

UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE – UNESC

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

TIAGO LUIZ COSTA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA CONSIDERANDO OS METAIS
PRESENTES EM CORPOS D' ÁGUA SITUADOS NAS PROXIMIDADES DO RIO
SANGÃO, FORQUILHINHA, SC**

CRICIÚMA, 2011

TIAGO LUIZ COSTA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA CONSIDERANDO OS METAIS
PRESENTES EM CORPOS D' ÁGUA SITUADOS NAS PROXIMIDADES DO RIO
SANGÃO, FORQUILHINHA, SC**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado para
obtenção do grau de Engenheiro Ambiental no curso
de Engenharia Ambiental da Universidade do
Extremo Sul Catarinense, UNESC.

Orientador: Prof. MSc. Claudio Ricken

CRICIÚMA, 2011

TIAGO LUIZ COSTA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA CONSIDERANDO OS METAIS
PRESENTES EM CORPOS D' ÁGUA SITUADOS NAS PROXIMIDADES DO RIO
SANGÃO, FORQUILHINHA, SC**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado pela Banca Examinadora para obtenção do Grau de Engenheiro Ambiental, no Curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, com Linha de Pesquisa em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Criciúma, 30 de junho de 2011.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Claudio Ricken - Mestre - UNESC – Orientador

Prof.^a Marta Valéria Guimarães de Souza Hoffmann - Mestre – UNESC

Prof.^a. Paula Tramontim Pavei - Mestre - UNESC

**Aos meus pais e minhas irmãs que sempre
estiveram ao meu lado acreditando e
incentivando os meus sonhos.**

AGRADECIMENTOS

Hoje em dia é muito difícil se obter sucesso trabalhando de forma isolada, assim devo os resultados desse trabalho de conclusão de curso, as colaborações de muitas pessoas, dessa forma agradecem:

- Em primeiro lugar agradeço a Deus e Jesus, que me guiaram e protegeram até hoje;
- A meus pais e irmãs, que sempre estiveram ao meu lado me apoiando constantemente e acreditando no meu potencial desde os primeiros passos. Mas agradeço em especial a minha mãe que se esforçou ao máximo para me fornecer uma educação de qualidade e uma vida tranquila;
- Também agradeço ao meu grande orientador Claudio Ricken, que desde o primeiro momento se mostrou interessado e presente, sempre preocupado com a qualidade do estudo e tornando-se não somente um orientador, como um bom amigo;
- Ao Sr. Picolo e sua família, que abriram as portas de sua casa tão amistosamente. Não medindo esforços para tornar possível a realização desse estudo;
- Aos meus amigos e colegas de estágio do LADBIMA, Cacilda, Eduardo, Victor, Raquel, mas em especial ao Edevaldo, o qual se disponibilizou a ajudar com idéias e mesmo em ações práticas para a realização do estudo;
- Aos meus amigos do curso de Engenharia Ambiental como: Mario Picolo, Thalles Cunha, Fernando Réus e Basquioto, Ruitter Mina, Rafael Canarin e tantos outros, que fizeram parte dessa caminhada ao longo dos últimos 5 anos, incentivando, ajudando e mesmo descontraindo nos momentos difíceis;
- Aos professores como Nadja Zim, Sergio Galatto, Mario Guadaguinin, Jacira Silvano, Marcos Back, Terezinha entre outros que de forma direta colaboraram em diferentes momentos para execução desse TCC;
- Ao professor Elídio Angiolleto, que se mostrou extremamente receptivo a possibilidade de realização do estágio no LADEBIMA, assim como sempre atencioso, acessível as conversas e prestativo em ajudar;
- Aos funcionários de diversos setores do IPAT como, Laboratório de águas, solos, ecotoxicologia, pessoal da segurança dentre outros, mas em especial a: Rodrigo Bonfante, Luciana, Josiane, Aline, Buda, Katia, dentre outros;
- Ao pessoal do MPF: Evandro, William, Sidnei, Rafaela e em especial ao Dario

Vailati, o qual sempre se mostrou extremamente prestativo e preocupado, ajudando em diversos momentos na realização do estudo;

- Aos DNPM de Criciúma, mas em especial aos servidores Ana Paula, Plínio e Patrick;
- Ao Sr. Lindomar da CPRM;
- A COOPERMINAS Ltda, e em especial ao Eng. Felipe, que disponibilizou uma série de informações fundamentais para a pesquisa;
- Ao Dr. Johnny Ferraz Dias professor Associado do Instituto de Física da Universidade Federal do Rio Grande do Sul;
- Aos membros da banca por aceitarem participar e pelo tempo e paciência oferecidos.

E a todos que de forma direta ou indireta propiciaram a realização desse estudo.

“A verdadeira medida de um homem não se vê na forma como se comporta em momentos de conforto e conveniência, mas em como se mantém em tempos de controvérsia e desafio.”

Martin Luther King Jr.

RESUMO

O açude alvo da pesquisa localiza-se no município de Forquilha, SC na margem direita do rio Sangão, representa uma área de influência do extravasamento em enchentes mais intensas do baixo rio Sangão, além de receber contribuição de parte da água que percola sobre uma estrada de rejeito de carvão a noroeste deste. Tendo como objetivo avaliar o risco a saúde humana, quanto à exposição por metais, considerando como organismos receptores os humanos residentes no cenário agrícola atual e uma possível expansão urbana. Foi proposto o uso da metodologia de avaliação de risco a saúde humana elaborada pela US EPA, no ano de 1989, devido a sua capacidade de estimativa quantitativa e qualitativa dos riscos de contaminações em diferentes meios e cenários. Portanto para a execução dessa metodologia foi necessária a realização de coletas e análises dos sedimentos e água do referido açude com influência e de um ponto branco próximo (*background*). Também foi determinada a concentração de metais no filé do peixe *Geophagus brasiliensis* (cará) a partir de uma amostra composta por 30 exemplares para cada um dos dois açudes. Os valores de metais determinados foram utilizados para a estimativa do risco, por meio de fórmulas apresentadas nos manuais para análise de risco a saúde humana da EPA (*U.S Environment Protection Agency*) e CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), com posterior comparação desses com valores de referências, visando à realização da descrição de risco, de forma qualitativa. Com base nos resultados pode-se concluir que em nenhum dos cenários avaliados seja ele agrícola ou residencial urbano, para criança ou adulto, obtiveram valores de HI superiores ao limite considerado como aceitável. Entretanto devido à maior sensibilidade e menor tamanho dos receptores jovens, os valores de HI para as crianças foram maiores para o cenário agrícola e residencial. Já quanto à via de absorção nos quatro cenários a que se mostrou mais significativa foi à ingestão de água como potável, seguida pela de alimentação (peixes do açude), sendo essas as vias que inspiram maiores cuidados. Deve-se ainda destacar que nas cinco vias estudadas, os elementos metálicos considerados como de interesse (CQI's) que obtiveram valores de HI mais elevados em ordem decrescente foram os seguintes: Fe, Mn, Al e Zn devido a suas maiores concentrações nos estressores, sendo esses elementos característicos de áreas com influência da mineração de carvão. Quanto a análise de sedimentos constatou-se que nenhum dos metais avaliados apresentou concentrações que indicassem uma contribuição antrópica adicional mais significativa, estando o Zn e o Pb enquadrados como pouco a moderadamente poluído e os demais metais (Al, As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mg, Mn e Hg) como praticamente não poluídos.

Palavras-chave: Risco a saúde. Humanos. Metais. Açude. Toxicidade.

ABSTRACT

The survey's target reservoir is located in the municipality of Forquilha, SC on the right bank of the river Sangão, represents an area affected by the floods more severe leakage in the lower river Sangão, in addition to receiving contributions from some of the water that percolates on a road northwest of the coal tailings. Having to evaluate the risk to human health on(how) exposure to metals, considering how the recipient organisms the humans living in the current agricultural scenario and a possible urban expansion. It has been proposed using the methodology of risk assessment to human health developed by U.S. EPA in 1989, due to its ability to estimate quantitative and qualitative (of the) risks of contaminations in different ways and scenarios. So to the implement this methodology was necessary to perform sampling and analysis of the sediments and water of the refer pond with influence and a white spot near (background). It was also determined metal concentrations in fillet of the fish *Geophagus brasiliensis* (acará) from a sample of 30 animals for each of the two dams. The values of the certain metals were used for the estimation of risk by using formulas presented in the manuals for the analysis of risks to human health from the EPA (U.S. Environment Protection Agency) and CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), with subsequent comparison of these with reference values,objecting for the realization of the description of risk in a qualitative way. Based on the results we can to conclude that none of the scenarios evaluated will to be it agricultural or urban residential, for children or adults, obtained HI values above the limit considered acceptable. However, due to higher sensitivity and smaller size of young receivers, HI values were higher for children to residential and agricultural landscape. As for the route of absorption in the four scenarios that proved more significant was the ingestion of water as drinking, followed by food (fish of the pond), and to being these pathways that inspire greater care. It should also be noted that the five pathways studied, the metallic elements considered of interest (IQC's) who obtained values of HI higher in descending order were: Fe, Mn, Al and Zn due to their higher concentrations in stressors, these elements are characteristic of areas of influence of coal mining. As for sediment analysis found that none of the metals tested showed concentrations antropogenic additional that indicated an additional, more significant, Zn and Pb being classified as low to moderately polluted and the other metals (Al, As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mg, Mn and Hg) and virtually unpolluted.

Key-words: Risk for health, Human, Metals, Dams. Toxicity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxograma da sequência de etapas da metodologia de avaliação de risco ambiental modificado.	41
Figura 2 - Sistema de geração de vacância com subsequente emissão de raio-X.	47
Figura 3 - Níveis de energia na transmissão de raio-X	48
Figura 4 - Representação do processo de sedimentação e, as alterações ocasionadas devido à resistência à passagem da luz, sedimentação e adsorção dos poluentes.	54
Figura 5 - Sequência que representa a biomagnificação.	60
Figura 6 - Coleta de água, para análise de metais referente ao açude 1.	63
Figura 7 - Medição de oxigênio dissolvido e temperatura no açude 2, com aparelho oxímetro AT-150.	64
Figura 8 - Coleta de sedimento de fundo, com uso de draga modelo Eckman.	65
Figura 9 - Covo utilizado para coleta dos peixes (a), tarrafa sendo jogada para coleta dos peixes (b).	66
Figura 10 - Representação da medição de um peixe (a), deposição do filé segregado em placa de Petri, para posterior secagem na estufa (b).	67
Figura 11- Localização espacial do município de Forquilha e Criciúma em Santa Catarina, bem como da região onde se encontram os dois açudes. Com base no mapa de localização do município de Criciúma.	76
Figura 12 - Açudes presentes na propriedade do Sr. Picolo, em imagem de satélite referente ao ano de 2009.	77
Figura 13 – Gráfico da Média de precipitação acumulada para o período entre 2004 à 2010.	79
Figura 14- Mapa geológico como identificação da área referente à pesquisa.	80
Figura 15 - Representação da região da bacia hidrográfica do rio Araranguá.	83
Figura 16- Representação da microbacia do rio Sangão, na região correspondente ao município de Forquilha, SC.	84
Figura 17 - Mapa de representação da hidrografia da região de entorno aos açudes 1 e 2.	85
Figura 18 - Mapa de hidrogeologia modificado.	86
Figura 19 - Diagrama esquemático da precipitação de hidróxidos metálicos para temperatura de 25°C.	88
Figura 20 - Rompimento do dique no açude 1, em decorrência do elevado volume de chuva no início do ano de 2010.	90
Figura 21- Demonstração, da influência do rio Sangão sobre o açude 1.	91
Figura 22 - Córrego a noroeste do açude 1, que conduz a água com influência da estrada e	

valeta de rejeito.	92
Figura 23 - Estrada e valeta de drenagem acessória (a). Amostra de água coletada em área alagadiça, ligada ao açude 1 através de um córrego (b).	92
Figura 24 - Alguns dos peixes identificados na 1º, 2º e 3º campanha, (a) <i>Tilapia</i> sp., (b) <i>Cyprinus carpio</i> , (c) <i>Geophagus brasiliensis</i> .	95
Figura 25 - Fluxograma do cenário de risco para agricultores, considerando indivíduos adultos e crianças.	98
Figura 26 - Fluxograma do cenário de risco urbanizado, considerando indivíduos adultos e crianças.	99
Figura 27 - Gráfico do quociente de perigo, para o morador agrícola adulto.	116
Figura 28 - Quociente de perigo para o morador agrícola criança.	119
Figura 29 - Quociente de perigo, para morador urbano adulto.	124
Figura 30 - Quociente de perigo, para morador urbano criança.	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Dados sobre temperatura da estação meteorológica de Araranguá, no período entre 1928 a 2003.	78
Tabela 2- Dados de Araranguá, sobre o total sazonal de precipitação (mm).	79
Tabela 3- Características físico-químicas das águas observadas e analisadas “ <i>in loco</i> ” e no LADEBIMA/IPAT.	100
Tabela 4 - Valores de referência e <i>slope factor</i> , para os metais em via oral e dérmica.	105
Tabela 5- Seleção de CQI, para a água do açude 1.	107
Tabela 6 - Seleção de CQI, para via de ingestão de peixes.	111
Tabela 7 - Resultados do risco para compostos não cancerígenos, considerando agricultor adulto.	115
Tabela 8 - Resultados do risco para compostos não cancerígenos, considerando agricultor criança.	119
Tabela 9 - Resultado do risco para compostos não carcinogênicos, considerando residente urbano adulto.	124
Tabela 10 - Resultado do risco para composto não carcinogênicos, considerando residente urbano criança.	127
Tabela 11 - Comparação dos valores orientadores nacionais e internacionais com concentrações encontradas para o background e açude 1.	130
Tabela 12 - Cálculo do Igeo, para os diversos metais observados nas amostragens de sedimentos no açude 1 e açude 02 (<i>background</i>).	131

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Características gerais dos rios da região Sul de Santa Catarina	26
Quadro 2- Intensidade de poluição conforme classificação de Igeo, de acordo com tabela de Müller modificada.	75
Quadro 3- Parâmetros relacionados à estimativa de dose, para o cenário agrícola.	100
Quadro 4 - Parâmetros relacionados à estimativa de dose, para o cenário residencial.	101
Quadro 5- Parâmetros de tempo utilizados para o cálculo da dose, no cenário agrícola.	102
Quadro 6 - Parâmetros de tempo utilizados para o cálculo da dose, no cenário residencial.	103
Quadro 7 - Classificação dos diferentes grupos para IRAC e USEPA, conforme o potencial carcinogênico.	104
Quadro 8- Classificação dos metais como cancerígeno ou não.	104
Quadro 9 - Classificação da contaminação dos sedimentos conforme Igeo.	129

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

CCME – Canadian Council of Ministers of the Environmental

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CIRAM – Centro de Informação de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COOPERMINAS Ltda – Cooperativa de Extração Mineral dos Trabalhadores de Criciúma Ltda.

CSF – Slope Factor

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral

EEA – European Environment Agency

EOS – Egyptian Organization for Standardization and Quality

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations

GTA – Grupo Técnico de Assessoramento

HC – Health Canada

HI – Somatório dos HQ por elemento

HQ - Quociente de risco

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IF-URFGS – Instituto de Física da Universidade Federal do Rio Grande de Sul

IOM – Institute of Medicine

IRAC – International Agency for Cancer Research

IRIS – Integrated Risk Information System

LADEBIMA – Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos

MS – Ministério da Saúde

NAS – National Academia of Sciences

NRC – National Research Council

OEHHA - Office of Environmental Health Hazard Assessment

OMEE – Ontario Ministry of Environment and Energy

PIXE – Particle Induced X-ray Emission

RAIS – The Risk Assessment Information System

RfD – Reference Dose (Dose de referência)

US EPA – United States Environmental Protection Agency

UTPA – Unidade Territorial de Análise e Planejamento / Forquilha, SC.

VROM – Ministry of Housing Spatial Planning and Environmental

WHO - World Health Organization

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
2 OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo geral	21
2.2 Objetivos Específicos	21
3 REFERENCIAL TEÓRICO	22
3.1 Breve histórico da mineração de carvão no sul do estado de Santa Catarina	22
3.2 Caracterização dos impactos sobre os recursos hídricos	24
3.3 Metais pesados	27
3.3.1 Descrição dos metais mais comuns na região	29
3.3.1.1 Alumínio	29
3.3.1.2 Zinco	30
3.3.1.3 Manganês	31
3.3.1.4 Ferro	32
3.3.2 Metais pesados na água	33
3.3.3 Efeitos a saúde causados pelos metais pesados	34
3.4 Análises de Risco	36
3.4.1 Definição de Risco	36
3.4.2 Histórico da análise de risco	37
3.4.3 Descrição da Análise de Risco a saúde humana	39
3.4.4 Etapas da avaliação de risco a saúde humana	41
3.4.4.1 Coleta e avaliação dos dados (Formulação do Problema)	42
3.4.4.2 Avaliação da exposição e da toxicidade (Fase de Análise)	42
3.4.4.3 Caracterização de risco a saúde humana	43
3.4.4.4 Informações relativas à análise de risco a saúde humana e decisões dos gestores	44
3.4.5 Aplicação da avaliação de risco estimando a contaminação por metais	44
3.5 Análise de estruturas das amostras e método de análise por <i>Particle-Induced X-ray Emission</i> (PIXE)	46
3.5.1 Histórico	46
3.5.2 Método de Funcionamento	46
3.5.3 Laboratórios e aplicações	49
3.6 Meio Aquático	50
3.7 Sedimentos aquáticos	52

3.8 Peixes como organismos indicadores de contaminação	55
3.9 Biomagnificação e Bioacumulação	57
3.9.1 Bioacumulação	58
4 METODOLOGIA	61
4.1 Coleta, avaliação dos dados disponíveis e caracterização da área	61
4.1.1 Formulação do Problema	62
4.2 Amostragens da água, sedimentos de fundo e peixes	63
4.2.1 Coleta e Análise de água superficial	63
4.2.2 Coleta e análise dos sedimentos	64
4.2.3 Coleta e análise dos peixes (<i>Geophagus brasiliensis</i>)	65
4.3 Avaliação da Exposição	68
4.3.1 Ingestão de Água	68
4.3.2 Ingestão de água durante a natação/recreação	69
4.3.3 Contato Dérmico com a água	69
4.3.4 Ingestão de alimento	70
4.4 Avaliação da toxicidade	71
4.5 Caracterização do risco a humanos	71
4.5.1 Compostos químicos de interesse	71
4.5.2 Quantificação do risco	72
4.5.3 Descrição do risco	74
4.6 Índice de geoacumulação	74
4.7 Avaliação das Incertezas	75
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	76
5.1 Localização dos açudes do Sr. Martins Picolo	76
5.2 Dados climatológicos	78
5.3 Geologia	79
5.4 Uso do solo	81
5.5 Hidrografia	82
5.6 Integração das informações disponíveis	86
5.6.1 Metais	87
5.7 Modelo conceitual, cenário de risco para humanos	89
5.7.1 Origem do estressor	89
5.7.2 Meio de Exposição	93

5.7.3 Presença de receptores	96
5.8 Hipótese de risco	97
5.8.1 Cenário Agrícola	97
5.8.2 Cenário de risco residencial	98
5.9 Resultados das análises e parâmetros avaliados	99
5.10 Parâmetros utilizados para o cálculo	100
5.10.1 Parâmetros populacionais utilizados para o cálculo dos cenários	100
5.10.2 Parâmetros de tempo utilizados para os cenários	102
5.11 Enquadramento dos efeitos dos metais	103
5.12 Valor de referência de toxicidade	105
5.13 Seleção dos CQI (Compostos químicos de interesse)	106
5.13.1 Seleção de CQI para a água	106
5.13.2 Seleção do CQI para icatiofauna	110
5.14 Resultados da Estimativa de risco a saúde humana	115
5.14.1 Cenário agrícola (adulto)	115
5.14.2 Cenário Agrícola (criança)	118
5.14.3 Cenário Residencial Urbano (adulto)	123
5.14.4 Cenário Residencial Urbano (criança)	126
5.15 Índice de Geoacumulação	129
5.16 Descrição das Incertezas	134
6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	137
REFERÊNCIAS	140
APÊNDICE A – Mapas de caracterização da área	166
APÊNDICE B – Resultados dos tamanhos e peso dos peixes	170
APÊNDICE C – Cálculo do Risco a Saúde Humana para o cenário agrícola açude 1	173
APÊNDICE D – Cálculo do risco a saúde humana para o cenário residencial no açude 1	179
APÊNDICE E – Gráficos dos valores de HI para o cenário de risco considerando como receptores os agricultores.	185
APÊNDICE F – Gráfico dos valores de HI para o cenário de risco considerando os receptores residenciais urbanos.	191
ANEXO A - Qualidade da água no ponto de monitoramento AR 076	197
ANEXO B – Dados Climáticos	202
ANEXO C - Resultados das análises	204
ANEXO D – Licenças para a realização da pesquisa	212

1 INTRODUÇÃO

No transcorrer do processo de mineração de carvão na região sul de Santa Catarina, a realização de algumas atividades como: a extração, beneficiamento, produção e disposição dos rejeitos e estéreis, constituíram e ainda constituem a espinha dorsal do processo produtivo. Mas apesar do progresso econômico trazido por essa atividade, essa como qualquer outro processo industrial apresenta algumas faces negativas, principalmente relacionadas aos recursos hídricos e ao solo da região.

