos após o distúrbio.

Quando o "*endpoint* da avaliação" pode ser medido diretamente, a análise é bem simples. Geralmente não é isso que acontece, a relação entre o estressor e os "*endpoints* medidos" se efetua primeiro, e logo a seguir se estabelecem as extrapolações adicionais, as análises e as premissas que serão utilizadas para predizer ou inferir mudanças no "*endpoint* da avaliação".

A relação entre os "*endpoints* medidos" e o "*endpoint* da avaliação" se estabelece usando a estrutura lógica presente nos modelos conceituais. Em alguns casos podem ser utilizados modelos matemáticos ou outros métodos quantitativos, mas a relação só pode ser descrita de forma qualitativa. Justamente, devido à falta de métodos padrão para muitas dessas análises, o discernimento do profissional que executa esta tarefa é um componente essencial da avaliação.

As extrapolações normalmente são feitas entre espécies, entre respostas, do laboratório ao campo e do campo ao laboratório. A diferença na resposta entre os diferentes táxons depende de muitos fatores, incluindo as suas particularidades fisiológicas, metabolismo, utilização de recursos e estratégias de ciclo de vida. Assim, a relação entre as respostas depende de muitos fatores, incluindo a mecânica de ação do estressor bem como a sua distribuição interna dentro dos organismos (quando se avaliam estressores químicos). Então, quando da extrapolação entre dados de laboratório e dados de campo, deve-se considerar a inclusão das diferenças no ambiente físico e no comportamento dos organismos, pois isto tudo poderá alterar a exposição ao estressor, a sua interação com outros estressores e a sua interação com outros componentes ecológicos.

Além dessas extrapolações pode ser necessário fazer uma avaliação de efeitos indiretos, de outros níveis de organização e de outras escalas espaciais e temporais. Se forem requeridas essas análises dentro de uma particular avaliação de risco, isso dependerá dos "*endpoints* da avaliação" identificados durante a Formulação do Problema.

Alguns fatores que podem ser considerados quando da avaliação de efeitos indiretos são: interações interespecíficas, relações tróficas e utilização de recursos. Já a consideração dos efeitos sobre níveis de organização mais altos (ou mais baixos) depende da severidade do efeito, do tamanho da população e do estágio do ciclo de vida dos organismos afetados, o papel

desses organismos dentro de uma comunidade ou um ecossistema, e os mecanismos ecológicos compensatórios.

Por outro lado, quando se considera a escala espacial, as implicações dos efeitos adversos além da área de interesse podem ser avaliadas prestando atenção à estrutura das comunidades bem como à dinâmica de energia e de nutrientes. Assim, muitas vezes pode resultar bastante útil estabelecer a distribuição espacial em larga escala dos estressores.

Já as extrapolações entre diferentes escalas temporais podem considerar a distribuição dos estressores através do tempo (em termos de intensidade, duração e frequência) em relação com a dinâmica ecológica (i.e. ciclos sazonais e padrões no ciclo de vida das espécies).

Em alguns casos a avaliação dos distúrbios em longo prazo envolve a necessidade de se estimar a recuperação dos ecossistemas. Isto é difícil de prever, pois depende, entre outros, da existência de "bancos genéticos" nas proximidades, os quais podem fornecer organismos com estratégias de ciclo de vida e estratégias de dispersão e de colonização adequadas. Também é evidente que depende da qualidade física e química do ambiente após a exposição ao estressor. Fora isto, tanto os tipos como as frequências dos distúrbios naturais podem influenciar a capacidade de recomposição das comunidades.

Um outro aspecto importante a se considerar na análise da resposta ecológica é a avaliação da intensidade da associação causal entre o estressor e os "endpoints" medidos e de avaliação. Esta evidência suporta e complementa a avaliação estressor/resposta e é de particular importância quando esta relação é baseada em observações de campo. Embora esta evidência de causalidade não seja uma condição obrigatória para se fazer a Avaliação de Risco Ambiental, ela a amplia e fortalece sobremaneira. Muitos dos conceitos aplicados à epidemiologia humana podem ser úteis para avaliar a causalidade nos estudos descritivos de campo. HILL (*Apud* ROTHMANN,

1986) sugeria, em 1965, nove critérios de associações causais. São eles: intensidade, consistência, especificidade, temporalidade, presença de gradientes biológicos, mecanismos plausíveis de ação, coerência, evidência experimental e analogia. Nem todos os critérios precisam ser satisfeitos, mas cada um deles reforça o argumento da causalidade. Evidências negativas neste sentido não tiram o mérito destas associações causais, mas podem indicar um conhecimento deficiente a respeito da relação (ROTHMANN, 1986).

2.2.2.3. Perfil Estressor / Resposta

Os resultados da caracterização dos efeitos ecológicos são sumarizados em um perfil estressor / resposta, o qual descreve as suas relações, extrapolações, análises adicionais e evidências de causalidade. De forma ideal, a relação estressor / resposta deverá referir-se à magnitude, duração e frequência.

Sempre que possível, é importante descrever claramente e estimar quantitativamente os pressupostos e as incertezas envolvidas na avaliação. Tal como foi mencionado, um exemplo disto podem ser a variabilidade natural em características ecológicas e as respostas e incertezas nas baterias de testes e nas extrapolações.

2.3. Caracterização do Risco

As chances de ocorrência de efeitos adversos como resultado da exposição ao estressor, são avaliadas nesta fase. A "Caracterização do Risco" se compõe de dois grandes passos: estimação do risco e descrição do risco. As informações de entrada são os perfis de exposição e estressor / resposta, conforme estabelecido na fase anterior (Figura 5). As incertezas que foram acumuladas durante as fases anteriores são agora analisadas e sumarizadas.

Figura 5 – Caracterização do Risco (USEPA, 1992)

Os riscos estimados são, então, discutidos considerando os tipos e magnitude dos efeitos antecipados, a extensão espacial e temporal dos efeitos e o potencial de recuperação do ecossistema. Os resultados do processo inteiro de Avaliação de Risco Ambiental, incluindo a relevância dos riscos identificados com as suas metas originais, passam a ser discutidos com o gerenciador de riscos a fim de dar continuidade ao processo de gestão.

2.3.1. Estimação do Risco

Esta etapa compara entre si os perfis de exposição e estressor/resposta, assim como estima e sumariza as incertezas associadas.

No protocolo original de "Avaliação de Risco Ambiental" (USEPA, 1992), três abordagens gerais são discutidas para ilustrar a integração do perfil estressor/resposta com o perfil de exposição. A escolha, como não poderia deixar de ser, depende do objetivo proposto inicialmente:

- 1- Comparando simples efeitos e valores de exposição;
- 2- Comparando as distribuições dos efeitos e da exposição; e
- 3- Conduzindo simulações matemáticas.

Na primeira abordagem os valores do perfil estressor/resposta são utilizados como fatores de incerteza ou de segurança. A razão ou quociente entre o valor da exposição e o valor do efeito é a estimativa de risco. Desta forma, se o quociente for 1 ou maior que 1, se considera que um efeito adverso tem chance de ocorrência. Esta abordagem é conhecida como método do quociente (BARNTHOUSE *et al.*, 1985). O seu uso é amplamente dependente do bom senso profissional do assessor, particularmente quando o seu valor se aproxima de um.

A segunda abordagem se vale da distribuição probabilística tanto dos perfis estressor / resposta e exposição. Assim o risco é quantificado pela

sobreposição entre as duas distribuições. Quanto maior “aderência”, maior o risco. Esta abordagem depende para o seu acerto de um conjunto de dados com significância estatística adequada (número de réplicas, tamanho das amostras, quantidade de amostras, etc.)

A abordagem que considera a elaboração de modelos de simulação tanto pode focar os efeitos diretos sobre uma determinada população, como pode integrar uma comunidade em diferentes níveis tróficos. Esta abordagem é de particular utilidade quanto maior for a complexidade do sistema avaliado.

Isto quanto à integração dos perfis. Já na análise de incerteza a opção é acompanhar as sucessivas fontes de incertezas que acontecem durante as diversas fases do processo de avaliação, na forma de uma somatória simples. Na medida das possibilidades essas incertezas precisam ser detalhadas passo a passo. Conforme foi mencionado, há incertezas na elaboração dos modelos conceituais, nos dados e informações que alimentam o processo, na estocasticidade (variabilidade natural) (SUTER, 1990) e, logicamente, nos próprios erros experimentais, de procedimento e amostrais cometidos durante cada etapa. A incerteza, no entanto, não pode ser desconsiderada uma vez haja sido estimada. Ela é, em si mesma, um dado de suma importância que vem a complementar a estimação de risco.

2.3.2. Descrição do Risco

Essa incerteza pode determinar que na fase seguinte, de sumarização e conclusões, o risco venha a ser expresso de forma qualitativa ao invés de uma forma quantitativa, como é o desejo de qualquer assessor ambiental que desenvolva uma Avaliação de Risco Ambiental. Com a finalidade de mitigar este efeito de procedimento, os resultados são discutidos em função do “peso das evidências”, isto é, da sua relevância. Assim, um estudo que siga à risca todas as etapas descritas, com um volume de dados suficiente e coerente, com a devida aderência estatística aos protocolos, tem maior peso. Igualmente, se adotarmos a estratégia das “múltiplas linhas de evidência” estaremos dando

um peso maior às nossas conclusões, pois estaríamos chegando à mesma resposta por caminhos diferentes. Uma alternativa também pode ser a evidência comprovada, e comprovável, da causalidade. Isto é, se existir, por exemplo, um alto grau de correlação entre a presença do estressor e o efeito adverso que está sendo mensurado.

Também é possível, e desejável, identificar análises adicionais. Isto porque durante todo o processo podem surgir dúvidas quanto à escolha de cada passo, de cada metodologia a ser aplicada, de cada teste, de cada análise. Pode-se notar que durante todas as etapas do processo descrito mediante os modelos conceituais (Figuras 2, 3, 4 e 5), sempre está presente uma verificação e monitoração dos dados que vão ingressando no processo.

Por último chega-se à etapa de interpretação do significado ecológico. Este é, tal vez, uma das etapas mais críticas, pois dela depende, em grande medida, que os resultados obtidos sejam assimilados e compreendidos pelo gerenciador ambiental, o poder público, o empresário ou a população. Deve conter, em linguagem clara, informações a respeito da natureza e magnitude dos efeitos observados e esperados, dos padrões espaciais e temporais desses efeitos e, se possível, o potencial de recuperação do sistema atingido pelo distúrbio.

Com esta informação em mãos, o público alvo (órgãos de fiscalização, políticos, empresários, população, etc.) pode decidir, com sólidos elementos de juízo, como gerenciar um determinado distúrbio.

