

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Tese de Doutorado

**Metodologia de Avaliação de Risco Ecológico em Ambiente Aquático a
partir de Evidências Químicas, Biológicas e Ecotoxicológicas**

KARIN TALLINI

Porto Alegre, agosto de 2010

**Metodologia de Avaliação de Risco Ecológico em Ambiente Aquático a
partir de Evidências Químicas, Biológicas e Ecotoxicológicas**

Karin Tallini

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências com ênfase em Ecologia.

Orientador: Prof^a Dr^a Maria Teresa Raya Rodriguez

Comissão Examinadora

Prof^o Dr Antônio Pedro Viero (UFRGS)
Prof^a Dr^a Catarina da Silva Pedrozo (UFRGS)
Prof^a Dr^a Marlize Cantelli (FENG/PUCRS)

Porto Alegre, agosto de 2010

Embora a gente não possa fazer um novo começo,
a gente pode recomeçar e fazer um novo fim.

Chico Xavier

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – Campus Porto Alegre pelo afastamento recebido nos últimos dois anos e, principalmente, pela amizade dos colegas Paulo Artur, Juliana Nonohay, Júlio Xandro e Vilma.

A Prof^ª Dr^ª Maria Teresa Raya Rodriguez no qual gostaria de agradecer de coração pela sua dedicação, inteligência, compreensão e grande amizade.

Ao grupo de técnicos, pesquisadores e professores que participaram dos relatórios de “*Monitoramento Ambiental de Água Superficial, Subterrânea, Sedimentos, Organismos Aquáticos, Organismos Terrestres e Plantas Terrestres na Região de São Jerônimo – RS no Âmbito da Área de Influência da Usina Termelétrica de São Jerônimo*”, realizado pelo Centro de Ecologia da UFRGS, principalmente, a Alexandre Arezon, Nelson A. F. Machado, Simone Kapusta e Suzana F. de Freitas.

Ao NAE (Núcleo de Análise Estatística) da UFRGS pela realização da análise estatística dos dados em especial a Prof^ª Dr^ª Jandira Fachel.

Ao Professor Dr. Henrich Hansenack e sua equipe de pesquisadores do laboratório de Geoprocessamento da UFRGS pela realização do mapa de localização da área de estudo.

Aos colegas Volmar, Daniela, Dna Araci, Vera e Sonia pelo carinho e amizade.

A Prof^ª Dr^ª Catarina da Silva Pedrozo pelos ensinamentos durante a realização deste trabalho.

As amigas Magali da Silva Rodrigues e Cíntia Pinheiro que dedicaram tantos momentos para analisar este trabalho, ensinando tópicos difíceis, auxiliando na estatística, vendo tabelas, discutindo faixas de risco e acima de tudo sendo muito amigas.

Ao Hamilton pela sua capacidade de escutar, apoiar e me fazer ver novos caminhos.

Agradeço, a minha mãe Josenia que desde pequenina ensinava: “Minha filha estudar dói e exige dedicação”. E ao meu pai, José que afirmava: “Minha filha estuda, porque trabalho e estudo são coisas que nunca ninguém vai tirar de você”.

Ao Luciano, que trouxe para minha vida toda a tranquilidade, amor e muita felicidade fazendo que este trabalho, realmente fosse concluído, apesar de todas as dificuldades do período.

MUITO OBRIGADO A TODOS.

RESUMO

A contribuição deste trabalho é apresentar uma metodologia de avaliação de risco ecológico do ambiente aquático utilizando-se dados provenientes de programas de monitoramento ambiental. O estudo tem como cenário um trecho do Rio Jacuí, município de São Jerônimo – RS, Brasil, que foi avaliado através da aplicação de um programa de monitoramento ambiental. Consideraram-se como variável explicativa deste estudo, as evidências registradas nos compartimentos abióticos, água superficial e sedimento. As evidências químicas foram decorrentes da presença dos metais Hg, Pb e Zn e as evidências ecotoxicológicas de ensaios de toxicidade aquática com *Ceriodaphnia dubia* para água superficial e *Hyalella azteca* para sedimento. Consideraram-se como variáveis respostas as evidências biológicas compostas pelos dados de riqueza, índice de Shannon-Weaver, equitatividade e densidade numérica das espécies das comunidades zooplantônica e bentônica. O risco ecológico (Baixo, Médio e Alto) foi caracterizado pela associação à qualidade ambiental (Ótima, Alerta e Crítica), respectivamente, estabelecida pelas evidências registradas. Os resultados permitem considerar que é possível o uso de programas de monitoramento ambiental para avaliação de risco ecológico, se contiverem, além dos dados químicos e ecotoxicológicos exigidos pela legislação ambiental, dados do monitoramento da biota residente.

Palavras-chave: avaliação de risco ecológico, ambiente aquático, metais, bioindicação, ecotoxicologia.

ABSTRACT

The contribution of this work is to present a methodology for ecological risk assessment in an aquatic environment using data derived from environmental monitoring programs. The location focused by this study was a segment of the Jacuí River, in the town of São Jerônimo – RS, Brazil, which was assessed by applying an environmental monitoring program. The evidence recorded from the abiotic compartments surface water and sediments was considered an explanatory variable. The chemical evidence stemmed from the presence of Hg, Pb and Zn, while the ecotoxicological evidence resulted from aquatic toxicity tests using *Ceriodaphnia dubia* for surface water and *Hyaella azteca* for sediments. The biological evidence from the Shannon-Weaver index, species richness, equitability and numerical density data in zooplanktonic and benthonic communities was considered the response variable. The ecological risk (Low, Medium, and High) was characterized by the association with environmental quality (Great, Warning, and Critical), established by the evidence recorded. The results have shown that it is possible to use environmental monitoring programs to evaluate of ecological risk assessment, if they have chemical and ecotoxicological data required by environmental laws, and monitoring data of resident biota.

Key words: ecological risk assessment, aquatic environment, metals, bioindication, ecotoxicology.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Ambiente Aquático.....	16
1.2 Contaminação do Ambiente Aquático.....	18
1.3 Conceitos e Avaliação de Risco Ecológico.....	21
1.4 Programas de Monitoramento do Ambiente Aquático.....	27
1.5 Avaliação da Qualidade do Ambiente Aquático.....	29
1.6 Metais na Avaliação da Qualidade Ambiental.....	32
1.7 Biomonitoramento na Avaliação da Qualidade Ambiental.....	34
1.8 Ensaio de Toxicidade na Avaliação da Qualidade Ambiental.....	38
1.9 Justificativa.....	42
1.10 Objetivo Geral.....	43
1.11 Objetivos Específicos.....	42
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	44
2.1 Cenário de Exposição.....	45
2.2 Modelo Conceitual de Avaliação de Risco Ecológico em Ambiente aquático.....	48
2.2.1 Etapa 1 – Levantamento de Dados Provenientes de Programas de Monitoramento Ambiental.....	49
2.2.2 Etapa 2 – Avaliação das Evidências Químicas e Ecotoxicológicas (Variáveis	

Explicativas).....	55
2.2.3 Etapa 3 – Avaliação das Evidências Biológicas (variáveis resposta).....	57
2.2.4 Etapa 4 – Critérios de Qualidade Ambiental de Risco Ecológico Associado.....	57
3. RESULTADOS.....	62
3.1 Resultados da Etapa – 1.....	63
3.2 Resultados da Etapa – 2.....	71
3.3 Resultados da Etapa – 3.....	75
3.4 Resultados da Etapa – 4.....	76
4. DISCUSSÃO.....	85
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	99
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Vias de transferência entre compartimentos ambientais.....	16
Figura 2 - Alguns processos de transporte e transformação que ocorrem no ambiente aquático.....	19
Figura 3 - Níveis de organização biológica e resposta aos efeitos dos poluentes.....	20
Figura 4 - Diagrama de Venn triplo, caracterizando os componentes do risco.....	22
Figura 5 - Localização da área de estudo mostrando o Rio Jacuí, entre os municípios de Triunfo e de São Jerônimo, o Arroio do Conde e o Arroio da Porteira, a UTSJ (Usina Termoelétrica de São Jerônimo) e as estações de coleta representadas pelos pontos P1, P2, P3 e P4.....	46
Figura 6 – Modelo conceitual para avaliação de risco ecológico em ambiente aquático composto de quatro etapas.....	48
Figura 7 – Histogramas de frequência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências químicas da presença de Hg, Pb e Zn em Água Superficial e Sedimentos coletados no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.....	77
Figura 8 – Histogramas de frequência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências ecotoxicológicas em Água Superficial e Sedimentos coletados no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.....	78
Figura 9 – Histogramas de frequência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências biológicas da Comunidade Zooplancônica coletada no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos	

pontos 1 a 4..... 79

Figura 10 – Histogramas de frequência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências biológicas da Comunidade Bentônica coletada no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4..... 80

Figura 11 - Risco Ecológico em Água Superficial do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4..... 82

Figura 12 - Risco Ecológico em Sedimentos do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4..... 84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Faixas de UPT a partir dos efeitos da toxicidade baseados nas resoluções do CONAMA para água superficial e o sedimento.....	56
Tabela 2 – Critérios de Qualidade Ambiental para as evidências químicas na água superficial e no sedimento.....	58
Tabela 3 – Critérios de Qualidade Ambiental para as evidências ecotoxicológicas para <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Hyalella azteca</i>	59
Tabela 4 – Critérios de Qualidade Ambiental para as evidências biológicas para as comunidades zooplanctônicas e bentônicas.....	59
Tabela 5 - Risco Ecológico em Ambiente Aquático.....	60
Tabela 6 – Teores de Pb, Hg e Zn em águas superficiais e sedimentos do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.....	64
Tabela 7 – Teores de Pb, Hg e Zn em sedimentos do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.....	65
Tabela 8 – Indicação de efeito de “Toxicidade Crônica” ou de “Nenhum Efeito” para <i>Ceriodaphnia dubia</i> do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.....	66
Tabela 9 – Percentuais de Toxicidade Aguda para <i>Hyalella azteca</i> do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.....	67
Tabela 10 – Dados da comunidade zooplanctônica do município de São Jerônimo, no	

período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.....	68
Tabela 11 – Dados da comunidade bentônica do município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.....	69
Tabela 12 – Valores das UPT para os metais Pb, Hg e Zn referentes a água superficial do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.....	72
Tabela 13 – Valores das UPT para os metais Pb, Hg e Zn referentes ao sedimento do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.....	73
Tabela 14 – Resultado do Indicador de Toxicidade para <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Hyalella azteca</i> do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.....	74
Tabela 15 - Resultados do Indicador Biológico para comunidade zooplanctônica e bentônica do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.....	76
Tabela 16 – Frequência de Risco Ecológico em Água Superficial do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.....	82
Tabela 17 – Frequência de Risco Ecológico em Sedimentos do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4...	84

LISTA DE SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AERA	Aquatic Ecological Risk Assessment
AFNOR	Association Française de Normalisation
ARE	Avaliação de Risco Ecológico
ASTM	American Society for Testing and Materials
AWWA	American Water Work Association
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DIN	Deutsches Institut for Normung
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EAA	Espectrofotometria de Absorção Atômica
FEPAM-RS	Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul
Hg	Mercúrio
IPMCA	Índice de Parâmetros Mínimos para Preservação da Vida Aquática
ISO	International Organization for Standardization
IVA	Índice da Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática
Nº ind/m²	Número de indivíduos por metro quadrado de amostra do sedimento
Nº ind/m³	Número de indivíduos por metro cúbico de água
OECD	Organization for Economic Co-Operation and Development
Pb	Chumbo
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UPT	Unidade Potencialmente Tóxica
UPTs	Unidades Potencialmente Tóxicas
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UTSJ	Usina Termoelétrica de São Jerônimo
WERF	Water Environment Research Foundation
Zn	Zinco

1. INTRODUÇÃO

1.1 AMBIENTE AQUÁTICO

O meio ambiente é constituído, basicamente por quatro compartimentos distintos, mas interligados: ar (atmosfera), água superficial (hidrosfera), superfície terrestre (litosfera) e organismos vivos (biosfera) (AZEVEDO e CHASIN, 2003a). Esses compartimentos e suas vias de transferência estão esquematizados na Figura 1.

Em Ecologia o termo “compartimento” é usado para designar parte de um ecossistema complexo que pode ser descrito e definido por meio de concentrações materiais, processos de transformação e mecanismos de transporte entre áreas-limite. Em geral é assumido que há equilíbrio entre as substâncias observadas em um compartimento, (AZEVEDO e CHASIN, 2003a).

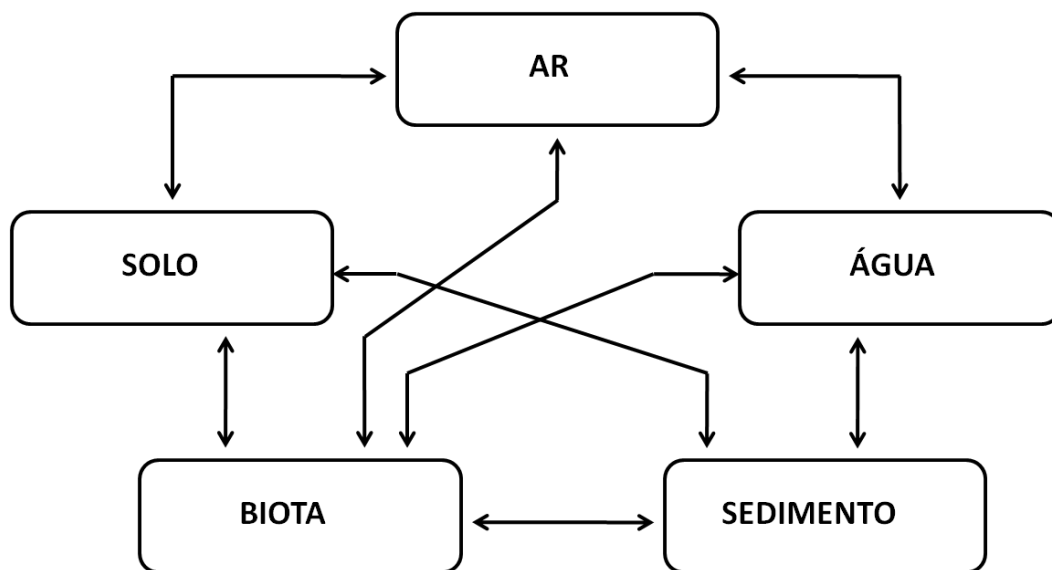


Figura 1 – Vias de transferência entre compartimentos ambientais.

Fonte: (AZEVEDO e CHASIN, 2003a)

Ao focarmos o ambiente aquático verificamos que este é altamente complexo e diverso porque inclui vários ecossistemas, dentre os quais se encontram os rios, os lagos, os

estuários, os mares e os oceanos. Dessa forma eles são produtos dinâmicos de interações diversas dentre os componentes bióticos e abióticos que mantêm as suas características próprias. Os rios, por exemplo, recebem materiais, sedimentos e poluentes em toda sua bacia de drenagem, refletindo os usos e ocupação do solo das áreas vizinhas.

Os principais compartimentos abióticos dos ambientes aquáticos são o ar, a coluna d'água (água superficial) e o sedimento.

O compartimento ar é formado basicamente por oxigênio, que provêm da atmosfera, dióxido de carbono, o mais abundante na água doce, que atua como tampão impedindo mudanças bruscas de pH nas águas naturais, o nitrogênio, entre outros.

ESTEVES (1988) caracteriza o ambiente aquático de água doce, da coluna d'água como:

- a) Alta capacidade para solubilização de compostos orgânicos e inorgânicos, possibilitando que os organismos, especialmente os autotróficos, possam absorver nutrientes por toda a superfície do corpo;
- b) Gradientes verticais e em certos casos, gradientes horizontais, que se tornam evidentes através da distribuição desigual da luz, nutrientes, temperatura e gases (isto é, oxigênio dissolvido e gás carbônico) fazendo com que a distribuição desigual destas variáveis no ambiente aquático tenha grandes conseqüências na distribuição dos organismos;
- c) Baixo teor de sais dissolvidos na água doce;
- d) Alta densidade e viscosidade da água têm grande significado para a locomoção dos organismos no meio aquático. Existem inúmeras comunidades que habitam este ambiente dentre elas a comunidade zooplânctônica (que habita a coluna d'água), a ictiofauna, o fitoplâncton dentre outros.

O compartimento sedimento pode ser considerado como resultado de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos, influenciando o

metabolismo de todo o sistema (ESTEVES, 1988). O compartimento sedimento seja lacustre, límico ou fluvial é constituído de partículas de grande variedade de tamanho, formas geométricas e composição química que são transportados pela água, ar ou gelo do ponto de origem nos ambientes terrestres e, posteriormente, depositados nos fundos dos rios (dominantemente em locais de correnteza baixa ou nula), lagos, represas, áreas alagáveis (costeiras ou continentais) e oceanos. Além dessas origens, os sedimentos contêm materiais precipitados por um grande número de processos químicos e biológicos, sendo que a proporção de partículas autóctones e alóctones varia grandemente em diferentes ambientes. Neste ambiente encontramos a comunidade bentônica, biota que habita os substratos de ambientes aquáticos e sua estrutura altera-se em resposta a variações na qualidade destes sistemas (MOZETO *et al.*, 2006).

1.2 CONTAMINAÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO

A concentração, transporte, transformação e disposição final de um contaminante introduzido no ambiente aquático dependem, principalmente, das propriedades do ambiente e das características do contaminante.

As conseqüências das emissões de contaminantes no ar, no solo e principalmente nas águas pode ser visto na Figura 2, onde estão relacionadas aos processos naturais e, principalmente, às atividades humanas. Uma vez no ambiente, os contaminantes podem estar sujeitos a uma combinação de processos que podem afetar o seu destino e comportamento. As substâncias potencialmente tóxicas podem ser degradadas por processos abióticos e bióticos que ocorrem na natureza. No entanto, algumas delas resistem aos processos de degradação e por isso são capazes de persistirem no ambiente por longos períodos de tempo. As substâncias químicas podem ser degradadas por processos químicos, como hidrólise, fotoxidação e

bioquímicos, além dos processos biológicos como biodegradação. O descarte contínuo no ambiente de uma substância persistente pode levar à sua acumulação em níveis ambientais suficientes para resultar em toxicidade.

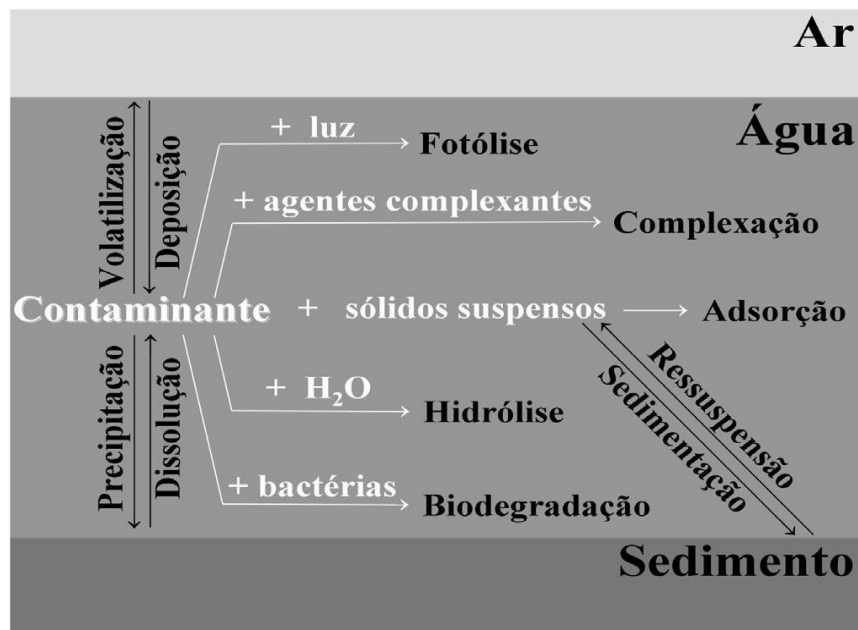


Figura 2 - Alguns processos de transporte e transformação que ocorrem no ambiente aquático.

Fonte: (COSTA *et al.*, 2008).

No ambiente aquático, os contaminantes podem ser envolvidos em processos de transporte e transferência de fase, em processos de transformação e em processos de assimilação.

Na Figura 3, podemos observar que no ambiente aquático, os organismos podem ser expostos aos agentes químicos presentes na água e nos sedimentos (COSTA *et al.*, 2008), e dessa contaminação surgem as alterações na biodiversidade aquática, podendo resultar na desestruturação dos ambientes físicos, da dinâmica química e das comunidades biológicas (CALLISTO *et al.*, 2001).

Os contaminantes presentes na água superficial podem encontrar-se em solução ou em suspensão. Essas formas podem ser transportadas pela água por longas distâncias. As distâncias percorridas pelos contaminantes dependem da estabilidade e estado físico do contaminante e do fluxo do corpo d'água. Compostos mais estáveis e em solução tendem a percorrer distâncias maiores, dependendo do fluxo do rio ou da corrente marítima (AZEVEDO e CHASIN, 2003a)

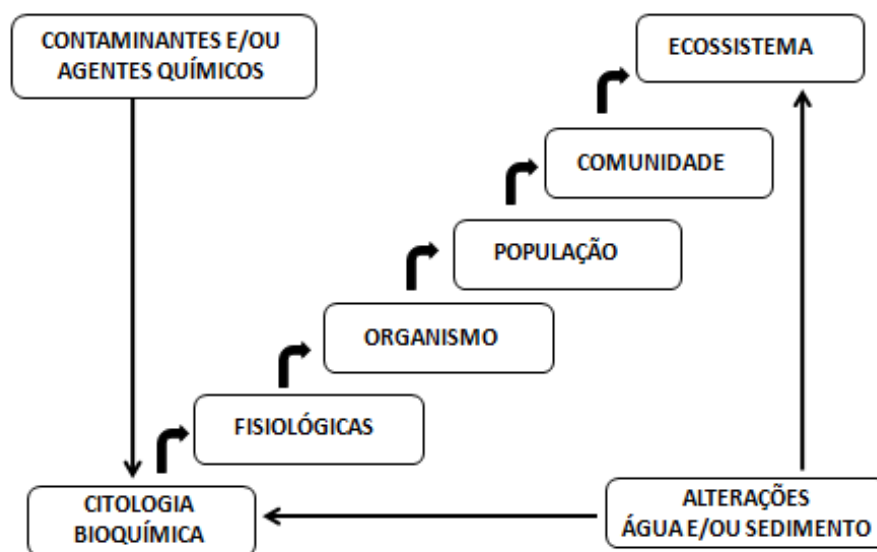


Figura 3 – Níveis de organização biológica e resposta aos efeitos dos poluentes (Adaptado de MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008).

O sedimento é um compartimento importante a ser estudado quando queremos avaliar o nível de contaminação de ecossistemas aquáticos, dada a sua capacidade de acumular compostos orgânicos e inorgânicos, principalmente por processos de decantação. Muitos desses compostos podem estar presentes naturalmente em concentrações elevadas, mas, na

maioria dos casos, esses valores são devido a atividades antropogênicas (POWER e CHAPMAN, 1992).