Uma dessas situações adversas oriundas da mineração de carvão é a geração da drenagem ácida de minas (DAM), a qual se tornou durante certo tempo comum na região, não sendo raro ver seu descarte direto nos rios, córregos, açudes, lagoas e demais corpos hídricos, devido à imprudência e mesmo negligência para com o meio ambiente.

Dessa forma dentre os efeitos causados pela DAM, cita-se sua capacidade de tornar disponíveis em ambientes aquáticos, superficiais e subterrâneos diversos tipos de íons metálicos e outras substâncias prejudiciais a saúde humana e a biota (CASTILHOS, 2010).

Considerando a capacidade citada e somando outros efeitos da mineração de carvão sobre os corpos d'água, pode-se assumir essa como uma das principais causas do estado de comprometimento da qualidade da água atual dos recursos hídricos da região, que segundo Menezes (2006 apud GONÇALVES; MENDONÇA, 2007), já atinge cerca de dois terços das bacias dos rios Tubarão, Araranguá e Urussanga, alterando condições de pH e disponibilizando elevadas concentrações de metais nos ambientes.

Cita-se como um exemplo claro desse comprometimento o baixo rio Sangão, o qual segundo o monitoramento apresentado no 3º e 4º relatórios do Grupo Técnico de Assessoramento (GTA), detém elevados teores de metais e baixo pH em suas águas, estando muito aquém de um corpo hídrico de sua classe na resolução CONAMA nº 357 de 2005 (GTA, 2009; 2010b).

Assim, pensado em contribuir para a caracterização da situação de contaminação dos recursos hídricos regionais e para saúde dos humanos, utilizou-se como alvo do estudo um açude localizado no município de Forquilha, SC, situado a margem direita do rio Sangão, que conhecidamente é afetado pelo mesmo nos momentos de cheia.

Haja vista a idéia de considerar o risco aos humanos associados aos metais do açude com influência, não se pode esquecer, que segundo Lima (2009) considerar os metais

de forma isolada, sem pensar nas múltiplas vias absorção e as diversas substâncias presentes não é representativo do risco total, ao qual um receptor (humano) está exposto. Assim faz-se necessário, uma estimativa da contaminação não somente da água, mas também dos sedimentos e da biota, juntamente com os possíveis riscos associados a cada um desses.

Dessa forma foi solucionada essa problemática metodológica com a utilização da avaliação de risco a saúde humana. Metodologia essa elaborada pela United States Environmental Protection Agency (US EPA) referente ao ano de 1989, que segundo Lima (2009), pode quantificar por meio de modelos biológicos e estatísticos, gerando estimativas e índices relacionados à poluição de um local, assim como determinando o risco à saúde de humanos e de receptores ecológicos. Assim torna-se possível a utilização dessa ferramenta na tomada de decisões, visando à reabilitação da área pelas partes interessada e gestores, uma vez concluído o estudo e seus resultados publicados (US EPA, 1997a).

Na pesquisa pretende-se, portanto apresentar além das análises de metais na água e sedimentos, uma averiguação da concentração desses elementos na musculatura do *Geophagus brasiliensis* (filé). Juntamente com a caracterização da possibilidade de ocorrência ou não de risco a receptores finais (*endpoint*). Visto que a análise de água, sedimentos e peixes em conjunto difere essa pesquisa de outras realizadas na região, mas que não a distancia das necessidades regionais de caracterização, a respeito da avaliação e estimação precisa dos riscos associados à contaminação de recursos hídricos por metais oriundo da mineração.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o risco a saúde humana, quanto à exposição por metais em um açude na margem direita do rio Sangão em Forquilha, Santa Catarina, considerando os humanos no cenário presente e futuro.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar as concentrações de metais na água e nos sedimentos, no açude com influência e no considerado como ponto branco;
- Determinar os valores de metais, no tecido muscular do *Geophagus brasiliensis*;
- Identificar o grau de contaminação dos sedimentos do açude, considerando o corpo hídrico com influência de metais;
- Construção de modelo conceitual para a exposição dos humanos aos metais presentes no corpo hídricos alvo do estudo;
- Determinar o grau de risco, ao quais os humanos estão expostos considerando as principais vias de contato direto deste com os metais presentes no açude de interesse para o estudo.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Breve histórico da mineração de carvão no sul do estado de Santa Catarina

O processo de mineração de carvão é de fundamental importância para toda a sociedade catarinense, certamente com destaque para o sul do Estado, o qual durante muito tempo sobreviveu primordialmente dessa atividade, estabelecendo uma relação direta com esse mineral, há mais de 80 anos, como no caso do município de Criciúma. Cidade essa que recebeu destaque como um dos principais pólos da mineração no estado, a partir da descoberta desse bem mineral em seus limites por volta de 1913, o que conduziu a uma incipiente exploração a partir de 1919, com intensificação progressiva até a perda de incentivos na década de 80 (KREBS; NOSSE, 1998).

Na realidade o processo de mineração da região intensificou-se gradativamente após a Primeira Guerra Mundial, onde devido a certas medidas que restringiram as importações de carvão, ocorreu uma condução em direção ao desenvolvimento da demanda interna desse produto. Entre essas ações podem-se citar medidas que estabeleciam determinadas cotas de compra desse bem mineral por parte dos consumidores na década de 30. Assim como a aberturas de novos mercados para esse produto a partir da Segunda Guerra Mundial devido a dificuldades na importação e aumento da demanda (NASCIMENTO et al., 2002; GONÇALVES; MENDONÇA, 2007; MENEZES; WATERKEMPER, 2009).

A incipiente demanda pelo produto, segundo Menezes; Waterkemper (2009) encontrou na região um setor pouco estruturado e ainda muito rudimentar em diversos aspectos operacionais, o qual só foi evoluindo quanto à eficiência produtiva de suas operações devido ao estabelecimento de determinadas condições de qualidade para venda do minério, bem como da crescente demanda. Assim devido a essa situação ocorreu uma condução em direção a aperfeiçoamento e modernização do setor, incluindo novas técnicas e alterações no modelo de beneficiamento.

Contudo apesar dos crescentes investimentos voltados para a melhora no setor, as mudanças de atitudes somente foram percebidas no que se referiu à produtividade na busca de atendimento as exigências do mercado consumidor, pois as responsabilidades ambientais já presentes no código de mineração, por muito tempo, não foram devidamente atendidas, rendendo como consequência elevadas perdas no próprio processo de beneficiamento; resultando na geração de grandes volumes de rejeitos carbonosos e estéreis. Principalmente

devido a diferentes empenhos no que tratava de buscar modernização para melhorar a eficiência na produção, quando comparado com menores iniciativas voltados a preocupação com a redução da degradação ambiental ou mesmo do cumprimento total do código de mineração, o qual proíbia certas práticas poluidoras. Essas foram agravadas pelo descaso dos órgãos fiscalizadores que até o momento praticamente não tinham como objeto de uma fiscalização mais efetiva, a busca pela proibição de tais práticas poluidoras (ALEXANDRE, 1996; MENEZES, 2003; MENEZES; WALTERKEMPER, 2009).

Portanto, o que se observou durante certo tempo na região foi uma intensificação assustadora da degradação do meio ambiente, com destaque para as grandes áreas de deposição de rejeito carbonoso, principalmente devido à atuação de grandes maquinários para a inversão de camadas como a *dragaline* MARION. Resultando nas famosas áreas conhecidas como superfícies lunares, tamanho o grau de comprometimento e alterações. Entretanto estes impactos não se limitaram ao solo, também merece destaque a contaminação dos recursos hídricos através da drenagem ácida de minas (DAM), que em alguns cenários foi gerada até mesmo devido ao descarte indiscriminado de finos de carvão diretamente nos rios e córregos da região (ALEXANDRE, 1996; MENEZES, 2003; MENEZES; WALTERKEMPER, 2009).

Considerando os impactos gerados e algumas deficiências quanto ao rendimento (qualidade) do carvão produzido, a permanência da atividade na região somente foi possível conforme Menezes; Walterkemper (2009) devido a incentivos diretos (subsídios) na utilização desse produto e seu subprodutos, principalmente a partir de 1953 com o plano nacional do carvão, visando aumentar logicamente a competitividade com o mercado externo. Apesar dos impactos ao meio ambiente, o Governo Federal incentivou mais e mais as indústrias carboníferas catarinenses até aproximadamente a década de 70, por meio principalmente de financiamentos com investimentos que iam desde o beneficiamento, transporte, chegando até ao consumo na siderurgia, não esquecendo é claro das novas termoelétricas criadas (CETEM/MCT, 2001; NASCIMENTO et al. 2002; SIECESC, 2006 apud AMBONI, 2009).

Entretanto esse período de intenso incentivo a produção de carvão no ano de 1988, sofreu um duro golpe com fortes consequências para o setor carbonífero, que se intensificou mais sua crise no governo Sarney e culminou no governo Collor no começo da década de 90, com cortes tanto dos subsídios como das garantias de compras da fração metalúrgica. Esse golpe ainda veio associado à maior competitividade por meio da liberação das importações, resultando em uma perda de mercado pelo produto nacional, que no momento apresentava menor qualidade. Dessa forma a situação de instabilidade e ausência de

apoio se instalou levando ao fechamento e redução de capital do setor como um todo. Ocorrendo uma reestruturação maciça com o estabelecimento de condições satisfatórias apenas em 1997 com a inauguração da Usina Termoelétrica Jorge Lacerda IV (NASCIMENTO et al. 2002; GONÇALVES; MENDONÇA, 2007).

Vale lembrar que quanto à degradação ambiental causada pela mineração hoje o processo devido à mecanização, desenvolvimento de novas tecnologias, aplicação de algumas técnicas mais elaboradas, juntamente com a intensa fiscalização realizada por órgãos como: DNPM, MPF e FATMA houve uma redução dos impactos gerados por esse setor (VINHAES, 2002; CAMPOS et al., 2010).

Ainda colaborando com essa situação deve-se citar a ação civil pública elaborada em conjunto pelo MPF e Justiça Federal, que foi acordada pelas carboníferas e alguns órgãos fiscalizadores como DNPM e FATMA no ano de 2000 auxiliando a melhorar a situação ambiental regional. Visto que através dessa ação a união e as empresas de mineração foram obrigadas a recuperarem seus passivos no período pré-estabelecido, reduzindo assim a degradação na região e gerando certas mudanças quanto a procedimentos referentes à forma de minerar, tratar rejeitos, estéreis e efluentes, tornando o setor carbonífero atualmente muito diferente do observado a anos atrás quanto à maneira de proceder e impactar (VINHAES, 2002; CAMPOS et al., 2010).

3.2 Caracterização dos impactos sobre os recursos hídricos

Certamente a mineração de carvão possibilitou um grande crescimento econômico e social para toda a região sul de Santa Catarina. Porém esse progresso teve um preço para o meio ambiente, no transcorrer de todo esse tempo de exploração mineral, a geração de passivos foi se intensificando, parte devido a desconhecimento, parte devido ao descaso das empresas e órgãos fiscalizadores, que nem sempre conseguiam cumprir suas designações de forma adequada, sendo o setor carbonífero responsável pela maior parte da poluição hídrica na região (ALEXANDRE et al., 1995; COSTA; ZOCHE; SOUZA, 2007).

Como consequência dessa situação Franco; Marimon (2009) citam que as regiões mineradas no sul do estado, situadas principalmente nas bacias hidrográficas do rio Tubarão, Urussanga e Araranguá, apresentam um elevado grau de comprometimento referente à qualidade ambiental, chegando até a ser reconhecido esse fato no decreto federal nº 85206 de 1980, onde esta é descrita a região como a 14ª Área Crítica Nacional, para fins de controle a

poluição ambiental (BRASIL, 1980; NASCIMENTO et al, 2002).

Um dos principais motivos da degradação acima citada que resultou em contaminações no ar e principalmente no solo e nos recursos hídricos, era à disposição inadequada de estéreis e rejeitos da mineração. Originado conforme Franco e Marimon (2009) em decorrência do tratamento de forma equivocada dos rejeitos a céu aberto sem impermeabilização da cobertura, sendo isso um dos responsáveis por um processo de acidificação dos aquíferos, assim como das águas superficiais, através da reação de oxidação da pirita (sulfato de ferro) (NASCIMENTO et al., 2002).

Porém deve-se ressaltar que não é somente na disposição que a mineração pode afetar negativamente o meio ambiente, conforme Gonçalves; Mendonça (2007) as atividades como estocagem, beneficiamento e mesmo transporte de carvão podem causar degradação ao ambiente, quando operadas de forma inadequadas. Uma das principais causas que levam a degradação por parte da mineração nos corpos hídricos é o processo de geração de drenagens ácidas de minas, o qual pode ser originado em cavas de minas, pilhas de estéreis e rejeitos, bacia de decantação de finos, depósitos de rejeitos com infiltração, além de bocas de minas abertas, ou em qualquer outro processo que ocorra contato de água com material de origem carbonosa com presença de sulfetos. (CETEM, 2001 apud AMBONI, 2009; BORMA; SOARES, 2002; ALVES, 2004; GONÇALVES; MENDONÇA, 2007; SOARES; SOUZA, 2007; MENEZES, LATTUADA, PAVEI, 2009).

Observando de forma mais detalhada o contato do material carbonoso com os recursos hídricos, pode-se conforme Gonçalves e Mendonça (2007) afirmam que isso origina uma importante parcela da contaminação por metais em diferentes pontos da bacia carbonífera do sul do estado. Devido à oxidação da pirita, resultando no ácido H_2SO_4 , o qual solubiliza os metais presentes no minério e nos rejeitos possibilitando a contaminação dos recursos hídricos (BORMA; SOARES, 2002; KREBS, 2003; ALVES, 2004; JOHNSON; HALLBERG, 2005; COSTA; ZOCHE; SOUZA; 2007).

Essa contaminação dos recursos hídricos apresenta elevados valores, segundo Menezes (2003 apud GONÇALVES; MENDONÇA, 2007), chegando a uma relação proporcional onde 2/3 das bacias dos rios Tubarão, Araranguá e Urussanga encontram-se contaminados de alguma forma pela atividade de mineração. Incluindo nessa lista até a contaminação oriunda de procedimentos acessórios ao beneficiamento. Sendo características comuns a essas áreas valores de pH por volta de 2 a 4 unidades, com média geral de 3,5 unidades. Além de elevadas concentrações de sulfatos e acidez, juntamente com grande

quantidade de metais precipitados ou dissolvidos (BORMA; KREBS, 2003; MENEZES; LATTUADA; PAVEI, 2009; SOARES, 2002; BACK, 2009a).

A caracterização dos danos causados devido a essa drenagem que deságuam ou desaguaram na maioria dos corpos hídricos na região, pode ser descrita de forma mais clara através do quadro 1, apresentado a seguir:

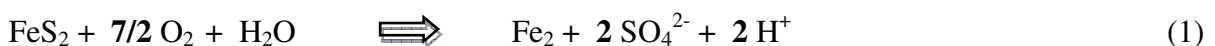
Quadro 1 - Características gerais dos rios da região Sul de Santa Catarina

Parâmetro	Rio sem influência da mineração de carvão	Rio com influência da mineração do carvão	Resolução n° 357/2005 do CONAMA (classe 02)
pH	6,5 a 7,4 unidades	2,0 a 4,5 unidades	6,0 a 9,0 unidades
Ferro Total	Menor 2,0 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹ rio Sangão pode ultrapassar 500mg.L ⁻¹	0,3 mg.L ⁻¹ (para ferro solúvel)
Sulfatos	8 a 25mg.L ⁻¹	100 – 3000 mg.L ⁻¹ rio Sangão até 10000 mg.L ⁻¹	250 mg.L ⁻¹
Alumínio	0,2 a 0,5 mg.L ⁻¹	10 – 100 mg.L ⁻¹ rio Sangão 1000 mg.L ⁻¹	0,1 mg.L ⁻¹ (para alumínio solúvel)
Manganês	Não detectada	0,5-20 mg.L ⁻¹ rio Sangão 40 mg.L ⁻¹	0,1 mg.L ⁻¹ (para manganês slúvel)

(Fonte: GONÇALVES; MENDONÇA, 2007).

Tendo conhecimentos dos dados e sabendo que a DAM é sem sombra de dúvida um dos mais preocupantes problemas ambientais da região, influenciando diretamente ambientes aquáticos e terrestres, onde essas acidificam as águas depois de subsequente contato direto, seguido de evento de exposição a certas condições ambientais, onde minerais como: a pirita (FeS₂), a calocopirita (CuFeS), a arsenopirita (FeAsS) e a calocita (CuS₂) tornam-se quimicamente alterados, liberando ferro e enxofre dentre outros metais no meio. Deve-se conhecer mais detalhadamente esse processo (BORMA; SOARES, 2002; BACK, 2009a; CAMPANER; LUIZ-SILVA, 2009; NETTO, 2010).

Vale lembrar que a sequência de eventos proveniente da oxidação de sulfetos, acima mencionada prediz da reação da oxidação da pirita, conforme a disponibilidade de oxigênio, água e ação natural de bactérias que aceleram a oxidação, sendo descrita de forma mais detalhada na reação 1 abaixo (ALEXANDRE et al., 1995; ALEXANDRE, 1996; FARFAN; BARBOSA FILHO; SOUZA, 2004; CASTILHOS et al. 2010):





Como consequência da reação acima descrita conforme Castilhos et al. (2010) ocorre uma elevação acidificação, a qual resulta na redução do pH, tendo como uma das consequência a acidificação das águas, afetando diretamente na distribuição geoquímica dos metais e na solubilização desses, associando os mesmo aos sedimentos e coluna de água mediante a contribuição de outras condições ambientais. Resultando em consequências como a produção SO_2 que vai para a atmosfera, gerando a ocorrência da chuva ácida (ALEXANDRE et al. 1995; CIMINELLI et al. 2000; JOHNSON; HALLBERG, 2005).