Bons exemplos para ilustrar a aplicação desta metodologia podem ser consultados na *homepage* do Oak Ridge National Laboratory, do Departamento de Energia dos Estados Unidos (USDOE):

Examples of Completed Ecological Risk Assessments

URL: <<http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/assessmt.html>>

PARTE II: ESTUDO DE CASO

O objetivo deste aparte é o de exemplificar a aplicação da metodologia de "Avaliação de Risco Ambiental", descrita na revisão anterior, na estimação dos riscos ambientais presentes no reservatório de Salto Grande, em Americana, SP, segundo os dados disponíveis na literatura.

Espera-se, com isto, contribuir com uma referência para a elaboração de futuros projetos de Análise de Risco Ambiental, ou de simples avaliações toxicológicas, ecotoxicológicas e/ou mesmo ecológicas não somente neste reservatório mas em qualquer ecossistema aquático e perante qualquer agente de distúrbio.

O Reservatório de Salto Grande vem sendo objeto de estudo intensivo durante a última década. O projeto temático do CRHEA "Bases Limnológicas e Ecológicas para o Manejo da Qualidade da Água e Usos Múltiplos do Reservatório de Salto Grande (SP)" (CALIJURI, 1995) tem produzido mais de quinze trabalhos científicos, entre teses e dissertações que, em princípio, perfazem um volume de dados capaz de suportar a aplicação desta metodologia de diagnóstico ambiental. Isto se faz necessário por quanto não tem havido nenhuma iniciativa de integração dessas informações em um único corpo. Logicamente existe uma grande dificuldade, principalmente no referente à escolha dos critérios de análise e às metas a serem alcançadas.

Como já foi mencionado, foi adotada a metodologia contida no documento da Agência Ambiental norte-americana chamado "A Framework for Ecological Risk Assessment" (USEPA, 1992), com algumas modificações propostas por SUTER et al. (1995) e pela University of Tennessee (1999), tal como foi acima exposto.

1. Identificação e Formulação do Problema

Foram utilizadas as informações coletadas até hoje pelo projeto temático "Bases Limnológicas e Ecológicas para o Manejo da Qualidade da Água e Usos Múltiplos do Reservatório de Salto Grande (SP)" (CALIJURI, 1995), basicamente os trabalhos desenvolvidos por MINOTTI (1999), DEBERDT (1997), BITAR (1998), BOTTURA (1998), LEITE (1998), MORAES (1999), PAMPLIN (1999), RIOS (1999), TONISSI (1999), CARMO (2000), ZANATA (1999), FALCO (2000), FERREIRA (2000), SOUZA (2000) e TEIXEIRA (2000). Igualmente foram considerados os trabalhos de FONSECA (1997) e MELETTI (1997) realizados na Bacia do Piracicaba à qual pertence a Bacia do Rio Atibaia e, por tanto, a Represa de Salto Grande. Também foram considerados os resultados obtidos pelas atividades regulares de monitoração ambiental feitos pela CETESB (CETESB, 1999).

Definiram-se os principais problemas ambientais presentes no Reservatório de Salto Grande segundo a percepção dos cientistas e a percepção dos moradores do lugar. Esta etapa permitiu definir alguns estressores ambientais presentes no reservatório, assim como os seus possíveis alvos, modos de exposição e "*end-points*".

1.1. Caracterização da Área de Estudo

O reservatório de Salto Grande, localiza-se no município de Americana, estado de São Paulo, entre as coordenadas 22° 44'20" Sul e 44° 19'52" Oeste, numa altitude de 530 m.s.n.m.. O seu principal afluente é o Rio Atibaia, o qual faz parte da bacia do rio Piracicaba, 5ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do estado de São Paulo (Figura 6).

A barragem que represa o rio Atibaia, formando o Reservatório de Salto Grande (Figura 7), teve a sua construção concluída em 1949, sendo seu principal objetivo a produção de energia elétrica, com uma capacidade de geração de 30MW. Atualmente a operação da usina hidrelétrica vem servindo principalmente para a regularização da vazão do rio Piracicaba (CALIJURI *et al.*, 1999).

Figura 6. Localização do reservatório de Salto Grande na Bacia do Rio Piracicaba (modificado por FERREIRA, 2000 de SÃO PAULO, 1994).

Figura 7. Reservatório de Salto Grande

Algumas características do reservatório e da barragem são apresentadas abaixo (FERREIRA, 2000):

Reservatório	
Área	11,5 km ²
Perímetro	64 km
Comprimento	17 km
Volume máximo	106 x 10 ⁶ m ³
Profundidade máxima	19 m
Profundidade média	9 m
Tempo médio de residência	30 dias
Barragem	
Comprimento da crista	228 m
Número de comportas	3 unidades
Número de geradores	3 unidades

2. Caracterização dos Estressores

2.1. Cargas Pontuais

O Rio Atibaia desempenha papel de manancial abastecedor e de receptor dos efluentes domésticos e industriais de todas as cidades nas suas margens. No seu trecho inferior, justamente onde se localiza o Reservatório de Salto Grande, cumpre estas funções para as cidades de Valinhos, Sumaré e Paulínia, os quais são densos conglomerados urbanos e industriais onde não existe uma adequada estrutura de serviços básicos. Assim ele vem sofrendo forte pressão de atividades altamente consumidoras e degradadoras de recursos hídricos. Além disso, na foz do Ribeirão Anhumas, afluente do Atibaia, são lançados 50% dos esgotos de Campinas, a segunda maior cidade do estado, e, poucos quilômetros após, a jusante deste ribeirão, o rio recebe ainda os esgotos domésticos da cidade de Paulínia, bem como, os efluentes do polo petroquímico desta cidade. É justamente nesses municípios onde estão localizadas as principais indústrias emissoras de carga orgânica. No município de Paulínia é importante destacar a Rhodia S.A cuja carga orgânica industrial remanescente representa 88,3 % do total do município (MELETTI, 1997). Cabe anotar que o Rio Atibaia cruza, literalmente, o parque industrial da referida empresa.

Os dados para nutrientes (nitrogênio e fósforo, nas suas diferentes formas) apresentados pela CETESB (1998) (Tabela 1), mostram um gradiente longitudinal expressivo, caracterizando uma maior contribuição das cargas pontuais provenientes do Rio Atibaia.

Além da carga orgânica de origem industrial e doméstica, são lançados no rio Atibaia e seus tributários, efluentes inorgânicos e metais pesados, como é o caso dos efluentes da indústria Têxtil Elizabeth S. A., em Itatiba, lançados no Ribeirão Jacarezinho, afluente do rio Atibaia, e os da REPLAN / PETROBRÁS, em Paulínia, lançados diretamente no rio Atibaia, praticamente

na porção inicial do reservatório de Salto Grande (MELETTI, 1997). Alguns destes resíduos apresentam alta toxicidade.

MELETTI (*op. cit.*), CETESB (1998), TONISSI (1999), PAMPLIN (1999) e CARMO (2000) apresentam dados referentes à presença e toxicidade de vários estressores químicos. Dentre estes, serão considerados apenas os metais pesados, pois os resultados apresentados nesses estudos demonstraram a sua desconformidade com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 20.

Cabe aclarar, no entanto, que as concentrações das substâncias analisadas foram menores em Americana (a jusante do reservatório), em relação a Sumaré (rio Atibaia). MELETTI (*op.cit.*) atribuiu esta redução ao fato do reservatório de Salto Grande funcionar como uma bacia de sedimentação, retendo grande parte dos sólidos e substâncias adsorvidas através da sedimentação das partículas (LEITE, 1998).

2.2. Cargas Difusas

As principais fontes de cargas difusas no reservatório provêm das áreas cultivadas, na margem direita e do esgoto doméstico, na margem esquerda.

As áreas cultivadas correspondem quase na sua totalidade a canaviais. Somente em algumas áreas mais afastadas das margens existem pequenas plantações de café e cana (COELHO, 1993). Com relação ao cultivo da cana-de-açúcar, a falta de uma monitoração específica para o dimensionamento das cargas difusas prejudica a avaliação dos impactos que ela vem provocando nos corpos d'água da bacia (SÃO PAULO, 1994). Espera-se um aporte considerável em nutrientes e em biocidas.

LEITE (1998) estimou que as fontes difusas associadas às terras utilizadas para a agricultura têm um potencial de contribuição de 203,26 ton.ano⁻¹ de nitrogênio e 27,89 ton.ano⁻¹ de fósforo.

2.3. Seleção e Caracterização dos Estressores

O ponto de partida desta caracterização está indicado pelo trabalho de BOTTURA (1999). Ela pesquisou como a população humana que habita as margens do Reservatório percebe a degradação ambiental sofrida por este ao longo do tempo. Uma única palavra pode resumir o principal tipo de estresse ao qual este ecossistema está sujeito: eutroficação. As pesquisas limnológicas realizadas nesse reservatório corroboram esta afirmação e são unânimes em concluir que o Reservatório de Salto Grande é um corpo d'água hipereutrófico.

Os problemas comumente associados à eutroficação não têm incidência direta na saúde humana, exceção feita das esporádicas florações de cianobactérias tóxicas. Embora as cianobactérias sejam dominantes ao longo do ano (SOUZA, 2000), desde 1997 somente houve um episódio de floração tóxica (DEBERDT, comunicação pessoal). Praticamente só os problemas decorrentes das descargas de esgotos domésticos sem tratamento podem ser contabilizados em virtude das doenças veiculadas pela ingestão de água, a qual carrega germes patógenos, geralmente causadores de doenças gastrintestinais e dermatites de contato.

No entanto a abordagem adotada para se avaliar o processo de eutroficação, historicamente, tem adolecido de sérias falhas conceituais e metodológicas. Como regra geral nas pesquisas realizadas neste reservatório segue-se à risca a metodologia de avaliação proposta por CARLSON (1977) e modificada por TOLEDO Jr. *et al.* (1983), como um consenso tácito e indiscutível, a qual estima um Índice de Estado Trófico (IET) adequado a ambientes tropicais.

Uma vez que a eutroficação não pode ser estimada ambigualmente com uma simples e única medida, os métodos propostos medem os sintomas (*i.e.*, biomassa de algas, produção primária, profundidade do disco Secchi), ou as causas (*i.e.*, concentrações de fósforo), ou as conseqüências (*i.e.*, níveis baixos de oxigênio no hipolimnio).

A profundidade do disco Secchi é uma estimativa que sofre de um tal grau de incerteza e subjetividade, que, aos poucos vem sendo descartada pelos limnólogos como sendo um parâmetro importante. Em reservatórios como o de Salto Grande, com um aporte considerável de material em suspensão, a sua utilização é absolutamente irrelevante para o cálculo do estado trófico.

O cálculo do IET se baseia nos valores de fósforo inorgânico disponível, como nutriente limitante, e de clorofila-a como indicador de produção primária, relacionados exclusivamente ao fitoplâncton da região limnética do corpo d'água. Isto quer dizer que apenas um compartimento do ecossistema está sendo avaliado e o resultado está sendo extrapolado para o ecossistema inteiro. Não são contempladas nesse cálculo as regiões litorâneas, onde o gradiente de nutrientes é maior e, por tanto, apresenta uma produção primária também maior.