Uma vez no sedimento, esses contaminantes podem associar-se a certas partículas (tornando-se não disponíveis para o ecossistema), sofrer transformações (originando formas mais ou menos tóxicas) ou migrar do sedimento para organismos bentônicos ou para a coluna d'água. Níveis elevados de contaminantes persistentes no sedimento podem ou não acarretar efeitos para a biota aquática, dependendo de uma série de fatores que alteram a biodisponibilidade e a toxicidade.

1.3 CONCEITOS E AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

O conceito de risco sofreu transformações radicais ao longo da história antes de alcançar sua atual conotação. Atualmente, não basta conceituar risco como uma relação traduzida pela probabilidade de ocorrência de um evento relativo a uma dada magnitude de consequência, é necessário quantificar essa relação (LIEBER e ROMANO-LIEBER, 2002).

KOLLURU (1996) refere-se a risco como a probabilidade condicional de ocorrência de um acontecimento específico (exemplo: falha numa barragem, colapso de uma ponte, queda de um avião) combinado com alguma avaliação isto é, uma perda ou avaria funcional de consequências de um acontecimento como ferimentos, morte, perda de propriedade.

O risco é considerado como função de vários fatores (KOLLURU, 1996):

- a) natureza do perigo,
- b) possibilidade de contato (potencial de exposição ou vias de exposição),
- c) característica das populações expostas (receptores),
- d) possibilidade de ocorrência,

e) magnitude das exposições e conseqüências, bem como da existência de valores públicos.

Dessa maneira podemos caracterizar os componentes do risco como podemos observar na Figura 4.

A partir desta concepção de Risco, como um tripé, se um de seus componentes for eliminado, o Risco em si será nulo. Se a substância perigosa for completamente neutralizada ou retirada, ou se estiver armazenada em um invólucro inviolável que ofereça uma contenção perfeita, ou não exista nenhum receptor para sofrer dano apesar dos perigos presentes, não existe risco. Tais situações tão extremas são infimamente raras, portanto o Risco zero absoluto é tão improvável quanto, apesar de que, em situações específicas com diversas medidas de segurança em série, pode se chegar a um Risco zero funcional (VIANA, 2010).



Figura 4 - Diagrama de Venn triplo, caracterizando os componentes do risco. Adaptado de (VIANA, 2010).

A avaliação de risco é o processo de estimativa de probabilidade de ocorrência de um determinado acontecimento e a provável magnitude de efeitos adversos (em termos de segurança, saúde, ecologia ou economia) durante um determinado período de tempo. Já quando se fala de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) define-se como a probabilidade condicional da ocorrência de um acontecimento ecológico específico, associado à explicação das suas conseqüências ecológicas; por ex., redução de biodiversidade, perda de recursos comerciais importantes ou instabilidade do ecossistema. Na prática, a avaliação de risco ecológico envolve a descrição, quantitativa ou qualitativa, da provável ocorrência de um acontecimento ecológico indesejado (KOLLURU e BROOKS, 1998).

Entretanto, na avaliação de risco ecológico, é reconhecido que os organismos de um sistema ambiental são parte da cadeia trófica. Assim, a avaliação do risco ecológico tem de considerar as inter-relações existentes nos diferentes níveis tróficos integrantes da pirâmide energética. A avaliação de risco ecológico tem por objetivo proteger as funções das populações, das comunidades e dos ecossistemas (USEPA, 1997). Os estudos de risco ecológico têm sido apontados como importante ferramenta para avaliar a sustentabilidade dos ecossistemas, se traduzem em sustentabilidade sócio-econômica, cultural e ambiental e, conseqüentemente, qualidade de vida das populações.

A USEPA (1992), também caracteriza a avaliação de risco ecológico (ARE) como um processo que avalia a probabilidade de efeitos adversos resultantes da exposição da biota a um ou mais estressores ambientais. Neste caso, um estressor é um agente químico, físico ou biológico capaz de causar efeitos adversos nos organismos em nível individual, populacional ou em outros níveis de organização ecológica (USEPA, 1998). A caracterização do risco permite evidenciar a relação entre estressores, efeitos ecológicos e efeitos ao meio ambiente.

A fim de realizar uma avaliação de risco ecológico mais realista e confiável, muitos pesquisadores recomendam a integração entre o uso de modelos ecológicos e a toxicologia

com o objetivo de avaliar os riscos para populações ou para níveis ecológicos da organização. (PASTOROK, 2003).

Dentre os modelos ecológicos utilizados para avaliação do risco ecológico em ambiente aquático está o Aquatic Ecological Risk Assessment (AERA), desenvolvido pela Water Environment Research Foundation (WERF) e aprovado pela agência de proteção ambiental norte-americana (USEPA) (PARKHURST, 1996). Esse modelo permite uma visualização probabilística do risco ecotoxicológico, baseado na quantificação de determinadas substâncias químicas (SARDI, 2004). A partir dessas informações e utilizando os procedimentos estatísticos descritos por PARKHURST (1996), o modelo AERA-WERF (1997) é capaz de gerar um único gráfico contendo todas as probabilidades de efeito tóxico (agudo ou crônico) de cada substância de acordo com a porcentagem de espécies afetadas. Porém, este método de estimar de forma rápida e preliminar o potencial de risco é aplicado para determinados efluentes ou acidentes com impacto ambiental (RIBEIRO, 2008), isto é, para uma pequena área, não sendo, portanto, integralizador. Outro motivo é o custo elevado das análises e na maioria das vezes a falta de dados de monitoramento da área a ser verificada.

Os esquemas de avaliação de risco são compostos por diferentes etapas, que, ao seguirem um processo lógico de implementação, permitem a coleta das informações em etapas, aumento do conhecimento do problema em questão e a tomada de decisão em cada etapa. Qualquer esquema de ARE deve possuir um forte componente de análise de organismos no ambiente e de bioensaios. Estes são fundamentais em todo o processo, pois ao contrário do que ocorre com a comparação com valores de referência, os ensaios de ecotoxicidade incorporam a interação entre os contaminantes e, ainda, o efeito da biodisponibilidade, possibilitando avaliação ecologicamente relevante dos efeitos derivados da exposição (NIEMEYER *et al.*, 2007).

A avaliação de risco ecológico pode ser desenvolvida usando um ou mais das seguintes técnicas: técnicas de estudo de campo, ordenamento categórico, comparação de pontos de exposição e efeitos adversos, comparações entre possíveis relações entre os estressores-resposta, estudos da variabilidade da exposição e/ou efeitos estimados e a utilização de modelos que possam ser uma aproximação, parcial ou total, da exposição e dos efeitos adversos ao ecossistema. Essas técnicas são apresentadas detalhadamente no documento (USEPA, 1992). As etapas no processo de avaliação de risco ecológico são representadas pelas seguintes atividades (USEPA, 1997):

1. Formulação do problema, levantamento de informações e desenvolvimento do modelo conceitual de ARE;
2. Caracterização da exposição ambiental (screening);
3. Caracterização dos efeitos ecológicos (organismos-alvo e ou espécies-alvo);
4. Caracterização do risco e critérios de decisão.

A USEPA (1998) resumiu em três fases principais para execução de uma avaliação de risco: formulação do problema, análise, caracterização e comunicação do risco.

As avaliações de risco ecológico, muitas vezes, são realizadas de modo iterativo, isto é, são realizadas em etapas, sendo que a complexidade da avaliação aumenta ao longo das interações sucessivas.

Dessa forma podemos considerar que a implementação dos esquemas de avaliação de risco, a primeira etapa de avaliação, consiste na coleta de dados sobre o contaminante e a área contaminada, isto é feito por meio de amostras e de análises dos diversos compartimentos ambientais e da literatura existente para estabelecer a natureza, extensão e o grau de contaminação (NEPC, 1999).

Na implementação, também é necessário construir o modelo conceitual que descreve as relações chaves entre os agentes de risco e os alvos da avaliação.

O próximo passo é a seleção dos organismos-alvos e ou espécies-alvo, onde se estabelece quais as comunidades que queremos proteger. As etapas seguintes são aquelas que irão caracterizar e avaliar risco ecológico da região a ser estudada.

A caracterização do risco é um passo de assimilação a qual integra os resultados das avaliações dos efeitos e da exposição para caracterizar os riscos aos receptores no ecossistema.

Nas etapas subseqüentes quando queremos avaliar as evidências encontradas no ambiente e categorizá-las, por exemplo, JOHNSTON *et al.*, (2002) propõe que as evidências de exposição e os efeitos definem os níveis de risco, neste caso, podem ser classificados como baixo, intermediário e alto.

Em avaliações de risco ecológico, modelos conceituais são representações das hipóteses pelas quais uma atividade, ou um conjunto de atividades induz efeitos nos receptores ecológicos (SUTER, 1999). O desenvolvimento de um modelo conceitual é uma etapa importante de uma avaliação de risco ecológico. Para desenvolvimento de modelos simples, existem manuais bem difundidos entre os interessados na avaliação de risco (USEPA, 1998; SUTER, 1996). Em avaliações de risco complexas que envolvem múltiplas atividades em localidades específicas com múltiplos receptores, esses manuais não são adequados (SUTER, 1999). Nesse tipo de avaliação, torna-se necessária a elaboração de uma estratégia para desenvolvimento do modelo conceitual.

VIEIRA (2005) descreve que modelo conceitual consiste nas descrições escritas e visuais das interações previstas entre as entidades ecológicas e os agentes de risco aos quais essas entidades estão expostas. Os modelos conceituais representam muitas interações, incluindo processos do ecossistema que influenciam as respostas dos receptores, ou os cenários de exposição que qualitativamente relacionam as atividades em uma paisagem a agentes de risco. Os modelos conceituais para avaliações de risco são desenvolvidos a partir

de informações sobre os agentes de risco, potencial exposição e efeitos previstos sobre uma entidade ecológica (alvo da avaliação).

Vários países já adotaram desde a década de noventa a avaliação e o gerenciamento do risco no contexto de gestão ambiental, como é o caso do Canadá, Alemanha, Holanda e Estados Unidos (CASARINI, 1996).

No Brasil, a avaliação de risco ainda não é utilizada como ferramenta para o cumprimento das leis ambientais ou como medida preventiva para os projetos e decisões de proteção ambiental, de ordem governamental. No caso de ecossistemas aquáticos devemos utilizar as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA para avaliação de qualidade ambiental. A Resolução do CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), dispõe sobre a classificação dos corpos de água e fornece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições físicas, químicas, ecotoxicológicas e padrões de lançamento de efluentes para águas superficiais.

A Resolução do CONAMA nº344, de 25 de março de 2004 (BRASIL, 2004) estabelece critérios físicos, químicos e ecotoxicológicos da qualidade do material a ser dragado de ambientes aquáticos.

ARE é um instrumento fundamental dos processos de decisão sobre a gestão de locais poluídos, permitindo a avaliação mais precisa dos riscos reais para os receptores ecológicos potencialmente afetados pelo(s) contaminante(s) (SOUSA, 2005).

1.4 PROGRAMAS DE MONITORAMENTO DO AMBIENTE AQUÁTICO

De acordo com os dicionários, monitorar” significa “acompanhar, avaliar e controlar dados fornecidos por aparelhagem técnica”. No caso do monitoramento ambiental, esta

atividade envolve essencialmente a coleta, análise e avaliação de dados ambientais para orientação do manejo da área estudada.

O Monitoramento ambiental é a avaliação qualitativa e quantitativa, contínua e/ou periódica, da presença de poluentes no meio ambiente. Ele é realizado por meio de monitoramento físico, químico e biológico (biomonitoramento) do ambiente a ser estudado.

Os programas mais completos de monitoramento ambiental do ambiente aquático apresentam informações sobre a qualidade da água, dos sedimentos, informações sobre as comunidades zooplantônicas e bentônicas, avaliando os impactos e riscos ambientais, a partir de levantamentos e medições. Os programas de monitoramento da qualidade do ambiente aquático, basicamente são compostos por: coleta de amostras das águas e sedimentos e das comunidades dos organismos presentes nos locais de coleta, análises laboratoriais, interpretação de dados, tomada de decisões com relação à indicadores da qualidade ambiental e elaboração de relatórios.

Devemos considerar ao realizar um programa de monitoramento ambiental algumas questões:

a) O plano amostral de um monitoramento ambiental deve sempre considerar o sistema visando permitir interrelacionar os dados obtidos no monitoramento e conclusões sobre o todo analisado;

b) Os compartimentos ambientais monitorados devem ser representativos do ecossistema;

c) O número de amostras previstas não deve ser superada numa intensidade tal que implique em valores significativos;

d) A periodicidade de amostragem dos compartimentos ambientais deve ser compatível com o intervalo de tempo necessário para o vetor monitorado apresente potencial

de alteração em função das características do mesmo e os impactos ambientais que atuem sobre eles;

e) O Monitoramento Ambiental deve contemplar as variáveis ambientais selecionadas com uma mesma escala e frequência amostral compatível com as mesmas;

f) O Monitoramento Ambiental deve gerar resultados que permitam o estabelecimento de indicadores ambientais integrados, que reflitam o sistema monitorado e suas particularidades pontuais;

g) As localizações dos pontos amostrais devem ser tais que permitam o acesso da equipe de coleta, provida de todos os equipamentos necessários a execução da coleta, de forma segura.

Segundo CHAPMAN (1989) o monitoramento fornece informações importantes sobre a extensão da poluição no ambiente e avalia a eficiência de ações mitigadoras adotadas com o propósito de diminuir ou mesmo eliminar sua origem da contaminação. Tais informações são necessárias para se conhecer o funcionamento destes ecossistemas.

1.5 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO

A qualidade de um ecossistema aquático pode ser definida segundo a presença de substâncias inorgânicas ou orgânicas em diferentes concentrações e especiações e segundo a composição e estrutura da biota aquática presente no corpo d'água. A qualidade do ambiente aquático mostra variações temporais e espaciais em decorrência de processos internos e externos do corpo d'água (MEYBECK e HELMER, 1992).

ZAGATTO e BERTOLETTI (2008) relatam que o monitoramento da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos é o modo de detectar alterações em suas características

de linha de base ou de *background* por meio de propriedades biogeoquímicas e biológicas de distintas fases abióticas e bióticas dos compartimentos, como:

- a) *Coluna d'água* e suas subfases, como os particulados, que são constituídos desde as partículas suspensas compostas por detritos de origem mineral (silte e argila) e vegetal e animal [compostos por uma grande variedade de restos de vegetais autóctones (plantas aquáticas superiores e algas) e alóctones (plantas superiores terrestres)] até indivíduos de comunidades de organismos vivos, como zooplâncton, bentos e peixes, bem como restos das comunidades, e pela fase dissolvida propriamente dita, que é constituída por um grande número de substâncias dissolvidas, iônicas ou moleculares (neutras), e gases;
- b) *Sedimentos*, um compartimento multifase composto por partículas sedimentares (orgânicas e inorgânicas), águas intersticiais (que, essencialmente, são constituídas por uma grande variedade de substâncias e gases dissolvidos) e por uma fauna bem diversificada.

A qualidade do ambiente aquático pode ser determinada por meio de medidas quantitativas, com determinações físicas e químicas (na água, no material particulado e nos organismos) e ou testes bioquímicos/biológicos (medidas de DBO, ensaios de toxicidade etc.), ou por meio de medidas semiquantitativas e qualitativas tais como índices bióticos, aspectos visuais, inventário de espécies, odor etc. Essas determinações são realizadas no campo e no laboratório e produzem vários tipos de dados que fornecem diferentes interpretações técnicas (MEYBECK e HELMER, 1992).

A qualidade das águas superficiais depende do clima, da litologia da região à montante da bacia, da vegetação circundante, do ecossistema aquático e da influência do homem. A expressão “qualidade da água” não se refere a um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo do absoluto, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do “natural”, isto é, da água tal como se encontra nos rios e nascentes, antes do contato com o homem. Além disso, há um

grau de pureza desejável, o qual depende do seu uso que inclui abastecimento, irrigação, utilização industrial, pesca etc (BRANCO, 1991).

O monitoramento de sistemas aquáticos não deve estar limitado apenas à avaliação do compartimento água, mas também deve incluir o sedimento, uma vez que o ambiente sedimentar pode alterar a qualidade das águas quando substâncias naturais e de origem antropogênica, introduzidas no sistema, são liberadas para a coluna d'água devido a mudanças (físicas, químicas e biológicas – bioturvação) das condições ambientais (INGERSOLL, 1995; ADAMS *et al.*, 1992).

Conforme CHAPMAN (1989), a avaliação da qualidade do ambiente do sedimento é necessária em conjunto à avaliação da água, por que: a) vários contaminantes encontrados apenas em resquílios na coluna d'água podem ser acumulados no sedimento; b) o sedimento serve como reservatório e fonte de agentes tóxicos para a coluna d'água; c) o sedimento concentra contaminantes por mais tempo, enquanto que na coluna d'água as concentrações são mais variáveis; d) os contaminantes do sedimento em adição aos da coluna d'água afetam os organismos bentônicos e outros organismos associados a este compartimento; e) o sedimento é uma parte fundamental do ambiente aquático fornecendo habitat e alimento para a biota aquática.

Através da fixação da matéria particulada o sedimento tende a integrar o depósito de substâncias químicas por longo tempo, enquanto que as concentrações na água são mais dinâmicas. Devido ao gradiente de concentração entre o sedimento e a água superficial, este pode atuar, sob certas condições físicas e químicas, como uma fonte interna de poluentes (BAUDO *et al.*, 1999).

1.6 METAIS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL

O comportamento de metais em sistemas estuarinos é extremamente complexo devido ao forte gradiente físico-químico, mudança na composição da água, variações das concentrações de material particulado em suspensão e processos hidrodinâmicos (ALLAN, 1990).

Os metais pesados podem ser encontrados na água como resultado de atividades antropogênicas (como por exemplo: mineração, metalurgia, esgotos, lixos, uso de combustíveis entre outros) ou de processos naturais, podendo ser encontrados em teores altos em solos ou sedimentos de rios, associados às anomalias geoquímicas das rochas, determinando quais íons serão mais abundantes nas águas dos rios, não indicando poluição antropogênica (GUEDES *et al.*, 2005).

A água é a principal via de transporte de metais pesados. Nesse compartimento ambiental, os metais são transportados como formas dissolvidas e formas associadas (FÖRSTNER e WITTMANN, 1983).

Segundo FLORENCE (1982), a determinação da concentração de metais totais em águas naturais, ou seja, o somatório dos metais na fração dissolvida e ligada aos sólidos em suspensão, não dá nenhuma informação à respeito da biodisponibilidade ou da interação desses metais com o sedimento e o material particulado. PISCATOR (1986) enfatiza que a toxicidade e biodisponibilidade dos metais é controlada pela especiação química do elemento e varia de acordo com o estado de oxidação do mesmo, pH e condições físico-químicas. As características físico-químicas dos metais pesados influenciam todos os estágios de transferência do metal, desde a sua fonte, coluna d'água até as cadeias alimentares (MILLS, 1986).

COSTA *et al.*, (2008) salienta que a toxicidade dos metais depende da forma química que assumem no ambiente aquático. Há evidências de que processos capazes de reduzir a concentração dos íons metálicos livres como, por exemplo, reações de complexação, podem diminuir significativamente sua toxicidade. No ambiente aquático, metais podem se complexar com a matéria orgânica dissolvida, principalmente com substâncias húmicas. Essas representam 80% da matéria orgânica dissolvida nas águas naturais e influenciam numerosos processos biogeoquímicos.

Uma vez no ecossistema aquático, os metais pesados são distribuídos nos diversos compartimentos do ambiente, como solo, sedimento, plantas e animais. Especificamente no caso dos sedimentos, a literatura mostra que este compartimento funciona como um sistema de estoque de poluentes (FÖRSTNER, 1987; FILGUEIRA *et al.*, 2004).

FÖRSTNER e WITTMANN (1983) comentam que os metais pesados são transportados para os sedimentos pela lixiviação ocasionada nos continentes, principalmente como espécies adsorvidas ou co-precipitadas nas películas dos óxidos e hidróxidos e matéria orgânica; e com a redução dos oxi-hidróxidos de ferro e manganês esses metais são depositados nos sistemas aquáticos. A tendência natural dos complexos metálicos é de se adsorverem à matéria orgânica ou mesmo aos sedimentos de granulometria fina e, nesses casos, podem ser assimilados por organismos, tornando-se parte da cadeia trófica (DA SILVA *et al.*, 1997).

De acordo com MASUTTI *et al.*, (2000) a fração biodisponível é definida como a fração da concentração total de metais em cada reservatório abiótico que é ingerida pelos organismos. FISZMAN *et al.* (1984) advogam que os teores de metais pesados em organismos bentônicos são frequentemente correlacionados à fração biodisponível do metal com relação ao conteúdo total dos sedimentos, onde incluem os metais adsorvidos aos sítios trocáveis na superfície da partícula sedimentar.

FÖRSTNER e WITTMANN (1983) relatam que as principais fontes antropogênicas de metais pesados que se somam as naturais têm sido relacionadas aos efluentes urbanos (principalmente Cr, Cu, Pb, Zn, Mn e Ni), a queima de combustíveis fósseis (Cu, Ni, Pb), as indústrias de beneficiamento de ferro e aço (Cr e Zn), fertilizantes (Cu, Fe, Mn, Ni e Zn) e depósitos de rejeitos da mineração (Zn, Mn e Pb).

Os metais pesados fazem parte de componentes ativos de vários agrotóxicos, sendo que o uso de sais de Zn, arsenatos de Cu e de Pb e compostos metalo-orgânicos tem elevado os níveis de contaminação do solo com esses elementos (TILLER, 1989), desta maneira podendo levar a contaminação das águas.

1.7 BIOMONITORAMENTO NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL

Outra forma de avaliação do ambiente aquático pode ser feita a partir de monitoramento biológico ou biomonitoramento, o qual, baseia-se nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem, já que a biota é capaz de responder a uma série de distúrbios naturais e antrópicos, sintetizando a história recente das condições ambientais, como um filme longa-metragem (CAIRNS e PRATT, 1993). Outra vantagem do biomonitoramento é a maior eficiência na detecção de fontes de poluição difusa porque propicia um custo ambiental significativamente menor (LENAT e BARBOUR, 1994).

Segundo METCALFE (1989) o uso das respostas biológicas como indicadores da degradação ambiental é vantajoso em relação às medidas físicas e químicas da água, pois estas registram apenas o momento em que foram coletadas, como uma fotografia do rio, necessitando assim de um grande número de análises para a realização de um monitoramento temporal eficiente. Outra desvantagem é que, se forem feitas longe da fonte poluente, as

medidas químicas não serão capazes de detectar perturbações sutis sobre o ecossistema (PRATT e COLER, 1976).

O monitoramento biológico pode ser classificado em dois tipos distintos: o passivo e o ativo. No biomonitoramento passivo estão incluídas as técnicas de avaliação de campo, onde são analisadas as comunidades biológicas ou biocenoses. O biomonitoramento ativo inclui a exposição de organismos como os ensaios de toxicidade aguda e crônica realizados em condições controladas de laboratório e ensaios de toxicidade.