Quanto aos metais solubilizados podem-se elencar: o mercúrio (Hg), chumbo (Pb), arsênio (As), cromo (Cr), níquel (Ni), alumínio (Al) e cádmio (Cd) constituindo contaminantes particularmente perigosos, além é claro do destaque maior devido a grande disponibilidade nos cursos hídricos da região, o ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) (WHO,1990; ALEXANDRE et al. 1995; CETESB/MTC, 2001; BRASIL, 2005a; MENEZES; LATTUADA; PAVEI, 2009; CAMPANER, LUIZ-SILVA, 2009; CASTILHOS et al. 2010; NETTO, 2010).

Portanto, é clara a situação crítica vivenciada na região da bacia carbonífera de Santa Catarina, bem como a influência negativa causada por alguns aspectos provenientes da mineração de carvão. Com destaque para os recursos hídricos que foram determinantemente afetados por essa situação impactante, sendo visivelmente agravada devido a pouca existência de estudos, os quais possam determinar a contaminação ao longo da cadeia trófica, assim como pesquisas que caracterizem a situação, visto que ainda não foi possível estimar com total exatidão o tamanho dos efeitos ecológicos nocivos apresentados (BACK, 2009a).

3.3 Metais pesados

Apesar das inúmeras aplicações do termo metais pesados, esse em geral tem sido utilizados de forma equivocada e segundo Macêdo (2002), o mesmo vem sendo atribuído a qualquer metal com capacidade de provocar algum tipo de contaminação com efeitos adversos.

Entretanto, na realidade metais pesados podem ser considerados, conforme alguns autores como Pierzynski et al (2000, apud RODRIGUES, 2007) ou Malavolta (1994 apud MACÊDO, 2002), como: elementos com número atômico superior a 20, ou massa atômica maior do que a do ferro ($55,8 \text{ g.mol}^{-1}$), ou mesmo elementos que detenha uma densidade maior do que $5,0 \text{ g.cm}^{-3}$, ou seja; com densidades elevadas quando comparados a outros elementos (ROCHA; PEREIRA; PÁDUA, 1985; BAIRD, 2002).

Alguns elementos fazem parte da lista desses metais, considerados pesados, dentre eles pode-se citar: Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, Co, Ni, Al, Ag, Cd, Cr, Hg e Pb. Sendo esses divididos em alguns grupos que são: os essenciais, benéficos e não essenciais ou tóxicos (WHO, 1996; MALAVOLTA, 1994 apud MACÊDO, 2002; GOMES; CRUZ; SILVA FILHO, 2010).

Como foi comentado anteriormente ocorrem três classes, as quais podem se enquadrar os metais pesados, assim à primeira delas a ser apresentada é a dos metais benéficos, os quais representam um grupo onde apesar de não apresentaram-se como essenciais a saúde humana esses elementos, podem representar efeitos benéficos quando em pequenas quantidades nos organismos. Lembrando que toda substância em altas doses podem tornar-se venenos. Dentre os elementos que representam esse grupo pode-se citar o Co e Ni (MALAVOLTA, 1994 apud MACÊDO 2002; US EPA, 2004a; LIMA, 2009).

Na segunda classe pode-se descrever os metais considerados essenciais, os quais representam aqueles que estão diretamente ligados a alimentação humana, ou seja; são elementos que são essenciais fisiologicamente para planta e animais. Sendo essa classe destinada de forma importante na participação da saúde dos humanos. Dentre esses elementos pode-se citar: Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, Se, entre outros (ALLOWAY, 1990; MALAVOLTA, 1994 apud MACÊDO, 2004; OGA, 2003; US EPA, 2004a; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS; 2004; LIMA, 2009).

A última classe se refere à forma como os metais comumente são considerados nas literaturas, chamando-se de não essenciais ou tóxico, representando na realidade um conjunto de elementos metálicos que são considerados como não essenciais a saúde humana, devido não apresentarem nenhum valor nutricional ou efeito benéfico ao organismo, ao menos no que se conhece atualmente. Estando esses presentes no ambiente em geral em pequenas quantidades. Porém devido a sua importância no uso em processos industriais tornam-se disponíveis a exposição no ecossistema, incluindo para receptores humanos. Fazem parte desse grupo elementos como: Al, Cd, Cr, Hg, Pb entre outros (MALAVOLTA, 1994 apud

MACÊDO, 2002; LIMA, 2009).

Vale lembrar que atualmente mais e mais vem se estudando sobre efeitos de certos metais quanto à possibilidade desses causarem efeitos carcinogênicos em organismo quanto ingeridos. Sendo assim, dentre esses se pode citar ao menos cinco metais de transição como o: Arsênio, Cádmio, Cromo VI, Níquel e Berílio, dentre outros, que podem causar câncer em alguma de suas formas a receptores humanos (NAS/IOM, 2003a; US EPA, 2004a).

Quanto à forma que se pode encontrar esses elementos no meio natural, em geral demonstram-se em concentrações não muito elevadas, estando associados a outros elementos químicos, como parte (associados) de alguns minerais e rochas, sendo, portanto disponível como citado anteriormente através de processos industriais, incluindo a mineração (GREENPEACE, 2002).

3.3.1 Descrição dos metais mais comuns na região

Considerando os efluentes típicos de DAM “*in natura*” segundo Menezes; Lattuada; Pavei (2009) observam-se com destaque metais como: zinco, manganês e ferro, os quais são comumente encontrados com teores altos na região. Apresentando potencial tóxico, que faz desses uns dos principais responsáveis pela toxicidade desses líquidos a bioindicadores, motivando, portanto uma descrição mais completa desses elementos.

3.3.1.1 Alumínio

O alumínio ocorre com elevadas quantidades na crosta terrestre sendo o terceiro metal mais abundante, porém esse não apresenta-se de forma livre, estando geralmente combinado a outros elementos como oxigênio, sílica. Esse metal normalmente é encontrado nos compostos como minerais, rochas ígneas, material argiloso, solo mineral, dentre outras. No ambiente os maiores níveis de alumínio tem origem em decorrência de processos de mineração ou atividades industriais (ATSDR, 2008b; 2006; FRANCO, 1989).

Quanto ao seu uso, ocorre principalmente nas indústrias, utilizando o mesmo na constituição de ligas, nos mais variados seguimentos desde naval até alimentício. O contato com os humanos pode ocorrer de diversas forma como na inalação, com partículas de pequenos tamanhos associadas à poeira ficando em suspensão, por meio de processos como a ingestão de água ou alimento no sistema gastrointestinal, ou no contato dérmico direto com a

pele, dentre outros (ATSDR, 2008b; 2006).

Ocorrendo como principais forma de exposição para os humanos a segundo Kohila (2004, p. 15) a “lixiviação ácida em águas subterrâneas, resíduos em alimentos, utensílios de cozinha, embalagens de alimentos, cosméticos e alguns produtos farmacêuticos”.

Como resultados da exposição oral em períodos prolongados observa-se patologias como o mal de Alzheimer's. Ainda são efeitos associados a exposição por alumínio problemas respiratório, cardiovasculares, gastrointestinais, hepático, renal, dérmico, oculares, ou mesmo metabólicos e neurológicos (ATSDR, 2008b).

Vale ainda lembrar que nas crianças com problemas renais há maiores risco quanto à intoxicação por alumínio, o qual pode resultar em efeitos mais intensos, como problemas ósseos ou até mesmo a morte (ATSDR, 2008b; 2006; ALFREY, 1993 apud KOHILA, 2004).

3.3.1.2 Zinco

Quanto à ocorrência do zinco no ambiente, em geral esse aparece na sua forma de oxidação +2, em decorrência de reações com ácido, sendo encontrado das seguintes formas: em íon livres hidratado ou em complexos, bem como em compostos dissolvidos e insolúveis. Nos organismos esse elemento é considerado como essencial para os humanos, animais e plantas de maior porte, visto que seu déficit na ingestão pode trazer sérias consequências ao funcionamento do organismo, com danos que variam desde: dermatite, crescimento retardado, perda de cabelo, depressão, problemas neuropsiquiátricos, lesões oculares e na pele, entre outros efeitos. Vale lembrar que esse elemento trabalha como um dos constituintes das enzimas, ou agindo como co-fator e regulador de um grande número enzimas presentes no organismo (KIEKENS, 1990; WHO, 1996; MACÊDO, 2002; NAS/IOM, 2003b; ATSDR, 2005; LIMA, 2009).

A ocorrência desses elementos no meio aquático se dá através da ligação com material suspenso havendo posterior acumulação em sedimentos de fundo, entretanto não se pode citar apenas essa forma. Outra maneira comum de se encontra o zinco nesse ambiente, são em pequenas quantidades dissolvidas na coluna d'água, resultando em uma toxicidade aguda ou letal em muitos espécimes de peixes que podem bioacumular esse elemento traço. Já seus efeitos tóxicos em geral se dão devido à associação do zinco com outros metais pesados, ou formando outros compostos como óxido e sulfetos. Lembrando que em altas

concentrações, mesmo em curto espaço de tempo esse metal pode causar problemas como: dores estomacais, náusea e vômitos, enquanto em um período mais longo podem gerar problemas sanguíneos, danos ao pâncreas e entre outras doenças (GREENPEACE, 2002; ATSDR, 2005).

Nos humanos esse elemento tem absorção, conforme Gobbi (2007, p. 23) da seguinte forma:

“[...] é absorvido passivamente, no duodeno e jejuno no teor de 10 a 40% da ingestão oral. Após libertar-se do alimento, forma complexa com ligantes endógenos e exógenos, com a histidina, ácido cítrico e ácido picolínico. Passa para a corrente sanguínea por transporte ativo e combina-se com albumina e aminoácidos no teor de 55% e com macroglobulinas no teor de 40%, não se destinando ao uso metabólico” (GOBBI, 2007, p. 23).

3.3.1.3 Manganês

O manganês é um metal que normalmente não ocorre no ambiente na sua forma elementar e sim combinado com outras substâncias como o oxigênio, enxofre, cloro, através de óxidos, carbonatos, silicatos, dentre outras, estando geralmente depositado no solo, associado fundamentalmente a rochas ígneas, basaltos e gabbro. Assim considerando os diferentes estados oxidativos apresentados pelo manganês, ele pode variar desde Mn (II) até Mn (VII). Esse no meio aquático em geral apresenta-se através da associação com partículas líquidas presentes na água, isto é em suspensão ou aderida a sedimentos presentes (SMITH, 1990; ATSDR, 2008a).

Entre as principais formas de contaminação proveniente desse elemento destacam-se o contato de líquido contaminado com a pele, sendo mais comum que essa a ingestão variando entre alimentos e água, onde são posteriormente absorvidos no trato digestivo em taxas limitadas pela absorção gastrointestinal baixa e eliminação em curto espaço de tempo. Ainda quanto à exposição a que mais ocorre para esse elemento é por inalação em atividades ocupacionais (MARTINS; LIMA, 2001 apud SILVA, 2009; ATSDR, 2008a).

Quanto a sua utilidade no organismo esse, é um dos elementos considerado como essencial quando ingeridos nas doses adequadas. Pode-se citar sua aplicação em diferentes organismos na ativação de enzimas como a carboxilase, além de fazer parte das metaloenzimas e participar na síntese de glicoproteínas, dentre outras funções. Tendo participação também na síntese de ácidos graxos e no desenvolvimento de osso, cartilagens, manutenção das mitocôndrias, ciclo da uréia, cicatrização de feridas, entre outras aplicações (SMITH, 1990;

WHO, 1996; NAS/IOM, 2003c; ATSDR, 2008a).

Os efeitos danosos do manganês relacionados à ingestão de água, tem sua ação mais proeminente em crianças que devido a relação $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{Peso}^{-1}$ corporal, que expõem esse a uma dose mais elevada podendo causar lesões cerebrais com efeitos neurais, danos no sistema reprodutivo entre outros efeitos (MACÊDO, 2002; NAS/IOM, 2003c; ASTDR, 2008).

3.3.1.4 Ferro

O ferro tem a ocorrência de seus compostos no ambiente mais comumente em alguns estados de oxidação, os quais variam em II a VI principalmente, recebendo maior destaque as formas II (FeO, FeS₂, Fe(OH), entre outras) e III (Fe₂O₃, Fe₃O₄, entre outras formas) (AZEVEDO; CHASIN, 2003; NAS/IOM, 2003c).

Quanto aos seus estados mais comuns de ocorrência no meio aquático, cita-se o ferro na forma iônica (II), (III) ou em complexos orgânicos (II) e (III), podendo estar ainda dispersos ou no estado coloidal. Visto que no estado (II) este existente como íon Fe²⁺, em águas sem a ocorrência de oxigênio ou com pH menor que 3, mostrando-se com uma cor verde-pálida. Porém devido à oxidação (ar e agentes oxidantes, incluindo bactérias como *Thiobacillus ferrooxidans*) esse passa para Fe⁺³, que assume uma coloração avermelhada (marrom-alaranjada), resultante da oxidação do Fe (II) em óxido de ferro (III) hidratado (Fe(OH)₃) o qual é insolúvel (SINGER; STUMM, 1970 apud GALATTO, 2006; BAIRD, 2002; AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Esses dois estados do ferro são muito comuns na região Sul de Santa Catarina, devido às drenagens ácidas e oxidação da pirita. Situação essa que geralmente resulta no sulfeto de ferro (III) Fe₂(SO)₄ solúvel, além e claro do ácido sulfúrico (H₂SO₄), representando assim uma importante fonte de impacto hídrico (ALEXANDRE, 1996; AZEVEDO; CHASIN, 2003).

A função do ferro no organismo pode estar associada desde o aumento do tamanho (crescimento) em plantas aquáticas, até o ponto onde esse elemento faz parte da composição de proteínas, enzimas e mesmo na hemoglobina, lembrando que nessa última este funciona associado ao transporte de oxigênio (AZEVEDO; CHASIN, 2003; NAS/IOM, 2003d).

Entretanto, em doses elevadas de absorção, alguns efeitos adversos podem ser observados, dentre eles citam-se: alterações na pigmentação da pele, problemas gastrointestinais, lesão pancreática com diabetes, ou em caso de carência no consumo, disfunção do sistema imunológico, anemia e mesmo alterações no metabolismo (AZEVEDO; CHASIN, 2003; NAS/IOM, 2003d).

Podendo-se citar como casos mais intensos de intoxicação com ferro segundo; Lima; Pedrozo (2001 apud SILVA, 2009), eventos onde as pessoas bebem certas quantidades de água com elevados teores desses metais, principalmente devido a condições proveniente do processo de cozinhar ou fervem a água em panelas ou outros recipientes de ferro, lembrando que a absorção desse metal pela via oral fica entorno de 15 % (RAIS, 2001).

3.3.2 Metais pesados na água

A ação dos metais pesados no organismo, assim como qualquer outra substância, tem efeitos conforme a célebre frase de Paracelsus, onde esse cita que qualquer substância em doses elevadas tornam-se veneno, isto é; apresentam relativa toxicidade, diferenciando apenas devido à dose, que é um ponto fundamental em todo e qualquer estudo voltado à ação tóxica de uma substância (HODGSON, 1997; LING et al. 2005).

De modo geral os metais pesados ocorrem comumente no ambiente aquático devido às ações naturais, entretanto em decorrência de processos antropogênicos, há um grande aumento desses, conduzindo a efeitos tóxicos e bioacumulativo em muitos casos. Por isso a toxicidade dos metais pesados na realidade não é algo estático em todas as situações, em diferentes momentos podem-se obter alterações, dependendo da forma química do elemento e de sua especiação, que é relação com solubilidade, biodisponibilidade e persistência, além é claro de toxicocinética (EISLER, 1998 apud YOUSAFZAI et al, 2010; INÁCIO, 2006; LIMA, 2009).

A forma que os metais são encontrados no meio aquático é importantíssima, pois ela pode modificar drasticamente seu potencial danos. Além é claro de outros fatores que influenciam na forma de disposição dos metais como: a presença de ligantes disponíveis, pH, força iônica, temperatura, velocidade do meio de exposição das substâncias, entre outros. Tais fatores interferem na forma com que esses metais são encontrados ao longo de um corpo hídrico podendo ser: complexo solúveis orgânicos ou inorgânicos conforme as condições de pH, em solução na forma iônica, ou retidos por partículas coloidais. Além de em certas

situações aparecerem incorporados aos sedimentos ou mesmo no copo da biota. Tais fatores justificam o fato de apenas análise de água não representar todo o metal presente num corpo hídrico, já que dessa forma estima somente a parte solúvel (AGUIAR; NOVAES, 2002; PEREIRA et al., 2007).

O problema dos metais quando comparados com a grande maioria dos elementos, não se resume apenas na forma como esses são encontrados nos corpos hídricos. Outra situação que agrava sua ação é a capacidade de realizar um fenômeno chamado de amplificação biológica, isto é; devido a esses não interagirem com o ciclo metabólico dos organismos vivos, acabam sendo armazenados através de processos físico-químicos. Essa situação leva, dentre outras consequências, a deficiências e problemas no organismo excretor, ocasionando um aumento do grau de risco dessas substâncias. Ocorrendo nesse processo uma ampliação dos efeitos por meio do acúmulo existente ao longo da cadeia trófica, onde estes vão se armazenando na estrutura dos tecidos dos organismos (AGUIAR; NOVAES, 2002; PASCALICCHIO, 2002; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004).

Quanto a sua origem, os elementos traços na água ficam disponíveis no ambiente em decorrência de efeitos naturais como: vulcanismos e depósitos naturais, ou devido a ações de origem antropogênicas, originando efluentes atmosféricos, industriais ou domésticos. Ainda devem-se considerar as atividades agrícolas, bem como processo de extração mineral e, outros procedimentos industriais (WILHELM FILHO, 2001; MACÊDO, 2002; SALOMONS; FÖSTNER; WITTMANN, 1981 apud JESUS, 2009; GOMES; CRUZ; SILVA FILHO, 2010).

3.3.3 Efeitos a saúde causados pelos metais pesados

Uma condição que difere os metais dos outros elementos e que merece destaque nesse momento é o fato relacionado à sua destruição ou síntese, ou melhor, a incapacidade de síntese desses elementos por humano, bem como por muitos outros organismos. Isto é, os metais em geral não são criados ou destruídos por processos químicos ou biológicos, são unicamente transformados quando expostos a essas situações. Além disso, apresentam alta reatividade, juntamente com reduzida quantidade na forma pura na natureza, estando geralmente associado a outros elementos (LACERDA, 1997; BAIRD, 2002; MACEDO, 2002; GREENPEACE, 2002; INÁCIO, 2006; AMARAL; KREBS, 2008; JESUS, 2009; LIMA, 2009).

Quanto à exposição por metais pesados a situação mais comum registrada em

literaturas refere-se à forma aguda, onde uma ou múltiplas exposições ocorrem em um período de tempo relativamente curto, tendo a observação dos efeitos desse contato de forma quase instantânea, o que possibilita facilmente estabelecer a relação de causalidade. Representando assim, uma situação comum para a maioria dos casos de intoxicação por metais, porém, pode ocorrer outra forma de exposição denominada crônica, na qual é mais difícil uma prévia identificação dos seus efeitos, já que ocorrem exposições em pequenas doses, por um período longo, considerando em geral parte ou até mesmo todo o ciclo de vida de um organismo (LEVI, 1997a; LEITE; AMORIM, 2006; VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007; PARANÁ, S.d; JARDIM; ARMAS; MONTEIRO, 2008).

Em humanos, a maioria dos casos de contaminação por metais se dá devido ao processo de alimentação, onde uma vez ingeridos os metais associados aos alimentos ou bebidas, acabam se depositando nos tecidos ósseos, gordurosos e musculares, deslocando os minerais nobres desses para a circulação (LARINI, 1997; VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007).