Metodologicamente não é fácil realizar em campo estas estimativas. No entanto, o fato de deixar por fora dos cálculos gerais o compartimento que deve apresentar uma resposta mais ampla ao estresse coloca um véu de incerteza na avaliação. TOLEDO Jr. *et al.* (*op.cit.*) já alertavam para o fato urgente de incluir nesse cálculo a produção primária relativa às macrófitas por funcionarem como verdadeiras bombas de fósforo nos ecossistemas aquáticos.

Para se abordar de maneira mais acurada este cálculo deve-se considerar, também, a forma como as diversas espécies de macrófitas obtêm os nutrientes, se da coluna d'água ou diretamente do sedimento.

Se, por um lado, estes e outros fatores vêm a acrescentar acuidade na valoração do evento, por outro lado, aumentam a complexidade da abordagem. Assim sendo, a elaboração de um modelo conceitual da eutroficação com vistas à Avaliação de Risco Ambiental baseado nos dados disponíveis, se iniciaria com um forte componente de incerteza, inviabilizando a sua análise detalhada segundo esta metodologia.

Pela leitura atenta das pesquisas desenvolvidas nas últimas décadas no Reservatório de Salto Grande percebe-se a ação de outros tipos de distúrbios que mereceriam serem enquadrados no presente estudo: a contaminação por metais pesados, a contaminação por compostos orgânicos policíclicos e o assoreamento. No entanto, não serão considerados os compostos policíclicos persistentes por quanto uma avaliação deles no sedimento mostrou estarem em conformidade com a regulamentação (CARMO, 2000). Igualmente não será considerado o processo de erosão na bacia, e de assoreamento no Reservatório somente pelo fato deste problema não ser percebido pela população (BOTTURA, 1999) e seu efeito, embora não deixe de ser importante, se mostra como sendo em longo prazo (LEITE, 1998).

Desta forma, apenas os metais pesados serão considerados no presente ensaio. Quanto à presença destes estressores não existe informação precisa a respeito da sua intensidade e frequência. Eles, apenas têm sido estimados por métodos físicos e químicos para medir a sua presença nos sedimentos (ESPÍNDOLA *et al.*; 1998; TONISSI, 1999), na coluna d'água (CETESB, 1999) e no tecido muscular de peixes (TONISSI, *op.cit.*). Não existe disponível no momento nenhum trabalho realizado no reservatório de Salto Grande que indique uma causalidade direta de toxicidade entre a presença de um estressor plenamente identificado e alguma resposta biológica.

A substâncias químicas relevantes selecionadas foram identificadas na sua toxicidade e propriedades químicas segundo as Bases de Dados 'On Line' da IRIS ("*Integrated Risk Information System*"), um serviço da Agência Ambiental norte-americana (URL: <http://www.epa.gov/IRIS/>). Foi feita uma comparação com os dados experimentais obtidos por FONSECA (1997), MELETTI (1997), TONISSI (1999) e CETESB (1999) para a Bacia do rio Piracicaba, rio Atibaia e represa de Salto Grande.

A seguir se descreve o significado sanitário de cada um destes metais:

Cádmio:

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

Chumbo:

Dissolvido em águas superficiais naturais os seus teores geralmente encontram-se em quantidades baixas. A queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes, além da sua utilização como aditivo antiimpacto na gasolina. O chumbo e seus compostos também são utilizados em eletrodeposição, metalurgia, materiais de construção, plásticos, tintas, etc. O chumbo é uma substância tóxica cumulativa. Uma intoxicação crônica por este metal pode levar a uma doença denominada saturnismo, que ocorre na maioria das vezes, em trabalhadores expostos ocupacionalmente. Outros sintomas de uma exposição crônica ao chumbo, quando o efeito ocorre no sistema nervoso central, são: tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, entre outros. Quando o efeito ocorre no sistema periférico o sintoma é a deficiência dos músculos extensores. A toxicidade do chumbo, quando aguda, é caracterizada pela sede intensa, sabor metálico, inflamação gastro-intestinal, vômitos e diarreias.

Cobre:

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

Cromo:

As concentrações de cromo total em água doce são muito baixas, normalmente inferiores a 0,001 mg/L. É comumente utilizado em aplicações industriais e domésticas, como na produção de alumínio anodizado, aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos, papel, fotografia. Na forma trivalente o cromo é essencial ao metabolismo humano e, sua carência, causa doenças. Na forma hexavalente é tóxico e cancerígeno. Os limites máximos são estabelecidos basicamente em função do cromo hexavalente.

Níquel:

Concentrações de níquel em águas superficiais naturais podem chegar a aproximadamente 0,1 mg/L, embora concentrações de mais de 11,0 mg/L possam ser encontradas, principalmente em áreas de mineração. A maior contribuição para o meio ambiente, pela atividade humana, é a queima de combustíveis fósseis. Como contribuintes principais temos também os

processos de mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição e, como fontes secundárias, temos fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados. Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios.

Mercurio:

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

Zinco:

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

acumular-se em outros tecidos do organismo humano; isso só ocorre quando as taxas de ingestão diária são elevadas.

Os “*endpoints*” de avaliação a serem considerados são os limites máximos permissíveis consignados como Dose de Referência Crônica (RfD), disponíveis nas bases de dados da HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables) e IRIS (Integrated Risk Information Systems) da USEPA⁶. Os “*endpoints*” medidos correspondem à fração biodisponível no sedimento (ESPÍNDOLA *et al.* 1998; TONISSI, 1999) e as concentrações encontradas em tecidos musculares de algumas espécies de peixes que habitam o reservatório.

ESPÍNDOLA *et al.* (*op.cit.*), avaliando o sedimento de Salto Grande, encontraram valores disparem em relação à média dos sedimentos de folhelhos geológicos mundiais (TUREKIAN e WEDEPOHL, 1961), sendo 3 vezes superior para Cd e Cu, 2 vezes superior para Pb, sem variações significativas para Ni, 8 vezes superior para Zn e abaixo para Cr e Mn.

A CETESB (2000) disponibilizou dados para os pontos de monitoração ATIB0265, no Rio Atibaia, próximo a Paulínia e PACB02100, já no Rio Piracicaba, após a afluência do Rio. Tabela 1.

Percebe-se que os valores determinados para estes metais na coluna d’água estão em conformidade com a norma da Resolução CONAMA No. 20 de 1986. Apenas o Manganês apresentou um pico fora da norma para a Estação no Rio Piracicaba. É de anotar que este metal tem interesse devido às suas propriedades organolépticas.

⁶ HEAST: <http://www.epa.gov/HEAST>
IRIS: <http://www.epa.gov/IRIS>

	ATIB0265 (Rio Atibaia)	PACB02100 (Rio Piracicaba)	CONAMA 20/86
Cd	< 0,001	<0,001	<0,001
Cr	<0,05	0,05	0,05
Cu	<0,004 - 0,02	0,004 – 0,01	0,02
Mn	0,07 – 0,21	0,06 – 0,34	0,10
Ni	0,01	0,01	0,025
Pb	0,02	0,02	0,03
Zn	0,02 – 0,03	<0,01 – 0,02	0,18

Tabela 1: Valores máximos e mínimos para metais pesados (em mg/L).
Fonte: CETESB (2000)

Nas estimações de metais nos tecidos musculares de peixes, TONISSI (1999) conclui que "em todos os casos em que foram detectados, apresentam concentrações elevadas, caracterizando organismos que vivem em locais altamente impactados. As espécies estudadas apresentaram concentrações elevadas de Zn, Fé e Cu. A espécie herbívora *Schizodon nasutus* apresentou as menores concentrações dentre as espécies utilizadas na estimação. As espécies onívoras apresentaram concentrações altas para todos os metais detectáveis, sendo mais elevadas que as concentrações da espécie herbívora. *Serrasalmus spilopleura* apresentou as maiores concentrações de Fé apenas sendo que o indivíduo jovem apresentou concentrações de Mn e Pb que não foram detectadas nos exemplares adultos. Observa-se, por estes dados, que as espécies onívoras tendem a acumular maior número de metais e em maiores concentrações. Verifica-se também a bioacumulação, uma vez que as fontes alimentares englobam não só a coluna d'água, mas também os sedimentos e diferentes tipos de organismos".

2.4. Desenvolvimento de modelos conceituais

Para contextualizar os possíveis cenários de exposição foram confeccionados modelos conceituais que descrevem o destino dos poluentes químicos através das relações tróficas que se dão entre os diversos compartimentos do ecossistema.

Para esta etapa foi adotada a metodologia sugerida por SUTER (1996). A Figura 8 mostra um modelo genérico que serve para qualquer corpo d'água, o qual integra o ambiente terrestre com o ambiente aquático, incluindo o aquífero. A partir daí se mostra um modelo correspondente ao Integrador Aquático (Figura 9), ao Integrador Terrestre (Figura 10) e, por último, um modelo conceitual da biota aquática (Figura 11).

Com a ajuda do programa para computador "Site Conceptual Exposure Model Builder" (versão beta, "*freeware*") desenvolvido pela Hazardous and Medical Waste Services, Inc. para o Departamento de Energia dos Estados Unidos, foi desenvolvido um modelo que descreve o cenário de exposição para cinco grupos de receptores finais, descritos como: Público (moradores da região), Contato Ocupacional (pescadores e agricultores), Visitantes, Biota Aquática e Biota Terrestre (ANEXO 1).

O desenvolvimento destes modelos conceituais de Redes de Interação permite fazer uma descrição qualitativa dos mecanismos de funcionamento, as principais fontes de estressores ambientais, o caminho seguido por eles nos diferentes compartimentos do ecossistema, as diversas vias e modos de exposição, assim como os receptores finais, com especial ênfase nos seres humanos.

Figura 8 – Modelo Conceitual Geral

Figura 9 – Modelo conceitual para o Integrador Aquático

Figura 10 – Modelo para o Integrador Terrestre

Figura 11 – Modelo Conceitual para a Biota Aquática

3. Análise do Risco

Feita a caracterização dos estressores conforme relatado no item anterior, procedeu-se a estimar o Quociente de Risco (HQ) para seres humanos que venham a ingerir peixe contaminado procedente do Reservatório de Salto Grande. Ele é calculado da seguinte forma:

$$HQ = CDI / RfD$$

onde CDI é a ingestão crônica diária e RfD é a dose de referência (USEPA, 1991). Os valores são dados em mg/Kg.dia.