O biomonitoramento das espécies encontradas no local é feito por meio de análise das comunidades. Existe uma ampla variedade dessas análises usualmente empregadas no biomonitoramento e como exemplos são: as medidas de riqueza, a abundância, o uso de índices de diversidade, de similaridade e os bióticos bem como de medidas tróficas (RESH e JACKSON, 1993).

Os índices mais usados para avaliar o impacto sobre as comunidades aquáticas são os índices de diversidade, bióticos e índices de comparação entre comunidades (índices de similaridade e dissimilaridade). Os índices bióticos indicam a alteração, em termos de tolerância e sensibilidade relativa dos organismos presentes em um sistema comum com situação de poluição específica. Os índices de diversidade avaliam os efeitos da poluição na estrutura da comunidade, uma vez que verifica quais espécies que são comuns a ambientes distintos que se deseja comparar (PONTASCH e BRUSVEN, 1988)

Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem. Sua utilização permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (CALLISTO e GONÇALVES, 2002).

AZEVEDO e CHASIN (2003a) comentam que o processo de avaliação de risco ambiental vem fazendo o uso de bioindicadores na avaliação de risco ecológico. Os bioindicadores são medidas que incluem todos os níveis de organização ecológica, considerando desde uma única espécie até populações de um ecossistema. Na abordagem integrada do risco ecológico, os bioindicadores podem ser usados para avaliar os ecossistemas em diferentes níveis de organização. Esses indicadores podem ser usados para auxiliar no processo de remediação, respaldar os modelos de exposição e avaliar o sucesso de remediação, restauração e gerenciamento ambiental.

Segundo JOHNSON *et al.* (1993), um indicador biológico “ideal” deve possuir as seguintes características:

- a) Ser taxonomicamente bem definido e facilmente reconhecível por não-especialistas;
- b) Apresentar distribuição geográfica ampla;
- c) Ser abundante ou de fácil coleta;
- d) Ter baixa variabilidade genética e ecológica;
- e) Preferencialmente possuir tamanho grande;
- f) Apresentar baixa mobilidade e longo ciclo de vida;
- g) Dispor de características ecológicas bem conhecidas;
- h) Ter possibilidade de uso em estudos em laboratório.

Outra questão é serem sensíveis a diferentes concentrações de poluentes no meio, fornecendo ampla faixa de respostas frente a diferentes níveis de contaminação ambiental.

Existem muitos bioindicadores da qualidade ambiental, dentre eles podemos citar as comunidades zooplantônicas, bentônicas, perifiton, fitoplâncton, ictiofauna dentre outros.

Dentre os bioindicadores há grupos de espécies diretamente relacionados a um determinado agente poluidor ou a um fator natural potencialmente poluente (p.ex. altas densidades *Oligochaeta* (“minhocas d’água”) e de larvas vermelhas de *Chironomus*, *Diptera*,

em rios com elevados teores de matéria orgânica). Além disso, são importantes ferramentas para a avaliação da integridade ecológica (condição de “saúde” de um rio, avaliada através da comparação da qualidade da água e diversidade de organismos entre áreas impactadas e áreas de referência, ainda naturais e a montante). Os bioindicadores mais utilizados são aqueles capazes de diferenciar entre fenômenos naturais (p.ex. mudanças de estação e ciclos de chuva-seca) e estresses de origem antrópica, relacionados a fontes de poluição pontuais ou difusas (CALLISTO e GONÇALVES, 2002).

A comunidade zooplanctônica (animais que vivem suspensos) é composta por organismos com grande sensibilidade ambiental e respondem a diversos tipos de impactos, tanto pela alteração na quantidade de organismos como na composição e diversidade da comunidade (BARBIERI e GOODINHO-ORLANDI, 1989). Nos ecossistemas aquáticos, o zooplâncton é formado por protozoários (flagelados, sarcodinas e ciliados; e por vários grupos metazoários, destacando-se rotíferos (asquelmintes), cladoceros e copépodos (crustáceos) e larvas de dípteros (insetos). (ESTEVES, 1988).

Outro exemplo de bioindicadores são as comunidades bentônicas, estas integram todos os fatores ambientais aos quais estão expostas, a análise da estrutura destas comunidades fornece boas indicações sobre os efeitos dos poluentes associados aos sedimentos (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos de água doce é composta por organismos com tamanho superior a 0,5 mm, portanto, visíveis a olho nu (PÉREZ, 1996). Os organismos bentônicos possuem grande diversidade de espécie, diversas formas e modos de vida, podendo habitar fundos de corredeiras, riachos, rios, lagos e represas (SILVEIRA *et al.*, 2004). Em geral se situam numa posição intermediária na cadeia alimentar, tendo como principal alimentação algas e microorganismos, sendo os peixes e outros vertebrados seus principais predadores (SILVEIRA, 2004). macroinvertebrados bentônicos de água doce

Os macroinvertebrados bentônicos desempenham importante papel na dinâmica de nutrientes transformando matéria orgânica em energia (MARQUES *et al.*, 1999). Segundo BICUDO e BICUDO (2004), os invertebrados bentônicos constam entre os organismos mais utilizados nas avaliações de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos. A preferência da utilização destes organismos como bioindicadores por parte dos pesquisadores se dá devido ao seu tamanho (visíveis a olho nu), simplicidade para as coletas, não requerem equipamentos onerosos e apresentam ciclo de desenvolvimento longo o suficiente para detectar qualquer alteração (ALBA-TERCEDOR, 1996).

Desta forma, o monitoramento biológico constitui-se como uma ferramenta na avaliação de respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais (GOULART e CALLISTO, 2003).

1.8 ENSAIOS DE TOXIDADE NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL

A ecotoxicologia aquática tem como objetivo avaliar o efeito de substâncias químicas tóxicas sobre organismos representativos do ecossistema aquático. Os efeitos tóxicos podem se manifestar em diferentes níveis de organização, desde estruturas celulares até indivíduos, populações e comunidades. A ecotoxicologia aquática envolve o transporte, a distribuição, a transformação e o destino final dos contaminantes no ambiente aquático. Os ensaios de toxicidade aquática são bastante utilizados porque os ecossistemas aquáticos constituem os principais receptáculos de contaminantes, sejam eles lançados diretamente nos corpos d'água por meio das descargas de efluentes, emitidos no ar ou depositados nos solos.

O objetivo dos ensaios de toxicidade é determinar a concentração do agente químico que causa, ou não, efeito sobre uma população de organismo-teste.

Atualmente, vários ensaios de toxicidade já estão bem estabelecidos, sendo alguns padronizados nacionalmente e internacionalmente por associações e organizações de normalização, como Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Association Française de Normalisation (AFNOR), American Society for Testing and Materials (ASTM), American Water Work Association (AWWA), Deutsches Institut for Normung (DIN), International Organization for Standardization (ISO) e Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Os testes de toxicidade são ferramentas desejáveis para avaliar a qualidade das águas e a carga poluidora de efluentes, uma vez que somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas, tais como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos, concentrações de metais e de outras substâncias de caráter orgânico ou inorgânico, cujos limites encontram-se estabelecidos nas legislações ambientais, não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente e, por isso, não são suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes. Apesar disso, os testes de toxicidade não substituem as análises químicas tradicionais. Enquanto as análises químicas identificam e quantificam as concentrações das substâncias tóxicas, os testes de toxicidade avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos. Assim, as análises químicas e os testes de toxicidade se complementam (COSTA *et al.*, 2008).

No que diz respeito à realização de ensaios de toxicidade, estes podem ser realizados em condições controladas de laboratório ou em campo. Os ensaios de toxicidade podem ser divididos em ensaios de toxicidade crônica e aguda.

O teste de toxicidade aguda pode ser definido como aquele que avalia os efeitos, em geral severos e rápidos, sofridos pelos organismos expostos ao agente químico, em curto período de tempo, geralmente de um a quatro dias. Devido à facilidade de execução, curta

duração e baixo custo, os testes de toxicidade aguda foram os primeiros a serem desenvolvidos e, portanto, constituem a base de dados ecotoxicológicos (BIRGE *et al.*, 1985).

Nos testes de toxicidade aguda usualmente os critérios de avaliação são a mortalidade e a imobilidade dos organismos-teste. Em geral, observam-se mortalidade para peixes e imobilidade para invertebrados. Esses critérios são utilizados porque são facilmente determinados e têm significado biológico e ecológico para o ambiente (VAN LEEWEN, 1988).

No ambiente aquático, devido a fatores de diluição, em geral, os organismos estão expostos a níveis subletais dos poluentes, a menos que estejam em local cujas concentrações de contaminantes possam causar efeitos agudos. Esta exposição aos organismos ao agente químico, em níveis subletais, pode não levar à morte do organismo, mas pode causar distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais a longo prazo. Esses efeitos não são detectados em ensaio de toxicidade aguda, sendo necessário o uso de ensaio de toxicidade crônica, o qual permite avaliar os efeitos adversos mais sutis aos organismos expostos (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Basicamente, os testes de toxicidade crônica apresentam-se sob três variações: testes com todo o ciclo de vida de uma espécie; testes com parte do ciclo de uma espécie, na qual geralmente se utilizam os estágios de vida mais sensíveis ou críticos; e testes funcionais, nos quais são feitas medidas dos efeitos de substâncias sobre várias funções fisiológicas dos organismos (COSTA *et al.*, 2008).

Alguns exemplos de organismos-teste usados nos ensaios de toxicidade são crustáceos de água doce da ordem *Cladocera* e do gênero *Daphnia*, os quais são vulgarmente conhecidos como pulgas d'água, são bastante utilizados porque são amplamente distribuídos nos corpos d'água doce, são importantes em muitas cadeias alimentares e são fontes significativas de alimento para os peixes, possuem ciclo relativamente curto, são facilmente cultivados em

laboratório, são sensíveis a vários contaminantes do ambiente entre outros motivos. Na avaliação de toxicidade do sedimento podemos indicar os organismos bentônicos como anfípodo, *Hyalella azteca*, e larvas de inseto, como *Chironomus xanthus*. Os anfípodos desempenham um papel importante nas comunidades das quais fazem parte. Devido aos seus hábitos herbívoros e detritícos eles constituem um elo importante nas cadeias alimentares dos corpos de água aonde ocorrem possibilitando a transferência de energia produzida pelas algas e vegetais superiores para consumidores de nível trófico mais elevado (SAMPAIO, 1988).

Os ensaios de toxicidade com sedimentos permitem avaliar o efeito interativo de misturas complexas presentes no sedimento para organismos aquáticos. Estes ensaios medem, portanto, os efeitos tóxicos das frações disponíveis presentes nos sedimentos, em condições controladas no laboratório ou no campo (MOZETO *et al.*, 2006).

O emprego de ensaio de toxicidade é uma metodologia de avaliação realizada em laboratório. O custo necessário para a obtenção dessas informações, entretanto, é elevado não apenas em termos financeiros, mas também no consumo de tempo e de animais (DEARDEN, 2002).

Neste sentido, devemos enfatizar a importância dos modelos ecológicos como ferramenta para a avaliação de risco ecológico. Esses modelos são capazes de simular o comportamento dos contaminantes no meio ambiente e os efeitos adversos na biota (FATORELLI, 2005). Dessa forma, os modelos ecológicos podem fornecer estimativas de risco para espécies-alvo relevantes, além de permitirem a diminuição de custos e tempo na avaliação da toxicidade em ambientes contaminados, quando comparados com os métodos biológicos tradicionais.

1.9 JUSTIFICATIVA

Os modelos ecológicos fornecem rapidamente as estimativas de risco para espécies-alvo relevantes em um determinado ambiente aquático, auxiliando a tomada de decisão por parte de órgãos de gestão e de controle de qualidade ambiental (FATORELLI, 2005). Os modelos ecológicos são, também, capazes de prever efeitos ecológicos adversos a partir de informações já existentes da toxicidade específica de uma determinada substância e pela expressão dessa toxicidade (USEPA, 1998).

Hoje no Brasil e no mundo existem várias abordagens quando queremos avaliar o compartimento água e o compartimento sedimento, porém a maioria das avaliações ambientais utiliza como ferramenta a avaliação da qualidade da água e da qualidade do sedimento, separadamente. A avaliação de risco ecológico permite uma avaliação mais integrativa do ambiente aquático.

A avaliação de risco ecológico é caracterizada por um processo que avalia a probabilidade da ocorrência de um efeito adverso no ambiente como a redução de biodiversidade, alterações na cadeia alimentar ou instabilidade no ecossistema, devido à exposição a um ou mais estressores ambientais por um determinado período de tempo (USEPA, 1997). A aplicação dessa ferramenta se faz notória na avaliação de ambientes aquáticos, pois são ecossistemas sujeitos as diversas ações antrópicas e na maior parte são regiões extensas onde se torna difícil avaliar até que ponto as comunidades biológicas estão sendo afetadas por estes agentes. A aplicação de um modelo conceitual de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático com o uso dos resultados de relatórios de monitoramento ambiental possibilita uma nova abordagem no futuro para o gerenciamento ambiental, mostrando respostas mais rápidas e consistentes da qualidade do ambiente como um todo.

1.10 OBJETIVO GERAL

Elaborar um modelo conceitual de Avaliação de Risco Ecológico em ambiente aquático considerando os compartimentos água superficial e sedimentos.

1.11 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estabelecer procedimentos para obtenção de evidências químicas, ecotoxicológicas e biológicas do ambiente aquático a partir de dados provenientes de Programas de Monitoramento Ambiental no cenário de exposição.

2. Estabelecer faixas de Qualidade Ambiental e obtenção do Risco Ecológico associado através da análise estatística das evidências químicas, biológicas e ecotoxicológicas no cenário de exposição.

2. MATERIAL E MÉTODOS

No capítulo de material e métodos está descrito o planejamento para o desenvolvimento e a execução do modelo de avaliação de risco ecológico (ARE) em ambiente aquático no cenário de exposição. Segue-se detalhadamente: o cenário de exposição, o modelo conceitual, o levantamento de dados do monitoramento (fontes de contaminação, ensaios ecotoxicológicos, bioindicadores, coleta, amostragem e metodologia das análises), a avaliação das evidências químicas, ecotoxicológicas (variáveis explicativas) e biológicas (variáveis respostas), e os critérios de avaliação da qualidade ambiental e risco ecológico associados.

2.1 CENÁRIO DE EXPOSIÇÃO

A área da pesquisa localiza-se no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil mais precisamente na região do Baixo Jacuí conforme a Figura 5.

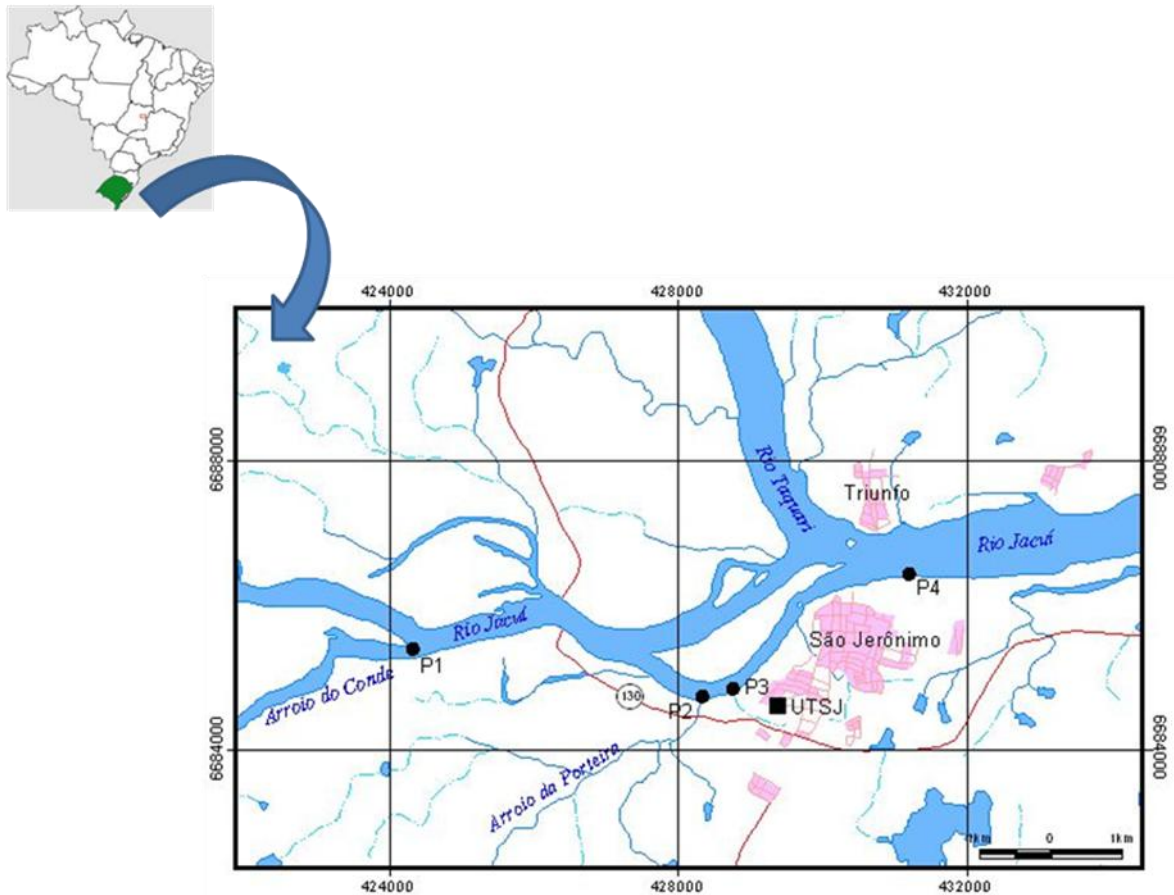


Figura 5 – Localização da área de estudo mostrando o Rio Jacuí, entre os municípios de Triunfo e de São Jerônimo, o Arroio do Conde e o Arroio da Porteira, a UTSJ (Usina Termoeletrica de São Jerônimo) e as estações de coleta representadas pelos pontos P1, P2, P3 e P4.

De acordo com a (FEPAM-RS, 2010) a bacia hidrográfica do Rio Jacuí ocupa a área de 71.600 km² e tem a sua nascente no Planalto, que se expande nos municípios de Passo Fundo e Marau. A referida área de drenagem caracteriza-se pelo uso intensivo do solo voltado à agricultura e pecuária. O trecho superior do Rio Jacuí caracteriza-se também pelo aproveitamento energético, onde estão instaladas as Usinas Hidroelétricas de Ernestina, Passo Real, Salto do Jacuí, Itaúba e Dona Francisca. Na área de drenagem da bacia do Jacuí, denominada de Baixo Jacuí, encontram-se aglomerações urbanas com porte significativo e,

influência das atividades de mineração, beneficiamento e queima de carvão mineral. Torna-se interessante ressaltar que o trecho hídrico avaliado apresenta intensa atividade econômica e diversos usos na sua bacia, sendo, que as principais fontes potencialmente poluidoras são: a mineração de carvão, transporte e queima de carvão mineral, a siderurgia e o alto crescimento demográfico.

A rede de pontos amostrais foi constituída pelas estações identificadas como P1, P2, P3 e P4 e que apresentam a seguinte distribuição através da área monitorada:

- Estação P1 encontra-se no Rio Jacuí à foz do Arroio do Conde, cujas coordenadas geográficas 424830 mE, 6685440 mN, drenam a região carbonífera a montante e suas águas contribuem para formação do Rio Jacuí. Esse percurso engloba a área dos municípios de Minas do Leão, Butiá e São Jerônimo, há nesta área um aporte de cargas detríticas associadas às atividades de mineração, beneficiamento e estéril de carvão;

- Estação P2 encontra-se localizada próxima à foz do Arroio da Porteira, com as coordenadas geográficas 427700 mE, 6684640 mN. O local foi identificado como uma área de dispersão de cinzas provenientes da atividade termoelétrica;

- Estação P3 encontra-se localizada no Rio Jacuí, nas coordenadas geográficas 429077 mE, 6685055 mN. Recebe a contribuição do efluente líquido da atividade termoelétrica;

- Estação P4 localiza-se no rio Jacuí, na foz do Arroio Leão, nas coordenadas geográficas 431200 mE, 6686400 mN. Recebe a contribuição da atividade urbana da cidade de São Jerônimo.

2.2 MODELO CONCEITUAL DE AVALIAÇÃO DO RISCO ECOLÓGICO EM AMBIENTE AQUÁTICO

A metodologia proposta de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático está composta pelas quatro etapas apresentadas na Figura 6.

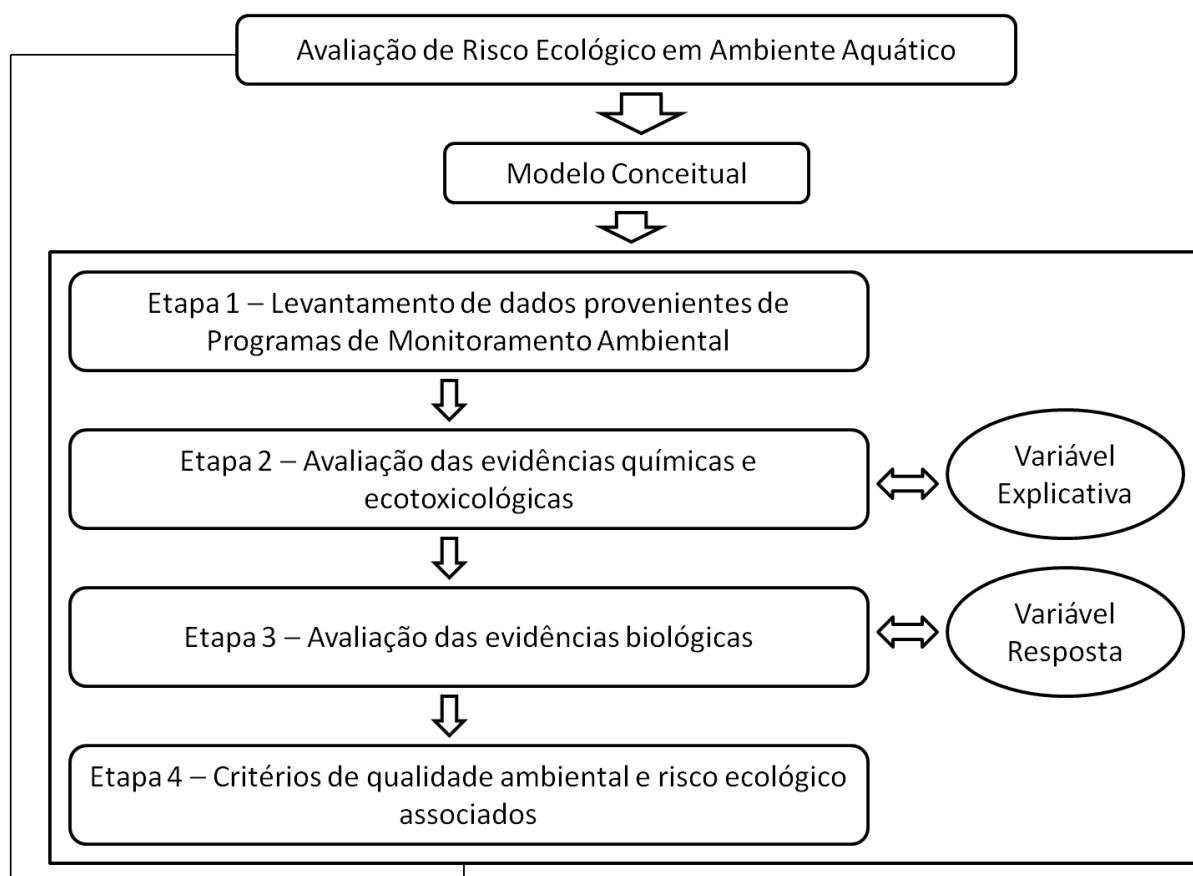


Figura 6 – Modelo conceitual para avaliação de risco ecológico em ambiente aquático composto de quatro etapas.