Dessa forma a ação desses elementos, se dá por meio da formação de complexos com os grupos funcionais de enzimas presentes no organismo, trazendo prejuízos para o funcionamento do mesmo, já que esses disputam locais de fixação de co-fatores de atividades enzimáticas, podendo ainda coibir o bom funcionamento de enzimas vitais para o corpo. Outra forma de ação é inibindo o transporte de substâncias essenciais, como o Na^+ e o K^+ e algumas substâncias orgânicas, assumindo o lugar dessas, ou agindo de forma imunossupressora. (AGUIAR; NOVAES, 2002; PASCALICCHIO, 2002; OLIVEIRA, 2003; VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007).

O potencial tóxico dos metais depende de alguns fatores, dentre eles a interação com os organismos. Essa relação pode ocorrer de três formas: inicialmente a absorção com subsequente entrada por intermédio do sistema gastrointestinal (alimentos e bebidas contaminados), nos pulmões (quando inalado ar com metais) e no contato com cutâneo (derme). Já no organismo ocorre num segundo momento, o transporte, distribuição, acumulação, biotransformação e consequentes efeitos clínicos. No terceiro e último momento se tem os efeitos com maior intensidade e a excreção dos metais do corpo através da urina ou fezes (TAVARES; CARVALHO, 1992; QUEIROZ, 2006; AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Certamente devido à grande toxicidade de alguns metais, esses podem causar danos irreparáveis aos organismos, que podem ser amplificados quando ocorre um mal funcionamento na excreção desses elementos. Todavia de qualquer forma, acima das

concentrações indicadas, os metais geram algumas doenças a curto, médio e longo prazo, conforme a exposição (TAVARES; CARVALHO, 1992; AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Determinar com total clareza os efeitos de um elemento traço sobre receptores é uma tarefa que envolve diferentes incertezas e variáveis, dentre elas: a razão entre a dose e tempo, por exemplo exposições elevadas em tempo reduzido, ou exposições elevadas em tempo prolongado tem diferentes efeitos. Assim como a idade, o sexo dos organismos expostos, entre outras características. Porém de forma geral pode-se atribuir algumas enfermidades a ação de metais pesados dentre eles pode-se comentar: o desenvolvimento de algumas síndromes, envolvendo o trato gastrointestinal, ou secundariamente o sistema renal, cardiovascular, nervoso (prejudicando, por exemplo, funções motoras e cognitiva, gerando distúrbios psiquiátricos), entre outros (US EPA, 2004a).

Considerando a ação de alguns metais pesados ainda, podem-se citar ainda danos ao sistema: hematopoiético, câncer, lesões na pele, osteoporose em população suscetível, enfisema pulmonar e mesmo afetando o bom funcionamento das enzimas, entre outras consequências (US EPA, 2004a).

A ação dos metais difere-se na relação entre organismos adultos e crianças, visto que segundo Mello-da-Silva e Fruchtengarten (2005, p. 206):

“As crianças são particularmente vulneráveis à exposição de agentes químicos presentes no ambiente, por suas características fisiológicas: ingerem mais água e alimento e respiram maior quantidade de ar por unidade de peso corporal que os adultos” (MELLO-DA-SILVA; FRUCHTENGARTEN, 2005, p. 206).

3.4 Análises de Risco

3.4.1 Definição de Risco

A análise de risco é um termo que vem ganhando cada vez mais destaque no meio acadêmico, quando se trata de avaliações frente à ação de estressores em ambientes. Esse termo aborda na realidade a capacidade de identificar um problema quantificando-o inicialmente e posteriormente correlacionado com um estressor, encontrando os possíveis efeitos adversos em um receptor esperado (FATORELI; CORESEUIL, 2004).

Todavia, para uma compreensão mais detalhada desse processo é necessário primeiramente conhecer um conceito primordial, que é o ponto central de toda a discussão da análise de risco. Assim, é necessário conhecer o que é risco, segundo Castro et al. (2005),

pode ser definido como uma forma de análise que se preocupa com possíveis eventos danosos de forma preventiva, isto é antes que esses possam gerar incerteza, exposição ao perigo, perda e prejuízo, sendo que essas relações podem ser estabelecida devido a processos naturais ou mesmo oriundos de trabalhos ou interações humanas. De forma mais resumida pode se dizer que o risco está ligado a chance de um desastre ocorrer, ou relacionado com a probabilidade, ou frequência da ocorrência do perigo e de suas consequências (ROYAL SOCIETY, 1992 apud EEA, 1998).

Além dessa outra definição relevante é a de risco (*latu sensu*) propriamente, a qual se refere à possibilidade numérica de ocorrência de um determinado acontecimento no tempo e no espaço, sendo esse indeterminado e apresentando condições variáveis, quanto à forma como o processo afeta o entorno (CASTRO et al. 2005; MAGNA, 2009).

Também considera risco de forma semelhante à autora Oga (2003) que descreve o mesmo como a probabilidade de perigo mediante a situações específicas de exposição. Além disso, pode se entender esse termo como uma equação matemática, relacionada com a probabilidade de ocorrência de um evento danoso (SPADOTTO; GOMES, 2004).

A questão do conceito de risco também deve ser considerada nesse trabalho quanto à ação de agentes químicos, onde define risco como a probabilidade ou frequência, de ocorrência de efeitos adversos que podem ser causados sobre humanos, em decorrência de uma substância química ou mistura, a qual esse está exposto (ANDERSON; CONNING, 1993).

Esclarecida a definição de risco através de diferentes conceitos e autores, pode-se resumir que esse é na realidade a probabilidade de um determinado evento (danoso) ocorrer. Ficando mais fácil através do entendimento desse conceito a compreensão dos próximos termos que em muito vão envolver a ocorrência de um evento e de como ele afeta o meio em sua volta.

3.4.2 Histórico da análise de risco

A análise de risco iniciou com estudos direcionadas a avaliação de risco a saúde humana e, posteriormente a análise de risco ecológica, sendo aplicada em diferentes países como: nos manuais da US EPA e na Europa pela *European Environmental Agency* (EEA).

Mas historicamente, a avaliação de riscos teve a aplicação de seus conceitos,

através de programas quantitativos e avaliação de dados, de uma forma um pouco mais rudimentar na idade média. Tratando de eventos referentes a questões financeiras e riscos associados a essas em relações bancárias. Entretanto a grande alteração ou mesmo revolução ocorreu com a aplicação de técnicas de estimativas de probabilidades e pesquisa operacional, motivada e utilizadas na primeira guerra mundial (GIUSSEPETTI et al. 2004 apud VITO, 2007).

Mais a frente na linha do tempo, no período entre as décadas de 70 e 80 as estimativas proveniente dos impactos ambientais passaram a ser uma ferramenta fundamental para nortear as decisões regulatórias e as políticas de proteção ambiental. Nos meados da década, de 80 nos Estados Unidos, teve início uma padronização de metodologias quanto à avaliação de risco voltadas a saúde humana, com a metodologia elaborada pela *The National Research Council* (NRC) em 1983 e aplicada pela US EPA no programa *Superfund*. Ainda nessa época, esse conceito não se limitava a saúde humana e já se tinha certos indícios de regulamentações e avaliações voltadas para o risco ambiente. Sendo essa situação concretizada como a autorização recebida pelos EPA para proteger a saúde pública, o bem estar e o meio ambiente proveniente do lançamento de substâncias perigosas (NRC, 1983; US EPA 1989, 1998; OGA, 2003; MAGNA, 2009).

Algum tempo depois, mediante a já existente metodologia de avaliação de risco voltada a saúde humana, a qual tem como base: a avaliação e o gerenciamento de risco, juntamente como as preocupações voltadas às causas ambientais e formas de alicerçar as leis de proteção ambiental. Desenvolveu-se a metodologia de avaliação de risco ecológico, isso por volta da metade da década de 90, através do manual de avaliação de risco ecológico. Sua estrutura básica apresenta um formato muito semelhante ao da avaliação de risco a saúde humana (NRC, 1992; FATORELLI; CORESEUIL, 2004; US EPA, 1997a, 1998, 2004a).

Quanto à avaliação de risco a saúde humana, está se apresenta em três etapas, a formulação do problema, fase de análise e caracterização do risco, dentro de quatro momentos que são: coleta e avaliação dos dados, avaliação da exposição; avaliação da toxicidade e caracterização do risco. Visto os bons resultados desse modelo na avaliação de risco a humano, cada vez mais essa metodologia vem sendo aplicada para o gerenciamento de risco, em artigos acadêmicos e países como os Estados Unidos, Holanda, Nova Zelândia, Austrália e na União Européia como um todo entre outros (NRC, 1983; FATORELLI; CORSEUIL, 2004; ROVISCO, S.d).

3.4.3 Descrição da Análise de Risco a saúde humana

A avaliação de risco é na realidade um processo sistemático que envolve a análise da magnitude e probabilidade de um determinado, perigo, ou efeito adverso ocorrer mediante a um evento, caracterizando os efeitos da exposição a estes. Assim no desenvolvimento dessa metodologia de avaliação, é focado um evento acidental e as possíveis consequências dos estressores para receptores (humanos ou ecológicos), buscando caracterizar e descrever de que forma essa situação afeta os *endpoints*, ou seja; os receptores finais (NRC, 1983; SHEA, 1997; EEA, 1998; NAS/IOM, 2003a; OGA, 2003; PDH, 2004).

Conhecendo a versão mais ampla do conceito de análise de risco, pode-se ir mais fundo no conceito. Assim cita-se a US EPA, que considera uma ferramenta de avaliação de risco da saúde humana, como gradativos eventos, os quais são calculados as probabilidades de ocorrência de efeitos negativos frente à saúde humana, em decorrência da exposição a contaminantes químicos no ambiente, considerando a situação presente ou futura (US EPA, 2010a).

A abordagem da metodologia aplicada pela EPA e outras agências de proteção ambiental espalhadas pelo mundo, quanto à análise de risco a saúde humana e ecológica, é baseada no princípio da precaução. Na realidade trata-se de uma metodologia quantitativa e qualitativa a respeito de um risco, a qual utiliza modelos biológicos, estatísticos, clínicos, toxicológicos, extrapolação de resultados, análise de números, características dos indivíduos, tipo de agente químico e as incertezas associadas a tudo isso, dando origem as estimativas numéricas ou mesmo índices, relacionando com a intensidade da contaminação, as quais os receptores (animais, plantas e o ambiente) estão expostos (NRC, 1983; SHEA, 1997; EEA, 1998; CETESB, 2001; ZAKRZEWSKI, 2002; OGA, 2003; NAS/IOM, 2003a; PDH, 2004; SETAC, 2004; US EPA, 2004; LIMA, 2009; ROVISCO, s.d).

Outra característica dessa ferramenta é a versatilidade, visto que avalia a ação de produtos químicos, estressores físicos e biológicos, possibilitando uma avaliação da exposição que não é seguida apenas uma linha de pensamento e sim entendido as possibilidades de dinâmica dos ecossistemas, considerando a capacidade de um estressor não ser nocivo a um determinado receptor, mas ser para outro, ou mesmo sua sinergia e acumulação (EEA, 1998; US EPA, 1998; ZAKRZEWSKI, 2002; RODRIGUES, 2009).

Dentre as finalidades de todo esse levantamento de informações a avaliação de risco a saúde humana e ecológica, destaca-se na possibilidades de aplicação: fornecendo uma

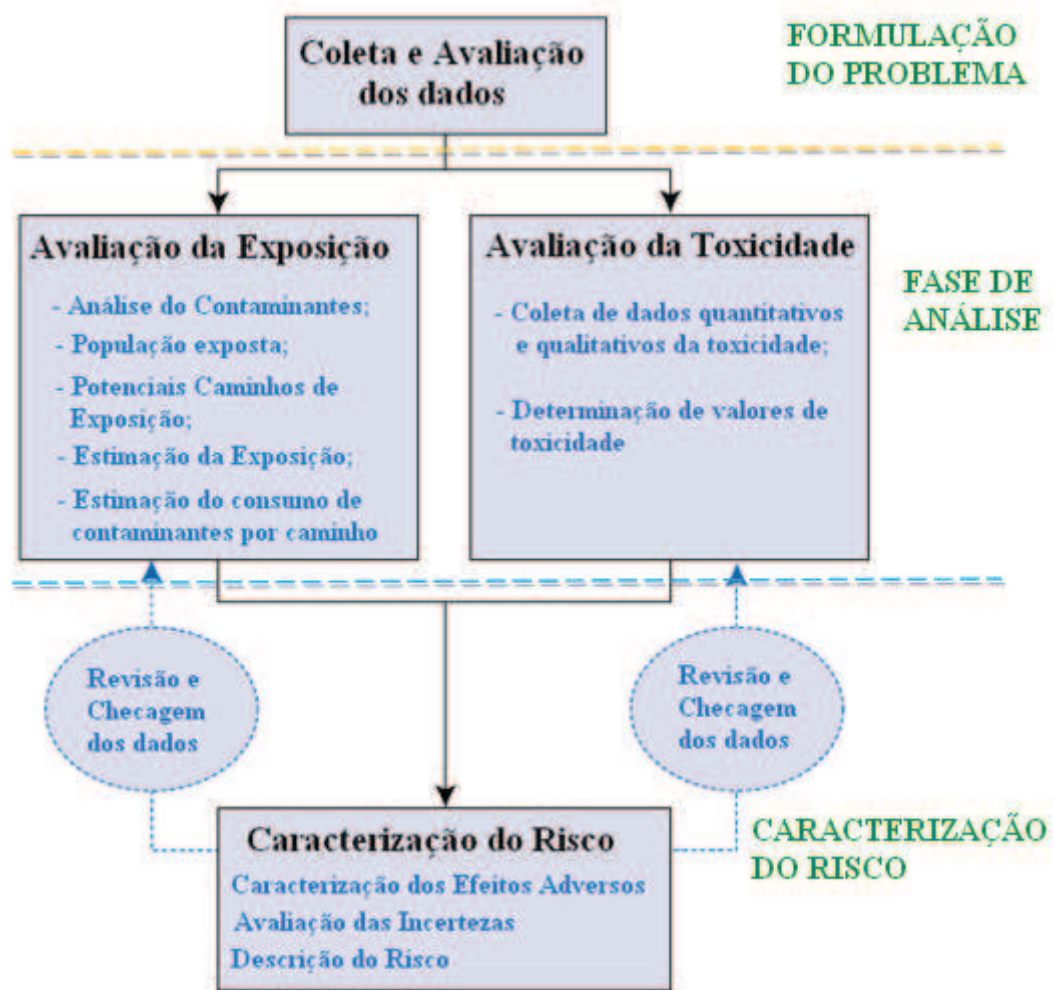
linha que dá rumo as ações num determinado local, apresentando dados que visam identificar a real situação dos químicos nesse, as formas de exposição dos *endpoints*, informações para comparação dos potenciais efeitos sobre a saúde; além é claro de alternativas de remediação, identificação das populações expostas e potencialmente em risco, construção cenários de exposição, identificação de fontes de poluição, estimação e descrição do risco em um local a diferentes receptores (US EPA, 1989; 1998; CETESB, 2001; OGA, 2003; LIMA, 2009).

Assim a avaliação de risco a saúde humana ajuda na tomada de decisão por parte dos gestores, comunidade e outras partes interessadas, juntamente com a definição das atividades prioritárias dos programas de vigilância e agências regulamentadoras, indústrias e organizações não governamentais, entre outras entidades e informações (US EPA, 1989; 1998; CETESB, 2001; OGA, 2003; LIMA, 2009).

Quanto à forma de se proceder para obter esses objetivos a metodologia de avaliação de risco, baseia-se na realização de processos, abordando como princípio fundamentador dois pontos principais: a caracterização dos efeitos e a caracterização da exposição. Partindo desses dois momentos, acaba-se dividindo a sequência em quatro momentos: coleta e análise dos dados e identificação do perigo (formulação da situação problema), a avaliação da exposição, avaliação da toxicidade, finalizando com a caracterização do risco (US EPA, 1989; 1998; CETESB, 2001; SETAC, 2004; PDH, 2004; RODRIGUES, 2009; ROVISCO, S.d).

Estruturando-se esquematicamente a situação apresentada acima, quanto à análise de risco a saúde humana, que é a metodologia que será utilizada de forma mais constante ao transcorrer da pesquisa, pode-se com base no manual da EPA de 1989, aliado ao manual elaborado na agência Australiana, descrever o fluxograma dessa ferramenta conforme a figura 1, a seguir:

Figura 1 - Fluxograma da sequência de etapas da metodologia de avaliação de risco ambiental modificado.



(Fonte: US EPA; 1998; LIMA; 2009; PDH, 2004).

Uma vez tendo o conhecimento a respeito do fluxograma serão comentadas as etapas individualmente, para fornecer aspectos relativos aos objetivos e breve descrições de cada momento.

3.4.4 Etapas da avaliação de risco a saúde humana

A análise de risco a saúde humana trata da identificação e quantificação do risco a saúde humana, para estabelecer um desenho da situação com informações que possam ajudar os gestores a tomar as decisões e estabelecer as ações mais adequadas para cada local. Apresentando uma representação dos níveis de agentes químicos em uma determinada situação, aliado ao risco que a população de humanos está exposta, para que seja possível pensar em alternativas que levem a solução reduzindo, controlando ou eliminando o risco identificado ao longo do processo (US EPA, 1989; CETESB, 2001; MAGNA, 2009).

Assim para concluir esse objetivo, a avaliação de risco a saúde humana estabelece quatro etapas principais, demonstradas a seguir (US EPA, 1989; NAS/IOM; 2003a; MAGNA, 2009; ROVISCO, S.d).

3.4.4.1 Coleta e avaliação dos dados (Formulação do Problema)

Essa etapa visa obter informações a respeito do meio físico, aliada a identificação de características dos compostos químicos de interesse para o processo de avaliação de risco. Nela ocorre a coleta de dados pré-existentes a respeito da área, objetivando determinar a natureza e extensão dos contaminantes. Nesse momento também ocorre à organização e interpretação das informações através de metodologia sobre avaliação de risco a saúde humana apresentada no manual da EPA (US EPA, 1989; CETESB, 2001; HACON, 2003; NAS/IOM, 2003a; ROVISCO, S.d).

Essa fase é fundamental para caracterizar condições de contaminação na área e possibilitar a fundamentação dos riscos aos receptores humanos presentes nas imediações, as quais ocorrem subsídios para as avaliações e linhas de atuações nas etapas seguintes. Desta forma observa-se na etapa uma contextualização da contaminação, incluindo a elaboração de um plano de análise, onde são considerados os parâmetros necessários para as modelagens da contaminação e do grau de risco. Elaborar-se também um modelo conceitual que visa integrar as informações coletados e construir uma hipótese de risco (US EPA, 1989; CETESB, 2001; PDH, 2004; LIMA; 2009).

3.4.4.2 Avaliação da exposição e da toxicidade (Fase de Análise)

Na segunda etapa, ocorre a avaliação da exposição, onde o objetivo é buscar estabelecer o tipo de exposição e sua magnitude. Procedendo-se para isso, atividades relacionadas à: caracterização da exposição que identifica condições físicas do local e da população de entorno, bem como os caminhos de exposição e as rotas que a população se expõe aos contaminantes, quantificando os agentes químicos no meio e estimando a exposição de acordo com a magnitude, frequência e duração dessa (US EPA, 1989; EEA, 1998; CETESB, 2001; HACON, 2003; PDH, 2004; ROVISCO, S.d).

Na avaliação da toxicidade busca-se estabelecer uma identificação das evidências ou da possibilidade de ocorrência de efeitos negativos a saúde humana, frente ao contato com

um contaminante, decorrente de uma eventual exposição. Para alcançar esses objetivos realizam-se dois procedimentos: a identificação do perigo e construção da relação dose-resposta a qual identifica o perigo, fundamentando-se na comprovação do potencial de um determinado agente causar danos ou incremento danoso na saúde de um indivíduo, envolvendo a determinação da intensidade dos efeitos com base nas evidências (US EPA, 1989; EEA, 1998; CETESB, 2001; SANTOS; MANCUSO, 2002; NAS/IOM, 2003a; PDH, 2004; MAGNA, 2009).