O CDI é calculado do seguinte modo:

$$CDI = CW \times BF \times FI \times IR \times EF \times ED / AT \times BW$$

onde CW é a concentração amostrada (valores de TONISSI, 1999), BF é o fator de Bioacumulação para peixes (L/Kg), o qual é considerado como constante, independente dos hábitos alimentares de cada espécie; FI é a fração ingerida (sem unidade); IR é a taxa de ingestão (Kg/dia); EF é a frequência de exposição (dia/ano); ED é a duração da exposição (anos); AT é o tempo de vida médio de um ser humano (anos); e BW é o peso corporal médio de um ser humano (Kg).

Os valores fixos, para efeito de cálculo, são padrão para Estados Unidos. Como não se dispõe de dados equivalentes específicos para a região, assumem-se aqueles como verdadeiros para o propósito de exemplificação:

AT= 70 anos

EF= 350 dias/ano

BW= 70 Kg

FI= 1

ED= 30 anos

IR= 0,054 kg/dia

Tem-se valores de referência (RfD) disponíveis para Cd, Cr, Hg, Ni e Zn. Os valores para Pb e Cu estão em revisão na Base de Dados HEAST. Assim

sendo os cálculos foram realizados para os metais restantes. Em virtude da não detecção de Cd e Cr no tecido muscular dos peixes avaliados, estes metais também foram descartados, restando apenas Zn e Ni. Os demais valores foram tomados da base de dados HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables) e IRIS (Integrated Risk Information Systems) da USEPA, atualizados para julho de 2001.

Dada a precariedade de dados disponíveis resulta impossível confeccionar um perfil de exposição diferente ao da ingestão. Assume-se *a priori*, também, que o consumo de peixes pelo homem é indistinto para estas espécies. Isto é, não existiria preferência alimentar por qualquer uma das espécies consideradas.

Os metais Cu e Pb têm possibilidade de exposição por contato dérmico, porém, como foi mencionado, os valores das constantes estão sob revisão da USEPA, não estando disponíveis no momento.

As Tabelas 2 e 3 sumarizam os valores de Ingestão Crônica Diária e os respectivos Quocientes de Risco para Zn e Ni, respectivamente, para as espécies de peixes estudadas por TONISSI (1999) no reservatório de Salto Grande.

Espécies	CDI	HQ
<i>S. spiropleura</i> (J)	0,062	3,124
<i>S. spiropleura</i> (A)	0,055	2,777
<i>H. malabaricus</i>	0,053	2,662
<i>Leporinus</i> sp	0,081	4,062
<i>Pseudocurimata</i> sp.	0,091	4,562

Tabela 2. Valores para Zinco
(CDI= Ingestão Crônica Diária / HQ = Quociente de Risco)

Espécies	CDI	HQ
<i>S. spiroleura</i> (J)	0,074	3,702
<i>S. spiroleura</i> (A)	-----	-----
<i>H. malabaricus</i>	-----	-----
<i>Leporinus</i> sp	0,042	2,129
<i>Pseudocurimata</i> sp.	0,012	0,622

Tabela 3. Valores para Níquel
(CDI= Ingestão Crônica Diária / HQ = Quociente de Risco)

Nota-se que apenas *Pseudocurimata* sp. apresenta um HQ abaixo de 1 para Níquel, enquanto todas as outras amostras indicam um alto risco à saúde humana pela ingestão da carne destes peixes, com as conseqüências descritas. Afortunadamente, dentre os metais pesados, eles estão entre os menos agressivos à saúde dos seres vivos.

4. Caracterização do Risco

Quando se considera como via de exposição apenas a ingestão, os problemas tóxicos deflagrados pelos metais pesados dependem diretamente do processo de bioacumulação sofrido pelos diferentes elos da cadeia trófica. Em última instância dependem, também, do processo de bioacumulação nos seres humanos expostos. Uma vez que estes perfis de exposição apontam à saúde humana, o consumo de peixes oriundos do reservatório deve ser maior entre os pescadores e as suas famílias. Já os outros grupos humanos considerados nos cenários de exposição devem apresentar taxas de ingestão menores. Assim sendo, só se pode considerar o risco referente à ingestão de peixes pelas pessoas que habitam as margens do reservatório e que consomem **regularmente** peixes pescados nele.

No entanto, pelos cenários de exposição descritos, existe o receio de acontecerem efeitos mais acentuados em animais que habitam nos arredores do reservatório e que têm nos peixes um dos seus itens na dieta alimentar.

Aves aquáticas, que têm menor massa corporal do que os seres humanos, como as que se detêm na região do Pantanalzinho de Paulina, podem estar sofrendo um agudo processo de intoxicação por metais pesados. Isto seria decorrente do fenômeno de bioacumulação evidenciado.

Até aqui resulta evidente o alto grau de incerteza envolvido na presente avaliação. Ela é fundamentalmente devida às exíguas fontes de informação a respeito dos distúrbios que ocorrem no Reservatório de Salto Grande. A consecução do objetivo inicial desta proposta, que foi apresentada como exemplo, estava alimentada pela expectativa de que, dispondo de um grande volume de dados, seria possível integrá-los entre si, compondo um diagnóstico plausível a respeito do estado de saúde do sistema.

Pode-se afirmar, sem sombra de dúvida, que a incerteza que paira sobre esta avaliação de risco ambiental tem maior relevância do que os resultados até aqui conseguidos, deixando os dados, sobre HQ para ingestão de peixe, isolados em um mar de dados irrelevantes para a avaliação da saúde do sistema. O que não tira a validade desse achado isolado. Na realidade, para um volume reduzido de informações alimentando o processo, um volume também reduzido de respostas na saída do processo.

Resulta fácil concluir, então, que, com os dados disponíveis, não é possível uma aplicação completa do modelo. Muito menos elucubrar a respeito da saúde do sistema baseado em apenas uma única linha de evidência, a qual nos indica que um compartimento do sistema ("peixes") apresenta elevados Quocientes de Risco para um outro compartimento (seres humanos com Contato Ocupacional). Isto, dentro de um cenário de exposição que se torna hipotético em virtude da carência de dados referentes ao consumo de peixe bem como de dados de caráter antropológico onde possa ser possível traçar um perfil desses consumidores.

O exemplo do Reservatório de Salto Grande, para ilustrar a aplicação do método de Avaliação de Risco Ambiental descrito, teve que se circunscrever aos metais pesados, uma vez que os trabalhos ali realizados apontavam à sua migração de um compartimento a outro através da rede trófica. Como exemplo de sua aplicação fica a dever. No entanto, os resultados obtidos permitem vislumbrar melhor esses fenômenos de bioacumulação e migração ao apontar o risco para a saúde humana. Um risco que, embora carregue muitas incertezas, é real e preocupante.

A despeito dos argumentos apresentados no início desta seção em relação à eutroficação, restaria a opção de aproveitar o grande volume de dados referentes à descrição dos sintomas, causas e conseqüências deste processo no Reservatório de Salto Grande para compor um diagnóstico diferenciado da saúde de dois dos maiores compartimentos estruturais do ecossistema (região limnética e sedimento), cujos “*endpoints*” (de avaliação e medidos) não correspondam às respostas ligadas diretamente à saúde dos organismos envolvidos (plâncton e bentos), mas aos processos ecológicos em curso neste reservatório (PINZÓN-RAMÍREZ *et al.* 2000).

Tais “*endpoints*” podem ser, inclusive, de cunho econômico ou social, por exemplo, de forma tal que possam revelar como a degradação ambiental incide diretamente numa degradação econômica e social da região.

Conforme pode ser visualizado no modelo descrito na Figura 12, a Toxicologia Ambiental e a Análise de Risco Ambiental (que inclui o processo de Avaliação de Risco Ambiental, descrito no presente ensaio) podem se integrar junto a outros indicadores ecológicos, sociais e econômicos dentro de um mesmo processo de avaliação com vistas ao gerenciamento ambiental da eutroficação (PINZÓN-RAMÍREZ e DEBERDT, 2000). Nesse modelo é interessante notar que, no quadro onde se lê **Eutroficação**, esta legenda pode ser substituída por **Poluição** (pontual, difusa ou ambas) ou, de uma forma mais genérica, por **Distúrbio**.

Figura 12 - Modelo de Gerenciamento da Eutroficação (PINZÓN-RAMÍREZ e DEBERDT, 2000)

PARTE IV: CONSIDERAÇÕES FINAIS

As deficiências apontadas durante a aplicação desta metodologia no exemplo que ilustra o presente ensaio, servem também para iluminar um outro uso para o processo de Avaliação de Risco Ambiental, o qual parece escondido. É a sua potencialidade como instrumento de planejamento, tanto no gerenciamento ambiental quanto na pesquisa científica em grandes ecossistemas. Neste último setor ela possibilita determinar com antecedência quais os compartimentos ecológicos a serem examinados e como devem ser examinados, em função do objetivo proposto. É como montar um quebra-cabeça com o roteiro já estabelecido!

O projeto temático "Bases Limnológicas e Ecológicas para o Manejo da Qualidade da Água e Usos Múltiplos do Reservatório de Salto Grande (SP)" (CALIJURI, 1995), por exemplo, foi um projeto meramente descritivo no qual seus objetivos se atomizavam nos objetivos de cada pesquisa isolada. O único elo a ligar estas pesquisas era a equipe de trabalho, o lugar de trabalho e as mutuas citações. Na realidade cada pesquisa é uma roda solta numa hipotética grande engrenagem. A adoção de uma metodologia de planejamento que superasse a mera descrição do ecossistema, já teria redundado em uma integração de dados capaz de incidir ativamente no gerenciamento da qualidade da água no Reservatório de Salto Grande.

É claro que uma descrição se faz útil e necessária, mas aqui voltamos ao argumento já exposto na parte inicial deste ensaio no referente à monitoração ambiental como ferramenta avançada de conhecimento a respeito das estruturas e funções nos ecossistemas. Aqui é onde entra em jogo a potencialidade desta metodologia no planejamento da pesquisa científica. Lembremos que a ciência não é isenta de posicionamentos políticos (não partidistas, vale esclarecer) e uma postura acorde com as necessidades ambientais prementes é, no mínimo, esperada. O processo de Avaliação de Risco Ambiental, pelo fato de, por um lado condensar em uma matriz coerente

de dados de diferentes procedências e dissimiles entre si, e, por outro lado considerar as incertezas que acompanham o próprio processo, se converte destarte em uma poderosa ferramenta de integração interdisciplinar e de análise de dados.

Na realidade, esta metodologia possibilita ao pesquisador a oportunidade de tornar possível o exercício da interdisciplinaridade que, a diferença do consenso, não se constrói de fora para dentro, mas de dentro para fora. Isto é, ela é produto de uma postura eclética e aberta por parte do pesquisador e não de uma somatória de elementos diversos (profissionais de diferentes formações).