2.2.1 ETAPA 1 – LEVANTAMENTO DE DADOS PROVENIENTES DE PROGRAMAS DE MONITORAMENTO AMBIENTAL

A primeira etapa do processo metodológico de avaliação de risco envolve o levantamento das informações químicas, ecotoxicológicas e biológicas sobre o local a ser estudado.

Os dados foram extraídos dos relatórios de “*Monitoramento Ambiental de Água Superficial, Subterrânea, Sedimentos, Organismos Aquáticos, Organismos Terrestres e Plantas Terrestres na Região de São Jerônimo – RS no Âmbito da Área de Influência da Usina Termelétrica de São Jerônimo*”, realizado pelo Centro de Ecologia da UFRGS. A frequência do monitoramento foi trimestral, num período de 20 meses, com início no mês de março de 2006 e encerramento em novembro de 2007. As amostras foram extraídas da água superficial e do sedimento. Neste momento torna-se necessário identificar:

a) Contaminantes principais e fontes de contaminação

No cenário de exposição foi necessário investigar quais das substâncias químicas presentes estavam associadas aos diferentes usos antrópicos da bacia e quais possibilitariam seu uso como indicadores da presença destes impactos ambientais. Os metais mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e zinco (Zn) foram os selecionados.

O zinco foi selecionado, pois grande quantidade deste metal ocorre no ambiente como resultado de atividades antropogênicas como mineração, purificação do zinco, chumbo, cádmio, produção de aço, queima de carvão e de lixo. A maior parte do zinco presente nas águas, como em lagos e rios deposita-se no fundo, entretanto, uma pequena quantidade pode permanecer ou dissolvido na água ou como uma fina suspensão. O nível do Zn dissolvido na

água pode aumentar à medida que a acidez da água aumenta, e alguns peixes podem bioacumulá-lo (AZEVEDO e CHASIN, 2003b).

Conforme o trabalho realizado pela FEPAM-RS (2000) na água superficial do Rio Jacuí, metais como o Zn apresentam valores máximos observados que superam os limites propostos pela Resolução do CONAMA 20 (BRASIL, 1986) para as águas Classe 2, que foi substituída pela Resolução do CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) com os mesmos valores.

A escolha do Hg baseou-se em um princípio ecológico relativamente simples, a presença de mercúrios livre no ambiente aquático é prejudicial às bactérias, que tentam eliminá-lo transformando-o em metil-mercúrio que por ser lipossolúvel é facilmente eliminado. No ambiente aquático o metil-mercúrio é absorvido pelos peixes e outros organismos, posteriormente o homem alimenta-se destes organismos provocando assim a sua contaminação por metil-mercúrio. O CENTRO DE ECOLOGIA (2000) relata que as concentrações de Hg na Bacia dos arroios do Conde, Ratos e Porteira todos situados na região do Baixo Jacuí estão acima dos limites máximos da classe I e até da classe III da Resolução do CONAMA 20 para as águas naturais no período de 1993 e 1994.

O metal Pb foi selecionado, pois está presente no ambiente aquático advindo da mineração, indústria de tintas, baterias, soldas, e emissões urbanas que acaba escoando no ambiente aquático.

TEIXEIRA *et al.* (1999) relataram concentrações elevadas de Zn e Pb no Arroio do Conde pertencente a região do Baixo Jacuí indicando a influência da contaminação por carvão, pois esses elementos estão associados a sulfetos que são mobilizados em meio aquoso. O trabalho do CENTRO DE ECOLOGIA (2000) relata que os amostradores de ar instalados na zona urbana da cidade de São Jerônimo – RS apresentaram elevadas concentrações de Cu, Ni, Mn, Zn, Pb e Cd, resultado direto das emissões provenientes da Usina Siderúrgica e das Termoelétricas.

b) Os ensaios ecotoxicológicos

O seguinte passo foi selecionar a partir dos relatórios de monitoramento ambiental do cenário de exposição os ensaios ecotoxicológicos para a realização deste estudo. Neste caso, para avaliar a qualidade da água superficial foi escolhido o ensaio com organismo-teste, *Ceriodaphnia dubia* usada em programas de monitoramento ambiental e para indicador de avaliação de toxicidade do sedimento, o ensaio com organismo-teste, *Hyalella azteca* (ZAGATTO *et al.*, 1993).

c) As comunidades bioindicadoras (alvos biológicos)

As comunidades zooplanctônicas e bentônicas foram escolhidas como bioindicadoras. A comunidade zooplanctônica tem um grande valor como avaliadores das condições de trofia, pois respondem rapidamente às mudanças ambientais e podem ser bioindicadores de alterações da qualidade da água (BARBIERI e GOODINHO-ORLANDI, 1989), são os mais abundantes e tem um ciclo de vida curto, o que facilita o seu cultivo. A comunidade macroinvertebrados bentônicos é eficiente para a avaliação e monitoramento de impactos de atividades antrópicas em ecossistemas aquáticos continentais (CALLISTO, 2000; GOULART e CALLISTO, 2003). Os macroinvertebrados bentônicos são bons bioindicadores da qualidade de água porque são, geralmente, mais permanentes no ambiente, pois vivem de semanas a alguns meses no sedimento, apresentam uma boa diversidade de espécies, diversas formas e modos de vida e apresentam uma posição intermediária na cadeia alimentar.

A coleta para os ensaios químicos, biológicos e ecotoxicológicos da água superficial e do sedimento foi feita, simultaneamente, por uma equipe no mesmo dia em todos os pontos amostrais do monitoramento. No processo de coleta das amostras foi utilizado barco visando acessar pontos na área central do corpo hídrico A preservação das amostras para os ensaios foi

realizada no próprio local e a seguir transportadas para os laboratórios do Centro de Ecologia da UFRGS, responsável pela realização de todas as análises laboratoriais.

Na coleta da água superficial para os análise química de metais e ensaios de ecotoxicologia foi adotado o procedimento de realizar a coleta diretamente nos frascos de coleta, previamente e adequadamente acondicionados. No local da coleta cada frasco foi enxaguado com a água superficial a ser amostrada. Após cada frasco de coleta foi mergulhado a 15 cm de profundidade e completado todo seu volume com a fração superficial da coluna de água.

A coleta dos sedimentos para análise química de metais e ensaios de ecotoxicologia foi realizada com amostrador do tipo “mud snapper”, analisando-se o primeiro centímetro da camada de fundo, a camada biologicamente ativa do corpo hídrico. As amostras foram armazenadas em frascos de polietileno, previamente preparadas e encaminhadas para o laboratório.

No laboratório para análise química de metais totais as amostras foram secas a uma temperatura próxima a 110°C, homogeneizadas e quarteadas, visando compor uma subamostra com 50g aproximadamente de peso. Foram dosados os teores dos metais totais associados ao carvão na porção fina do sedimento, isto é na fração silte e argila (< 0,062 mm de diâmetro). Os valores obtidos são os metais totais. Opta-se por medir os metais totais ao invés dos metais extraíveis, obtendo as concentrações máximas de metais presentes, uma vez que as concentrações de metais extraíveis estão contidas na concentração de metais totais dos sedimentos estudados.

No laboratório a análise química de metais totais foi aplicada para as amostras da água superficial e do sedimento pelo método analítico Espectrofotometria de Absorção Atômica (EAA)/Geração de Hidretos para Hg, EAA/Chama Ar – Acetileno para Zn e EAA/Forno de Grafite para Pb (APHA, 2005). Os limites de detecção para os ensaios de água superficial

foram para Pb (0,010 mg/L), Hg (0,200 µg/L) e Zn (0,005 mg/L) e para os ensaios de sedimento Pb (5,0 µg/g), Hg (0,034 µg/g) e Zn (0,50 µg/g).

A fim de realizar os ensaios ecotoxicológicos, após a coleta, as amostras foram transferidas para o laboratório de Ecotoxicologia da UFRGS onde as amostras para o ensaio com *Ceriodaphnia dubia* foram mantidas sob refrigeração e as amostras para o ensaio com *Hyalella azteca* foram mantidas congeladas até o momento da realização do ensaio.

Os ensaios ecotoxicológicos foram executados com metodologia da ABNT (2005) para avaliação da toxicidade em água superficial com *Ceriodaphnia dubia* e ABNT (2007) para avaliação da toxicidade em sedimento com *Hyalella azteca*.

O monitoramento biológico da comunidade zooplanctônica foi realizado filtrando-se 300 litros de água superficial com auxílio de bomba de sucção, através de rede de plâncton com 65 µm de abertura de malha. As amostras em campo foram fixadas com formol 4% e neutralizadas com bórax a 1%. As análises qualitativas foram realizadas com exame ao microscópio óptico, binocular, com aumento de 400 vezes. Os espécimes dissecados em glicerina com agulhas de dissecação foram identificados ao microscópio estereoscópico, com aumento de até 60 vezes. Para a identificação foram utilizadas as chaves de identificação de RUTTNER-KOLISKO (1974); KOSTE (1978); MONTU e GOEDEN (1986).

As análises quantitativas foram realizadas através de contagens numéricas ao microscópio estereoscópico. Para as contagens de indivíduos pertencentes aos grupos de Cladocera e Copepoda (copepoditos e adultos), foi utilizada câmara de contagem de Bogorov.

Para contagem de Rotifera e Náuplios de Copepoda foi utilizada câmara de Sedgewick-Rafter em microscópio óptico. Os valores obtidos para densidade absoluta de organismos são expressos em número de indivíduos por metro cúbico de água.

O monitoramento biológico da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de cada estação amostral foi composta por três amostras de sedimentos. A coleta foi realizada com a

utilização da draga Petersen, com área de 0,06205 m², ou com draga de Eckman, com 0,0225 m² de abertura, de acordo com as características do sedimento, da profundidade e da velocidade da corrente da água em cada ponto amostral. As amostras foram pré-lavadas em campo, com uma malha de nylon de 0,210mm de abertura. O material retido na malha foi acondicionado em saco plástico, fixado com formol tamponado a 4% e corado com Rosa de Bengala. Estas amostras foram acondicionadas em um balde, e transportadas para o laboratório para serem processadas. Em laboratório as amostras foram novamente lavadas em peneira com malha de nylon de 0,210 mm de abertura. Este tamanho de malha vem sendo constantemente utilizado, para assegurar a retenção de um número maior de exemplares juvenis da macrofauna. Após 24 horas da adição do corante, as amostras foram novamente lavadas. Os organismos foram triados, contados e identificados em microscópio estereoscópico até o menor nível taxonômico possível, com o uso das chaves de identificação.

Para a classe Oligochaeta foram confeccionadas lâminas semi-permanentes com lactofenol e a identificação em família foi de acordo com a chave de BRINCKHURST e MARCHESE (1989). Para uma identificação mais refinada da Família de Chironomidae (Díptera) todas as larvas foram dissecadas e montadas em lâminas semi-permanentes utilizando-se meio de Hoyer e identificadas em Tribo de acordo com TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO (1995) e EPPLER (1985). Os demais macroinvertebrados bentônicos foram identificados de acordo com a chave de BOUCHARD (2004).

Os organismos identificados encontram-se conservados em vidros com álcool 70% e em lâminas semi-permanentes no Laboratório de Sedimentologia do Centro de Ecologia da UFRGS.

2.2.2 ETAPA 2 – AVALIAÇÃO DAS EVIDÊNCIAS QUÍMICAS E ECOTOXICOLÓGICAS (VARIÁVEIS EXPLICATIVAS)

A etapa de avaliação das evidências químicas e ecotoxicológicas iniciou com a aplicação da legislação ambiental pertinente, a Resolução do CONAMA nº 357/2005 para o compartimento água superficial e a Resolução do CONAMA nº 344/2004 para o compartimento sedimentos.

Para a avaliação das evidências químicas foi utilizado o conceito de “Unidade Tóxica” (TARAZONA *et al.*, 2000). Tal definição conceitual trouxe as seguintes repercussões para o trabalho em questão, quais sejam:

- A Unidade Potencial Tóxica (UPT) foi obtida pela razão da concentração do metal existente no ambiente monitorado pela concentração do metal estabelecida nas Resoluções CONAMA. Estabeleceu-se também, que acima das concentrações definidas pela legislação, poderiam ocorrer efeitos adversos à comunidade zooplanctônica e bentônica.

$$UPT = \frac{[\text{Metal}] \text{ Ambiente Monitorado}}{[\text{Metal}] \text{ Limites CONAMA}}$$

- Potencial Tóxico Crônico – sempre que o resultado da UPT dos metais (Hg, Pb e Zn) for superior ao padrão da qualidade de água classe 2 até a classe 3 da Resolução CONAMA nº 357/2005 e acima do nível 1 da Resolução CONAMA nº 344/2004 para sedimentos.
- Potencial Tóxico Agudo – sempre que o resultado da UPT dos metais (Hg, Pb e Zn) for superiores ao padrão da qualidade de água classe 3 da Resolução CONAMA nº 357/2005 e acima do nível 2 da Resolução CONAMA nº 344/2004 para metais no sedimento.

As faixas das UPT foram estabelecidas de acordo com os efeitos da toxicidade dos metais, observando as Resoluções do CONAMA e desta maneira identificamos três faixas:

“Nenhum Efeito”, Toxicidade Crônica e Toxicidade Aguda para água e o sedimento conforme são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Faixas de UPT a partir dos efeitos da toxicidade baseados nas resoluções do CONAMA para água superficial e o sedimento.

	Água Superficial	Sedimento	Ponto de Corte
Toxicidade	Classe do CONAMA 357/2005	Nível do CONAMA 344/2004	UPT
Nenhum Efeito	Classe 1	Inferior ao Nível 1	< 0,5
Toxicidade Crônica	Superior a Classe 2	Acima do Nível 1	entre 0,5 e 1,0
Toxicidade Aguda	Superior a Classe 3	Acima do Nível 2	> 1

Através dos ensaios de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia* e *Hyalella azteca* foi possível avaliar as evidências ecotoxicológicas a partir dos resultados obtidos de efeito agudo, efeito crônico ou sem efeito, quando comparados com as referências legais de qualidade ambiental. A Resolução do CONAMA 357/2005 estabelece como critério de qualidade que águas superficiais classe 1 e 2 não devem apresentar efeito tóxico crônico e que águas classe 3 e 4 não devem apresentar efeito tóxico agudo. A Resolução do CONAMA 344/2004 estabelece como critério de classificação para sedimentos a serem dragados dois níveis de qualidade, nível 1 do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota e nível 2 do qual se prevê um provável efeito adverso à biota.

Tais definições e critérios estabeleceram as seguintes repercussões para o trabalho em questão:

- Amostras de água e de sedimento, que apresentaram toxicidade seja aguda ou crônica, foram consideradas como “Tóxicas” e amostras que não apresentaram efeito tóxico foram consideradas como “Nenhum Efeito”.

Os resultados das avaliações das evidências químicas que dão origem a “Unidade Potencial Tóxica” (UPT) e ecotoxicológicas que dão origem ao “Indicador de Toxicidade” são consideradas como “Variáveis Explicativas” no modelo conceitual proposto.

2.2.3 ETAPA 3 – AVALIAÇÃO DAS EVIDÊNCIAS BIOLÓGICAS (VARIÁVEIS RESPOSTA)

Para a avaliação das evidências biológicas foi proposto o uso de um Indicador Biológico baseado na metodologia de KARR (1981) e adaptada por BRUSCHI *et al.* (2000). Para os cálculos deste indicador biológico em cada ponto amostral foram utilizados os dados da riqueza de espécies, do índice de diversidade de Shanon-Wiener, da equitatividade de Pielou e da densidade numérica das espécies presentes das comunidades zooplancônicas e bentônicas monitoradas.

As quatro medidas de atributos biológicos foram transformadas em proporções de zero a um através da divisão de seus valores pelo maior valor obtido dentre os pontos amostrais (BRUSCHI *et al.*, 2000). Para a expressão do Indicador Biológico utilizou-se o agrupamento do tipo somatório para as proporções obtidas em cada ponto amostral.

Os resultados do Indicador Biológico das comunidades zooplancônicas e bentônicas do ambiente aquático constituem “Variáveis Respostas” do modelo conceitual proposto.

2.2.4 ETAPA 4 – CRITÉRIOS DE QUALIDADE AMBIENTAL DE RISCO ECOLÓGICO ASSOCIADO

Nesta etapa do modelo de avaliação de risco ecológico do ambiente aquático foi o momento de avaliação dos resultados advindos da “variável explicativa” e da “variável

resposta”. A variável explicativa é composta pelos valores das Unidades Potencialmente Tóxicas (UPT) e do Indicador de Toxicidade. A variável resposta é composta pelos valores do Indicador Biológico.

O próximo passo foi a elaboração dos critérios de Qualidade Ambiental para cada uma das evidências químicas, a partir das informações geradas pelas UPTs; das evidências ecotoxicológicas após os resultados da toxicidade; e das evidências biológicas após os cálculos do indicador biológico. Os critérios das evidências químicas e ecotoxicológicas foram baseados nas Resoluções do CONAMA nº 357/2005 e nº 344/2004 para água superficial e sedimento, respectivamente. Os critérios para as evidências biológicas foram baseados nos resultados obtidos dos cálculos do Indicador Biológico da área a ser estudada. Desta maneira foram elaboradas três classes de Qualidade Ambiental: Ótima, Alerta e Crítica. Os critérios utilizados para o estabelecimento destas classes de Qualidade Ambiental para as evidências químicas estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Critérios de Qualidade Ambiental para as evidências químicas na água superficial e no sedimento

Água Superficial e Sedimento	
UPT	Classe da Qualidade Ambiental
< 0,5	Ótima
0,5 e 1,0	Alerta
> 1,0	Crítica

Na definição dos pontos de corte para o compartimento água superficial foram observadas as classes: 1, 2, 3 e 4 segundo a qualidade requerida pela Resolução do CONAMA nº 357/2005. Os pontos de corte para o compartimento sedimento foram os critérios de qualidade a partir do nível 1 e 2 segundo a Resolução do CONAMA nº 344/2004.

Na definição das faixas de Qualidade Ambiental para as evidências ecotoxicológicas ver Tabela 3, o critério estabelecido foi de acordo com o Indicador de Toxicidade, para amostras consideradas como “Tóxicas” a Qualidade Ambiental é estabelecida como Crítica e quando a mostra apresentar “Nenhum Efeito” de toxicidade a Qualidade Ambiental é dita Ótima.

Tabela 3 – Critérios de Qualidade Ambiental para as evidências ecotoxicológicas para *Ceriodaphnia dubia* e *Hyaella azteca*

<i>Ceriodaphnia dubia e Hyalella azteca</i>	
Indicador de Toxicidade	Qualidade Ambiental
Nenhum Efeito	Ótima
Tóxica	Crítica

A classe de Qualidade Ambiental para as evidências biológicas foi desenvolvida por meio do Indicador Biológico, um atributo numérico que variou de 0 a 4 (de acordo com a densidade média, diversidade de Shannon Wiener, riqueza e equitatividade) conforme a Tabela 4, com base no conhecimento de especialistas que participaram dos programas de monitoramento ambiental do cenário de exposição.

Tabela 4 – Critérios de Qualidade Ambiental para as evidências biológicas para as comunidades zooplancônicas e bentônicas

Comunidades Zooplancônicas e Bentônicas	
Indicador Biológico	Classe de Qualidade Ambiental
3 – 4,00	Ótima
2 - 2,99	Alerta
0 - 1,99	Crítica

Todos os registros resultantes dos cálculos das evidências químicas, ecotoxicológicas e biológicas foram usados para avaliar a qualidade ambiental e o risco ecológico associado.

Aplicaram-se os testes estatísticos Qui-Quadrado de Independência, Análise de Correspondência e Análise de Componentes Principais pelo programa SPSS versão 13, (LEVINE, 1991) e os testes Análise de Correspondência e Análise de Componentes Principais pelo programa estatístico PC-ORD versão 4, para Windows (MCCUNE e MEFFORD, 1999).

Três classes de Risco Ecológico foram consideradas nesta avaliação: Baixo, Médio e Alto conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 - Risco Ecológico em Ambiente Aquático

Qualidade Ambiental	Risco Ecológico
Ótima	Baixo
Alerta	Médio
Crítica	Alto

Este modelo seguiu a proposta de interpretação de risco ecológico conforme JOHNSTON *et al.* (2002) que define, quanto maior a exposição e efeitos, maior o risco, enquanto que indícios de exposição ou efeito, sem evidências, sugeriram menor risco. Risco negligenciável significa que os dados sugerem nenhum impacto e que havia uma falta geral de evidência de exposição ou efeitos. Baixo risco significa que os dados sugerem um impacto limitado, mas havia pouca correspondência entre as medidas de exposição e efeito. Risco intermediário ou médio significa que os dados sugeriram que havia impactos potenciais e que a medida do efeito foi associada com a medida de exposição. Alto risco significa que os dados indicam grandes e persistentes impactos e que existe uma relação direta entre a exposição e o efeito.

Desta forma foram propostos que, evidências de risco ecológico associados à faixa de Qualidade Ambiental Ótima, indicaram um ambiente aquático adequado ao desenvolvimento e proteção das espécies, indicando Baixo Risco Ecológico. As faixas de Qualidade Ambiental

Alerta e Crítica, representaram um ambiente que está sofrendo impacto negativo na manutenção da biota, com os consequentes riscos associados, Médio e Alto, respectivamente.

3. RESULTADOS

3.1 RESULTADOS DA ETAPA - 1

A seguir serão apresentados os resultados e a discussão obtidos das quatro etapas até o enquadramento nas faixas de Qualidade Ambiental proposta no Modelo Conceitual.

Os resultados da primeira etapa do processo metodológico de avaliação de risco foram as informações químicas dos metais, Pb, Hg e Zn, os resultados dos ensaios ecotoxicológicos com *Ceriodaphnia dubia* e *Hyalella azteca* e o levantamento das comunidades zooplanctônica e bentônica a partir do programa de “*Monitoramento Ambiental de Água Superficial, Subterrânea, Sedimentos, Organismos Aquáticos, Organismos Terrestres e Plantas Terrestres na Região de São Jerônimo – RS no Âmbito da Área de Influência da Usina Termelétrica de São Jerônimo*”.