Já outro procedimento é a relação de dose resposta, que é uma quantificação dos efeitos tóxicos provenientes da exposição, considerando a dose de contaminante e massa corpórea do indivíduo expostos. Juntamente com os efeitos adversos observados em diferentes exposições, ocorridas geralmente em organismos testes, visando possibilitar uma correlação com os efeitos em humanos por extrapolação e análise dos resultados da curva (curva de dose-resposta) (US EPA, 1989; EEA, 1998; CETESB, 2001; SANTOS; MANCUSO, 2002; OGA, 2003; NAS/IOM, 2003a; PDH, 2004; MAGNA, 2009).

3.4.4.3 Caracterização de risco a saúde humana

Aproveitando as informações obtidas nas etapas de coleta e avaliação de dados, assim como da avaliação da exposição e da toxicidade. Pode-se utilizá-las para estimar o risco a saúde humana, tanto para potenciais efeitos não carcinogênicos, como para os efeitos carcinogênicos, conforme as substâncias existentes no meio e suas características. Determina-se dessa forma o risco associado aos efeitos adversos causado pelos estressores sobre receptores específicos (US EPA, 1989; EEA, 1998; CETESB, 2001).

Portanto algumas etapas são fundamentais para a caracterização sendo elas: a revisão dos dados (verificação da coerência de unidades e parâmetros avaliados), a verificação das hipóteses formuladas, e principalmente a quantificação do risco e perigo existente a saúde humana causado pelos poluentes presentes em uma área, identificando o nível, aos quais os receptores estão expostos. Concluída essa etapa, ocorre uma descrição do risco que objetiva realizar a conexão entre a avaliação do risco e o gerenciamento deste. É necessário nesta descrição a interpretação dos resultados da estimativa e a sensibilidade para avaliar os efeitos qualitativamente (US EPA, 1989; CETESB, 2001; NAS/IOM, 2003a; PDH, 2004; LIMA, 2009).

3.4.4.4 Informações relativas à análise de risco a saúde humana e decisões dos gestores

O uso final do documento de análise de risco irá depender dos objetivos atuais do estudo e mesmo da vontade política, já que envolve diretamente o uso das informações, aliada as discussões com os gestores para utilizar estas na tomada de decisões. Assim essa etapa possibilita a transmissão para o público em geral, partes interessadas e mesmo outros pesquisadores, para que esses tenham acesso às informações referentes às conclusões dos riscos observados (US EPA, 1997a; 1998).

3.4.5 Aplicação da avaliação de risco estimando a contaminação por metais

A deficiência comentada ao longo desse estudo frente à caracterização adequada dos impactos, não somente no meio abiótico, como também ao biótico é nítida, quando se comenta a respeito da contaminação dos recursos hídricos da região Sul Catarinense, frente à presença de metais (SILVANO, 2003).

Assim, podem-se citar poucos trabalhos no âmbito local ou mesmo nacionais, que apliquem metodologias de avaliação do risco, referente ao contato com metais, ou mesmo que tratem da exposição a receptores humanos ou da ictiofauna. Encontram-se nessa lista, os estudos de Alves (2004), que tratou a respeito dos metais presentes em *Geophagus brasiliensis* (QUOY & Gaimard, 1824) no rio Morozini e em três lagoas, no município de Treviso, Santa Catarina, objetivando identificar os hábitos de alimentação dessas espécies, obtendo como resultado a comprovação que os níveis de metais (Zn e Pb) nos músculos não apresentaram valores acima do recomendado para alimentação, não apresentando portanto risco a saúde da população.

Além desse estudo pode-se citar na região mais dois. Um deles o de Freitas (2007), o qual visou relacionar as modificações anatômicas em *Typha domingensis* com a concentração de metais pesados (Mn e Zn), na água e sedimentos de uma bacia de decantação do carvão, no município de Siderópolis (SC). Nos resultados obtidos, observa-se que há maiores concentração dos metais nos sedimentos do que na água, bem como maiores concentrações de Zn nas raízes e Mn nas folhas, encontrando ainda certas alterações das condições das plantas quando comparada entre áreas mineradas e pontos de controle em especial por causa do Zn (FREITAS, 2007).

Outro exemplo ainda é o trabalho da autora Silvano (2003), a qual avaliou a

presença de metais (Cr, Mn, Zn, Ni, Fe) oriundos de uma antiga lavra a céu aberto que formou uma lagoa denominada lagoa Azul no município de Siderópolis (SC). Para a pesquisa foi determinado além da concentração de metais na água e nos sedimentos, a concentração presente nos peixes (*Oreochromis niloticus* e *Geophagus brasiliensis*), objetivando avaliar a qualidade da lagoa e o risco do consumo da ictiofauna por humanos, podendo-se concluir que naquele momento as concentrações nos peixes não apresentavam riscos relativos ao consumo. Porém deve-se destacar um trecho do trabalho de Silvano (2003, p. 62) onde autora comenta sobre a necessidade de ampliar esses estudos na região, que apresenta evidente carência:

“[...] em relação às concentrações de metais, oriundos de mineração de carvão, em água, sedimentos e peixes, pois há grande carência de estudos nesta ênfase, motivo pelo qual foram citados trabalhos relativos a metais pesados em peixes de outros ambientes, que não da mineração de carvão. Baseado nisso se sugere mais estudos sobre esse tópico, que é de importância bastante relevante.” (SILVANO, 2003, p. 62).

Essa idéia é reforçada nas recomendações de Alves (2004), onde é sugerido a continuidade de estudos na região, já que a mineração de carvão é algo perene na vida e no ambiente do Sul do estado de Santa Catarina. Assim se torna importante, avaliar outros organismos da cadeia alimentar e observar a relação dos poluentes com esses para dessa forma complementar os dados e estruturar melhor as informações na região.

Ressaltam-se ainda como estudos semelhantes, fora do estado de Santa Catarina, Rodrigues (2007), referente à ocorrência de metais pesados em ambientes fluvial, devido à influência de curtumes, na bacia hidrografia do rio Cadeia (Rio Grande do Sul). Neste foram analisados sedimentos, água e tecido muscular de peixes, obtendo como resultados níveis de metais adequados para água, exceto para alumínio, enquanto para sedimentos os valores superiores aos permitido foram encontrados para cromo e mercúrio. Quanto ao consumo de peixes por parte dos humanos o risco foi calculado com base na metodologia de avaliação de risco toxicológico semelhante a da EPA e CETESB, publicadas em 1989 e 2001 respectivamente (RODRIGUES, 2007).

Tal autor mostra também, apoio a vigente necessidade desses estudos, não somente na região como em todo país, assim como da importância desse frente a análises de metais em ambientes, sugerindo em uma das conclusões: “Estudos posteriores são necessários para melhorar entendimento do processo de mobilização e bioacumulação de metais na área de estudo, envolvendo organismos de diferentes níveis tróficos” (RODRIGUES, 2007, p. 7).

Outro trabalho que se relaciona muito com a dinâmica da avaliação de risco,

apesar de não ser aplicada ao ambiente aquático, mas que pode ser citada com o exemplo devido à prática fidedigna do modelo apresentado pela EPA, nos manuais de análise de risco a saúde humana e ecológica, é o trabalho de Lima (2009). Lembrando que nesse foi comentado a respeito do descomissionamento de uma indústria de metalurgia de zinco. Tal outra considerou diferentes cenários de exposição, e obteve diversos resultados de risco e perigo, resultando na maioria dos casos como inaceitáveis tanto para receptores humanos, como ecológicos.

3.5 Análise de estruturas das amostras e método de análise por *Particle-Induced X-ray Emission* (PIXE)

3.5.1 Histórico

Em 1914, Moseley inicia um estudo que foi se desenvolvendo com o tempo a respeito das energias dos raios X, referente a cada elemento da tabela periódica, a partir daí muito se evoluiu nos estudos com raios X, devido principalmente aos trabalhos da física nuclear e emissões de raio X. Porém o grande diferencial na identificação de metais traços com uso da emissão desses raios se deu devido aos estudos de Johnsson e seus colaboradores na década de 70, que trabalharam com a questão dos prótons 2MeV e detecção de raio X com um detector de Si(Li) para identificar os elementos (TABACNICKS, 1997; DEBASTIANI, 2009).

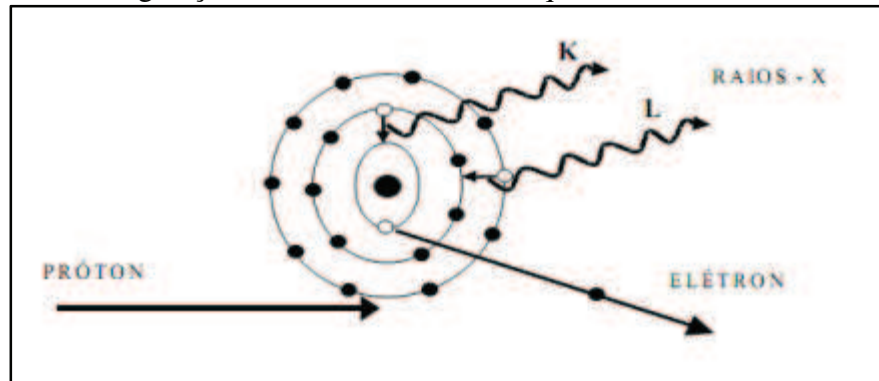
3.5.2 Método de Funcionamento

A constituição desse modelo analítico consiste em uma forma de identificar e utilizar as emissões de raio X característico emitidos de cada elemento de uma determinada amostra exposta. Exposição esta realizada por partículas carregadas que são irradiadas com alto grau de energia, oriundas de um acelerador (DEBASTIANI, 2009).

A aplicação desse procedimento segundo Johansson; Campbell; Malmqvist (1995), consiste em uma forma de método analítico, o qual se tem a emissão de raio X, em decorrência do lançamento de um feixe de prótons com alta energia (alguns MeV/u de energia), o que remove o elétrons das camadas mais íntimas (internas) das amostras (figura 2). Nesse processo ocorre o preenchimento por um elétron da camada externa, além da liberação

de um quantum de raio X medido em um detector de Si(Li) (FIGUEIREDO, 1983; ZACARKIM et al, 2002).

Figura 2 - Sistema de geração de vacância com subsequente emissão de raio-X.



(Fonte: ZAYAS, 2003).

Nesse processo de passagem do feixe, há a geração de uma vacância e decorrente preenchimento por parte de elétrons, emitindo raios-X característicos do átomo de acordo com os níveis de energia dos elétrons, ponto esse fundamental para sua posterior identificação (JOHASSON, CAMPBELL; MALMQVIST, 1995; DEBASTIANI, 2009).

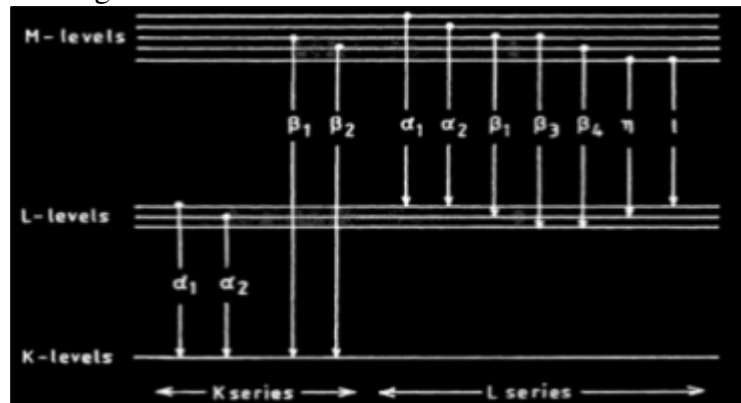
A identificação segundo Debastiani (2009) ocorre devido aos arranjos das camadas eletrônicas diferenciadas que cada elemento da tabela periódica possui, resultando portando em emissões de raio-X específicas, conforme a constituição da camada. Vale ainda ressaltar que o espectro de raio-X consiste de um contínuo *background* aliados a picos de raios -X característicos da amostra.

Aprofundando mais na questão da geração de picos característicos dos átomos analisados, assim como do processo de transição e de emissão de raios X. Cabe complementar, que no processo onde são geradas as vacâncias, como nas camadas K, L e M, com subsequente preenchimento por parte dos elétrons dos arredores (periféricos), tem-se as transições entre camadas e a emissão de raios X, denominado esse processo conforme a camada, por exemplo, da camada K chama-se raio X K, já da camada L é raio X L, mantendo sempre essa mesma analogia, exemplificada de forma ilustrativa na figura 3. Essas passagens de elétrons das diferentes camadas seguem regras de seleção da mecânica quântica, assim como a lei de Moseley (1914), aplicada em princípios da relação entre energia de radiação característica e número atômico do elemento voltado à identificação do mesmo (JOHASSON; CAMPBELL; MALMQVIST, 1995; TABACNIKS, 2005).

Entretanto o processo de identificação dos elementos presentes em uma amostra, na prática não é tão simples, visto que há de fato geração de mais do que um pico. Dessa forma, quando analisado como um todo, os espectros de raio X ficam mais complexos para visualização (compreensão), dentro outros motivos pela superposição de linhas, o que leva ao uso de alguns programas e aparelhos para melhor identificar dos constituintes das amostras (JOHASSON; CAMPBELL; MALMQVIST, 1995; TABACNIKS, 2005).

Esses picos de raios-X característicos anteriormente citados são de grande relevância no processamento posterior em programas para estimar a quantidade específica desses raios característicos, por exemplo, o GUPIX WIN e o AXIL (JOHASSON; CAMPBELL, MALMQVIST, 1995; DEBASTIANI, 2009).

Figura 3 - Níveis de energia na transmissão de raio-X



(Fonte: JOHASSON; CAMPBELL; MALMQVIST, 1995).

Para finalizar a caracterização do método algumas informações são importantes, como o limite de detecção, que chega a valores como $10^{-6} \text{ g.g}^{-1}(\text{ppm})$ ou mesmo a $10^{-14} \text{ at.cm}^{-2}$ no caso de filmes finos e precisão absoluta de 5 a 30%. A energia dos feixes pode ser operada tanto como feixes de H^+ , He^+ ou He^{++} , entre outras características mais técnicas a respeito desse modelo de análise (TABACNICKS, 1997).

Esse método se destaca em estudos de identificação de metais em amostras, devido a sua possibilidade de análise sem destruição de amostras e mesmo sem pré concentração da mesma por via úmida, diferentemente de outras técnicas como Absorção atômica ou *Induced Coupled Plasma-Mass Spectrometry* (ICP-MS) (OHNUKI et al. 2002 apud ZAYAS, 2003).

3.5.3 Laboratórios e aplicações

Alguns laboratórios no Brasil já têm conhecimento e instrumentação para a realização de testes como o modelo PIXE, um deles é o laboratório de Implementação Iônica do Instituto de Física – UFRGS, localizado em Porto Alegre, o qual faz uso de um acelerador Tandetron (DEBASTIANI, 2009).

Dentre as aplicações do método cita-se o levantamento de: aspectos fundamentais da interação íon-matéria; análise de poluentes ambientais; análise de tecidos orgânicos; análise de solo; análises de materiais geológicos; análise de proteínas e análises de leveduras (IF UFRGS, 2002).

Quanto à possibilidade de uso desses laboratórios para teste da presença de metais em amostras pode-se citar estudos como da Villela (2006), onde foi utilizado o laboratório da UFRGS acima citado, em pesquisas relacionadas à genotoxicidade de amostras ambientais da região do lago Guaíba, para a detecção de elementos inorgânicos em moluscos. Outra tese que utilizou desse método foi à avaliação da genotoxicidade induzida por emissões de veículos automotores em *Ctenomys minuts* como organismo bioindicador (HEUSER, 2001).

Dois estudos que aplicaram essa técnica regionalmente usando como organismos testados animais, foram a pesquisa de Leffa et al. (2010) sobre a avaliação da genotoxicidade dos rejeitos de carvão, utilizando moluscos (*Healix aspersa*), que se alimentando com alface com e sem influência de rejeitos, assim como viviam em ambientes com e sem influência. Além desse, o estudo de Zocche et al. (2010) avaliou metais pesados no fígado de morcegos através do método PIXE e o dano causado ao DNA de células sanguíneas através do teste cometa.

Porém esses são apenas alguns exemplos do grande campo de aplicação dessa metodologia, podendo-se citar várias descobertas em estudos de presença de metais no solo e em matérias de análise biológicos, considerando essa uma técnica sensível e de relativa simplicidade, com capacidade de caracterizar vários elementos ao mesmo tempo com resultados rápidos e detalhistas, usando pequenas quantidades de amostras (JOHASSON; CAMPBELL; MALMQVIST, 1995; HEUSER, 2001; MIRELLES, 2004 apud LEFFA, 2010).

3.6 Meio Aquático

A água certamente é um dos meios mais relevantes para a sobrevivência de diversas espécies incluindo o homem, porém cada vez mais se encontram nestas vestígios de contaminação. Assim a poluição na água pode ser subdividida em quatro grupos, sendo eles: a *poluição térmica*, que ocorre em geral devido ao despejo de águas em elevada temperatura oriunda de processos industriais. A *poluição sedimentar*, em decorrência da presença de partículas em suspensão. A *poluição biológica*, devido a organismos patogênicos e a última forma de poluição é a *química*, que por muitos autores é considerada como a mais perigosa quanto aos efeitos e problemática no tratamento, assim como em efeitos a longo prazo (AZEVEDO, 1999; NACKE, 2007; BELLUTA et al. 2008).

A *poluição química aquática*, que é a de interesse nesse estudo pode se dar devido a algumas situações, sendo elas a presença de fertilizantes agrícolas, compostos orgânicos sintéticos e com maior destaque para a pesquisa a poluição devido a compostos inorgânicos e minerais, que chegam a esse meio devido a ação do intemperismo ou de processos geoquímicos, no caso de uma contaminação que ocorra naturalmente. Entretanto cada vez mais a contaminação se dá devido às contribuições provenientes das atividades antrópicas, como: as relacionadas a processos industriais e minerações (YABE; OLIVEIRA, 1998; AZEVEDO, 1999; PORTO et al., 1991 apud QUEIROZ, 2006; BELLUTA et al. 2008; OGUZIE; IZEVBIGIE, 2009).

Dessa forma são consequências da poluição química, na água alterações no pH, devido a propriedades básicas e ácidas de alguns compostos. Além é claro de modificações físicas como: mudança de cor, transparência, viscosidade, tensão superficial, dentre outros parâmetros que devem ser analisados para concluir a respeito de alterações reais na água (AZEVEDO, 1999, ARANHA, 2004).

Para conhecer melhor a forma de atuação da poluição química, com maior destaque a oriunda dos metais, é necessário ter em mente a conceitualização a respeito da água, a qual é um composto polar constituído de moléculas covalentes, com fórmula químicas H_2O , apresentando-se em geral, sem cor, cheiro ou sabor. Considerando as condições fundamentais dessa substância, as quais tiveram alguns de seus parâmetros apresentados acima, deve-se entender a relação dos metais dissolvidos nesse meio e, como alguns fatores presentes podem afetar seu grau de toxicidade (ARANHA, 2004; MACÊDO, 2004)

Como parâmetros presentes na água, que podem vir a afetar a ação dos metais

citam-se: *temperatura*, referente a uma condição física, a qual pode determinar velocidades de reações químicas, assim como processos biológicos, metabolismo e mesmo a distribuição de espécies no meio. No caso dos peixes este parâmetro ainda interfere em questões relacionadas à tolerância térmica (variações em curto e longo espaço de tempo na temperatura) e a eficiência da conversão alimentar (BESCHTA et al. 1986 ; SULLIVAN et al., 1990 apud LAVOR, 2008).