As críticas que normalmente esta metodologia recebe (LACKEY, 1997) apontam mais ao fato de se determinar previamente um estado de saúde ideal, cujos critérios são discutíveis. É a mesma crítica que se faz à medicina alopática quanto ao que é saudável e o que não é, ao que é normal e o que não é. Evidentemente há uma sutil linha divisória entre o processo intuitivo-subjetivo e o processo dedutivo-objetivo que acompanha todas as ciências na sua intenção de desvendar os complexos mistérios da natureza. E esta metodologia não foge a esse confronto de idéias. Ela está bem no meio. A sua grande vantagem está na sua flexibilidade, que abre horizontes insuspeitados para a pesquisa em ecologia, chame-se ela descritiva, experimental ou simulatória.

Nos últimos anos tem crescido a importância de se avaliar a qualidade da água quando se fala em gerenciar os nossos recursos aquáticos. Há uma necessidade de conhecer o estado ecológico das águas continentais de modo a gerenciar o melhoramento dessa qualidade, o que supõe reduzir seu estado trófico, controlar o lançamento de descargas poluidoras, implementar planos de restauração e promover mecanismos de resiliência nas bacias hidrográficas.

Os reservatórios devem ser considerados como compartimentos artificiais de um rio, exercendo um impacto ambiental forte não somente sobre

o rio mesmo mas sobre a bacia hidrográfica como um todo e, dependendo das suas dimensões, além dela.

Eles têm sido considerados como elementos que interferem no clima sob vários pontos de vista. Em primeiro lugar favorecem a formação de nuvens e nevoeiros que podem alterar o micro-clima dos seus arredores. Em segundo lugar, dado o alto valor do calor específico da água, uma massa considerável desta funciona como um termostato regional. Em terceiro lugar, atualmente se questiona se são fonte ou sumidouro de gases de efeito estufa. Finalmente, se prevê que a mudança climática que o planeta está vivenciando modificará os padrões de funcionamento destes corpos d'água. Por um lado aumentará a eutrofia dos reservatórios e por outro também se produzirá um incremento no tempo de residência da água (ARMENGOL e GARCIA, 1997).

O papel dos reservatórios como modificadores do clima está adquirindo um novo impulso a través do tema da emissão de gases com efeito estufa. Recentemente este tema foi trazido à tona (ST. LOUIS *et al.*, 2000), com base em estudos realizados principalmente em reservatórios canadenses. Tomando como referencia os balanços de carbono dos reservatórios, a discussão se concentra em saber se os reservatórios são sumidouros ou emissores de carbono para a atmosfera. Nos estudos realizados no Canadá parece que os reservatórios tendem a exportar mais carbono na forma de CO₂ e metano à atmosfera do que aquele que fixam. A problemática dos reservatórios canadenses é completamente diferente à dos reservatórios tropicais, em grande parte pelo tipo de funcionamento destes. No entanto, no caso do Canadá se considera também a perda de carbono que supõe a inundação de extensões importantes de bosques quando se constrói a barragem. Os mesmos autores indicam que nos reservatórios situados em vales e com pouca superfície inundada este efeito não é tão importante.

De forma subjetiva, é de se esperar que os sistemas eutróficos apresentem a tendência a armazenar no sedimento parte do carbono orgânico

que recebem a través dos rios ou que é fixada pelas algas e macrófitas. Este armazenamento, na forma de hidrocarbonetos resultantes de uma degradação parcial da matéria orgânica num ambiente anaeróbio favorece a metanização deste carbono. De fato, as bolhas que aparecem ao retirar à superfície as dragas com amostras de sedimento refletem a gaseificação que se produz quando se reduz a pressão hidrostática ao sacar este sedimento à superfície. No entanto, a liberação de gases à atmosfera pode se ver obstaculizada por uma elevada taxa de sedimentação em consequência da erosão na bacia hidrográfica. Uma taxa de sedimentação alta pode fazer com que a matéria orgânica que sedimenta fique enterrada sob camadas que podem ser da ordem de centímetros. Nestas condições, os gases produzidos dificilmente podem se difundir à água e por tanto ficam retidos. O balanço de massa para o carbono nos reservatórios deve contemplar este carbono "preso" ao sedimento e o que é emitido à atmosfera e, na avaliação do impacto ambiental das barragens com finalidade de geração de energia elétrica, este balanço deveria contemplar a alternativa de emissão de CO₂ pela geração termelétrica equivalente.

A grande maioria dos reservatórios tropicais são eutróficos como consequência dos aportes que recebem de matéria orgânica e de nutrientes procedentes das atividades humanas nas bacias. A melhoria da qualidade da água que armazenam passa por uma redução importante destas entradas (STRASKABRA e TUNDISI, 1999).

Nas atuais condições os reservatórios estão realizando a função de elementos de depuração dos rios que carecem de planos de saneamento. O reservatório de Salto Grande é um bom exemplo desta assertiva. Os estudos sobre a evolução da qualidade da água nos gradientes longitudinais dos reservatórios mostram que estes funcionam como reatores químicos e biológicos (FERREIRA, 2000) e determinando, em parte, os padrões de distribuição da biota aquática neles (ZANATA, 1999). Ele é uma grande lagoa de estabilização! Por causa desta função o estado ecológico destes reservatórios tendem à eutrofia ou à hipereutrofia, com um decaimento nos

seus valores de estado trófico acompanhando esse gradiente longitudinal, como consequência dos processos de autodepuração que realizam. A combinação de planos de saneamento nas bacias e o gerenciamento ambiental da água dentro dos reservatórios devem permitir uma melhoria sensível da qualidade d'água para os mais diversos usos. Igualmente, devem facilitar o desenvolvimento de comunidades de organismos (plancton, peixes, aves, etc.) muito mais acordes com as que se pode encontrar em outros ecossistemas naturais melhor preservados.

Conhecer o tipo de processos naturais associados a cada reservatório é um elemento chave para desenvolver critérios de gestão. Sob esta óptica podem-se promover processos de depuração das águas residuais que chegam ao reservatório de tal forma que permitam aproveitar muito melhor a capacidade natural de autodepuração que este já possui.

Cabe destacar aqui que as características próprias dos reservatórios quando comparados aos lagos, que são os sistemas naturais aos quais mais se assemelham, lhes confere uma identidade diferenciada. No entanto, os lagos devem estar submetidos a normas de qualidade ambiental muito mais exigentes do que a dos reservatórios em razão da finalidade destes últimos. Assim, nos deparamos com o fato de que dificilmente poderemos devolver aos reservatórios um estado ecológico que corresponda ao de um sistema lacustre supostamente equivalente.

Para estabelecer esse estado ecológico devem ser adotados os critérios de classificação dos diferentes tipos de sistemas aquáticos. A Resolução CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986 fixa as diretrizes e parâmetros para o enquadramento dos corpos d'água no Brasil. Esse enquadramento é definido como o estabelecimento de um nível de qualidade (classe) a ser alcançado e/ou mantido em um segmento de corpo d'água ao longo do tempo. A mesma resolução qualifica as águas do território nacional, sem distinção entre águas superficiais ou subterrâneas, ambientes lóticos ou lênticos, com base nos usos

preponderantes, em nove classes de qualidade, sendo cinco integrantes do grupo das águas doces, duas pertencentes ao grupo das águas salinas e outras duas ao grupo das águas salobras. Por último a resolução também estabelece os critérios de balneabilidade.

Para cada classe são estabelecidos limites e/ou condições de qualidade a serem respeitados de modo a assegurar seus usos preponderantes, sendo mais restritivo quanto mais nobre for o uso pretendido.

Mais recentemente, a Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997, relacionou o enquadramento dos corpos d'água como um dos instrumentos de gestão da Política Nacional de Recursos Hídricos. De acordo com o texto da lei o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa a: I – assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; II – diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

O enquadramento é um instrumento de preservação dos níveis de qualidade dos corpos de água, que considera, *a priori*, que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados em consequência da deterioração da qualidade das águas. Também considera que os custos do controle de poluição podem ser melhor adequados quando os níveis de qualidade, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, asseguram seus usos preponderantes. Ele deve constar nos Planos de Recursos Hídricos, como resultado de um processo de planejamento que estabeleça as prioridades de usos dos corpos hídricos. Assim, ele é um instrumento fundamental para o gerenciamento ambiental dos recursos hídricos.

O enquadramento dos corpos de água não se baseia, necessariamente, no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. No entanto, o desafio mais importante a que se propõe será o de promover a restauração das águas

superficiais até um nível ecológico equivalente ao que deveriam ter em condições naturais. Ironicamente, temos que decidir se queremos que o estado ecológico natural dos reservatórios seja o do rio que ali existia antes da construção da barragem ou o do lago que nunca houve! Aqui é onde faz falta uma categoria específica de águas superficiais para os reservatórios, considerados como ecossistemas artificiais, que contemple uns objetivos mais realistas para o gerenciamento destes corpos d'água.

A Represa de Salto Grande vem sofrendo um rápido processo de eutroficação a partir da década de 70 quando se acelerou o processo de industrialização e urbanização da bacia do baixo Atibaia. É interessante notar como a queda da qualidade de vida da população que habita nas margens da Represa é percebida por ela mesma como intimamente associada ao aumento da eutroficação (BOTTURA, 1999).

No dizer de MARGALEF (1983) as represas são filtros de informação das atividades culturais que acontecem na bacia. A eutroficação seria, então, o resultado de um processo de acúmulo, de retenção temporal dessa informação. Basicamente, essa informação retida diz que na bacia do Rio Atibaia não se pratica o tratamento de efluentes urbanos e industriais, os quais são lançados brutos *in natura*. Também nos diz que as práticas agrícolas e pastoris praticadas nas suas margens não são as mais apropriadas. Em grande medida essa informação está na forma de fósforo.

Convém lembrarmos que o fósforo é a moeda de troca em todos os processos vivos, via ATP. Como ele entra em excesso dentro de um espaço limitado - neste caso um reservatório - sem que o sistema consiga exportá-lo na mesma velocidade em que o recebe, a sua tendência é aumentar a produção *in loco*, sendo utilizado para fixar carbono. A analogia aqui utilizada - moeda de troca- remete-nos a uma analogia mais temerária, entre o processo de eutroficação na ecologia e o processo inflacionário na economia.

Entretanto, se ela não for considerada sob a óptica utilitarista, mas sob uma lente isenta de prejulgamentos, vê-se claramente que a eutroficação é, em si mesma, uma resposta resistente dos ecossistemas aquáticos a um distúrbio particular (QUIRÓS, 2000). É sinal de que o sistema, embora não se adeque aos nossos propósitos, permanece vivo e, ao seu modo, busca o seu equilíbrio e a sua saúde em outros patamares de estabilidade diferentes aos que poderiam ser indicados por um “*endpoint* de avaliação artificial” (o enquadramento). Em última instância, ao buscar salvaguardar a nossa saúde, tanto como cidadãos quanto como espécie, podemos estar nos esquecendo da saúde do sistema no qual estamos inseridos. E, como já foi dito anteriormente, a saúde do sistema se reflete na saúde das suas partes.