Cabe ressaltar que as análises químicas e as de toxicidade nos compartimentos abióticos, água superficial e sedimento, foram realizadas em amostras que refletem o instante da coleta, já as análises de monitoramento da biota residente refletem o efeito de um longo período de potencial impacto, podendo ocorrer diferentes respostas na indicação de risco ecológico associado.

As concentrações de Pb, Hg e Zn para água superficial e sedimento são mostradas nas Tabela 6 e 7 para o período monitorado em cada ponto amostral do ambiente aquático avaliado. Abaixo de cada tabela estão indicadas as concentrações de referência legal indicadas nas Resoluções CONAMA nº 357/2005 e CONAMA nº 344/2004 para água superficial e sedimento, respectivamente, para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Tabela 6 – Teores de Pb, Hg e Zn em águas superficiais do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Período	Ponto	Metais - Água Superficial		
		Pb (mg.L-1)	Hg (µg.L-1)	Zn (mg.L-1)
mar/06	1	0,01	0,20	0,06
mai/06	1	0,01	0,20	0,01
ago/06	1	0,01	0,20	0,03
nov/06	1	0,02	0,20	0,03
mar/07	1	0,01	0,42	0,06
jun/07	1	0,01	0,20	0,05
ago/07	1	0,01	0,20	0,05
nov/07	1	0,01	0,20	0,02
mar/06	2	0,02	0,20	0,06
mai/06	2	0,01	0,20	0,01
ago/06	2	0,02	0,20	0,03
nov/06	2	0,03	0,20	0,12
mar/07	2	0,01	0,20	0,17
jun/07	2	0,01	0,20	0,05
ago/07	2	0,01	0,20	0,05
nov/07	2	0,01	0,20	0,01
mar/06	3	0,01	0,20	0,05
mai/06	3	0,01	0,20	0,01
ago/06	3	0,01	0,20	0,01
nov/06	3	0,01	0,20	0,20
mar/07	3	0,01	0,20	0,03
jun/07	3	0,01	0,20	0,05
ago/07	3	0,01	0,20	0,05
nov/07	3	0,01	0,57	0,02
mar/06	4	0,01	0,20	0,05
mai/06	4	0,01	0,20	0,01
ago/06	4	0,01	0,20	0,02
nov/06	4	0,01	0,20	0,03
mar/07	4	0,01	0,20	0,02
jun/07	4	0,01	0,20	0,03
ago/07	4	0,01	0,32	0,03
nov/07	4	0,01	0,32	0,03

Valores limites da concentração dos metais para Classes do Conama 357					
Metais	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Pb	(mg.L ⁻¹)	máx. 0,01	máx. 0,01	máx.0,033	máx.0,033
Hg	(µg.L ⁻¹)	0,20	0,20	2,00	2,00
Zn	(mg.L ⁻¹)	máx.0,18	máx.0,18	máx. 5,00	máx. 5,00

Tabela 7 – Teores de Pb, Hg e Zn em sedimentos do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Período	Ponto	Metais - Sedimento		
		Pb (µg/g)	Hg (µg/g)	Zn (µg/g)
mar/06	1	27,3	0,033	101
mai/06	1	38,2	0,044	116
ago/06	1	50,4	0,062	171
nov/06	1	78,1	0,199	115
mar/07	1	40,5	0,107	154
jun/07	1	37,1	0,061	158
ago/07	1	20,4	0,062	79,6
nov/07	1	41,3	0,101	118
mar/06	2	39,3	0,046	83,4
mai/06	2	28,8	0,056	86,1
ago/06	2	46,2	0,113	82,4
nov/06	2	41,0	0,159	77,5
mar/07	2	34,4	0,166	75,3
jun/07	2	29,5	0,043	87,4
ago/07	2	15,1	0,065	41,6
nov/07	2	89,4	0,093	77,8
mar/06	3	25,0	0,033	76,6
mai/06	3	27,3	0,113	86,8
ago/06	3	42,5	0,306	84,9
nov/06	3	35,2	0,100	85,9
mar/07	3	53,4	0,069	73,0
jun/07	3	30,6	0,040	86,0
ago/07	3	13,1	0,056	41,8
nov/07	3	27,7	0,073	78,6
mar/06	4	27,7	0,033	90,8
mai/06	4	34,8	0,286	80,8
ago/06	4	36,7	0,130	120
nov/06	4	39,6	0,082	156
mar/07	4	31,3	0,077	104
jun/07	4	34,8	0,059	97,4
ago/07	4	9,59	0,040	37,6
nov/07	4	23,5	0,054	84,5

Valores-limites de concentração dos metais de acordo com níveis do CONAMA 344			
Metais	Unidade	Nível 1 - TEL	Nível 2 - PEL
Pb	(µg/g)	35	91,3
Hg	(µg/g)	0,17	0,486
Zn	(µg/g)	123	315

A Tabela 6 apresenta as concentrações de Pb, Hg e Zn para água superficial. Foi possível observar que para a maioria dos pontos amostrados a concentração de Pb e Hg estão no limite máximo da concentração permitida pela Resoluções CONAMA nº 357/2005 para Classe 1 e 2 em alguns períodos amostrados essa concentração atinge a Classe 3. As concentrações de Zn são mais favoráveis para os pontos P1, P2 e P4. O P3 do período amostral de Nov/06 estava com concentração superior ao limite máximo permitido para a Classe 2.

A Tabela 7 revela as concentrações de Pb, Hg e Zn para o sedimento. Na maioria dos quatro pontos do período amostrado, o metal Pb esteve acima do limite permitido da Resolução CONAMA nº 344/2004, isto é acima do Nível 1 – Tel. O metal Hg esteve com concentrações acima do Nível 1 – Tel nos pontos P1, P3 e P4. O metal Zn apresentou concentrações acima do Nível 1 – Tel nos pontos P1 e P4.

A avaliação dos efeitos de toxicidade da água superficial com o organismo-teste *Ceriodaphnia dubia* e do sedimento com o organismo-teste *Hyaella azteca* são apresentados na Tabela 8 e 9 para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Tabela 8 – Indicação de efeito de “Toxicidade Crônica” ou de “Nenhum Efeito” para *Ceriodaphnia dubia* do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Toxicidade Crônica de <i>Ceriodaphnia dubia</i>								
	mar/06	mai/06	ago/06	nov/06	mar/07	jun/07	ago/07	nov/07
Ponto 1	NE	NE	NE	NE	TC	NE	NE	NE
Ponto 2	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Ponto 3	NE	TC	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Ponto 4	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
TC = Toxicidade Crônica NE = Nenhum Efeito								

Tabela 9 – Percentuais de Toxicidade Aguda para *Hyalella azteca* do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Toxicidade Aguda para <i>Hyalella azteca</i>								
	mar/06	mai/06	ago/06	nov/06	mar/07	jun/07	ago/07	nov/07
Ponto 1	100	22,5	10	15	0	0	2,5	5
Ponto 2	95	10	22,5	2,5	5	2,5	0	0
Ponto 3	85	75	5	0	7,5	5	0	7,5
Ponto 4	92,5	92,5	17,5	0	2,5	2,5	2,5	2,5
Os valores indicam % de indivíduos mortos								
0 a 10 = Nenhum Efeito								
11 - 100 = Toxicidade								

Os resultados fornecidos pela Tabela 8 indicaram somente dois períodos de Toxicidade Crônica, em mai/06 no P3 e em mar/07 no P1, os restantes dos pontos mantiveram-se “Sem Efeito de toxicidade”. Já na avaliação do sedimento com o organismo-teste *Hyalella azteca* os resultados apresentados na Tabela 9 foi possível constatar que todos os pontos apresentaram percentuais de Toxicidade Aguda.

Os dados de densidade absoluta, diversidade de Shannon riqueza e equitatividade das comunidades zooplânctônicas e bentônicas são apresentados na Tabela 10 e 11, respectivamente.

Tabela 10 – Dados da comunidade zooplanctônica do município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Dados da Comunidade Zooplanctônica	P1	P2	P3	P4
Março de 2006				
Densidade absoluta (ind/m ³)	17884	11139	2133	8290
Diversidade de Shannon	2,01	1,99	2,18	1,78
Riqueza	22	17	18	15
Equitatividade	65	70	76	65
Mai de 2006				
Densidade absoluta (ind/m ³)	1356	889	1267	1867
Diversidade de Shannon	2,23	2,14	2,26	2,03
Riqueza	12	10	11	16
Equitatividade	89	93	94	73
Agosto de 2006				
Densidade absoluta (ind/m ³)	1586	2508	240	374
Diversidade de Shannon	1,48	2,22	2,05	2,17
Riqueza	15	14	9	10
Equitatividade	0,54	0,84	0,94	0,94
Novembro de 2006				
Densidade absoluta (ind/m ³)	2770	28215	7006	945
Diversidade de Shannon	2,56	2,62	2,54	2,51
Riqueza	33	35	39	35
Equitatividade	73	74	69	71
Março de 2007				
Densidade absoluta (ind/m ³)	156160	90160	8525	10837
Diversidade de Shannon	2,42	3	2,81	3,05
Riqueza	31	42	24	31
Equitatividade	0,7	0,8	0,88	0,88
Mai de 2007				
Densidade absoluta (ind/m ³)	473	250	10774	577
Diversidade de Shannon	2,32	2,36	2,42	2,08
Riqueza específica	22	18	33	25
Equitatividade	0,75	0,81	0,69	0,64
Agosto de 2007				
Densidade absoluta (ind/m ³)	1355	2431	1395	717
Diversidade de Shannon	1,79	2,27	2,47	2,18
Riqueza específica	17	34	33	22
Equitatividade	0,63	0,64	0,71	0,71
Novembro de 2007				
Densidade absoluta (ind/m ³)	2654	18280	18978	7664
Diversidade de Shannon	1,87	2,65	2,29	2,6
Riqueza específica	26	38	34	33
Equitatividade	0,57	0,73	0,65	0,74

Tabela 11 – Dados da comunidade bentônica do município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 para os pontos P1, P2, P3 e P4.

Dados da Comunidade Bentônica	P1	P2	P3	P4
Mês de março de 2006				
Densidade média (ind/m2)	177,78	-	44,44	622,22
Diversidade de Shannon	2	-	1	3
Riqueza	0,81	-	-	0,9
Equitatividade	0,56	-	-	0,99
Mês de maio de 2006				
Densidade média (ind/m2)	844,44	355,56	1940,74	459,26
Diversidade de Shannon	6	5	7	-
Riqueza	1,6	1,16	0,85	-
Equitatividade	0,89	0,72	0,44	-
Mês de agosto de 2006				
Densidade média (ind/m2)	755,56	281,48	385,19	725,93
Diversidade de Shannon	4	3	3	6
Riqueza	1,2	0,96	0,69	1,06
Equitatividade	0,86	0,87	0,63	0,59
Mês de novembro de 2006				
Densidade média (ind/m2)	1511,11	592,59	162,96	266,67
Diversidade de Shannon	5	5	3	4
Riqueza	1,03	1,21	0,86	1,18
Equitatividade	0,64	0,75	0,78	0,85
Mês de março de 2007				
Densidade média (ind/m2)	637,04	2192,59	533,33	148,15
Diversidade de Shannon	-	-	-	-
Riqueza	-	-	-	-
Equitatividade	-	-	-	-
Mês de maio de 2007				
Densidade média (ind/m2)	800,00	400,00	414,81	177,78
Diversidade de Shannon	3	9	5	4
Riqueza específica	0,81	0,76	0,7	0,84
Equitatividade	0,89	1,75	1,13	1,17
Mês de agosto de 2007				
Densidade média (ind/m2)	281,48	400,00	607,41	192,59
Diversidade de Shannon	2	5	5	5
Riqueza específica	0,03	0,75	0,49	0,82
Equitatividade	0,21	1,21	0,78	1,33
Mês de novembro de 2007				
Densidade média (ind/m2)	148,15	562,96	548,15	414,81
Diversidade de Shannon	4	7	5	3
Riqueza específica	0,92	0,71	0,79	0,73
Equitatividade	1,28	1,39	1,28	0,81

Cabe ressaltar que no período de março de 2007 não houve dados de diversidade de Shannon, riqueza e equitatividade para a comunidade bentônica.

No levantamento das informações das comunidades zooplânctônicas os valores obtidos para densidade absoluta foram expressos em número de indivíduos por metro cúbico de água ($N^\circ \text{ ind/m}^3$) e bentônicas os valores obtidos para densidade média foram expressos em número de indivíduos por metro quadrado de amostra do sedimento ($N^\circ \text{ ind/m}^2$)

A diversidade biológica foi calculada utilizando-se o índice de Shannon-Wiener (SHANNON e WEAVER, 1949) através da fórmula:

$$H = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N}$$

S = número de espécies;

n_i = número de indivíduos em cada espécie;

N = número total de indivíduos

A riqueza considerada é o número de espécies e a equitatividade ou uniformidade, se refere à distribuição dos organismos nos táxons. A equitatividade foi calculada através da equação:

$$E = \frac{H}{H_{\max}}$$

H = diversidade de espécies obtida pelo o índice de Shannon-Wiener;

H_{\max} = diversidade de espécies sob condições de máxima equitatividade, obtida do logaritmo do número de espécies da amostra.

3.2 RESULTADOS DA ETAPA - 2

O próximo passo foi a avaliação das evidências químicas e ecotoxicológicas (variáveis explicativas) do modelo conceitual, para isso foram aplicadas as Resoluções do CONAMA nº 357/2005 e 344/2004 para os compartimentos água superficial e sedimentos, respectivamente.

Na avaliação das evidências químicas foram realizados os cálculos das Unidades Potencialmente Tóxicas (UPT), isto é foi obtida pela razão da concentração do metal existente na água e no sedimento do Rio Jacuí pela concentração do metal estabelecida nas Resoluções CONAMA nº 357/2005 e 344/2004 para os compartimentos água superficial e sedimentos. Os resultados dos cálculos podem ser observados nas Tabelas 12 e 13, respectivamente, para todos os pontos amostrais.

Tabela 12 – Valores das UPT para os metais Pb, Hg e Zn referentes a água superficial do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.

Metais - Água Superficial							
Período	Ponto	*Valores de UPT - Pb		*Valores de UPT - Hg		*Valores de UPT - Zn	
		Classe 1 e 2	Classe 3 e 4	Classe 1 e 2	Classe 3 e 4	Classe 1 e 2	Classe 3 e 4
mar/06	1	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
mai/06	1	1	0,3	1,0	0,1	0,0	0,00
ago/06	1	1	0,3	1,0	0,1	0,2	0,01
nov/06	1	2	0,6	1,0	0,1	0,2	0,01
mar/07	1	1	0,3	2,1	0,2	0,4	0,01
jun/07	1	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
ago/07	1	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
nov/07	1	1	0,3	1,0	0,1	0,1	0,00
mar/06	2	2	0,5	1,0	0,1	0,3	0,01
mai/06	2	1	0,3	1,0	0,1	0,1	0,00
ago/06	2	2	0,7	1,0	0,1	0,2	0,01
nov/06	2	3	0,9	1,0	0,1	0,6	0,02
mar/07	2	1	0,3	1,0	0,1	0,9	0,03
jun/07	2	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
ago/07	2	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
nov/07	2	1	0,3	1,0	0,1	0,0	0,00
mar/06	3	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
mai/06	3	1	0,3	1,0	0,1	0,0	0,00
ago/06	3	1	0,3	1,0	0,1	0,0	0,00
nov/06	3	1	0,3	1,0	0,1	1,1	0,04
mar/07	3	1	0,3	1,0	0,1	0,2	0,01
jun/07	3	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
ago/07	3	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
nov/07	3	1	0,3	2,8	0,3	0,1	0,00
mar/06	4	1	0,3	1,0	0,1	0,3	0,01
mai/06	4	1	0,3	1,0	0,1	0,1	0,00
ago/06	4	1	0,3	1,0	0,1	0,1	0,00
nov/06	4	1	0,3	1,0	0,1	0,2	0,01
mar/07	4	1	0,3	1,0	0,1	0,1	0,00
jun/07	4	1	0,3	1,0	0,1	0,2	0,01
ago/07	4	1	0,3	1,6	0,2	0,2	0,01
nov/07	4	1	0,3	1,6	0,2	0,2	0,01

* Os valores obtidos dos calculos das UPTs são referente as Classes estabelecidos pela CONAMA 357/2005

Tabela 13 – Valores das UPT para os metais Pb, Hg e Zn referentes ao sedimento do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.

Metals - Sedimento							
Período	Ponto	*Valores de UPT - Pb		*Valores de UPT - Hg		*Valores de UPT - Zn	
		Nível 1 - TEL	Nível 2 - PEL	Nível 1 - TEL	Nível 2 - PEL	Nível 1 - TEL	Nível 2 - PEL
mar/06	1	0,8	0,3	0,2	0,1	0,8	0,3
mai/06	1	1,1	0,4	0,3	0,1	0,9	0,4
ago/06	1	1,4	0,6	0,4	0,1	1,4	0,5
nov/06	1	2,2	0,9	1,2	0,4	0,9	0,4
mar/07	1	1,2	0,4	0,6	0,2	1,3	0,5
jun/07	1	1,1	0,4	0,4	0,1	1,3	0,5
ago/07	1	0,6	0,2	0,4	0,1	0,6	0,3
nov/07	1	1,2	0,5	0,6	0,2	1,0	0,4
mar/06	2	1,1	0,4	0,3	0,1	0,7	0,3
mai/06	2	0,8	0,3	0,3	0,1	0,7	0,3
ago/06	2	1,3	0,5	0,7	0,2	0,7	0,3
nov/06	2	1,2	0,4	0,9	0,3	0,6	0,2
mar/07	2	1,0	0,4	1,0	0,3	0,6	0,2
jun/07	2	0,8	0,3	0,3	0,1	0,7	0,3
ago/07	2	0,4	0,2	0,4	0,1	0,3	0,1
nov/07	2	2,6	1,0	0,5	0,2	0,6	0,2
mar/06	3	0,7	0,3	0,2	0,1	0,6	0,2
mai/06	3	0,8	0,3	0,7	0,2	0,7	0,3
ago/06	3	1,2	0,5	1,8	0,6	0,7	0,3
nov/06	3	1,0	0,4	0,6	0,2	0,7	0,3
mar/07	3	1,5	0,6	0,4	0,1	0,6	0,2
jun/07	3	0,9	0,3	0,2	0,1	0,7	0,3
ago/07	3	0,4	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1
nov/07	3	0,8	0,3	0,4	0,2	0,6	0,2
mar/06	4	0,8	0,3	0,2	0,1	0,7	0,3
mai/06	4	1,0	0,4	1,7	0,6	0,7	0,3
ago/06	4	1,0	0,4	0,8	0,3	1,0	0,4
nov/06	4	1,1	0,4	0,5	0,2	1,3	0,5
mar/07	4	0,9	0,3	0,5	0,2	0,8	0,3
jun/07	4	1,0	0,4	0,3	0,1	0,8	0,3
ago/07	4	0,3	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1
nov/07	4	0,7	0,3	0,3	0,1	0,7	0,3

*** Os valores obtidos dos calculos das UPTs são referente aos Níveis estabelecidos pela CONAMA 344/2004**

A UPT foi considerada com Potencial Tóxico Crônica, sempre que o resultado da UPT dos metais (Hg, Pb e Zn) for superior ao padrão da qualidade de água classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 e acima do nível 1 da Resolução CONAMA nº 344/2004 para sedimentos. A UPT foi considerada com Potencial Tóxico Agudo, sempre que o resultado da UPT dos metais (Hg, Pb e Zn) for superiores ao padrão da qualidade de água classe 3 da

Resolução CONAMA nº 357/2005 e acima do nível 2 da Resolução CONAMA nº 344/2004 para metais no sedimento.

Para água superficial os resultados dos cálculos das UPTs estiveram superiores a Classe 1 e 2 e 3 e 4 da Resolução do CONAMA nº 357/2005 no total do período e em todos os pontos amostrais para os metais Pb e Hg indicando Toxicidade Crônica e Aguda. Os resultados das UPTs para o compartimento sedimento apresentaram para acima do Nível 1 da Resolução do CONAMA nº 344/2004 para todos os metais calculados.

Na avaliação das evidências ecotoxicológicas os resultados da água superficial e do sedimento, que apresentaram toxicidade, seja aguda ou crônica, foram consideradas como “Tóxicas” e amostras que não apresentaram efeito tóxico foram consideradas como “Nenhum Efeito”, assim foi possível gerar o “Indicador de Toxicidade” conforme apresentado na Tabela 14.

Tabela 14 – Resultado do Indicador de Toxicidade para *Ceriodaphnia dubia* e *Hyalella azteca* do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.

Indicador de Toxicidade - <i>Ceriodaphnia dubia</i>								
	mar/06	mai/06	ago/06	nov/06	mar/07	jun/07	ago/07	nov/07
Ponto 1	NE	NE	NE	NE	T	NE	NE	NE
Ponto 2	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Ponto 3	NE	T	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Ponto 4	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Indicador de Toxicidade - <i>Hyalella azteca</i>								
	mar/06	mai/06	ago/06	nov/06	mar/07	jun/07	ago/07	nov/07
Ponto 1	T	T	T	T	NE	NE	T	T
Ponto 2	T	T	T	T	T	T	NE	NE
Ponto 3	T	T	T	NE	T	T	NE	T
Ponto 4	T	T	T	NE	T	T	T	T
NE = Nenhum efeito T = Tóxica								

Na Tabela 14 ao analisarmos os resultados das frequências de qualidade ambiental obtidas para evidências ecotoxicológicas verificou-se que o ensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, não demonstrou na maioria dos pontos estudados efeito de toxicidade na água superficial. O ensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, tem a finalidade de detectar a presença, as interações e a biodisponibilidade de quaisquer substâncias na água, em concentrações capazes de causar efeito tóxico sobre a reprodução e/ou sobrevivência dos organismos.

Os resultados da toxicidade do sedimento com *Hyalella azteca* da Tabela 14 revelaram um maior percentual de toxicidade aguda para todos os pontos amostrados.

A etapa 2 finalizou com os resultados das avaliações das evidências químicas, que dão origem a “Unidade Potencial Tóxica” (UPT) e as ecotoxicológicas que dão origem ao “Indicador de Toxicidade”.

3.3 RESULTADOS DA ETAPA - 3

A etapa 3 é a avaliação das evidências biológicas. Os resultados do Indicador Biológico da comunidade zooplancônica e bentônica do ambiente aquático constituem “Variáveis Respostas” do modelo conceitual e podem ser observados na Tabela 15. Nesta etapa foram calculados a média, o desvio padrão e a mediana do período amostrado para cada ponto estudado, dessa maneira pode-se ter uma noção de como as comunidades biológicas estavam se apresentando ao ambiente aquático.