O *pH*, comumente usado para representar a concentração de íons de H^+ estando esse constantemente associado a acidez ou alcalinidade de um meio em diversas pesquisas. É um parâmetro determinante para a vida aquática, influenciando no metabolismo da biota e representando um dos fatores que tornam os elementos metálicos dissolvidos ou precipitados na água, tendo maior influência nas substâncias que se ionizam. Lembrando que na faixa entre 5 a 9 unidades, que é uma faixa comum em corpos hídricos não muito afetados por fontes de contaminação ácidas ou básicas excessiva, esse não constitui um inibidor direto da vida aquática. Entretanto nesses valores ele é capaz de solubilizar os metais podendo alterar a qualidade da água, resultando em uma condição onde os organismos aquáticos não sofrem efeitos diretos por causa do pH, ficando no local, porém vão com o tempo sofrendo exposições crônicas tendo efeitos adversos em geral sub-letais devido aos metais dissolvidos ou precipitados (ALABASTER; LLOYD, 1980 apud LAVOR, 2008; LOURDES; LEOPOLDO, 2001; OLIVEIRA, 2003; ARANHA, 2004; MACÊDO, 2004; QUEIROZ, 2006).

Vale ainda lembrar que os metais na água de modo geral tendem a estar em pH com valores baixos (ácidos) em solução, começando esses a precipitar com a elevação do pH, sendo que esses nas soluções com altos pH (alcalinas) ocorrem geralmente aderidos (adsorvidos) aos sedimentos ainda em suspensão ou já nos sedimentos de fundo (MACÊDO, 2004; ESTEVES, 1988 apud QUEIROZ, 2006;).

Outra condição que influencia na ação tóxica dos metais, é o *oxigênio dissolvido*, que representa o oxigênio que se encontra dissolvido na água, sendo um dos parâmetros mais importantes para a sobrevivência, principalmente dos heterótrofos, além de ser um agente oxidante fundamental em águas naturais. Também faz parte dessa lista de fatores a *dureza* da água, a qual é representada pela presença de íons metálicos (Ca^{++} , Mg^{++} , e em menor porcentagem Fe^{++} e Sr^{++}) podendo citar como consequência, por exemplo as águas moles ($< 50 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$) e corrosivas, as quais tem a capacidade de dissolver chumbo, que pode causar danos graves aos organismos (LOURDES; LEOPOLDO, 2001; BAIRD, 2002;

OLIVEIRA, 2003; ARANHA, 2004; MACÊDO, 2004; QUEIROZ, 2006).

A dureza da água afeta de modo geral os efeitos dos poluentes associado aos metais segundo, Förstner; Wittmann (1981 apud SILVANO, 2003, p.21): “pela formação de carbonatos insolúveis, ou pela adsorção no carbonato de cálcio”.

Existe ainda outros fatores associados ao meio aquático, que é a *presença de matéria orgânica dissolvida*, a qual apresenta uma capacidade interessante de associação como poluentes, em especial metálicos, proporcionando uma redução do efeito tóxico ou mesmo um aumento da presença desses na coluna d’água (OLIVEIRA, 2003).

Vale lembrar que os parâmetros acima, são apenas alguns dos que influenciam a ação dos metais tóxicos, no ambiente aquático, assim como a grande relevância desse meio, que constitui o habitat de muitas espécies que são diretamente afetadas por alterações físicas, químicas ou de outras ordens.

3.7 Sedimentos aquáticos

Conforme Bevilacqua et al. (2009) e Perin (2005) sedimentos são um dos principais depósitos, onde se tem o acúmulo de contaminantes e em especial dos metais e compostos orgânicos, portanto é necessária uma compreensão clara e específica desses. Assim considera-se sedimentos conforme Baird (2002, p. 555), como: “as camadas de partículas minerais e orgânicas, com frequência finamente granulada que se encontram em contato com a parte inferior dos corpos d’água natural, como lagos, rios e oceanos”. Ou segundo Suguio (1998, p.619) os sedimentos podem ser entendidos como: “agregados inconsolidado de partículas minerais ou de rochas formado na superfície terrestres. De acordo com a origem é possível reconhecer sedimentos plástico, químico e orgânico”.

Na avaliação da contaminação num determinado corpo hídrico, certamente não basta apenas concentrar-se em amostragens e análises das condições encontradas na água, pois assim estar-se-ia cometendo um equívoco por subestimar um ponto de grande importância para caracterizar dessa contaminação, no compartimento chamado de sedimentos. Já que esses podem ser uma importante fonte de contaminação para os organismos aquáticos (BAIRD, 2002; PERIN, 2005; QUEIROZ, 2006; JARDIM; ARMAS; MONTEIRO, 2008).

Assim segundo Jesus et al. (2004, p. 378) “os sedimentos tem sido considerados como um compartimento de acumulação de espécies poluentes a partir da coluna d’ água,

devido às altas capacidades de sorção e acumulação associadas”, ou seja, os sedimentos são relevantes em estudos de toxicidade presente na água devido a sua receptividade e acumulação de contaminantes (BAIRD, 2002; PERIN, 2005; QUEIROZ, 2006; JARDIM; ARMAS; MONTEIRO, 2008).

Essa capacidade de (sorção e acumulação, está diretamente relacionada com a disposição dos poluentes em serem absorvidos pela superfície de materiais particulados, com destaque para os orgânicos, que se encontram em suspensão na água. Esse contato ocorre por meio de processos de transferência e deposição de metais nos sedimentos, como nas ações de troca iônica através de mecanismos como: a formação de complexos com substâncias úmidas das partículas orgânicas; adsorção nas partículas minerais e reação de precipitação (BAIRD, 2002).

O grande destaque dos sedimentos se dá devido a sua extraordinária capacidade de realizar a fixação de substâncias. Condição essa decorrente além dos fatores apresentados anteriormente, também devido a sua superfície específica, bem como de aspectos relacionados à reatividade desse material, interagindo com elementos do entorno, os quais no caso dos metais chegam até os sedimentos como detritos minerais ou por precipitação, quando estão na fase aquosa, devido a diversos fatores como pro exemplo a oxidação (BAISCH; MIRLEAN; LIMA, 2003; SAMPAIO, 2003; PERIN, 2005; JESUS, 2009; WASSERMAN; WASSERMAN, 2008 apud ALVES, 2009)

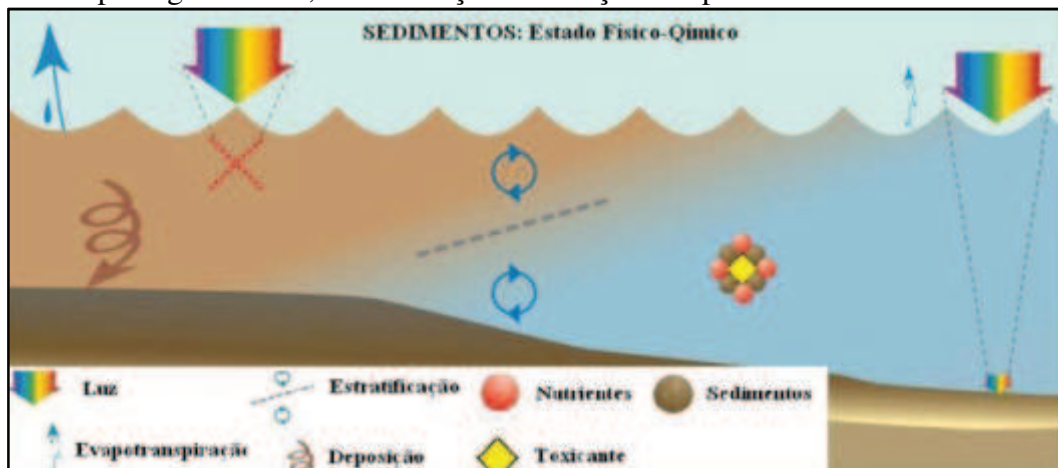
Desta forma, acima foi comentado como se dá o contato poluente-contaminante, ressaltando uma situação que esses ficam aderidos, devido condições apresentadas, já que em geral sedimentos são inertes, tendo essas substâncias adsorvidas devido à presença de compostos inorgânicos e matéria orgânica associada à superfície (BAISCH; MIRLEAN; LIMA, 2003; SAMPAIO, 2003; JESUS et al. 2004; PERIN, 2005; BIVILACQUA, 1996 apud JESSUS, 2009; BEVILACQUA et al. 2009).

Entretanto isso não representa uma condição de estabilidade total, ou imobilidade do contaminante aderido, apesar de tornar esse temporariamente menos disponível do que na fase líquida. Já que os efeitos de adesão acima não são irreversíveis e, em decorrência de certas ações que ocasionam alterações físico-químicas, processos abióticos e bióticos, esses podem voltar à coluna de água, se remobilizando e tornando-se uma espécie de fonte secundária de poluição, sendo esse fato comum em corpos d' água com finas laminais de água, que devido à ação do vento tem esse efeito mais expressivo (BAISCH; MIRLEAN; LIMA, 2003; SAMPAIO, 2003; JESUS et al. 2004; PERIN, 2005; BIVILACQUA, 1996 apud

JESSUS, 2009; BEVILACQUA et al. 2009).

Ressalta-se que os poluentes tóxicos aderidos aos sedimentos esse podem sedimentar ou ser transportados ao longo do corpo hídrico conforme figura 4. Devido à ocorrência de duas ações (forças) que interagem com partículas submersas, a força de retenção (relacionada à massa e resistência ao movimento) e a força de arrasto, a qual pode ser relacionada ao sedimento que vai rolando no fundo do leito ou o material suspenso, que viaja com velocidade próxima a da corrente (advecção) (NRCS, 1995; SCHNOOR, 1996).

Figura 4 - Representação do processo de sedimentação e, as alterações ocasionadas devido à resistência à passagem da luz, sedimentação e adsorção dos poluentes.



(Fonte: QUEENSLAND GOVERNMENT, 2010).

Um fator preponderante na força de arrasto e, por conseguinte na maneira e velocidade de transporte dos poluentes refere-se à textura do sedimento, forma, granulométrica da partícula e geomorfologia, bem como as condições lânticas ou lóxicas do corpo hídrico. Lembrando que a deposição de sedimentos no fundo ocorre devido à redução no processo de arraste (ambientes com menos mobilidade) onde há um transporte para baixo, com uma velocidade de sedimentação, considerando uma taxa k_s (NRCS, 1995; SCHNOOR, 1996; FÖRSTNER; WITTMANN, 1981 apud JESUS, 2009).

Tendo em mente o processo de transporte dos sedimentos e a forma como ocorre à adsorção dos contaminantes a esses. Pode-se pensar em situações referentes aos efeitos da relação contaminante-sedimento ou mesmo do acúmulo de sedimentos em corpos hídricos, a qual é retratada em muitos estudos há diversos anos (CORDONE; KELLEY, 1961; WASSEMAN; WASSEMAN, 2008 apud ALVES, 2009).

Dentre eles destaca-se efeitos agudos, crônicos, causando a mortalidade até

mesmo de ovos de peixes, devido a esses costumarem depositar seus ovos entre os cascalhos do fundo dos corpos hídricos, entrando em contato direto com as partículas de contaminantes (CORDONE; KELLEY, 1961).

Assim pode-se dizer que os sedimentos segundo Baisch; Mirlean; Lima (2003) são uma fonte de contaminação nos corpos hídricos, já que essas pequenas partículas podem apresentar em seu sistema certa quantidade de material contaminado como metais pesados e pesticidas aderidos. Estando disponível para a absorção direta por parte dos organismos aquáticos, o que lhe trona uma fonte peculiar de risco ao ecossistema (SAMPAIO, 2003).

3.8 Peixes como organismos indicadores de contaminação

Comumente se utiliza alguns organismos para a realização dos testes de toxicidade ou para representar a ação de estressores em um meio, conforme Valentim; Dezotti (2008) pode-se assim representar características diferenciadas, conforme as condições que se deseja observar.

Desta forma considera-se como indicador biológico segundo Flores-Lopes; Malabarba (2007, p. 49) “uma característica do ambiente, que quando medida, quantifica a magnitude do estresse, as características do hábitat, o grau de exposição para o estressor ou o grau de resposta ecológica para o estressor”.

Alguns organismos podem ser citados como exemplo para o uso como indicadores biológicos dentre eles: as algas que se encontram na base da cadeia alimentar e podem reagir de diferentes formas no seu crescimento quando sofrem exposição de agentes tóxicos, poliquetos, oligoquetos e larvas de inseto, os quais vivem em geral no solo úmido e com certas quantidades de matéria orgânica, que é seu alimento. Ou mesmo os microcrustáceos como as *Daphnias*, que são muito empregadas, para essa função principalmente em ensaios de bancada, por serem um interessante representante dos consumidores primários (KINIE; LOPES, 2004; VALENTIM, DEZOTTI, 2008).

Entretanto para o meio aquático um dos principais bioindicadores são os peixes (do latim *pisces*), animais esses que podem variar em cartilaginosos, ou ósseos, sendo esses últimos os organismos de interesse para esse estudo (STORER et al. 2000; SAMPAIO, 2003; LAVOR, 2008).

A seleção desses animais como indicadores ecológicos da contaminação é

corroborada por diversos estudos que consideram algumas espécies de peixes de água doce, como bons indicadores ambientais, principalmente para contaminações por metais pesados. Visto que tais animais mostram-se sensíveis a variações neste e outros parâmetros ambientais, em parte devido a seus hábitos alimentares, parte devido à grande exposição dos seus órgãos e tecidos, uma vez que algumas espécies habitam de forma contínua um determinado ambiente contaminado ao longo de toda a vida (ROCHA, PEREIRA; PÁDUA; 1985; HEATH, 1994; OLIVEIRA, 2003; DAMATO; BARBIERI, 2003; FERREIRA, 2006; ZHANG et al., 2007; FLORES-LOPES; MALABARBA, 2007; GOMES et al, 2009; APHA, 1981 apud AHMAD; SHUHAIMI-OTHMAN, 2010; RASHED, 2001 apud YOUSAFZAI et al., 2010).

Além desta outra característica, que salienta a importância da escolha dos peixes como receptores intermediários, refere-se ao fato desses animais terem a capacidade de ocupar diferentes níveis tróficos, estando presente desde consumidores primários até aos altos níveis da cadeia trófica, demonstrando diferentes condições e, reações quanto às influências presentes no meio, conforme o seu nível trófico (ROCHA, PEREIRA; PÁDUA; 1985; HEATH, 1994; OLIVEIRA, 2003; DAMATO; BARBIERI, 2003; FERREIRA, 2006; ZHANG et al., 2007; FLORES-LOPES; MALABARBA, 2007; GOMES et al, 2009; AHPA, 1981apud AHMAD; SHUHAIMI-OTHMAN, 2010; RASHED, 2001 apud YOUSAFZAI et al., 2010).

Outra característica que argumenta a ideia da suscetibilidade dos peixes frente à contaminação, com destaque a causada por metais é a capacidade que os organismos dessas espécies têm de acumular essas substâncias em seu corpo, mediante a diferentes rotas ou formas de contato e absorção. Lembrando que no meio aquático os peixes são destino de muitos dos contaminantes, devido à maioria dos poluentes tóxicos demonstrarem a peculiaridade de possuírem afinidade com lipídeos (lipossolúveis), ficando, portanto preferencialmente associado a gorduras, presente nesses animais ou se difundindo em outras partes do corpo como: pele, músculos, ossos e fígados (déficit na entrada e excreção) (PENTEADO, 2000; ALVES, 2004; OGUZIE; IZEVBIGIE, 2009; YOUSAFZAI et al. 2010; AHMAD; SHUHAIMI-OTHMAN, 2010).

Entretanto antes de atingir esses órgãos e tecidos, ocorre uma série de eventos devido à grande interação da ictiofauna com o meio, aumentando a probabilidade de contaminação, por três formas elementares, que são: processos de difusão passiva através da *pele*, por meio de absorção de íons livres, que entram em contato com a superfície do corpo chegando até a corrente sanguínea. A ingestão de alimentos, denominada de exposição

alimentar ou através do contato branquial (HEATH, 1994; OLIVEIRA, 2003; SISEMA, 2005; QUEIROZ, 2006; OGUZIE; IZEVBIGIE, 2009; SANTOS, 2010).

Como consequência dessas absorções tem-se a acumulação de metais nos tecidos, sendo que nos peixes esses apresentam alguns efeitos perceptíveis, principalmente em reações com exposições subletais, resultando em: gônadas pequenas, retardamento no crescimento e na maturação, alterações no comportamento e mesmo na morfologia, dentre outros efeitos crônicos. No entanto nem sempre os efeitos são subletais, também podem ocorrer efeitos que causam a morte de forma mais imediata do animal em exposição agudas (HEATH, 1994; RAND, 1995 apud OLIVEIRA, 2003; ZANGH et al. 2007; FLORES-LOPES; MALABARBA, 2007; GOMES et al., 2009; BEGUM; HARIKRISHNA; KHAN, 2009; YOUSAFZAI et al., 2010).

Entretanto o motivo da seleção dos peixes como os receptores ecológicos bioindicador de contaminação, mais adequados para o estudo não se limita a sua capacidade de bioacumular e ser suscetível a metais. Esses também apresentam condições como: relativa facilidade de serem identificados quando coletados, podem habitar ambientes variados, com condições relativamente adversas quanto à qualidade da água e sedimentos; tem biologia e ecologia bem conhecidas; são populares e representam os resultados de forma mais fácil para população, além de apresentarem certo valor econômico e serem comumente utilizados para alimentação (FLORES-LOPES; MALABARBA, 2007; AHMAD; SHUHAIMI-OTHMAN, 2010).

Considerando os fatores discutidos acima, quanto à possibilidade dos peixes representarem adequadamente a contaminação que pode ocorrer em um determinado corpo hídrico. Esses se demonstram como receptores ecológicos adequados as metas do estudo, referentes à identificação do risco associado à contaminação por metais em corpos hídricos. Além é claro de serem capazes de possibilitar a extrapolação da contaminação aos humanos que possam vir a consumi-los (ALVES, 2004; SISEMA, 2005; GOMES et al, 2009; SANTOS, 2010).

3.9 Biomagnificação e Bioacumulação

Conforme Castilhos et al (2010), os metais pesados, apresentam certas características diferentes de outras compostos, uma delas é que esses elementos podem estar bioacumulados ou biomagnificados ao longo da cadeia trófica (JOYEUX, CAMPANHA

FILHO, JESUS, 2004).

Tendo em mente essa possibilidade de ação, dois conceitos chamados de biomagnificação e bioacumulação, são necessários para que se possa compreender de forma mais clara, o perigo, ao qual está exposta a biota e também os humanos em contato com um meio aquático contaminado por esses elementos.

3.9.1 Bioacumulação

A persistência simplesmente de um determinado composto químico, não é de fato um risco real a toxicidade relacionada a humanos e outros organismo. Na realidade toda a questão do risco de contaminação surge do contato seja ele por ingestão, inalação ou mesmo dérmico, do organismo com o poluente, fazendo com que esse entre em seu corpo. A bioacumulação trata de uma das consequências dessa entrada, podendo ser entendida resumidamente como um processo onde ocorre o acúmulo do contaminante a ponto de causar toxicidade ao organismo, devido à relação entre as taxas de absorção e eliminação (LEBLANC, 1997; PENTEADO, 2000; MIRANDA, 2006).

Já para outros autores, biomagnificação assume um conceito mais geral, sendo o processo de ocorrência da transferência dos poluentes do meio abiótico para o meio biótico, apresentando concentrações que podem ou não serem maiores do que as encontradas no meio (D'AMATO; TORRES; MALM, 2002; PEDROZO, 2003; MIRANDA, 2006; BEGUM; HARIKRISHNA; KHAN, 2009).