Uma vez que a frequência e intensidade dos distúrbios são capazes de definir um curso de desenvolvimento e de evolução dos ecossistemas (MARGALEF, 1993), pode-se afirmar que, em função dos fortes e crescentes processos de eutroficação e de assoreamento que sofre o reservatório de Salto Grande, não nos deveria estranhar vê-lo convertido, futuramente, em um pântano. Mas seria um pântano relativamente “saudável”, embora contendo expressivas quantidades de poluentes orgânicos e inorgânicos retidos nos seus sedimentos. E aí precisaríamos de uma nova categoria de enquadramento...

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREWARTHA, H.G.; BIRCH, L.C. (1984) - *The Ecological Web. More on Distribution and Abundance of Animals*. University of Chicago Press, Chicago.
- ARENA, A.P. (2000) – Análisis del Ciclo de Vida en países en vías de desarrollo: estado del arte, barreras y oportunidades. – *VI Encontro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-americana (Resumos)* - CRHEA/EESC/USP - São Carlos.
- ARMENGOL, J.; GARCÍA, J. C. (1997) - Ecología de los embalses españoles. *Ecosistemas*, 20/21: 36-41.
- ARMITAGE, P. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T., (1983) - The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.*, 17: 333-347.
- ATLAS NACIONAL DO BRASIL (1992). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 2a edição.
- BAIRD, D. J. (2000) – Designing and interpreting ecologically-relevant bioassays: nature as the new paradigm. ?“ – *VI Encontro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-americana (Resumos)* - CRHEA/EESC/USP - São Carlos.
- BAKKE, T. (1990) - *Benthic Mesocosms: II. Basic Research in Hard-bottom Benthic Mesocosms*. In: Lalli, C. M. (Ed.) - *Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations*. Springer-Verlag, New York.

- BANKS, J. E. & STARK, J. D. (1998) – What is ecotoxicology? An *Ad-Hoc* grab bag or an interdisciplinary science? – ***Integrative Biology***, **1 (5)**: 195-204
- BARNTHOUSE, L.W.; SUTER II, G.W.; BAES, C.F.; BARTELL, S.M.; CAVENDISH, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V.; ROSEN, A.V. (1985) – **Environmental Risk Analysis for indirect coal liquefaction**. Oak Ridge National Laboratory. Environmental Sciences Division. Oak Ridge, TN.
- BELANGER, S. E. (1997) - Literature review and analysis of biological complexity in model stream ecosystems: Influence of size and experimental design. ***Ecotoxicology and Environmental Safety***, **36(1)**: 1-16
- BELANGER, S. E.; MIERS, E. M. & BAUSCH, R. G. (1995) - Direct and indirect ecotoxicological effects of alkyl sulfate and alkyl ethoxysulfate on macroinvertebrates in stream mesocosms. ***Aquatic Toxicology***, **33(1)**:65-87
- BERTOLLO, P. (2001) - Assessing Landscape Health: A Case Study from Northeastern Italy. ***Environmental Management***, **27**:349-365
- BITAR, A.L. (1998). **Fluxo de Nitrogênio e seu uso por duas macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) no reservatório de Salto Grande (Americana - SP)**. Dissertação (Mestrado), CRHEA/ EESC/USP, São Carlos.
- BLAISE, C.; WELLS, P. G. & LEE, K. (Eds.) (1998)- **Microscaling Testing in Aquatic Toxicology: Advances, Techniques, and Practice**. CRC Press, Inc. Boca Raton.

- BOTTURA, G. (1998) - **A compreensão das formas de relação da população com o meio ambiente: estudo de caso no reservatório de Salto Grande (Americana-SP)**. Dissertação (Mestrado), CRHEA/ EESC/USP, São Carlos.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A.A. (1977). **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo, editora Edgard Blücher/CETESB.
- CAIRNS Jr., J. (1979) - *Biological Monitoring - concept and scope*. **In:** Cairns, J., Patil, G. P. & Waters, W. E.. (Ed.) - **Environmental Biomonitoring, Assesment, Prediction and Management - Certain Case Studies and Related Quantitative Issues**. International Cooperative Publishing House. Maryland.
- CAIRNS Jr., J. (1989) - *Applied Ecotoxicology and Methodology*. **In:** Boudou, A & Ribeyre, F. (Eds.) **Aquatic Ecotoxicology: Fundamentals, Concepts and Methodologies**. Vol. II. CRC Press, Inc. Boca Raton.
- CAIRNS Jr., J. (1991) – Will integrative science develop with sufficient rapidity to mitigate global environmental degradation? – ***Speculations in Science and Technology*, 15(1): 54-59**
- CAIRNS Jr., J., DICKSON, K.L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organism. **J. WPCF**, p. 755-772.
- CAIRNS Jr., J. & SMITH, E. P. (1989) - Developing a statistical support system for environmental hazard evaluation. ***Hydrobiologia*, 184:143-151**
- CAIRNS Jr. J.; McCORMICK, P. V. & NIEDERLEHNER, B. R. (1992) - Estimating ecotoxicological risk and impact using indigenous aquatic microbial communities. ***Hydrobiologia*, 237: 131-145**.

- CAIRNS Jr, J.; NIEDERLEHNER, B. R. & SMITH, E. P. (1998) - *Correspondence of a Microscale Toxicity Test to responses to Toxicants in Natural Systems*. **In:** Blaise, C., Wells, P. G. & Lee, K. (Eds.) - **Microscaling Testing in Aquatic Toxicology: Advances, Techniques, and Practice**. CRC Press, Inc. Boca Raton.
- CALIJURI, M.C. (1995) - **Bases Limnológicas e Ecológicas para o Manejo da Qualidade da Água e Usos Múltiplos do Reservatório de Salto Grande (SP)** – (Projeto Temático) CRHEA/EESC/USP
- CALIJURI, M.C. (1999) – **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)** – Tese de Livre Docência. SHS/EESC/USP. São Carlos.
- CALIJURI, M.C.; DEBERDT, G.L.B.; MINOTI, R.T. (1999) - *A produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Salto Grande*. **In:** Henry, R. (Ed.) - **Ecologia de reservatórios : estrutura, função e aspectos sociais**. FAPESP/FUNDIBIO. Botucatu
- CALLICOT, J. B. (1992) – *Aldo Leopold's metaphor*. **In:** Constanza, R; Norton, B., Haskell, B. (Eds). – **Ecosystem Health – New Goals for Environmental Management**. Island press, Washington, DC.
- CALLOW, P. (1992) – Can ecosystems be healthy? Critical considerations and concepts. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1: 1-5
- CALLOW, P. (1995) – *Ecosystem health – A Critical Analysis of Concepts*. **In:** Rapport, D.J.; Gaudet, C.L.; Callow, P. (Eds.) – **Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems**. Springer-Verlag, Berlin
- CAPRA, F. (1985) – **O Ponto de Mutação**. Ed. Cultrix, São Paulo.

- CARLSON, R.E. (1977) - A Trophic State Index for lakes. *Limnol. Oceanogr*, **22**: 362-380
- CARMO, D. F. (2000) - **Avaliação da presença de clorofenóis no reservatório de Salto Grande, situado na região de Americana, Estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado). CRHEA/ EESC/USP, São Carlos.
- CARPENTER, S.R.; COTTINGHAM, K.L. (1997) – Resilience and Restoration of Lakes- *Conservation Ecology* 1(1): 2.
- CHANDLER, J. R. (1970) - A biological approach to water quality management. *Wat. Pollut. Control*, **69**: 415-421.
- COELHO, M. A. (1993) - **Análise do processo de assoreamento do Reservatório de Americana - SP.** - Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro. 69p.
- CONSTANZA, R. (1995) – *Ecological and economic system health and social decision making*. In: Rapport, D.J.; Gaudet, C.L.; Callow, P. (Eds.) – **Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems**. Springer-Verlag, Berlin
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1996) - **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo** - 285p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1998) - **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo** -269 p.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB
(1999) - **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo- 1998** -371 p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB
(2000) - **Relatório *On Line* de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. URL: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>
- CONNELL, J. H. (1974) - *Ecology: field experiments in marine ecology*. In: **Experimental Marine Biology** - Academic Press. New York.
- CONNELL, J. H. (1975) - *Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments*. **In:** Cody, M.L. & Diamond, J.M. (Ed.) - **Ecology and Evolution of Communities**. Harvard Univ. Press. pp. 460-490.
- CONNELL, J. H. (1978) – Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, **199**: 1304-1310
- CONNELL, J. H. & SLAYTER, R. O. (1977) – Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **Am. Nat.**, **111**: 1119-1144
- DEBERDT, G.L.B. (1997) - **Produção primária e caracterização da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande (Americana - SP) em duas épocas do ano** - Dissertação (Mestrado). CRHEA/ EESC/USP, São Carlos.
- De NYS, R.; LEYA, T.; MAXIMILIEN, R.; ASFAR, A.; NAIR, P. S. R. %
STEINBERG, P. D. (1996) - The need for standardised broad scale bioassay testing: a case study using the red alga Laurencia rigida. **Biofouling**, **10** (1-3): 213-224

- DORN, P. B.; RODGERS, J. H.; DUBEY, S. T.; GILLESPIE, W. B., Jr. & FIGUEROA, A. R. (1996) - Assessing the effects of a C-14-15 linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **34(2)**: 196-204
- DUARTE, O. (2000) - **Técnicas Difusas en la Evaluación de Impacto Ambiental**. Tese (Doctorado) Universidad de Granada.
- ELDER, J.F. (1990). **Applicability of ambient toxicity testing to national or regional wate-quality assessment**. U.S.Geological Survey Circular: 1049, Denver.
- ELLERSIECK, M.R. & LA POINT, T.W. (1995) - *Statistical Analysis*. In: Rand, G. M. (Ed.) - **Fundamentals of Aquatic Toxicology - Effects, Environmental Fate and Risk Assesment**. Taylor & Francis. Washington
- ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCOAL, C.M.R.B.; TONISSI, F.B.; MAGALHÃES, R. (1998) – “Avaliação ecotoxicológica de sedimento como instrumento de controle de qualidade da água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)”. **Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. Águas de Lindóia, SP. **Anais**, v.4
- ESTEVES, F.A. (1981) - *Análises preliminares sobre o teor e a distribuição de metais em sedimento de represas do Estado de São Paulo*. In: **II Seminário Regional de Ecologia**. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.
- FALCO, P.B. (2000) - **Distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas no Reservatório de Salto Grande (Americana – SP), em duas épocas do ano**. Dissertação (Mestrado). CRHEA/ EESC/USP, São Carlos.