Tabela 15 - Resultados do Indicador Biológico para comunidade zooplanctônica e bentônica do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 no P1, P2, P3 e P4.

Indicador Biológico								
Período	Comunidade Zooplanctônica				Comunidade Bentônica			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
mar/06	1,99	1,87	1,97	1,69	2,42	-	0,40	4,00
mai/06	3,41	3,04	3,37	3,67	3,29	2,43	3,03	0,24
ago/06	2,87	3,83	2,62	2,79	3,66	2,67	2,31	3,52
nov/06	2,87	3,85	3,10	2,80	3,49	3,14	2,20	2,80
mar/07	3,32	3,46	2,54	2,80	-	-	-	-
mai/07	2,36	2,33	3,54	2,22	2,72	3,33	2,48	2,25
ago/07	2,27	3,12	3,04	2,51	1,07	3,57	3,24	3,42
nov/07	2,22	3,43	3,10	3,04	2,71	3,74	3,43	2,51
Média de Cada Ponto	<u>2,66</u>	<u>3,12</u>	<u>2,91</u>	<u>2,69</u>	<u>2,77</u>	<u>3,15</u>	<u>2,44</u>	<u>2,68</u>
Desvio padrão	0,53	0,70	0,51	0,58	0,87	0,51	1,02	1,24
Mediana	2,61	3,28	3,07	2,79	2,72	3,23	2,48	2,80

Os resultados do Indicador Biológico foram expressos através de um atributo numérico que variou de 0 a 4. Dentro desta faixa o menor valor encontrado para a comunidade zooplanctônica foi a média do P1 e o maior valor a média do P3. A comunidade bentônica apresentou como menor valor a média do P3 e o maior valor a média do P1. A análise dos dados em conjunto com a comunidade biológica, permite verificar que ambas as comunidades estão em equilíbrio no ambiente aquático. Não foi realizada coleta para a comunidade bentônica no período de março de 2007.

3.4 RESULTADOS DA ETAPA – 4

O primeiro passo da etapa 4 do modelo de avaliação de risco ecológico do ambiente aquático é de avaliar os percentuais das frequências da Qualidade Ambiental advindas dos

cálculos das Unidades Potencialmente Tóxicas, Indicador de Toxicidade e Indicador Biológico, conforme os critérios estabelecidos neste trabalho.

Abaixo a Figura 7 apresenta os percentuais da frequência das UPTs com a correspondente qualidade ambiental para água superficial e sedimento nos pontos 1 a 4.

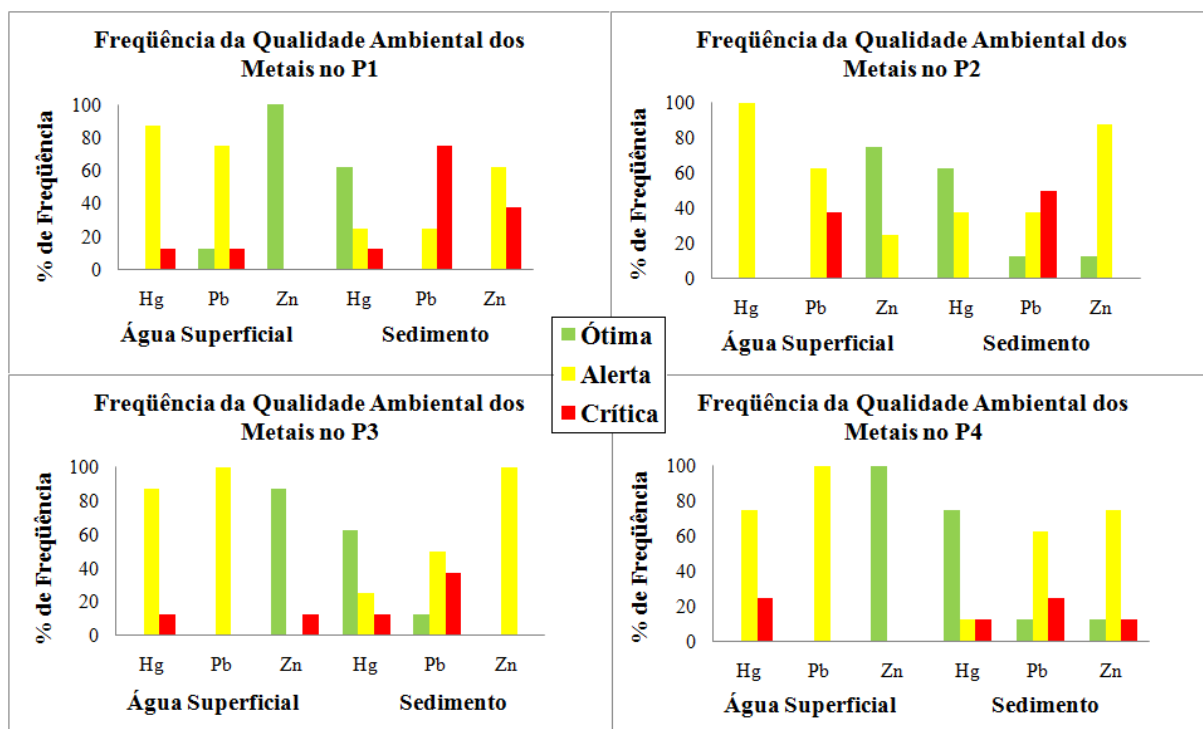


Figura 7 – Histogramas de frequência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências químicas da presença de Hg, Pb e Zn em Água Superficial e Sedimentos coletados no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

Pela análise das frequências de qualidade ambiental obtidas para água superficial, verifica-se para os metais Hg e Pb um maior percentual de frequências de qualidade ambiental na faixa de Alerta e Crítica. Para o metal Zn em água superficial verifica-se um percentual

maior de frequências na faixa de qualidade Ótima. Já no sedimento, uma maior frequência na faixa de qualidade Alerta e Crítica para os três metais avaliados foi verificada.

O Indicador de Toxicidade foi calculado como observado na Tabela 14, a partir dele foram aplicadas as faixas de Qualidade Ambiental para todos os pontos amostrais. Estabelecidos estes passos, a Figura 8 apresenta os percentuais da frequência da Qualidade Ambiental, adotando-se o critério previamente estabelecido.

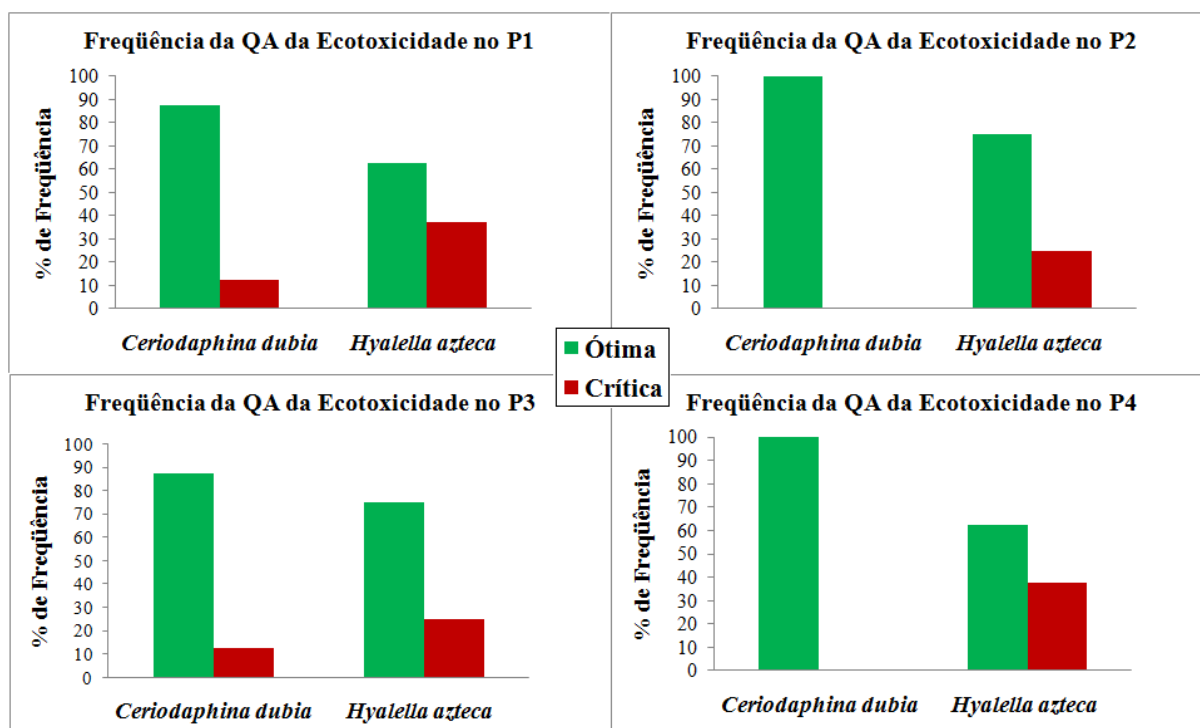


Figura 8 – Histogramas de frequência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências ecotoxicológicas em Água Superficial e Sedimentos coletados no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

Pela análise das frequências de qualidade ambiental obtidas para evidências ecotoxicológicas em água superficial, verifica-se um maior percentual de Qualidade

Ambiental Ótima. Já nos sedimentos, observa-se um maior percentual na faixa de Qualidade Ambiental Crítica.

O cálculo das evidências biológicas foi efetuado para todas as coletas e para todos os pontos amostrais. Estabelecidos estes passos, as Figuras 9 e 10 apresentam os percentuais da frequência do Indicador Biológico com a correspondente qualidade ambiental, adotando-se o critério previamente estabelecido, para as comunidades zooplanctônicas e bentônicas, respectivamente.

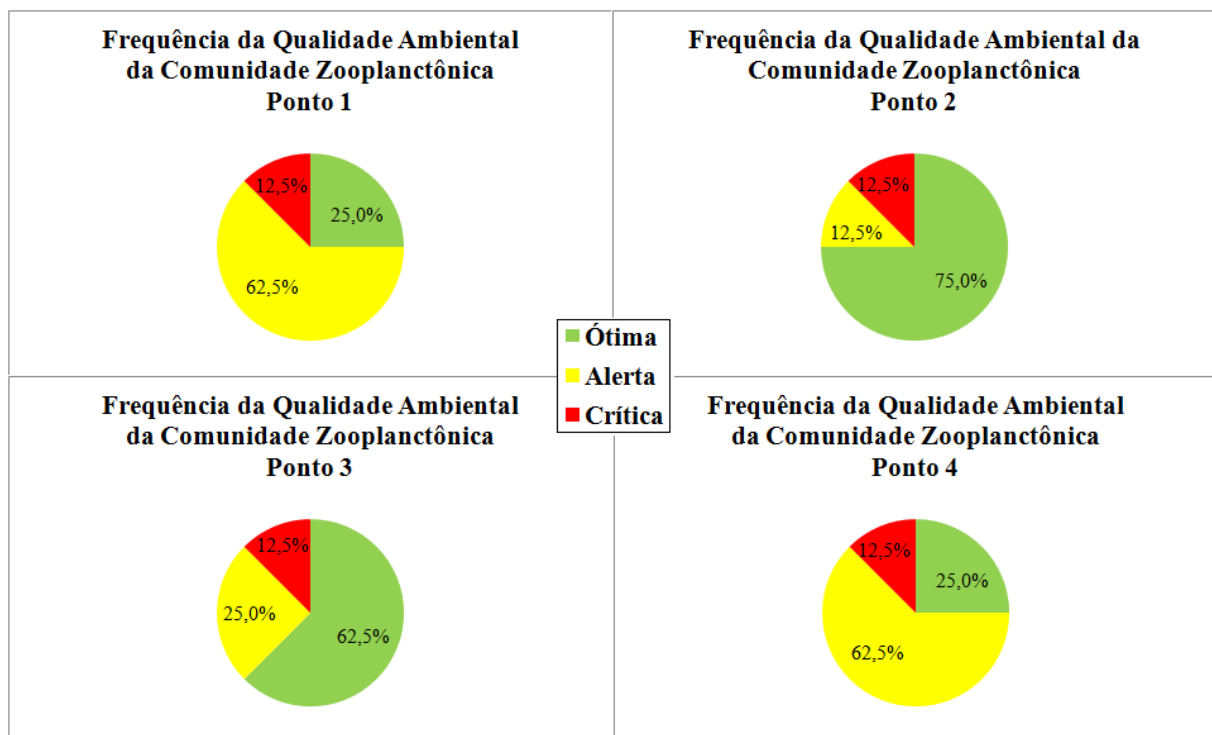


Figura 9 – Histogramas de frequência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências biológicas da Comunidade Zooplanctônica coletada no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

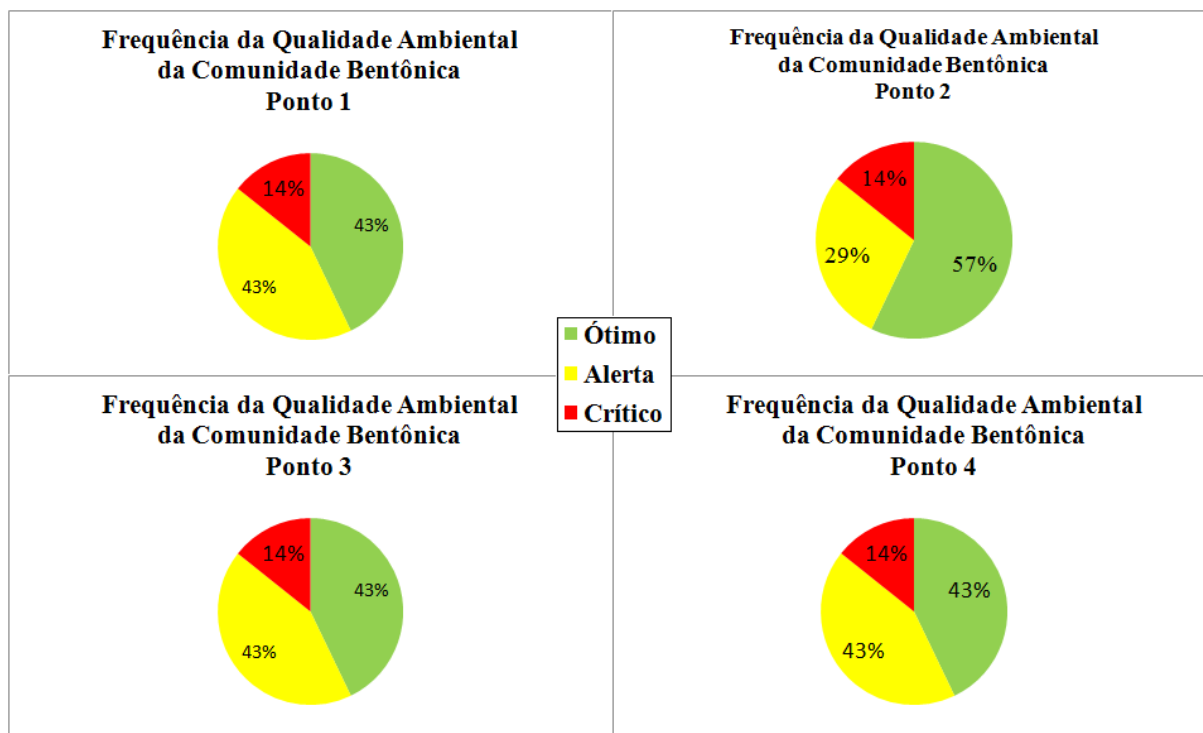


Figura 10 – Histogramas de freqüência da Qualidade Ambiental calculada a partir de evidências biológicas da Comunidade Bentônica coletada no Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

Pela análise das freqüências de qualidade ambiental obtidas para a comunidade zooplancônica (Figura 9), verifica-se um maior percentual na faixa de Alerta para os pontos amostrais 1 e 4 e de qualidade Ótima para os pontos amostrais 2 e 3.

A análise das freqüências de qualidade ambiental obtidas para a comunidade bentônica (Figura 10) verifica-se percentuais semelhantes na faixa de Crítica, Alerta e Ótima para todos os pontos amostrais.

Na continuidade da etapa quatro deste modelo conceitual será apresentada a avaliação de risco ecológico associado às faixas de Qualidade Ambiental obtida nos dois compartimentos ambientais. Todos os registros resultantes dos cálculos das evidências químicas, ecotoxicológicas e biológicas foram usados para avaliar a qualidade ambiental e o

risco ecológico associado. Aplicaram-se os seguintes testes estatísticos quais sejam: Qui-Quadrado de Independência, Análise de Correspondência e Análise de Componentes Principais, a partir da utilização do programa SPSS versão 13 (LEVINE, 1991). Os resultados das frequências estão expressos nas Tabelas 16 e 17 e nas Figuras 11 e 12.

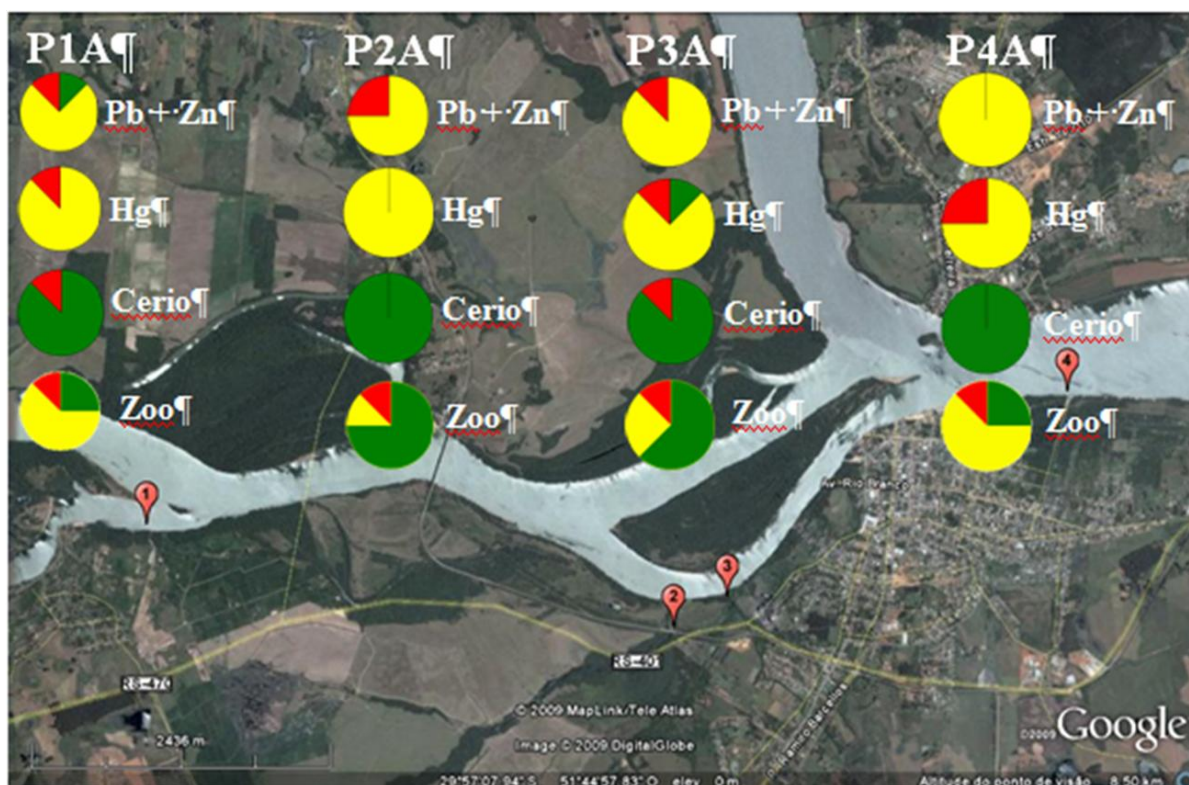
Cabe ressaltar que foram também realizados os testes de Análise de Correspondência e Análise de Componentes Principais pelo programa estatístico PC-ORD, versão 4 para Windows (MCCUNE e MEFFORD, 1999), porém os resultados não foram conclusivos.

Tabela 16 – Frequência de Risco Ecológico em Água Superficial do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

Frequencia de Risco Água - Superficial												
	Ponto 1			Ponto 2			Ponto 3			Ponto 4		
Fator 2	12,50%	75%	12,50%	0%	75%	25%	0%	87,50%	12,50%	0%	100%	0%
Fator 1	0%	87,50%	12,50%	0%	100%	0%	12,50%	75%	12,50%	25%	75%	0%
Zoo	25%	62,50%	12,50%	75%	12,50%	12,50%	62,50%	25%	12,50%	25%	62,50%	12,50%
Cerio	87,50%	-	12,50%	100%	-	-	87,50%	-	12,50%	100%	-	-

Legenda

Baixo	Médio	Alto



Legenda:
 (P1A) Ponto 1, (P2A) Ponto 2, (P3A) Ponto 3 e (P4A) Ponto 4
 (Pb + Zn) Fator 1 e (Hg) Fator 2
 (Zoo) Comunidade Zooplancônica e (Cerio) *Ceriodaphnia dubia*
 (Verde) Risco Ecológico Baixo
 (Amarelo) Risco Ecológico Médio
 (Vermelho) Risco Ecológico Alto

Figura 11 - Risco Ecológico em Água Superficial do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

Na avaliação das evidências químicas em água superficial (Tabela 16 e Figura 11), o Fator 1, explica 50% dos casos indicativos de risco ecológico para os metais Pb e Zn. O Fator 2, relacionado com a presença de Hg, explica 32% dos casos. Em todos os pontos amostrais as evidências químicas apresentam indícios de risco ecológico na faixa Média e Alta. A avaliação do risco ecológico associado ao parâmetro Toxicidade, foi verificada nos pontos amostrais 2 e 4 como um indicativo de risco Baixo, sendo que nos demais pontos registra-se também a indicação de risco Alto. Já a comunidade zooplânctônica responde a esse potencial estressor com diferentes indicativos de risco associado, apresentando nos pontos 2 e 3 uma maior proporção de risco Baixo, ao contrário dos pontos 1 e 4, que apresentam maior proporção de risco Médio.