Esclarecendo melhor essas duas relações, entende-se o termo bioacumulação como, o processo no qual os organismos vão acumulando produtos químicos provenientes do meio abiótico (água, ar ou solo), bem como de fontes dietéticas (alimentando-se ao longo da cadeia trófica), incluindo assim relações como taxa de absorção, a capacidade de excretá-las e mesmo metabolização. Vale lembrar que esse fato ocorre, porque o organismo absorve certa quantidade de poluentes, porém a taxa de eliminação deste é inferior aos valores absorvidos. Acumulando assim o material ao longo do tempo em decorrência de fatores biológicos e quali-quantitativos de compostos químicos, aumentando, portanto sua concentração no indivíduo (BAIRD, 2002; PEDROZO, 2003; MARANHO, 2006).

Já as vias de absorção desses elementos no corpo se dá geralmente através de difusão passiva, em locais como os pulmões, brânquias e sistema gastrointestinal, não descartando-se a possibilidade de entrada no corpo por meio da derme. Nos peixes as

brânquias e alimentos representam as principais rotas da entrada, ocorrendo posteriormente à acumulação principalmente em gorduras e fígados, os quais são transformados e armazenados. Já o transporte até esse ponto podem ocorrer junto a proteínas ou sangue (LEBLANC, 1997; PENTEADO, 2000).

Exemplificando uma situação característica desse processo, em ambiente aquático, onde os organismos presentes passam grandes quantidades de água nas membranas respiratórias diretamente (brânquias), o que acaba removendo muito dos poluentes presentes nessa e absorvendo em si uma taxa maior do que a capacidade de excreção. Devido a essa situação ocorre uma acumulação ao longo do ciclo de vida podendo gerar conseqüências tóxicas e levar a outra situação quando esses indivíduos são predados, chamando-se o processo de biomagnificação (LEBLANC, 1997).

3.9.2 Biomagnificação

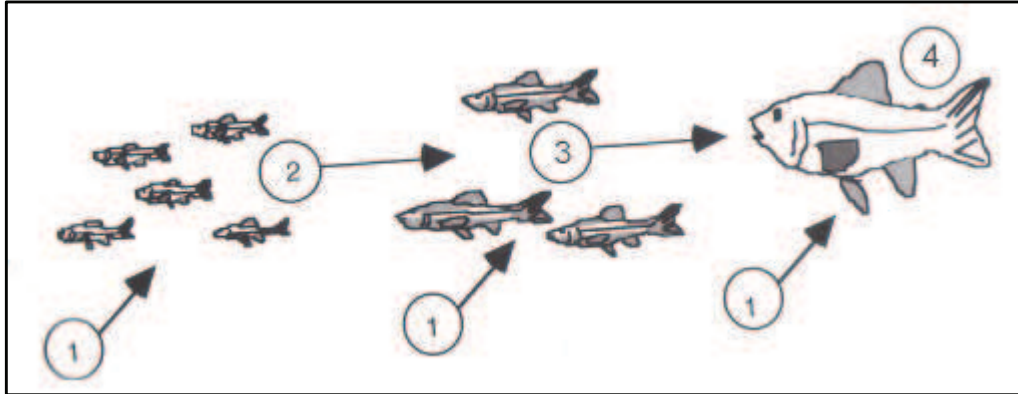
Segundo Penteado (2000) a fase de bioacumulação é de grande importância para o processo de biomagnificação, visto que nesse momento ocorre a introdução das substâncias no organismo. A bioacumulação representa o período anterior, onde as substâncias que excedem a excreção acumulam-se no organismo, o qual sofrerá posterior relação de predação, levando a um processo subsequente chamado de biomagnificação (PEDROZO, 2003).

Desta forma considerar-se biomagnificação, como o processo pelo qual as substâncias absorvidas pela biota distribuem-se ao longo da cadeia alimentar, elevando suas concentrações à medida que sobe nos níveis tróficos. Isto é, um determinado organismo entra em contato com o contaminante e absorve o poluente, depois este primeiro organismo serve de alimento para outro. Os predadores desta relação, em geral, não ingerem apenas um único animal, sua taxa de alimentação comumente envolve o consumo de um número elevado de presas, resultando em um aumento da concentração no corpo do predador, devido à ingestão própria de poluentes (contato dérmico, respiratório, gastrointestinal, entre outros), aliada ao consumo de outros indivíduos contaminados. Sendo que essa relação vai aumentando conforme se encontra em um nível trófico superior (PEDROZO, 2003; MARANHO, 2006; MIRANDA, 2006).

Pode-se observar a passagem da contaminação ao longo da cadeia trófica na relação presa e predador, na figura 5 abaixo, onde o número 1 indica o contato com os contaminantes presentes no meio (água e sedimento) específico para cada espécie e o 2, 3 e 4,

a relação presa predador (LEBLANC, 1997).

Figura 5 - Sequência que representa a biomagnificação.



(Fonte: LEBLANC, 1997).

4 METODOLOGIA

Para a estimação do risco a receptores humanos, foi utilizada a metodologia de análise de risco a saúde humana, da US EPA do ano de 1989, assim como foi observado as aplicações de modelos semelhantes utilizados pela CETESB, PDH e mesmo a EEA, que apresentaram manuais sobre o mesmo assunto em 2001, 2004 e 1998 respectivamente (US EPA, 1989; EEA, 1998; CETESB, 2001; PDH, 2004).

4.1 Coleta, avaliação dos dados disponíveis e caracterização da área

Visando um primeiro contato com o local, onde foi realizada a pesquisa, bem como uma complementação de informações secundárias obtidas de levantamentos sócio-ambientais, foram realizadas quatro visitas “*in loco*”, nos dias sete, nove, 16 e 23 de abril de 2011. Nessas visitas foram estabelecidas condições pertinentes as origens dos estressores, a coleta de material para análise, coleta de dados sociais do local, assim como parâmetros de campo para confecção de mapas de situação, visando obter dados mais fidedignos e atualizados da área do estudo. Incluindo a determinação de coordenadas geográficas e pontos com cotas através do GPS, Juno ST da Trimble.

Além dessas informações, buscou-se uma melhor compreensão do processo de contaminação do local. Juntamente com a identificação da forma de exposição dos humanos a esses contaminantes por meio de aprofundamentos nos dados secundários presentes em bibliografias, dentre outros materiais que possibilitaram uma visualização das condições da área e sua caracterização, incluindo as características do local e a natureza da contaminação.

Para a caracterização da área de estudo e coleta de dados pertinentes a contaminação na mesma, foi considerada a região de entorno, a propriedade do Sr. Martins Picolo. Buscou-se principalmente identificar as formas que os dois corpos hídricos avaliados recebem influência direta das demais águas superficiais e subterrânea circunvizinhas, levando em conta as contribuições da mineração de carvão.

Para a formulação da situação de risco e estimação do mesmo, ainda tornou-se pertinente a descrição de algumas características da área, incluindo: localização, dados climáticos para identificação de hábitos associados à natação nos meses de maior temperatura. Além de registro sobre a pluviometria da região visando estimar as épocas de possíveis cheias.

Os dados acima referidos foram oriundos de fontes secundárias, advindas da Cooperativa de Extração de Carvão Mineral dos Trabalhadores de Criciúma Ltda (COPERMINAS Ltda) na estação da mina 03 e na estação metrológica n° 1043 no IPAT/UNESC da EPAGRI/CIRAM, situada no município de Criciúma no bairro Sangão, com registros referentes aos valores de precipitação. Enquanto os dados referentes à média de temperatura tiveram origem na ANA e EPAGRI/CIRAM, presentes no Atlas Ambiental da Bacia do rio Araranguá.

Também se buscou apresentar informações sobre o uso e ocupação do solo para caracterizar os contatos dos receptores com o corpo hídrico atual e futuro. Além desse foram utilizados dados sobre a geologia visando identificar registros históricos da atuação do rio, assim como dados sobre a hidrografia e hidrogeologia para conhecer as contribuições hídricas do açude. Tais dados foram coletados nos mapas e descrições sobre o assunto, presentes no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da Mina 3 – Verdinho, São Roque e Criciúma no ano de 2006, estando esses no item referente à geologia e hidrografia no tópico coleta, avaliação de dados disponíveis e caracterização da área, presente nos resultados e discussão da presente pesquisa, sendo esses demonstrados nas figuras 13 e 17.

Uma vez coletados esses dados, os mesmos foram avaliados, agrupados e tiveram sua confiabilidade avaliada, sendo os mesmos estruturados de forma lógica para posterior utilização na análise de risco.

4.1.1 Formulação do Problema

Uma vez concluída a descrição a respeito da área onde foi realizado o estudo e os dados revisados, partiu-se para uma segunda etapa ainda inserida na coleta e avaliação de dados, que é a fase da construção do modelo conceitual, a qual envolve uma formulação do problema trabalhando com três pontos primordiais: a descrição da origem do estressor no meio. O caminho de exposição e a ocorrência de receptores no local, constituindo assim a situação de perigo (US EPA, 1989; CETESB, 2001; VITO, 2007; LIMA, 2009).

Lembrando que a construção do modelo conceitual está diretamente ligada ao item avaliação da exposição, já que nesse são descritos os fatores utilizados para formulação da hipótese de risco e fluxograma da contaminação (US EPA, 1989; LIMA, 2009).

4.2 Amostragens da água, sedimentos de fundo e peixes

Para o procedimento de coleta foi considerado dois açudes do Sr. Picolo como local de amostragem da água, sedimentos de fundo e peixes, considerando um deles com e outro sem influência, sendo os procedimentos de coleta e análise descritos a seguir.

4.2.1 Coleta e Análise de água superficial

A coleta de amostras de águas foram realizadas em 16 de abril de 2011 entre as 10:30 e 11:50, com base nas seguintes metodologias: NBR 9898, *Standard Methods* de 1975 e *Standard Methods* de 2005. As amostras foram acondicionadas em dois recipientes de polietileno com capacidade para 1,0 L, previamente limpos (figura 6) (WELCHER, 1975; ABNT, 1987; EATON et al., 2005).

Figura 6 - Coleta de água, para análise de metais referente ao açude 1.



(Fonte: AUTOR, 2011).

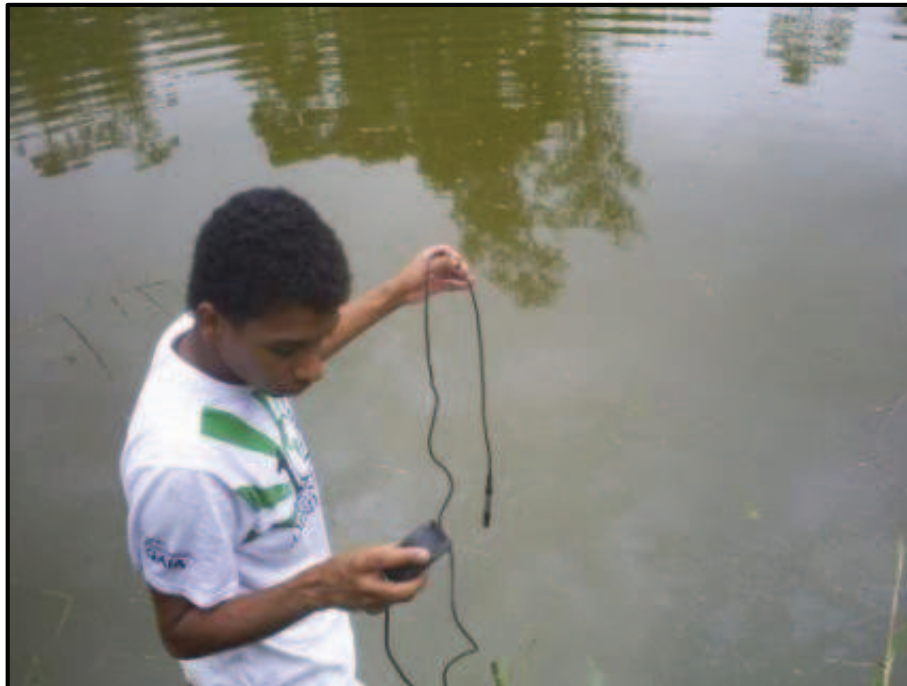
Concluída a coleta de água, os dois recipientes foram armazenados conforme metodologia *Standard Methods* de 2005 e CETESB para armazenamento e coleta de amostras de 1989, mantendo o material refrigerado a 4°C e encaminhado para o Laboratório de Análises de Água e Efluente do IPAT. Nessa foram realizadas a determinações dos seguintes metais: Al, As, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mg, Hg, Mn e Zn.

Vale lembrar que alguns parâmetros, foram avaliados no LADEBIMA ou “*in loco*” devido a recomendações quanto ao tempo de conservação de amostras presente no *Standard Methods* de 2005, objetivando assim deter um resultado mais preciso sendo observado os seguintes parâmetros, previamente: sólidos sedimentáveis e pH no Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos (LADEBIMA) e no Laboratório de Química Analítica respectivamente, sendo ambos do IPAT/UNESC (EATON et al., 2005).

Os sólidos sedimentáveis e pH também foram avaliados conforme metodologia acima citada para a água proveniente de córrego a noroeste do açude 1, que deságua no mesmo.

Os parâmetros medidos “*in loco*” para os dois açudes foram: temperatura e oxigênio dissolvido determinados através do oxímetro AT-150 (Alfakit) (figura 7).

Figura 7 - Medição de oxigênio dissolvido e temperatura no açude 2, com aparelho oxímetro AT-150.



(Fonte: AUTOR, 2011).

4.2.2 Coleta e análise dos sedimentos

As coletas dos sedimentos foram realizadas no dia 16 de abril e procedidas como modelo executado por Silvano (2003) utilizando uma draga Eckman (figura 8), com remoção da parte superficial do sedimento de fundo, o que equivaleu a cerca de 0,10 a 0,15 m de

profundidade. Realizou-se essa atividade dessa forma por se considerar essa faixa de sedimento a de maior contato com a biota, bem como menos alterada pelo processo de sobreposição dos sedimentos, registrando assim uma situação mais atual de metais disponíveis para o contato direto com a água e biota.

Figura 8 - Coleta de sedimento de fundo, com uso de draga modelo Eckman.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Após coletado, o material do interior da draga foi depositado em um balde, sendo a parte central aproveitada para o estudo, visto que os sedimentos em contato com as laterais do amostrador poderiam apresentar contaminação advinda da superfície inox.

Esse procedimento foi repetido em seis diferentes pontos do açude com influência de metais e três no açude sem influência, levando em conta que o segundo apresenta-se menor que a metade do tamanho do primeiro. Os sedimentos coletados em cada açude foram homogeneizados e depositados em dois diferentes recipientes, que foram identificados e posteriormente armazenados de acordo com recomendação do guia de coleta e preservação de amostras da CETESB, numa temperatura de 4°C. Sendo esse encaminhado posteriormente para o Laboratório de Análise de Solos e Fertilizantes do IPAT/UNESC, para realização das análises dos seguintes parâmetros: Al, As, Cd, Cu, Cr, Pb, Fe, Hg, Mn e Zn referente a presença de metais na amostra, além do pH, potencial redox, sulfatos e umidade.

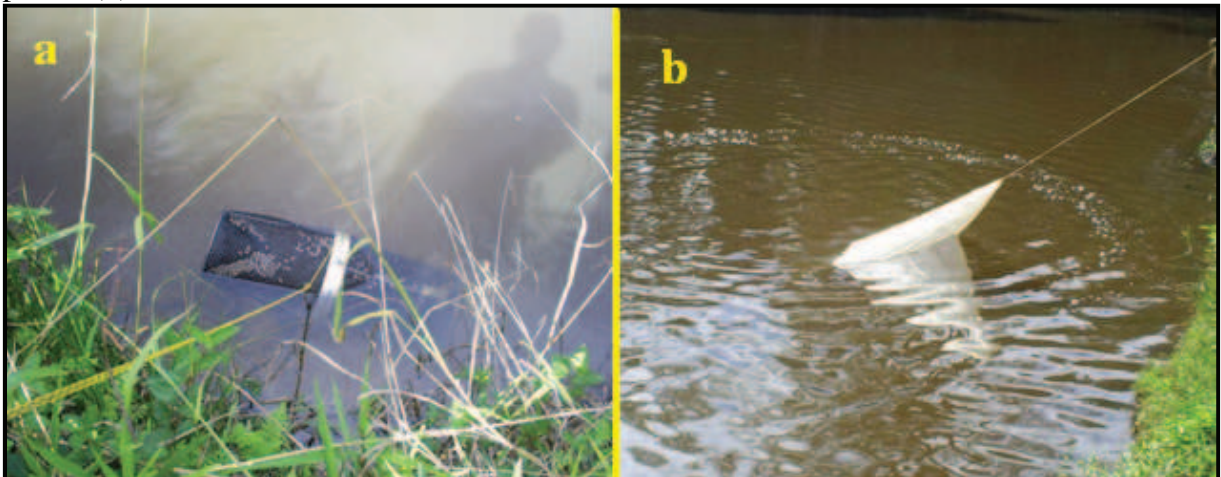
4.2.3 Coleta e análise dos peixes (*Geophagus brasiliensis*)

Com o objetivo de avaliar a influência da contaminação dos metais que chegam aos humanos em decorrência do consumo de peixes, foi necessária a coleta de alguns espécimes (peixes) para determinação das concentrações reais de metais em seus tecidos. A

coleta dos espécimes seguiu recomendações éticas, apresentadas na Lei nº 11.794 de 2008, juntamente com procedimentos que visam à otimização do uso dos animais para reduzir a quantidade de espécimes necessários (SHIBATTA, 2005; BRASIL, 2008).

Com o uso de: covo e tarrafa (figura 9), foram coletados 30 exemplares da espécie *Geophagus brasiliensis* (cará) em cada açude. Esse número é considerado mínimo para o estudo pelo método de estimativa da proporção populacional, com grau de confiança de 95% e erro máximo de estimativa de $\pm 18\%$ (LEVINE; BERENSON; STEPHAN, 2000; SILVANO, 2003).

Figura 9 - Covo utilizado para coleta dos peixes (a), tarrafa sendo jogada para coleta dos peixes (b).



(Fonte: AUTOR, 2011).

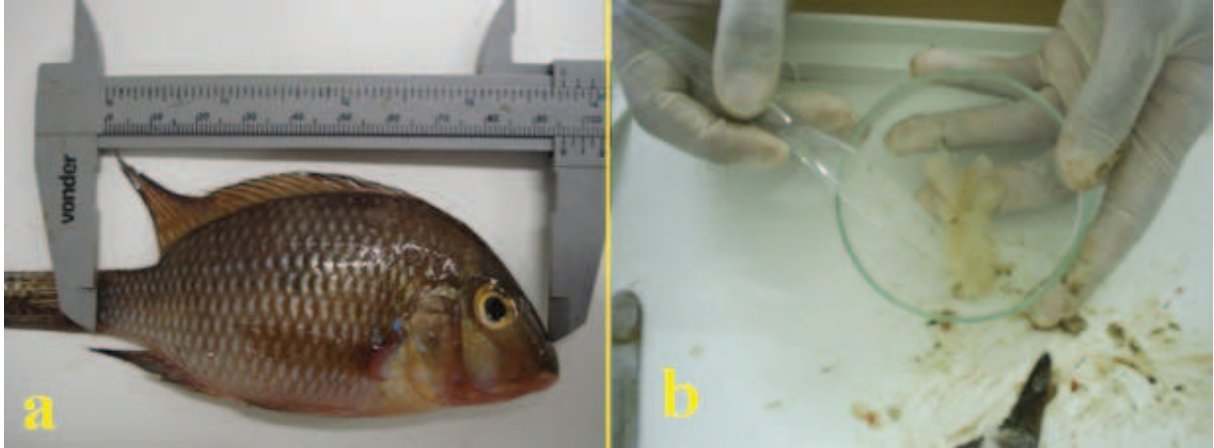
Realizada a coleta, os animais foram imediatamente sacrificados por meio de secção da medula espinhal de acordo com a Resolução nº 714, de 20 de junho de 2002 do CFMV, sendo esses armazenados (mortos) em saco plástico fechado, identificado e resfriado a temperaturas entre 1 a 4°C em caixa térmica com gelo. Posteriormente, no laboratório, os mesmos foram mantidos resfriados em refrigerador a temperatura aproximada de 1 a 4°C até preparo para análise (FAO, 1976; CETESB, 1989; BRASIL, 2002; SILVANO, 2003).