- FERREIRA, C.M.L. (2000) - **Estudo de uma área alagada do rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP).** Tese (doutorado). CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- FONSECA, A.L. (1997) - **Avaliação da Qualidade da Água na Bacia do Rio Piracicaba/SP através de Testes de Toxicidade com Invertebrados** - Tese (Doutorado). CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. H. (1983) - **Metal pollution in the aquatic environment.** Springer-Verlag. 486p.
- GAMBLE, J.C. (1990) - *Mesocosms: Statistical and Experimental Design Considerations.* In: Lalli, C.M. (Ed.) - **Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations.** Springer-Verlag, New York
- GOBBO, C. (1991). **Aspectos geográficos e geomorfológicos: municípios de Nova Odessa, Americana e Santa Bárbara D'Oeste - SP.** (monografia CRHEA/EESC/USP, São Carlos).
- GODFREY, P. J. (1978) - Diversity as a measurement macroinvertebrate community response to water pollution. *Hydrobiologia*, **57(2): 111-122**
- GRANEY, R.L.; GIESY, J.P.; CLARK, J.R. (1995) - *Field Studies.* In: Rand, G. M. (Ed.) - **Fundamentals of Aquatic Toxicology - Effects, Environmental Fate and Risk Assessment.** Taylor & Francis. Washington.

- GUANGUO, L. (1990) - *Different Types of Ecosystem Experiments*. **In:** Lalli, C.M. (Ed.) - **Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations**. Springer-Verlag, New York.
- HAIRSTON, N. G. Sr. (1991) - **Ecological Experiments**. Purpose, Design and Execution. Cambridge University Press. New York
- HENRY, R. (1986) - O crescimento potencial do fitoplankton da represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP): Uma comparação sazonal dos efeitos de enriquecimento artificial em amostras de seus tributários. - **Cienc.-Cult.-São Paulo**. 38, (9): 1553-1564.
- HENRY, R.; TUNDISI, J.G. (1985) - *Enrichment experiments and their effects on phytoplankton (biomass and primary productivity)*. **In:** Saijo, Y.; Tundisi, J. G., (Eds.): **Limnological Studies in Central Brazil: Rio Doce Valley Lakes and Pantanal Wetland**. Chikusa-Ku : Wri/Nagoya University, 1985.
- HERRICKS, E.E. et al. (1989). *Biomonitoring: closing the loop in the environmental sciences*. **In:** LEVIN, S.A.; HARWELL, M.A.; KELLY, J.R.; KIMBALL, K.D., eds. **Ecotoxicology: problems and approaches**. New york, Springer-Verlag, p.351-366.
- HORN, H., (1966) – Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. **Am. Nat.**, **100**: 419-424
- HURLBERT, S. H. (1984) – Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. **Ecol. Mongr.**, **54**: 187-211
- JØRGENSEN, S.E. (1983) - *The Modelling Procedure*. PP 5-15. **In:** S.E. Jørgensen (Ed.) - **Application of Ecological Modelling in Environmental Management, Part A**. The Netherlands: Elsevier Scientific.

- JØRGENSEN, S.E. (1993) - **Modelling in Ecotoxicology**. The Netherlands: Elsevier Scientific.
- KARR, J. R. (1981) – Assessment of Biotic Integrity using Fish Communities. ***Fisheries (Bethesda)*, 6 (6):** 21-27
- KARR, J. R. (1991) – Biological Integrity: a long-neglected aspect of water resource management. ***Ecological Applications*, 1:** 66-84
- KARR, J. R. (1995) – *Using Biological Criteria to Protect Ecological Health*. ***In:*** Rapport, D.J., Gaudet, C.L. & Calow, P. (Eds.) – **Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems**. Springer-Verlag, Berlin.
- KERR, S.R.; DICKIE, L.M. (1984) – *Measuring the health of aquatic ecosystems*. ***In:*** Carins, V.W.; Hodson, P.V.; Nriagu, J.O. (Eds.) – **Contaminant Effects on Fisheries**. J. Wiley & Sons, New York.
- LACKEY, R.T. (1977) - If ecological risk assessment is the answer, what is the question?. ***Health and Ecological Risk Assessment*, 3(6):** 921-928
- LALLI, C.M. (Ed.) (1990) - **Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations**. Springer-Verlag, New York.
- LEE K.; WELLS, P. G. & BLAISE, C. (1998) - *Microscale Testing in Aquatic Toxicology: Conclusions and Future Directions*. ***In:*** Blaise, C.; Wells, P. G. & Lee, K. (Eds.) - **Microscaling Testing in Aquatic Toxicology: Advances, Techniques, and Practice**. CRC Press, Inc. Boca Raton.

- LEITE, M.A. (1998) - **Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (Americana - SP) e sua influência sobre características limnológicas do sistema** - Dissertação (Mestrado), CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- LIND, O.T.; TERRELL, T.T.; KIMMEL, B.L. (1993) - *Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management* - **In:** STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A.. (Eds.) **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Belgium, Kluwer Academic Publishers.
- LÓPEZ, M. (1986) - *Introdução ao Diagnóstico Clínico*. **In:** LÓPEZ, M. e LAURENTYS, J. (Eds.) **Semiologia Médica, as bases do diagnóstico clínico**. Livraria Atheneu e Livraria Interminas. Belo Horizonte.
- LOWE, R. L.; GUCKERT, J. B.; BELANGER, S. E.; DAVIDSON, D. H. & JOHNSON, D. W. (1996) – An evaluation of periphyton community structure and function on tile and cobble substrata in experimental stream mesocosms. *Hydrobiologia*, **382(2)**: 135-146
- MACKAY, D., BURNS, L. A.; RAND, G.M. (1995) - *Fate Modelling*. **In:** Rand, G. M. (Ed.) **Fundamentals of Aquatic Toxicology - Effects, Environmental Fate and Risk Assessment**. Taylor & Francis. Washington.
- MANDAVILLE, S.M. (2000) - **Bioassessment of Freshwaters using Benthic Macroinvertebrates**.
- URL: <<http://www.chebucto.ns.ca/Science/SWCS/SWCS.html>>
- MARGALEF, R. (1983) – **Limnologia** . Omega S.A., Barcelona

- MARGALEF, R. (1993) – **Teoria de los Sistemas Ecológicos**. Publicacions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, 2a. Ed. 290 p.
- MAUGHAN, J. T. & OVIATT, C. A. (1992) - Sediment and benthic response to wastewater solids in a marine mesocosms. *Wat. Env. Res.*, **65(7)**: 879-889
- MAYNARD-SMITH, J. (1975) – **The theory o Evolution** - Penguin, - Harmondsworth ; Baltimore. 344 p.
- MELETTI, P.C. (1997) - **Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba através de testes de toxicidade aguda com peixe** - Dissertação (Mestrado), CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- MINOTI, R.T. (1999) - **Variação anual da produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande (Americana - SP)** - Dissertação (Mestrado), CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- MODDE, T., DREWES, H.G. (1990). Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrates. *Freshwater Biology*, **23**: 171-180.
- MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. (1984).- **Heavy metals in natural waters**. Springer-Verlag, New York
- MORAES, A. R. (1999) - **Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana-SP)**. Dissertação (Mestrado), EESC/CRHEA/USP, São Carlos.
- MORIARTY, F. (1983) - **Ecotoxicology - The study of pollutants in ecosystems**. 2nd Ed. Academic Press. London.

- NEUBERT, M.G.; CASWELL, H. (1997) - Alternatives to resilience for measuring the responses of ecological systems to perturbations. ***Ecology*, 78 (3): 653-665**
- NOVOTNY, V. (1995) - *Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters*. - ***In:*** Salomons, W. ; Förstner, U. ; Mader, P. (Eds). **Heavy metals: problems and solutions**. Springer-Verlag, New York
- ODUM, E.P. (1984) - The Mesocosms. ***BioScience*, 34(9): 558-562**
- ODUM, E.P. (1985) – Trends expected in stressed ecosystems. ***BioScience*, 35: 419-422**
- ODUM, E. (1988). **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara-Koogan, 434p.
- PAMPLIN, P.A.Z. (1999) - **Avaliação da qualidade ambiental da represa de Americana (SP, Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos**. Dissertação (Mestrado) - CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- PARSONS, T.R. (1990) - *The Use of Mathematical Models in Conjunction with Mesocosms Ecosystem Research*. ***In:*** Lalli, C.M. (Ed.) - **Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations**. Springer-Verlag, New York.
- PICKETT, S. T.; COLLINS, S. L.; ARMESTO, J. J. (1987) – Models, Mechanisms and Pathways of Succession. ***Bot. Rev*, 53(3): 335-371**

- PILSON, M.E.Q. (1990) - *Application of Mesocosmos for Solving Problems in Pollution Research*. In: Lalli, C.M. (Ed.) - **Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations**. Springer-Verlag, New York
- PINZÓN-RAMÍREZ, F. & DEBERDT, G.L.B. (2000) – “Bases ecotoxicológicas para a avaliação, monitoração e gerenciamento da eutroficação”. **Seminário Internacional "Represa do Lobo-Broa 30 anos de Pesquisa em Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade" e "Bases Científicas para o Gerenciamento da Eutroficação" (Resumos)**. IEE, CRHEA/EESC/USP e DEBE/UFSCar. São Carlos.
- PINZÓN-RAMÍREZ, F.; ESPÍNDOLA, E.L.G. & DEBERDT, G. L. B. (2000) – “Avaliação e monitoramento da eutroficação: uma abordagem ecotoxicológica?” – **VI Encontro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-americana (Resumos)** - CRHEA/EESC/USP - São Carlos.
- PINZÓN-RAMÍREZ, F. & MOREIRA, G. S. (1998) - “Monitoramento ecológico envolvendo agrupamentos de organismos sésseis do bentos marinho: uma proposta experimental” - **XIII Simpósio de Biologia Marinha (Resumos)** - CEBIMar/USP, São Sebastião
- PONTASCH, K. W. & BRUSVEN, M. (1988) - Diversity and community comparison indices: assesing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill. *Wat. Res.*, **22 (5)**: 619-626
- PRITCHARD, P. H. & BOURQUIN, A. W. (1984) - *The Use of Microcosms for Evaluation of Interactions between Pollutants and Microorganisms*. In: Marshall, K. C. (Ed.). - **Advances in Microbial Ecology**. Vol. 7. Plenum Press, New York

- QUIRÓS, R. (2000) – The Nitrogen to Phosphorus ratio for Lakes: A cause or a Consequence of Aquatic Biology? - **Seminário Internacional "Represa do Lobo-Broa 30 anos de Pesquisa em Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade" e "Bases Científicas para o Gerenciamento da Eutrofização" (Resumos)**. IEE, CRHEA/EESC/USP e DEBE/UFSCar. São Carlos.
- RAND, G. M. (Ed.) (1995) - **Fundamentals of Aquatic Toxicology - Effects, Environmental Fate and Risk Assessment**. Taylor & Francis. Washington. 1125 pp.
- RAND, G.M.; WELLS, P.G.; McCARTY, L.S. (1995) - *Introduction to aquatic toxicology*. In: Rand, G.M. (Ed.) **Fundamentals of aquatic toxicology 2ª edition, Effects, environmental fate, and risk assessment**. Taylor & Francis, Washington.
- RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. (1985) - **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. Washington, Hemisphere Publishing.
- RAPPORT, D.J. (1989) – What constitutes ecosystem health? ***Perspectives in Biology and Medicine*, 33: 120-132**
- RAPPORT, D.J. (1992) – Evaluating Ecosystem Health. ***Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1: 15-24**
- RAPPORT, D.J. (1995) – Ecosystem Health: An Emerging Integrative Science. In: Rapport, D.J.; Gaudet, C.L.; Callow, P. (Eds.) – **Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems**. Springer-Verlag, Berlin