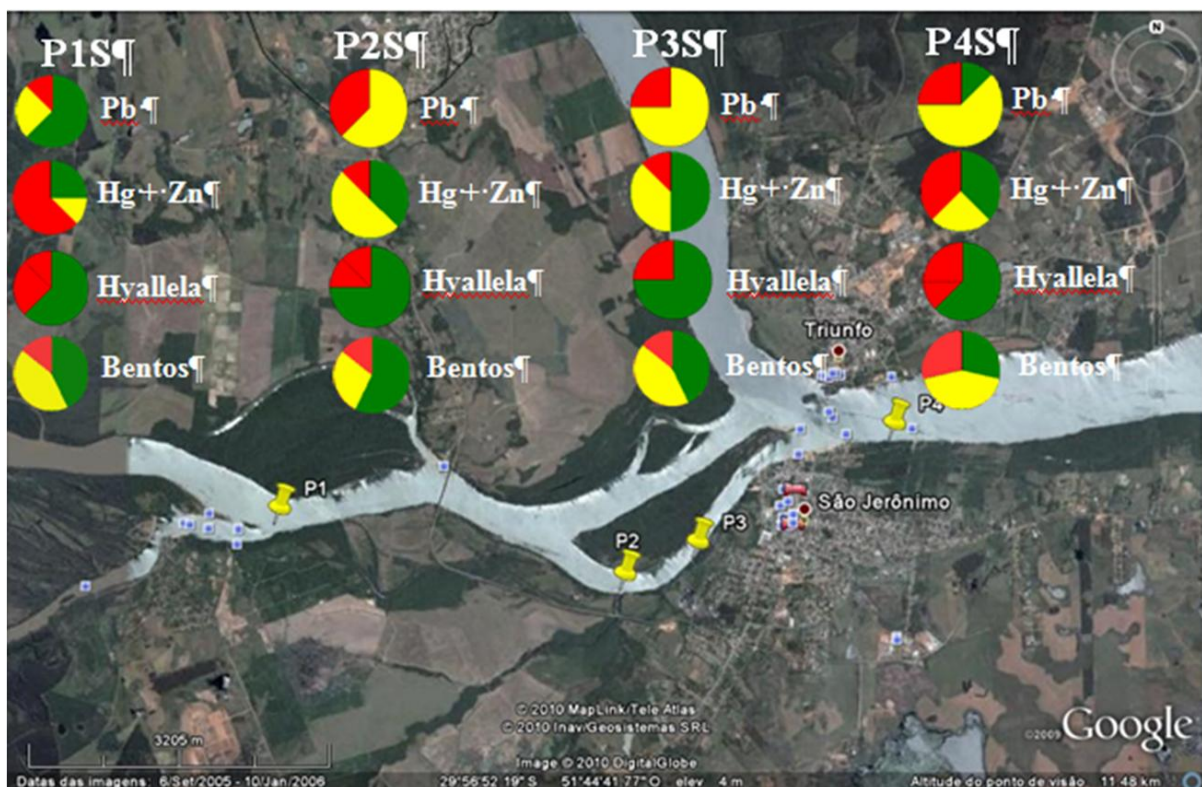
Em relação às evidências químicas em sedimentos (Tabela 17 e Figura 12), o Fator 1 relacionado com a presença de Pb explica 50% dos casos de risco ecológico e o Fator 2, relacionado com a presença de Zn e Hg, explica 34% dos casos. A presença de Pb associa uma maior proporção de risco ecológico nas faixas Médio e Alto nos pontos 2 e 3, já a presença de Hg e Zn associa um maior indicativo de risco Alto ao ponto 1. Ao analisar-se o risco ecológico associado ao Indicador de Toxicidade, verifica-se em todos os pontos o registro de risco Alto com maior proporção nos pontos 1 e 4. Já a comunidade bentônica responde a esse potencial estressor com diferentes indicativos de risco associado, apresentando em todos os pontos uma pequena proporção de risco Alto que aumenta no Ponto 4.

Tabela 17 – Frequência de Risco Ecológico em Sedimentos do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

Frequencia de Risco - Sedimento												
	Ponto 1			Ponto 2			Ponto 3			Ponto 4		
Fator 1	62,50%	25%	12,50%	0%	62,50%	37,50%	0%	75%	25%	12,50%	62,50%	25%
Fator 2	25%	12,50%	62,50%	37,50%	50%	12,50%	50%	37,50%	12,50%	37,50%	25%	37,50%
Bento	42,85%	42,85%	14,28%	57,14%	28,57%	14,28%	42,85%	42,85%	14,28%	28,57%	42,85%	28,57%
HylaS	62,50%	-	37,50%	75%	-	25%	75%	-	25%	62,50%	-	37,50%

Legenda

Baixo	Médio	Alto



Legenda:
 (P1S) Ponto 1, (P2S) Ponto 2, (P3S) Ponto 3 e (P4S) Ponto 4
 (Pb) Fator 1 e (Hg + Zn) Fator 2
 (Zoo) Comunidade Bencônica e (Hyallela) *Hyallela azteca*
 (Verde) Risco Ecológico Baixo
 (Amarelo) Risco Ecológico Médio
 (Vermelho) Risco Ecológico Alto

Figura 12 - Risco Ecológico em Sedimentos do Rio Jacuí, município de São Jerônimo, no período de março de 2006 a novembro de 2007 nos pontos 1 a 4.

4. DISCUSSÃO

O risco que um agente químico impõe ao ambiente aquático é avaliado através do julgamento científico da probabilidade dos danos que suas concentrações podem causar aos organismos aquáticos (CETESB, 1990).

A caracterização do risco se inicia com a avaliação dos dados de efeitos que são efetivos, verificação de que são consistentes com os alvos da avaliação e confirmação das condições sob as quais os efeitos ocorrem. (USEPA, 1998).

A maioria das avaliações ambientais utiliza como ferramenta a avaliação da qualidade da água e da qualidade do sedimento, separadamente. Por exemplo, para avaliar a qualidade da água existem vários índices, podemos citar no Brasil, o IVA – Índice da Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática e o IPMCA – Índice de Parâmetros Mínimos para Preservação da Vida Aquática desenvolvidos pela CETESB (CETESB, 2007).

Na avaliação do compartimento sedimento, existem várias metodologias, por exemplo, PERSAUD *et al.*, (1992) desenvolveram diretrizes para proteção e o gerenciamento da qualidade dos sedimentos aquáticos, CHAPMAN (1986) propôs uma abordagem chamada a *tríade da qualidade do sedimento* combinando testes de toxicidade, caracterização química e estudos da comunidade do local, como a bentônica.

A CETESB tem utilizado outro modelo por ela desenvolvido onde realiza o monitoramento de sedimentos (em 16 pontos de amostragem) com a integração simples das seguintes variáveis: grau de contaminação química, toxicidade para *Hyalella azteca*, grau de mutagenicidade e estrutura da comunidade bentônica. Essas variáveis são empregadas, individualmente, para estabelecimento da qualidade, sendo que os resultados de ensaios com *Hyalella azteca* permitem classificar os sedimentos como qualidade ótima, regular, ruim e péssima (CETESB, 2005, 2006).

Devemos considerar que nestas avaliações da qualidade da água e do sedimento, ambas avaliam somente um compartimento ambiental em separado.

Para avaliar os riscos ecológicos, é necessário compreender as relações entre os agentes de risco e as respostas resultantes da exposição aos mesmos. As relações entre os agentes de risco e a respostas utilizada em uma avaliação particular dependem do escopo e da natureza da avaliação de risco (VIERA, 2005).

Os modelos ecológicos fornecem rapidamente as estimativas de risco para espécies-alvo relevantes em um determinado ambiente aquático, auxiliando a tomada de decisão por parte de órgãos de gestão e de controle de qualidade ambiental (FATORELLI, 2005). Neste contexto, o trabalho do CENTRO DE ECOLOGIA (2000) sugeriu dois modelos para ARE: o modelo da coluna de água padrão (BARTELL *et al.*, 1992) e os modelos propostos por HAKANSON (1980 e 1984) para o desenvolvimento de um índice de risco ecológico para controle da poluição aquática, com uma abordagem sedimentológica. A fim de avaliar os riscos para populações e alcançar maior relevância na avaliação de risco ecológico, muitos ecologistas, também, recomendam uma integração entre a utilização dos modelos ecológicos e a verificação periódica a partir de métodos biológicos (FATORELLI, 2005).

O modelo conceitual elaborado e aplicado para este estudo incorporou as análises químicas, os ensaios ecotoxicológicos e avaliação do ambiente por meio da análise das comunidades zooplânctônicas e bentônicas o que mostrou uma melhoria na forma de avaliação mais integrativa. A inclusão dos bioindicadores permitiu uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição. O modelo conceitual formulado para ambiente aquático tornou possível a caracterização do risco por meio das evidências químicas, ecotoxicológicas e biológicas e a estimativa do risco foi gerada a partir dos registros da análise estatística.

A partir dos resultados das “Variáveis Respostas” e das “Variáveis Explicativas” pode-se estabelecer uma avaliação integrada das evidências químicas, ecotoxicológicas e

biológicas, classificadas em diferentes níveis de Qualidade Ambiental e evidenciar potenciais riscos ecológicos no cenário de exposição estudado.

Ao analisar os registros resultantes da análise estatística das evidências químicas na avaliação da qualidade ambiental e o risco ecológico associado verifica-se que o compartimento água superficial com relação aos metais estudados pelo Fator 1 (Pb e Zn) ou Fator 2 (Hg), mostraram os maiores percentuais nas faixas de risco Médio e Alto.

Nos registros do compartimento sedimento verifica-se que, em relação aos metais estudados Fator 1 (Pb) e Fator 2 (Hg e Zn), ocorreu maior indicação de risco nas faixas Médio e Alto.

Os resultados das “Variáveis Explicativas” advindas das evidências químicas indicaram que no compartimento água superficial a maioria das situações, para todos os pontos avaliados, apresenta uma frequência de risco Médio. O compartimento sedimento manteve-se a mesma indicação, porém com situações crescentes de risco Alto.

Quando analisam-se os resultados das “Variáveis Explicativas”, advindas das evidências ecotoxicológicas, podemos verificar que o compartimento sedimento apresentou maior percentual de frequência nas situações da faixa de risco Alto (P1 e P4 37,50% , P2 e P3 25%), quando comparado aos resultados do compartimento água superficial, que se mantiveram na frequência de risco Baixo, na grande maioria dos casos (P1 e P3 87,50%, P2 e P4 100%).

Na observação das “Variáveis Respostas”, provenientes da comunidade zooplancônica foi possível verificar que existe um maior percentual de frequência de risco Alto para os pontos amostrais P1 e P4 e nos pontos P2 e P3 um maior percentual de situações com risco Baixo. A análise das frequências de risco obtidas para a comunidade bentônica mostrou percentuais de frequência de risco Alto e Médio para todos os pontos amostrais.

No modelo proposto o indicador químico levou a um cenário de exposição nas faixas de risco Médio e Alto, mostrando que tanto a água superficial como o sedimento foram compartimentos que receberam contribuições históricas dos metais analisados. Ainda, o Indicador de Toxicidade associou para água superficial na maioria das coletas risco Baixo, sendo que no sedimento ocorreu aumento na proporção de risco Alto. O Indicador Biológico respondeu da mesma forma à carga estressora existente, apresentando, também, pontos amostrais com risco ecológico diferenciados.

Esses resultados permitem algumas considerações sobre os contaminantes presentes no ambiente aquático, como as citadas por ARAÚJO *et al.*, (2006) que relatam que os contaminantes podem se associar a certas partículas tornando-se prontamente disponíveis para o ecossistema, sofrer transformações originando formas mais ou menos tóxicas, ou migrar, via rede trófica, do sedimento para os organismos bentônicos ou para a coluna d'água. Portanto níveis elevados de contaminantes persistentes no sedimento podem ou não acarretar efeitos para a biota aquática, dependendo de uma série de fatores que alteram a biodisponibilidade e a toxicidade dos mesmos (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Os metais Pb, Hg e Zn possuem propriedades bioacumuladoras desde que estes estejam biodisponíveis para a biota presente. É conhecido que a maior parte das substâncias tóxicas pode apresentar diferentes formas químicas com diferentes características de disponibilidade e diferentes afinidades para vários carreadores naturais do sistema aquático, CENTRO DE ECOLOGIA (2000).

MOZETO *et al.*, (2006) afirmam que o compartimento sedimento é aquele que apresenta uma significância histórica para a bacia de drenagem dos ecossistemas aquáticos devido a sua capacidade de acumulação, podendo ser possível determinar através da análise dos sedimentos, por exemplo, o uso e ocupação dos solos. Os sedimentos quando expostos ao oxigênio ou acidificados podem disponibilizar as substâncias acumuladas.

Ao avaliar as evidências químicas da água superficial e do sedimento, devemos considerar que o sedimento poluído, normalmente, contém uma mistura de vários contaminantes (SWARTZ *et al.*, 1988), que podem interagir entre si de maneira antagônica ou aditiva, produzindo efeitos desconhecidos sobre o ecossistema (KEMP e SWARTZ, 1988). Essa situação é bastante crítica no Brasil, pois muitas vezes ainda, o lançamento de efluentes domésticos e industriais não é controlado e não considera a questão da proteção do ambiente (TOMMASI, 1987). Frequentemente, a natureza das substâncias lançadas por esses efluentes é desconhecida, assim como as conseqüências ecotoxicológicas de sua presença no ambiente. PARKHURST (1995) analisa em vários estudos de validação que a toxicidade do efluente, detectada em testes laboratoriais, pode ser diretamente correlacionada com o impacto no corpo receptor. No entanto, essa relação é variável e dependente do tipo de análise efetuada. Assume que, se o efluente é diluído com água do próprio corpo receptor, os testes são mais preditivos quanto aos efeitos ecológicos à biota aquática.

No cenário de exposição deste estudo, os resultados de toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia* não apresentaram efeito de toxicidade na maioria dos pontos e os resultados com *Hyalella azteca* registraram diferentes toxicidades no sedimento.

KRANTZBERG (1994) realizou um estudo no porto de Hamilton, cujos sedimentos, conforme a classificação de PERSAUD *et al.*, (1992), foram considerados altamente contaminados por metais, em níveis capazes de acarretar efeitos severos para as comunidades presentes no local. No entanto, não foi observada toxicidade dessas amostras para as espécies testadas no laboratório.

Os ensaios com os bioindicadores *Ceriodaphnia dubia* e *Hyalella azteca* permitem avaliar a biodisponibilidade e efeitos interativos de misturas complexas presentes na água superficial e no sedimento sobre os organismos aquáticos. Neste estudo, esses ensaios registraram diferentes efeitos tóxicos e não tóxicos presentes nas amostras pontuais e

instantâneas dos compartimentos ambientais avaliados e, portanto, o Indicador de Toxicidade usado mostrou-se capaz de avaliar a qualidade ambiental. Porém, não devemos esquecer que, segundo BARTEL e BRÜGGEMANN (1998), efeitos toxicológicos adversos são difíceis de serem modelados devido ao grande número de espécies e à possibilidade de ocorrência de efeitos indiretos. A principal dificuldade surge no fato de que não só espécies podem ser prejudicadas pelo lançamento de agentes de risco, mas também pode haver perturbações nas relações de competição, predador e presa e de cooperação entre as espécies.

BUSS *et al.*, (2008) afirma que as análises químicas – em conjunto com testes ecotoxicológicos, avaliações de efeitos fisiológicos e/ou biomoleculares – são úteis para confirmar fontes pontuais de impacto e para desenvolver limites de descarga de efluentes. No entanto, por mais que se estabeleçam limites nunca é possível prever todas as combinações de agentes químicos, seus efeitos aditivos ou sua reação com o corpo d'água receptor. Assim, faz-se necessária a avaliação *in situ* dos efeitos sobre o ecossistema, através de outras ferramentas de monitoramento biológico.

Dessa maneira, devemos discutir os resultados advindos do Indicador Biológico usado para avaliar as comunidades biológicas presentes no cenário de exposição a partir dos dados de densidade absoluta, diversidade de Shannon, riqueza e equitatividade das comunidades zooplânctônicas e bentônicas presentes nos compartimentos água superficial e sedimentos, respectivamente.

Segundo SANKOH (1996), uma desvantagem da avaliação de risco ecológico se encontra na escolha de indicadores, que é feita de maneira seletiva. Pode não ser possível definir uma exaustiva lista de indicadores; além disso, informações sobre a influência de agentes de risco sobre o meio ambiente podem não ser levadas em consideração. Outro problema é estabelecer potenciais limitações da avaliação e valores que garantam proteção aos organismos do ecossistema. Embora possam parecer bastante plausíveis, os valores do

risco final obtido são de alguma maneira baseados em julgamentos subjetivos e podem não fornecer razões precisas para tomada de decisão. Contudo, a flexibilidade e a simplicidade do método o tornam viável para ser aplicado em vários aspectos da avaliação ambiental.

Isso presume que os alvos ecológicos, que se deseja proteger, sejam não só identificados, mas também, compreendidos em termos de suas propriedades. Nesse contexto, é importante ter certeza daquilo que será medido (alvos da medição), assim como daquilo que será avaliado e protegido no ecossistema (alvos da avaliação) (CALOW, 1998).

Os alvos da avaliação são expressões explícitas de valores ambientais reais, que devem ser protegidos, operacionalmente definidos por entidades ecológicas e seus atributos. Os alvos da avaliação são críticos para a formulação do problema porque os mesmos estruturam a avaliação, tornando-se uma referência, e são pontos centrais para o desenvolvimento do modelo conceitual. A capacidade dos mesmos suportarem as decisões da avaliação depende de suas características mensuráveis no ecossistema e se representam adequadamente os objetivos da avaliação (USEPA, 1998).

VIERA (2005) menciona que todos os ecossistemas são diversificados com vários níveis de organização ecológica (indivíduos, populações, comunidades) e múltiplos processos em sua estrutura. É muito difícil definir quais as características são mais críticas para o funcionamento do ecossistema, portanto é sempre um desafio considerar o conjunto de possibilidades durante a escolha das características ecológicas a proteger em conjunto com os objetivos da avaliação. Os alvos ecologicamente relevantes normalmente auxiliam na sustentabilidade da estrutura natural, das funções e da biodiversidade de um ecossistema, ou de seus componentes. Esse auxílio contribui para a cadeia alimentar, preserva os habitats, promove a regeneração de recursos críticos, ou reflete a estrutura da comunidade, do ecossistema ou da paisagem.

Na estruturação do modelo conceitual a escolha dos alvos foi de fundamental importância. A definição de quais comunidades seriam os melhores indicativos das evidências biológicas foi um passo determinante neste trabalho.

BOHRER e PRINTES (1998) apresentaram um estudo de correlação entre a comunidade zooplanctônica e toxicidade de três bacias hidrográficas do Rio Jacuí em regiões de extração de carvão, as quais foram biomonitoradas. A partir dos resultados observar-se que a resposta da comunidade zooplanctônica presente nesses locais foi de tendência de redução ou de aumento em correspondência com a toxicidade.

Na escolha da comunidade bentônica, por exemplo, ZAGATTO e BERTOLETTI (2008) relatam que estas comunidades integram todos os fatores ambientais aos quais está exposta, a análise da estrutura destas comunidades fornece boas indicações sobre os efeitos dos poluentes associados aos sedimentos. No entanto, apesar de a estrutura da comunidade bentônica responder de forma razoável previsível às variações ambientais e relações bióticas como competição e predação, a importância desses processos para a comunidade pode variar em função do nível de contaminação existente. Além disso, fatores como tamanho da área estudada e a duração do estudo pode limitar a interpretação dos dados obtidos.

ARMITAGE (1996) salienta que a comunidade de macroinvertebrados (ou macrobentos) é considerada como um bom indicador da poluição ambiental em sistemas lóticos e esses organismos são amplamente usados na formulação de índices bióticos. Em geral, acredita-se que este grupo de organismos responda a estresses hidráulicos, orgânicos e tóxicos com a redução de espécies sensíveis e a proliferação de espécies tolerantes.

O uso de índices bióticos, aplicado a este estudo torna-se uma ferramenta de extrema valia, pois esta integração de índices permite uma interpretação de condições ambientais e efeitos mais visíveis, considerando, também, a extensa área que é o Rio Jacuí. Quando utilizamos, por exemplo, somente o índice de Shannon-Wiener, ele pode apresentar uma

diversidade mais alta quando na verdade a qualidade ambiental é melhor. Apesar disso, o uso de um índice de diversidade pode auxiliar na redução de dados a serem interpretados, e em combinação com outros indicadores (riqueza de espécies, ocorrência individual de espécies e abundância) permite a interpretação de condições ambientais e os efeitos visíveis para os macroinvertebrados (BENDATI *et al.*, 1998).

KARR (1981) relata que a análise do índice de integridade biótica é desejável por tratar dos organismos diretamente envolvidos com o ambiente. Entretanto, para se obter esses índices, esbarra-se em dois problemas sérios. O primeiro se refere ao baixo conhecimento da ecologia e biologia dos organismos aquáticos, o que impede de estabelecer critérios que realmente demonstrem a integridade biótica e, tampouco, valorá-los com segurança. Outro problema está relacionado aos ambientes de referência, raramente presentes nas regiões mais populosas, e que são extremamente necessários para o estabelecimento dos limites de cada categoria de qualidade ambiental (VIERA e SHIBATTA, 2007).

O cálculo do Indicador Biológico aplicado neste trabalho baseou-se nos dados dos relatórios de monitoramento da região em estudo para a obtenção de informações científicas, bem como de equipe técnica altamente especializada com o devido conhecimento da área em estudo, conhecimento das comunidades biológicas presente no ambiente e da capacidade da equipe em analisar estatisticamente e interpretar dos dados da comunidade biológica. O conjunto de todas estas informações facilitou a formulação do Indicador Biológico e sua aplicação da terceira etapa do modelo conceitual. Os resultados permitiram observar maior frequência de risco para a comunidade bentônica em todos os pontos e riscos diferenciados entre os pontos para a comunidade zooplânctônica.

SOUSA (2005) definiu “Análise de Risco Ecológica Retrospectiva” como um processo que visa determinar a probabilidade da ocorrência de efeitos adversos no ambiente, devido ao resultado da exposição de um ou mais agentes perturbadores de contaminação

histórica. É de se ressaltar que a ARE é um instrumento fundamental para viabilizar os processos de decisão em torno da gestão de locais poluídos, permitindo uma avaliação mais precisa e adequada aos riscos reais para os receptores ecológicos, potencialmente afetados e pelos contaminantes presentes.

O modelo de ARE para ambientes aquáticos traz algumas vantagens, dentre elas possibilitar a investigação das conseqüências em cenários aquáticos distintos, isto é o modelo pode ser aplicado em rios, lagos e reservatórios, e pode ser utilizado para dar sustentação a estimativas de impactos ambientais.

Levando em consideração todos os pontos levantados nesta discussão dos resultados obtidos com a aplicação do modelo proposto de avaliação de risco ecológico, podemos considerar que o modelo proposto é capaz de avaliar o risco ecológico de ambientes aquáticos com contaminação histórica, através das evidências químicas, biológicas e ecotoxicológicas, e, no conjunto obter-se uma visão integradora da qualidade ambiental apresentada pelo cenário de exposição avaliado.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Modelo conceitual de ARE proposto apresenta, nas suas três primeiras etapas, o atendimento ao primeiro objetivo específico desta Tese. A partir dos dados existentes em Programas de Monitoramento Ambiental foi possível estabelecer as seguintes evidências:

- O procedimento para obtenção das evidências químicas foi delineado a partir da definição das *Unidades Potencias Tóxicas* (UPTs), calculadas a partir dos resultados analíticos dos principais contaminantes representativos das fontes de contaminação existentes e da aplicação da legislação ambiental pertinente, a Resolução do CONAMA nº 357/2005 para o compartimento água superficial e a Resolução do CONAMA nº 344/2004 para o compartimento sedimentos;
- O procedimento para obtenção das evidências ecotoxicológicas foi delineado a partir da definição do *Indicador de Toxicidade*, obtido através dos resultados dos testes de toxicidade aquática e da aplicação da legislação ambiental pertinente, a Resolução do CONAMA nº 357/2005, para o compartimento água superficial e a Resolução do CONAMA nº 344/2004 para o compartimento sedimentos;
- O procedimento para obtenção das evidências biológicas foi delineado a partir da definição do *Indicador Biológico* calculado através dos resultados de riqueza de espécies, do índice de diversidade de Shanon-Wiener, da equitatividade de Pielou e da densidade numérica das espécies presentes nas comunidades zooplantônicas e bentônicas, avaliado nos compartimentos água superficial e sedimentos, respectivamente;
- Os resultados das “Unidades Potenciais Tóxicas” e do “Indicador de Toxicidade” constituíram as Variáveis Explicativas e os resultados do “Indicador Biológico” constituíram as Variáveis Respostas do modelo conceitual proposto.