- RAVERA, O . (1989) - *The "Enclosure" Method: Concept, Technology and Some Examples of Experiments with Trace Metals*. **In:** Boudou, A & Ribeyre, F. (Eds.) **Aquatic Ecotoxicology: Fundamentals, Concepts and Methodologies**. Vol. I. CRC Press, Inc. Boca Raton.
- RIBEIRO, R.; SOARES. A. (2000) – Recentes perspectivas em Ecotoxicologia: ensaios in situ na Avaliação de Risco Ecológico. - – **VI Encontro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-americana (Resumos)** - CRHEA/EESC/USP - São Carlos.
- RIOS, L. (1999) - **Distribuição espaço-temporal e balanço de massa do fósforo na represa de Salto Grande (Americana - SP)** - Tese (Doutorado), CRHEA/EESC/USP.- São Carlos.
- ROBERTO, S. & ABREU, R.M. (1991) - Utilidade dos indicadores de qualidade das águas. **Ambiente**, 5(1).
- ROCHE, K.F.; SAMPAIO, E.V.; TEIXEIRA, D.; MATSUMUR-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; DUMONT, H.J. (1993) - Impact of *Holoshestes heterodon eigenmann* (Pisces, characidae) on the plankton community of a subtropical reservoir - the importance of predation by *Chaoborus* larvae - **Hydrobiologia**, 254: (1) 7-20
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (1993) - **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 488p.
- ROSSO, S. (1996) - **Amostragem, repartição espacial e diversidade / dominância de comunidades de costões rochosos: uma abordagem metodológica**. URL: <http://eco.ib.usp.br/labmar>
- ROTHMANN, K.J. (1986) – **Modern Epidemiology**. Little, Brown and Company, Boston, MA.

- SALOMONS, W. & FÖRSTNER, U. (1984) - **Metals in the hydrocycle**. Springer-Verlag, New York. 349p.
- SANDOVAL, H. (1993) - **Vigilancia epidemiológica de la contaminación química del ambiente**. Santiago, Chile. Cepal.
- SÃO PAULO – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE – SMA (1994) – **Bacia do Rio Piracicaba, estabelecimento de metas ambientais e reenquadramento dos corpos d'água**. São Paulo (Estado), Série Relatórios, ISSN 0103-4103, 81 p.
- S.C.E.P. (1970) - **Man's Impact of the Global Environment**. *Report of the Study of Critical Enviromental Problems (SCEP)*. MIT Press. Cambridge.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. (1949) - **The Mathematical Theory of communication**. . University of Illinos Press, Urbana.
- SILVÉRIO, P.F. (1999). **Partição, Biodisponibilidade e Toxicidade de Metais Pesados a Organismos Bentônicos em Sedimentos**. Dissertação (Mestrado). UFSCar/DQ. São Carlos.
- SMITH, E. P.; PONTASCH, K. W. & CAIRNS J., Jr. (1990) - Community similarity and the analysis of multispecies environmental data: a unified statistical approach. *Wat. Res.* **24 (4)**:507-514
- SOLOMON, M. E.. (1980) - **Dinâmica de Populações** . E.P.U. São Paulo.
- SOUZA, R.R. (2000) - **Dinâmica espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica de um reservatório hipereutrófico :Salto Grande (Americana, São Paulo)**. Tese (Doutorado) CRHEA/ EESC/USP, São Carlos.
- SPELLERBERG, I.F. (1991) - **Monitoring Ecological Change**. Cambridge Univeristy Press. Cambridge.

- ST. LOUIS, V.L.; KELLY, C.A.; DUCHEMIN, E.; RUDD, J.W.M. & ROSENBERG D.M. (2000) - Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. ***Bioscience*, 50 (9): 766-775**
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J.G. (1999). **Reservoir water quality management**. Ostu, ILEC/UNEP. (Guidelines of Lake management Handbook - vol. 9).
- STEWART-OATEN, A; MURDOCH, W. W.; PARKER, K. R., (1986) – Environmental Impact Assesment: “Pseudoreplication” in time ?. ***Ecology*, 67(4): 929-940**
- SUGIURA, K. (1992) - A multispecies laboratory microcosms for screening ecotoxicological impacts of chemicals. ***Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(9):1217-1226**
- SUTER II, G. W. (1990) – Endpoints for regional ecological risk assessment. ***Environmental Management*, 14(1):19-23**
- SUTER II, G. W. (1992) – **Ecological Risk Assessment**. Lewis Publishing, Chelsea, Michigan
- SUTER II, G. W. (1993) – A critique of ecosystem health concepts and indexes. ***Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(2): 1533-1539**
- SUTER II, G. W. (1996) - Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on freshwater biota ***Environ. Toxicol. Chem.* 15, (7): 1232-1241.**
- SUTHERLAND, J.P.(1974) - Multiple stable points in natural communities. – ***Am. Nat.*, 108: 859-873**

- SUTHERLAND, J. P. & KARLSON, R. H. (1977) - Development and Stability of the Fouling Community at Beaufort, North Carolina. ***Ecol. Monogr.* 47(4): 425-446**
- TEIXEIRA, D. (2000) - **Avaliação da qualidade da água e levantamento de custos de tratamento de efluentes visando a recuperação de um sistema eutrofizado (Represa de Salto Grande - Americana/SP).** Tese (Doutorado) CRHEA/ EESC/USP, São Carlos..
- TILMAN, D. (1982) – **Resource competition and community structure.** Princeton University Press. Princeton. 356 p.
- TOLEDO Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J., AGUDO, E.G. (1983). Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. ***In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental. Anais.*** Camboriú (SC).
- TOMMASI, L.R. (1994) - **Estudo de Impacto Ambiental.** CETESB/: Terragraph Artes e Informática, São Paulo
- TONISSI, F.B. (1999) - **Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema.** Dissertação (Mestrado)-CRHEA/ EESC/USP, São Carlos.
- TUNDISI, J.G. (1988) - Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. ***In: Tundisi, J.G. (Ed) - Limnologia e manejo de represas.*** vol 1, tomo 1, p. 1-76. (monografias em limnologia). CHREA/EESC/USP, São Carlos.

- TUNDISI, J.G. (1993). Represas do Paraná superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento. *In*: BOLTOVSKOY, A.; LÓPEZ, H.L., eds. **Conferências de limnologia/ Conferences on Limnology. La Plata, Instituto de Limnologia "Dr. R.A. Ringuelet"**, p. 41-52.
- TUNDISI, J.G. (1999). **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios. Conferência de abertura do VII Congresso Brasileiro de Limnologia.** Instituto Internacional de Ecologia . 24p.
- UNIVERSITY OF TENNESSEE (1999) - **Guidance for Conducting Risk Assessments and Related Risk Activities for the DOE-ORO Environmental Management Program.** The University of Tennessee. Knoxville, TN.
- USEPA (1990) – **Environmental Monitoring and Assessment Program. Ecological Indicators.** EPA/600/3-90/060. Office of Research and Development. Washington, DC.
- USEPA (1992) - **A framework for Ecological Risk Assessment.** EPA/630/R-92/001 - Risk Assessment Forum. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Washington, D.C.,
- USEPA (1994) - **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminant with freshwater invertebrates.** USEPA/600/R-94/024. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY Washington. D.C., 133p.
- VALDOVINOS, C. & FIGUEROA, R. (2000). Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiologia*, **429**:151-156.

- WASHINGTON, H. G. (1984) – Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.*, **18**: 653-694
- WIEDERHOLM, T. (1980) - **Use of benthos in lake monitoring.** *Journal WPCF*, **52**, 3:537-547.
- WILHM, J.L. & DORRIS, T.C. (1966) - Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *Am. Midl. Nat.*, **76**: 427-449.
- WILHM, J. L. & DORRIS, T. C. (1968) - Biological parameters for water quality criteria.. *Bioscience*, **18**: 477-481.
- WOLDA, H. (1981) - Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, **50**: 296-302
- ZALMON, I. R. (1995) - **Variabilidade temporal no agrupamento de organismos sésseis em substrato experimental na Enseada da Urca (Rio de Janeiro, BR): o papel relativo de forças estocásticas e determinísticas.** Tese de Doutorado. Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências / Universidade de São Paulo. São Paulo.
- ZANATA, L.H. (1999) - **Heterogeneidade ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana - SP) com ênfase na distribuição das populações de cladocera** - Dissertação (Mestrado),. CRHEA/ EESC/USP, São Carlos. 218p

ANEXO 1

A construção dos modelos conceituais referentes aos cenários de exposição, para o Reservatório de Salto Grande (Americana, SP) foi realizada com a ajuda do software SCEM Builder ("Site Conceptual Exposure Model Builder", em versão beta, "freeware") desenvolvido pela Hazardous and Medical Waste Services, Inc. para o Departamento de Energia dos Estados Unidos (USDOE).

Cada modelo descreve o cenário de exposição para cinco grupos de receptores finais, descritos como: Público (moradores da região), Contato Ocupacional (pescadores e agricultores), Visitantes, Biota Aquática e Biota Terrestre. São três modelos em três diferentes níveis hierárquicos. O primeiro modelo descreve o cenário geral para o reservatório inteiro, tendo como fonte de estresse a poluição pontual e difusa, indiferenciada, proveniente tanto de efluentes industriais quanto dos efluentes domésticos. O segundo modelo descreve um cenário de exposição genérico para os metais pesados, seguindo o percurso indicado inicialmente pelo modelo anterior. Da mesma forma, o terceiro modelo descreve o cenário de exposição específico para metais pesados considerando-se, exclusivamente, os processos de biotransformação e bioacumulação e considerando, também, o compartimento "Peixes" como o responsável pelo risco à saúde dos receptores finais, pela sua ingestão. Neste último modelo se especificam as "Aves Aquáticas" como receptores finais.

Legendas:

- Rota significativa
- - - - - Rota não significativa
- Rota de Exposição

Fonte
Primária

Fonte
Secundária

Receptores
Finais

**Modelo No. 1:
Cenário de
Exposição Geral**

Modelo No. 2:
Cenário de Exposição
para Metais Pesados

Modelo No. 3:
Cenário Específico para
Metais Pesados
[Ingestão]