O Modelo conceitual de ARE proposto apresenta, na sua quarta etapa, o atendimento ao segundo objetivo específico desta Tese, qual seja, poder obter indicação de Risco

Ecológico a partir das evidências constatadas. Para tal os seguintes procedimentos e critérios foram usados:

- Três diferentes faixas de Qualidade Ambiental foram estabelecidas - Ótima, Alerta e Crítica a partir dos resultados das “Unidades Potenciais Tóxicas”, do “Indicador de Toxicidade” e do “Indicador Biológico” que foram analisados estatisticamente e aplicados pontos de corte, segundo os critérios de qualidade estabelecidos nas Resoluções do CONAMA nº 357/2005 e nº 344/2004 para as variáveis explicativas e, segundo atributos de qualidade com base no conhecimento de especialistas, para as variáveis respostas;
- Como procedimento final o modelo conceitual estabeleceu uma associação direta entre as Classes de Qualidade e o potencial de existência de Risco Ecológico, obtendo-se três classes de Risco: Baixo, Médio e Alto;
- Os resultados indicaram que o Modelo conceitual de ARE proposto foi capaz de evidenciar diferentes classes de risco ecológico no cenário de exposição avaliado, possibilitando a obtenção de informação integrada necessária para uma efetiva avaliação ambiental.

6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como recomendações para trabalhos futuros, podemos sugerir:

- Utilização de critérios mais restritivos com o uso dos guidelines da USEPA 2008 para água e sedimento e comparação com os resultados obtidos com o uso dos critérios estabelecidos pelas Resoluções do CONAMA nº357/2005 e nº 344/2004.

- Estudo da utilização de outros bioindicadores, como por exemplo, ictiofauna e fitoplâncton como variável resposta do compartimento Água Superficial;

- Aplicação desta metodologia de ARE para outras regiões que disponham de dados provenientes de Programas de Monitoramento Ambiental;

-Elaboração de um modelo conceitual de ARE que seja aplicado ao compartimento de Águas Subterrâneas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com Ceriodaphnia spp (Crustacea, Cladocera)*. NBR 13373/05. Rio de Janeiro, 2005. 15p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade em sedimento – Método de ensaio com Hyalella spp (Amphipoda)*. NBR 15470. Rio de Janeiro, 2007. 20p.
- ADAMS, W.J.; KIMERLE, R.A. & Barnett, J.W. (SEM TITULO). *Environmental Science and Technology*, 26 (10): 1865-1875, 1992.
- AERA-WERF. *Aquatic Ecological Risk Assessment - Version 2.0*. Water Environment Research Foundation. 1997.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. Anais. IV Simpósio Del Agua en Andulacía (SIAGA). *Almeria*, 2: 203-213, 1996.
- ALLAN, R. J. Estuarine and coastal water contamination, an issue for the 1990's. In: ALLAN, R. J. et al. (Ed.). *Fate and Effects of Toxic Chemicals in Large Rivers and Their Estuaries*. *Amsterdam: Elsevier*. p. 1-8, 1990.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION), *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC. 21th ed., 2005.
- ARAÚJO, R. P. A. *et al.* Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações. In: *Avaliação da Qualidade de Sedimentos*. ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RiMa, 2006. p. 269-286.
- ARMITAGE, P. D. Prediction of biological responses. In: PETTS, G. E.; CALLOW, D. (Ed.). *River biota: diversity and dynamics*. London: Blackwell Science, 1996. p. 231-252.
- AZEVEDO, F. A. & CHASIN, A. A. da MATTA. *As bases toxicológicas da ecotoxicologia*. São Carlos, Editora RIMA, 2003a. São Paulo, Editora InterTox, 2003a, 322p.

- AZEVEDO, F.A & CHASIN, A. A. da MATTA. *Metais: gerenciamento da toxicidade*. São Paulo, Editora Atheneu, 2003b. 554p.
- BARBIERI, S. M. & GODINHO-ORLANDI, M. J. L. Ecological studies on the planktonic protozoans of an eutrophic reservoir (Rio Grande Reservoir - Brazil). *Hydrobiologia*. Dordrecht. 183: 1-10, 1989.
- BARTEL, H. G.; BRÜGGEMANN, R. *Application of formal concept analysis to Structure-Activity Relationships*. Fresenius Journal Analytical Chemistry. N.361, pp.23-28, 1998.
- BARTELL, S. M.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. *Ecological risk estimation*. Chelsea, USA: Lewis Publishers, Series Editor Edward J. Calabreses, 1992. 252p.
- BAUDO, R.; BELTRAMI, M.; ROSSI, D. In situ testes to assess the potential of aquatic sediments. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 2: 361-365. Bartell, S. M.; Gardner, R.H.; O'Neill, R.V. 1992. *Ecological Risk Estimation*. New York, NY : Lewis Publishers, 1999.
- BENDATI, M. M. A.; MAIZONAVE, C. R. M.; OLABARRIAGA, E. D.; ROSADO, R. M. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil). *Verhandelingen der Internationale Vereinigte Limnologie*, 26: 2019-2023, 1998.
- BICUDO, C. E. & BICUDO, D. C. *Amostragem em Limnologia*. São Carlos – SP, RIMA, 2004. 351p.
- BIRGE, W. J.; BLACK, J. A.; WESTERMAN, A. G. Short-term fish and amphibian tests for determining the effects of toxicants stress on early life stages and estimating chronic values for single compounds and complex effluents. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 49:807-821, 1985.
- BOHRER, M. B. C. & PRINTES, L. *Comunidades aquáticas versus Toxicidade das águas do Rio Jacuí-RS. Mesa redonda “Validação e Protocolos em Testes de Toxicidade”*.

Apresentação oral no 5º Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia e 1º Colóquio Brasileiro de Algas Nocivas. Centro de Educação Superior em Ciências Tecnológicas, da Terra e do Mar. Universidade do Vale do Itajaí, SC. Dados fornecidos pelos autores, 1998.

BOUCHARD, R.W. Jr. *Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professional*. University of Minnesota, 2004. 207p.

BRANCO, S. N. A água e o homem. In: PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCAS, S. J.; NOGUEIRA, V. D. P. Q.; PORTO, M. F. do A. Hidrologia Ambiental. Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. V. 3, 414p.

BRASIL, 1986, Resolução do CONAMA nº 20, 18 de junho de 1986. Estabelece normas e padrões da qualidade para a água e o lançamento nos corpos de água. *Diário Oficial da União*, Brasília, 30 de julho 1986.

BRASIL, 2004, Resolução do CONAMA nº 344, 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras e das outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 07 de maio 2004.

BRASIL, 2005, Resolução do CONAMA nº 357, 17 de março de 2005. Dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 de março 2005. 58-63p.

BRINCKHURST, R. O. & MARCHESE, M. R. *Guide of Aquatic Oligochaeta of Sul and Central America*. Colec. Climax, Santa Fé, Argentina, 1989. 186p.

- BRUSCHI Jr, W.; MALABARBA, L. R.; SILVA, J. F. P. Avaliação da qualidade ambiental de riachos através das taxocenoses de peixes. In: *Carvão e Meio Ambiente, Centro de Ecologia, UFRGS*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2000. (30) 803-812.
- BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecol. Bras.*, 12 (3): 339-345, 2008.
- CAIRNS, J. & PRATT, J. R. Trends in ecotoxicology. *Science Toxicology Environmental Suppl.* p.7-22, 1993.
- CALLISTO, M. Macroinvertebrados bentônicos. In: Bozelli, R.L.; Esteves, F.A. & Roland, F. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Eds. IB-UFRJ/SBL. Rio de Janeiro, 2000. 139-152p.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1): 71-82, 2001.
- CALLISTO, M. & GONÇALVES, J.F.Jr. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31(182): 68-71, 2002.
- CALOW, P. Ecological risk assessment: Risk for what? How do you decide? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40: 15-18, 1998.
- CASARINI, D. *Padrões de qualidade de solo e águas subterrâneas*. In: Workshop sobre biodegradação. Campinas – SP, Brasil: Embrapa, 1996. 21-38p.
- CENTRO DE ECOLOGIA – UFRGS (CENTRO DE ECOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL) *Carvão e Meio Ambiente*. Ed. Universidade/UFRGS, Porto Alegre, 2000. 1006p.
- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Desenvolvimento e implantação de testes de toxicidade com organismos aquáticos*. Relatório anual, CETESB, São Paulo, 1990. 28p.

- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL).
Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2004. São Paulo: CETESB, Relatório Técnico, 2005. 307p.
- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL).
Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2005. São Paulo: CETESB, Relatório Técnico, 2006. 488p.
- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL).
Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2007. Índice de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB, Relatório Técnico, Anexo III, 2007. 23p.
- CHAPMAN, P. M. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example.
Environmental Toxicology and Chemistry, 5: 957-964, 1986.
- CHAPMAN, P. M. Current approaches to developing sediment quality criteria.
Environmental Toxicology and Chemistry, 8: 589-599, 1989.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A Toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Quim. Nova*, 31(7): 1820-1830, 2008.
- DA SILVA, E. M. et al. . *Concentrações de metais traços no terraço marinho de Jauá–Interlagos (Camaçari–Bahia)*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 6., Salvador. Anais. Salvador: [s.n.]. 1997. p. 96-99.
- DEARDEN, J. C. Prediction of environmental toxicity and fate using Quantitative Structure-Activity Relationships (QSARs). *J. Braz. Chem. Soc.*, 13(6): 754-762, 2002.
- EPPLER, J. H. *Identification Manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida*. 2nd , Department of Environmental Regulation, Tallahassee, 1995. 565p.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FUNEP, 1988. 602p.

- FATORELLI, L. *Proposta de avaliação de risco ecológico para contaminações de petróleo e derivados - estudo de caso*. Florianópolis – SC, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005. 86p. (Dissertação de Mestrado)
- FEPAM-RS (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO GRANDE DO SUL). *Avaliação ambiental da região do baixo Jacuí, RS, Brasil: Qualidade das águas superficiais e sedimentos fluviais*. Porto Alegre - RS, Brasil, setembro/2000.
- FEPAM-RS (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO GRANDE DO SUL). Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_jacui/jacui.asp. Acesso em: 06 abril 2010.
- FILGUEIRA, A. V., LAVILLA, I. & BENDICHO, C. Evaluation of distribution, mobility and binding behavior of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. *Science of the Total Environment*, 330: 115-129, 2004.
- FISZMAN, M.; PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. D. Comparison of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay, RJ. *Environ. Technol. Lett.*, 5: 567-575, 1984.
- FLORENCE, T. M. The speciation of trace elements in waters. *Talanta* 29: 345-364, 1982.
- FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G. T. W. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin: Springer-Verlag, 1983. 486p.
- FÖRSTNER, U. Changes in metal mobilities in aquatic and terrestrial cycles. In: *Metals speciation, separation and recovery*. Ed. Patterson, J. W. & Pasino, R. Lewis Publishers, Chelsa, 1987. 3-26p.

- GUEDES, J. A.; LIMA, R. F. S. & SOUZA, L. C. Metais pesados em águas do rio Jundiá – Macaíba/RN. *Revista de Geologia*, v. 18 (2), p. 131-142, 2005.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. Bioindicadores da qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, nº 1, 2003.
- HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 18(9):1107-1118, 1980.
- HAKANSON, L. Aquatic contamination and ecological risk: an attempt to a conceptual framework. *Water Research*, v.18, n.9, p. 1007-1118, 1984.
- INGERSOLL, C. G. Sediment toxicity tests. In: RAND, G. M. (Ed.) *Fundamentals of aquatic ecology*. 2 ed. Washington/DC, Taylor & Francis, 1995. Pp 231-255.
- JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), New York: Chapman & Hall, 1993. 40-158p.
- JOHNSTON, R. K.; MUNNS, W. R.; TYLER, P. L.; MARAJH-WHITTEMORE, P.; FINKELSTEIN, K.; MUNNEY, K.; SHORT, F. T.; MELVILLE, A.; HAHN, S. P. Weighing the evidence of ecological risk from chemical contamination in the estuarine environment adjacent to the Portsmouth Naval Shipyard, Kittery, Maine, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(1): 182-194, 2002.
- KARR, J. R. Assessement of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27, 1981.
- KEMP, P.F. & SWARTZ, R.C. Acute toxicity of interstitial and particle-bound cadmium to a marine infaunal amphipod. *Marine Environmental Research*, 26: 135-153, 1988.
- KOLLURU, R. “Risk Assessment and Management: a Unified Approach”. In: KOLLURU, R.; BARTELL, S.; PITBLADO, R.; STRICOFF, S., *Risk Assessment and Management*

- Handbook: for Environmental, Health and Safety Professionals*. chap. 1, Boston, Massachusetts. McGraw Hill, 1996.
- KOLLURU, R. V. & BROOKS, D. G. Evaluación de riesgos integrada y administración estratégica. *In*: KOLLURU, R. V.; BARTELL, S. M.; PITBLADO, T. M.; STRICOFF, R. S. (Ed.). *Manual de evaluación y administración de riesgos*. McGraw-Hill, 1998.
- KOSTE, W. Rotatoria; Die Radertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk Begründet von Max Voigt. *Überordnung Monogononta*, 2. Aufl. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978. 637p.
- KRANTZBERG, G. Spatial and temporal variability in metal bioavailability and toxicity of sediment from Hamilton Harbour, Lake Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 (10): 1685-1698, 1994.
- LENAT, D. R. & BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, coast-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. *In*: S.L. Loeb & A. Spacie, (eds), *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis publishers, USA. 1994. Pp. 187-215.
- LEVINE, G. *A guide to SPSS for analysis of variance*. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ, USA, 1991. 158p.
- LIEBER, R. R. & ROMANO-LIEBER. O conceito de risco: janus reiventado. In *Saúde e ambiente sustentável: estreitando nós*. Organizado por Maria Cecília Minayo e Ary Carvalho de Miranda. Rio de Janeiro, Ed. Fiocruz, 2002.
- MAGALHÃES, D. P. & FERRÃO FILHO, A. S. A Ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecol. Bras.*, 12 (3): 355-381, 2008.
- MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da

- Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (2): 203-210, 1999.
- MASUTTI, M. B.; PANITZ, C. M. N.; PEREIRA, N. C. Biodisponibilidade e bioconcentração de metais-traço no manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC). In: Encontro de Ecotoxicologia “Ecotoxicologia e desenvolvimento sustentável: Perspectivas para o século XXI, 6ª Reunião da SETAC Latinoamericana, 3º Anais... [S. l.: s.n.], 2000. p. 207-219.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. *PC-ORD version 4.0; Multivariate analysis of ecological data; Users guide*. Glaneden Beach: MjM Software Design, 1999. 237 p.
- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60:101-139, 1989.
- MEYBECK, M. & HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. (Ed.) *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. London: Chapman and Hall, 1992. 1: 1-17.
- MILLS, C. F. The influence of chemical species on the absorption and physiological utilization of trace elements from diet or environment. In: *BERNHARD, M.; BRINCKMAN, F. E.; SADLER, P. J. The importance of chemical speciation in environmental process*. Berlin, Spring-Verlag, 1986. p.71-83.
- MONTU, M. & GOEDEN, I. M. *Atlas dos Cladocera e Copepoda (Crustacea) do estuário da lagoa dos Patos (Rio Grande, Brasil)*. Pontal do Sul, PR, Nerítica, 1986. 1(2): 1-134.
- MOZETO, A. A.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. *Métodos de coleta, análises físico químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce*. Ed. Cubo, 2006. 221p.

- NEPC (NATIONAL ENVIRONMENTAL PROTECTION COUNCIL) *Guideline on ecological risk assesement*. Schedule B (5), 1999.
- NIEMEYER, J. C.; SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. Desenvolvimento de um esquema de avaliação de risco ecológico em ambientes tropicais: estudo de caso da contaminação por metais em Santo Amaro da Purificação, Bahia, Brasil. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, 2(3): 263-267, 2007.
- PARKHURST, B. R. *Are single species toxicity test resultants valid indicators of effects to aquatic communities?* In: CAIRS, J. Jr. & VIEDERLEHNER, B. R. Eds. *Ecological Toxicity Testing*, 1995. Cap 7, pp. 105-121.
- PARKHURST, B. P. *Aquatic ecological risk assessment: a multi-tiered approach*. Project 91-AER-1. Water Environment Research Foundation, 1996.
- PASTOROK, R. A. Introduction: improving chemical risk assessment through ecological modeling. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(4): 885-888, 2003.
- PERSAUD, D.; JAAGUMAGI, R.; HAYTON, A. *Guidelines for the protection and the management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ontario: Ontario Ministry of Environmental, 23p + anexos, 1992.
- PÉREZ, G. R., *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia, 1996. 217p.
- PISCATOR, M. The dependence of toxic reactions on the chemical species of elements. In *BERNHARD, M.; BRINCKMAN, F. E.; SADLER, P. J. The importance of chemical speciation in environmental process*. Berlin, Spring-Verlag, 1986. p. 59-70.
- PONTASCH, K. & BRUSVEN, M. A. Diversity and community comparison indices: assessing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill. *Water Research* 22: 619-626, 1988.

- POWER, E. A. & CHAPMAN, P. M. Assessing sediment quality. *In: BURTON Jr., G.A. Sediment Toxicity Assessment*, CRC Press, Boca Raton, 1992, *I*: 1-18.
- PRATT, J. M. & COLER, R. A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, *10*: 1019-1025, 1976.
- RESH, V. H. & JACKSON, J. K., Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. *In: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), New York: Chapman & Hall, 1993. 195-233.
- RIBEIRO, G. A. *Utilização do Modelo AERA-WERF para a avaliação de risco ecológico em ambientes aquáticos relacionado a atividades petrolíferas*. Espírito Santo – Brasil, Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, 2008, 86p. (Trabalho de Conclusão)
- RUTTNER-KOLISKO, A. Plankton rotifers. *Biology and Taxonomy*, English translation of *Die Binnengewässer* v. 26, part 1. 146p. DM46. 80. 1974.
- SAMPAIO, A. V. *Dinâmica populacional e produtividade de uma população de Amphipoda de água*. Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1988. 24p. (Relatório de Estágio)
- SANKOH, O. A. An evaluation of the analysis of ecological risks methods in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*. (16): 183-188, 1996.
- SARDI, G. B. *Aplicação de sistema informatizado (AERA-WERF) em estudo de riscos ecológicos relacionados com metais pesados, em percolados de aterro sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. *The mathematical theory of communications*. Urbana: University of Umois Press, 1949.

- SILVEIRA, M. P. *Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios. Meio Ambiente*. Documentos n. 36, Embrapa, 2004, 68p.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. *Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos*. Comunicado técnico n. 19, Embrapa, 2004, 7p.
- SOUSA, J. Avaliação retrospectiva do risco ambiental: esquema de avaliação de risco para solos contaminados. In: I. Abrantes & S. Santos (eds), *Manual Prático para a Gestão Ambiental*. Verlag Dashofer, Lisboa, 2005.
- SUTER, G. W. II: *Guide for developing conceptual models for ecological risk assessment. Environmental restoration risk assessment program*. Oak Ridge National Laboratory U.S. Department of Energy, 1996.
- SUTER, G. W. II: *Developing conceptual models for complex ecological risk assessment. Human and Ecological Risk Assessment*. Oak Ridge National Laboratory U.S. Department of Energy, N. 2, v. 5, pp.375-396, 1999.
- SWARTZ, R. C.; KEMP, P. F.; SCHULTS, D. W.; LAMBERSON, J. O. Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipoda *Rhepoxynius abronius*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7 (12): 1013-1020, 1988.
- TARAZONA, J. V.; FRESNO, A.; AYCARD, S.; RAMOS, C.; VEGA, M. M.; CARBONELL, G. Assessing the potencial hazard of chemical substances for the terrestrial environment. Development of hazard classification criteria and quantitative environmental indicators. *The Science of the Total Environment*, 247: 151-164, 2000.
- TEIXEIRA E.C; SÁNCHEZ J. D.; ALVES M., ORTIZ L. S.; FORMOSO M. L. L. Extração parcial aplicada a sedimentos fluviais em áreas impactadas por atividades do processamento do carvão. *Geochimica Brasiliensis* 13 (1): 067-083, 1999.

- TILLER, K.G. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: TILLER, K.G. *Advances in soil science*. New York: Springer, 1989. 9: 113-114.
- TOMMASI, L. R. Impacto da disposição oceânica de esgotos municipais no ambiente costeiro: uma síntese. *Engenharia Sanitária*, 26 (4): 412-418, 1987.
- TRILVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. *Larvas de Chironomidae do Estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros*. São Carlos: PPGERN/RelaUFSCar, 229p. 1995.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) *Framework for ecological risk assessment*. Washington, DC: Risk Assessment Forum, EPA/630/R-92/001. 1992.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) *Priorities for ecological protection: an initial list and discussion document for EPA*. Washington, DC: Office of Research and Development. EPA/600/S-97/002. 1997.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). *Guidelines for ecological risk assessment*. EPA 630/R-95/002F. 1998.
- VAN LEEUWEN, C. J. Short-term toxicity testing. In: KRUIJF, H. A. M.; ZWART, D.; VISWANATHAN, P. N.; RAY, P. K. Eds. *Manual on Aquatic Ecotoxicology*. 1988. 332p.
- VIANA, D. B. *Avaliação de risco ambiental em áreas contaminadas: uma proposta metodológica*. Rio de Janeiro – RJ, Brasil, Programa de Pós-graduação em Engenharia em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010. 152p. (Dissertação de Mestrado)
- VIEIRA, V. P.& LEÃO, M. M. D. *Avaliação de risco ecológico como ferramenta da prevenção da poluição: estudo de caso em uma indústria de malhas*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

- VIERA, D. B. & SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotrop.*, v. 7, (1): 57-65, 2007.
- ZAGATO, P. A.; BERTOLETTI, E.; ARAÚJO, R. P. A.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; LORENZETTI, M. L. *Indicação do uso de testes de toxicidade para diferentes tipos de amostra*. Trabalho apresentado no III Encontro de Ecotoxicologia. Tramandaí, RS. Dezembro/1993.
- ZAGATO, P. A. & BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações –* São Carlos, SP, Brasil, Ed. RIMA, 2008. 472p.