No LADEBIMA/IPAT, antes da realização dos procedimentos para a segregação dos diferentes tecidos e órgãos para análise de metais, seguiu-se metodologia recomendada por Carvalho (2004) com pesagem (g) e medição (mm) dos organismos coletados (FAO, 1976).

As segregações foram realizadas de acordo com metodologia da FAO apresentada em 1976 e *Standard Methods* publicado em 1975, utilizando uma faca plástica, para evitar

contaminação com metais oriundos da ferramenta. Durante esse processo foi removida a musculatura lateral (filé) de cada peixe (Figura 10). Sendo a mesma depositada em placa de Petri, previamente limpa, de acordo com recomendações de Moraes (2009) e Negrão (2007), fazendo uso de ácido nítrico a 10% e lavagem com água ultra-filtrada (osmose reversa) (WELCHER, 1975; FAO, 1976).

Figura 10 - Representação da medição de um peixe (a), deposição do filé segregado em placa de Petri, para posterior secagem na estufa (b).



(Fonte: AUTOR, 2011).

Todas as placas com os filés dos peixes foram devidamente identificadas e colocadas na estufa a 45°C, até o material estar seco. Sendo esses posteriormente depositados em sacos zip identificados e colocados no refrigerador.

As amostras do filé secas foram pulverizadas separadamente por açude, em um almofariz de ágata e pistilo de porcelana e de vidro. Esse procedimento foi realizado visando possibilitar a construção de um *pool*, representativo e bem homogeneizado para cada material.

Posteriormente cada amostra foi acondicionada em tubos Falcon, sendo essas enviadas para o Laboratório de Implantação Iônica da UFRGS, que fez uso da metodologia de análise para identificação de metais por *Particle Induced X-ray Emission* (PIXE) (FAO, 1976).

As estruturas dos peixes, não utilizadas para a análise foram consideradas como resíduos biológicos. Sendo inicialmente acondicionados em sacos plástico e congeladas em freezer, até o momento do descarte em conjunto com o material de microbiologia de alimentos do IPAT. Seguindo normas como: o item 32.5 da Portaria n°485 de 2005 do Ministério do Trabalho e Emprego e normas cabíveis da vigilância sanitária (BRASIL, 2005b).

4.3 Avaliação da Exposição

Na etapa de avaliação da exposição, foram observadas questões pertinentes ao contato dos estressores e *endpoints*, utilizando para isso informações sobre os receptores, meio de exposição e mesmo contaminantes, oriundos do referencial bibliográfico, assim como dados coletados sobre a área, o entorno e mesmo das visitas em campo realizadas. Esses procedimentos objetivaram identificar questões referentes à caracterização da exposição e vias de contato dos metais com os receptores presentes (US EPA, 1989; LIMA 2009).

Antes de caracterizar a exposição foram identificadas as condições de ocorrência de fonte estressora, observando dados de qualidade da água através de monitoramentos da COPERMINAS Ltda, juntamente com os resultados apresentado no 3º e 4º relatório do GTA, o qual é responsável pelo monitoramento no ponto AR076 a jusante a área. Além desses dados também foram realizadas análises dos mapas de hidrografia, geologia e fotos do rompimento do dique e da estrada construída com rejeito, para especificar a ocorrência de contaminações oriundas do contato do açude 1, com os corpos hídricos contaminados do entorno, caracterizando assim a situação de contato e origem dos estressores no corpo hídrico (US EPA, 1989; LIMA; 2009).

Foram também determinados os meio, onde os metais estavam, os caminhos e pontos de exposição, especificando assim as formas que esses poderiam entrar em contato com os humanos, como na ingestão de alimento (peixes), de água ou no contato dérmico com a mesma seja nadando ou tomando banho.

Realizadas essas etapas, foi possível quantificar a exposição, calculando as doses de contaminantes em ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) para cada via selecionada, sendo esse valor útil posteriormente caracterizar o risco. As seguintes equações com base no manual da US EPA e CETESB para avaliação de risco a saúde humana foram utilizadas para essa tarefa as equações que seguem (US EPA, 1989; CETESB, 2001, LIMA, 2009).

4.3.1 Ingestão de Água

Utilizou-se a equação 1 a seguir para determinar o possível cenário de ingestão de água (uso como água potável), pelos moradores do entorno (US EPA, 1989; CETESB 2001; LIMA, 2009).

$$D_{adm-água} = \frac{C_w \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

D adm-água - Dose administrada pela ingestão de água contaminada ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$);

C_w – Concentração de contaminante na água (mg.L^{-1});

IR – Taxa de ingestão de água (mg.dia^{-1});

EF – Frequência de exposição (dias.ano^{-1});

ED – Duração da exposição (anos);

BW – Peso corporal (kg);

AT – Período de exposição (dias).

4.3.2 Ingestão de água durante a natação/recreação

Considerando a possibilidade de ingestão de água no processo de natação no açude com influência, fez-se uso da equação (2) que segue para estimar a quantidade de água ingerida (US EPA, 1989; CETESB, 2001).

$$D_{adm-nat} = \frac{C_w \times CR \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2)$$

D adm-nat – Dose administrada pela ingestão de água durante a natação ou recreação ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$);

C_w – Concentração de contaminante na água (mg.L^{-1});

CR – Taxa de contato (L.hora^{-1});

ET – Tempo de exposição (horas.dias^{-1});

EF – Frequência de exposição (dias.anos^{-1});

ED – Duração da exposição (ano);

BW – Peso corpóreo (kg);

AT – Período de exposição (dias).

4.3.3 Contato Dérmico com a água

Para o contato dérmico dos receptores humanos com a água, utilizou-se a equação (3), que segue abaixo (US EPA, 1989; CETESB, 2001; LIMA, 2009).

$$D_{abs-água} = \frac{C_w \times SA \times PC \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (3)$$

D abs-água – Dose absorvida pelo contato dérmico com a água ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$);

C_w – Concentração de compostos químicos na água (mg.L^{-1});

SA – Superfície de pele disponível para o contato (cm^2);

PC – Constante de permeabilidade dérmica (cm.h^{-1});

ET – Tempo de exposição (h.dia^{-1});

ED – Duração da exposição (anos);

CF – Fator de conversão (10^{-3}L.mL^{-1});

BW – Peso corporal (kg);

AT – Período de exposição (dias).

4.3.4 Ingestão de alimento

Para o cenário de alimentação foi considerado como fonte de contaminação o material proveniente da musculatura dos peixes presentes nos açudes, sendo utilizada a equação (4) para cálculo das mesmas (US EPA, 1989; CETESB, 2001; LIMA, 2009).

$$D_{adm-alm} = \frac{C_a \times IR \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (4)$$

D adm-alm – Dose administrada pela ingestão de alimento contaminado ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$);

C_a - concentração de contaminante no alimento (mg.kg^{-1});

IR – Taxa de ingestão de alimento (kg.refeição^{-1});

FI – Fração de alimento consumida proveniente de fonte contaminada (%);

EF – Frequência de exposição ($\text{refeição. ano}^{-1}$);

ED – Duração da exposição (anos);

BW – Peso corporal (kg);

AT – Período de exposição (dias).

Uma vez concluída essa etapa identificou-se a ocorrência de *endpoints* nas proximidades do corpo hídrico, incluindo característica como seus hábitos, número estimado de pessoas por residência, entre outros fatores, que culminaram com a construção do modelo

conceitual e hipótese de risco. Apresentando a descrição da situação de contato entre esses três fatores origem do estressor, meio de contato e receptor, bem como a representação através de fluxograma (US EPA, 1997a; 1998; SHEA, 1997; CETESB, 2001; LIMA, 2009).

4.4 Avaliação da toxicidade

Na fase de avaliação da toxicidade buscou-se identificar dados quantitativos e qualitativos a respeito da toxicidade dos compostos inorgânicos alvos do estudo. Bem como selecionar valores de referência para toxicidade considerando os parâmetros analisados, correlacionando esses com concentrações as quais não se observam efeitos adversos a saúde humana, chamando esses de valores orientadores.

Assim podem-se distribuir as fontes de dados bibliográficos a respeito dos valores orientadores da seguinte forma: para dados quantitativos e qualitativos referentes à toxicidade citam-se para água: US EPA (2009), WHO (2004), HC (2008), Portaria do Ministério da Saúde nº 518/2004. Já para os sedimentos utilizou-se a: CONAMA nº 344/2004; VROM (2000), OMEE (1993) e US EPA, (1997d apud NNAJAI et al., 2011). Enquanto para os peixes com base em Nnajai et al (2011); Nwabueze (2011a) ; Irwandi; Farida (2009); Virga; Geraldo; Santos (2007) utilizou-se os valores orientadores para consumo humano presentes nesses estudos referentes a: ANVISA Portaria nº 685 /1998, FAO/WHO (1984 apud , MAFF s.d), FAO/WHO (1983), EOS (1993), FAO/WHO (1997; 2000) (BRASIL, 2004a; 2004b; 1998).

Para valores de dose de referências, utilizaram-se fontes como: IRIS (2008), US EPA (2000, 2007), RAIS (2001), HC (2004), OEHHA (2009) dentre outros.

Também ocorreu a caracterização das condições de contaminação e do *background* das características regionais da área, com o uso dos dados coletados nas amostragens de água, sedimentos de fundo e peixes, em dois açudes do Sr. Picolo, conforme apresentado.

4.5 Caracterização do risco a humanos

4.5.1 Compostos químicos de interesse

Antecedendo o cálculo de risco e do quociente de perigo foram identificadas os

metais, os quais apresentaram concentrações superiores às ocorridas em valores orientadores, com base nos dados levantados na avaliação da toxicidade, sendo chamados esses de composto químico de interesse (CQI). Entretanto o fato desses compostos químicos ultrapassarem os valores orientadores considerados como mais restritivos, não os enquadram automaticamente como CQI. Ainda foi observado se estes ultrapassaram (em no mínimo 10% os valores identificados como comuns para área (*background*, correspondente ao açude 2). Visto que sem essa situação não se poderia considerar os valores encontrados como anômalo para a região, não enquadrando, portanto como um contaminante adicional ao ambiente (LIMA, 2009).

Uma vez identificados os CQI's, estabeleceu-se esses como os metais utilizados para a quantificação e estimativa do risco, já que os mesmos foram considerados como os compostos que poderiam causar efeitos adversos adicionais (contaminantes), por estarem acima, dos valores de orientação, *background* e informações adicionais de diferentes estudos regionais. Assim os demais compostos não considerados CQI's, não foram utilizados na estimativa do risco e quociente de perigo (CETESB, 2001).

4.5.2 Quantificação do risco

A caracterização dos riscos foi realizada em duas etapas: a estimativa ou quantificação do risco e descrição do mesmo (US EPA, 1989, PDH, 2004, CETESB, 2001).

Mediante a capacidade do metal causar ou não efeitos carcinogênicos foram estimadas de forma diferentes o risco e perigo, que os humanos correm frente a esses elementos. Assim para efeitos carcinogênicos calculou-se a probabilidade dos humanos expostos a esses compostos apresentarem um desenvolvimento de câncer ao longo da vida. Tal procedimento foi realizado com o uso da equação (5), que leva em consideração a dose diária, a qual chega aos humanos, multiplicada por um fator de carcinogenicidade (*slope factor*) conforme pode ser visto a seguir (US EPA, 1989):

$$\text{Risco} = \text{Dose} \times \text{SF} \quad (5)$$

Risco – Estimativa da probabilidade de um indivíduo

Dose - Dose Crônica diária estimada no meio ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$);

SF – Fator de carcinogenicidade (*slope factor*) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Tendo em mente a capacidade de mais de uma substância ser considerada como CQI, bem como da sinergia de diferentes formas de contato do contaminante com os humanos, pode-se estimar o risco total de câncer para cada elemento, por meio da equação (6) apresentada abaixo (US EPA, 1989).

$$\text{Risco T} = \sum \text{Riscoi} \quad (6)$$

Risco T – Risco total de câncer, expresso como probabilidade;

Riscoi – Risco estimado para cada substância.

Para a caracterização do risco voltado aos compostos enquadrados como não cancerígenos, foi realizado a estimação por meio do quociente de perigo, o qual se concentra na exposição que os humanos podem sofrer a um determinado composto, sem que ocorram efeitos adversos à saúde humana. Sendo esse estimado através da relação entre a dose encontrada no meio, dividido pela dose de referência, como representado na equação (7); admitindo-se como valores não adversos a saúde, quando a relação expressa acima apresentou valores inferiores a 1,0 ($HQ > 1,0$ efeitos adversos) (US EPA, 1989; CETESB, 2001; LIMA, 2009).

$$HQ = \frac{Dose}{RfD} \quad (7)$$

HQ – Quociente de perigo;

Dose – Dose crônica diária estimada no meio ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$);

RfD – Dose de referência (ou de não observância de efeitos adversos –NOAEL) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Diante da possibilidade de calcular diferentes quocientes de perigo, decorrente dos variados CQI e modelos de contato foi necessário se fazer o uso da equação (8), que possibilita o cálculo da exposição simultânea a diferentes compostos, sendo esse apresentado na fórmula a seguir (US EPA, 1997a; CETESB, 2001; LIMA 2009):

$$HI = \frac{Dose\ 1}{RfD\ 1} + \frac{Dose\ 2}{RfD\ 2} + \frac{Dose\ 3}{RfD\ 3} + (\dots) \frac{Dose\ n}{RfD\ n} \quad (8)$$

HI – Índice de Perigo;

Dose – Dose Crônica diária para n compostos estimada no meio ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$);

RfD – Dose de Referência ou de não observância de efeitos adversos para n compostos ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$).

Concluída a caracterização do risco, deu-se início ao processo de descrição do risco, realizando uma avaliação qualitativa do quociente de perigo obtida na fase anterior. Associada a uma explanação sobre os efeitos adversos observados, correlacionando os riscos existentes aos *endpoints* conforme calculado, com base na metodologia da EPA para risco ecológico (exposição e efeito) (US EPA, 1997a, 1998).

4.5.3 Descrição do risco

Calculado o risco e o quociente de perigo esses foram representados de forma gráfica. Sendo ainda comentado a respeito dos dados obtidos (LIMA, 2009; US EPA, 1989).

Comparando-se os valores com padrões legais e outros dados presentes em estudos. Objetivando caracterizar qualitativamente o que foi observado na estimativa de risco explicando os riscos que os humanos estão expostos (US EPA, 1989; SHEA, 1997; CETESB, 2001).

4.6 Índice de geoacumulação

Objetivando estimar de forma adequada à contaminação presente nos sedimentos do açude 1, visto que nesse compartimento estão parte dos metais, isto é; aquela fração precipitada e com o tempo é adsorvida a esse material buscou-se utilizar a metodologia do cálculo do índice de geoacumulação (Igeo), para estimar o grau de contaminação presente nesse meio.

A escolha do Igeo se deu devido a este apresentar a capacidade de obter o grau de contaminação através, de uma divisão direta, que envolve uma relação entre os metais presentes no açude contaminado com valores provenientes de médias mundiais, ou mesmo de pontos brancos conhecidos próximos. Os resultados desse cálculo são então encaixados dentro de sete possibilidades de risco, indo de praticamente não poluído a muito fortemente poluído, conforme tabela de Müller modificada por Moraes (2010) apresentada no quadro 2, assim

pode-se obter uma boa variação de resultados tendo uma representatividade interessante da contaminação (MALM, 1986 apud RODRIGUES, 2007).

Para realizar a estimativa do Igeo utilizou-se a equação (9) que segue (FÖRSTNER, 1989 apud RODRIGUES, 2007).

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \times C_b} \right) \quad (9)$$

C_n – concentração do elemento n, no sedimento contaminado;

C_b - concentração do elemento n, no sedimento de controle;

1,5 – fator de correção para alterações referente a possibilidades de alterações litológicas

Quadro 2- Intensidade de poluição conforme classificação de Igeo, de acordo com tabela de Müller modificada.

Intensidade da poluição	Acúmulo no Sedimento	Classe Igeo
Muito fortemente poluído	> 5	6
Forte a muito fortemente poluído	4 a 5	5
Fortemente poluído	3 a 4	4
Moderado a fortemente poluído	2 a 3	3
Moderadamente poluído	1 a 2	2
Pouco a moderadamente poluído	0 a 1	1
Praticamente não poluído	< 0	0

(Fonte: MORAES, 2010).

4.7 Avaliação das Incertezas

Alguns dos fatores relacionados à coleta, metodologia ou mesmos resultados, passaram por avaliação, a fim de identificar as possíveis discrepâncias ou incertezas no processo, para dessa forma avaliar os resultados de forma mais concreta (CETESB, 2001).

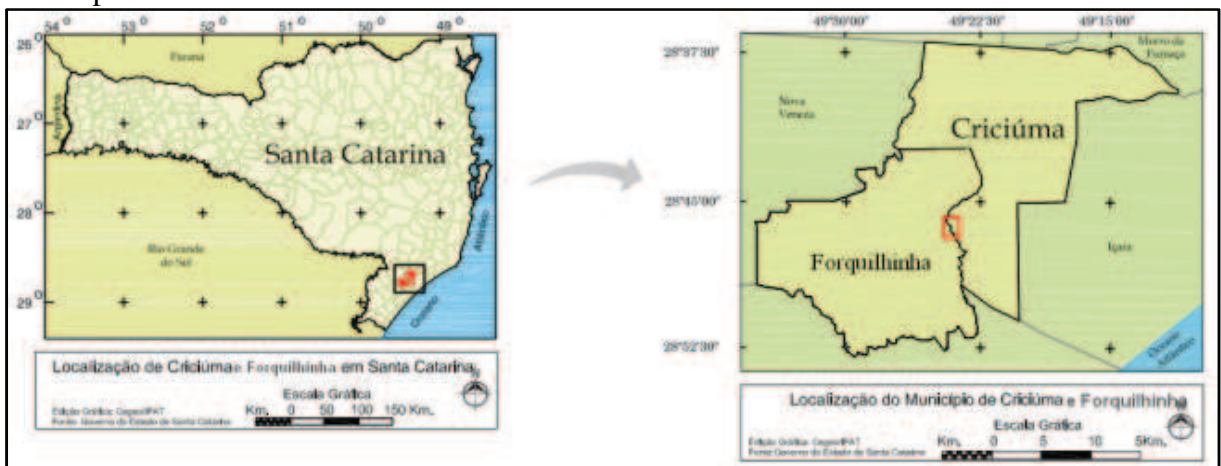
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Localização dos açudes do Sr. Martins Picolo

A área abrangente da referida pesquisa, trata-se de dois açudes situados na margem direita do rio Sangão, no município de Forquilha, SC, ao sul da rodovia Gabriel Arns, próximo ao limite intermunicipal com Criciúma (figura 11).

Os dois corpos hídricos estão inseridos na propriedade do senhor Martins Picolo, residente no bairro São José, na rua São José. Coordenadas UTM 22 J (SAD 69) 652707 E e 6817020 N. Os açudes ao longo da pesquisa serão chamados de: 1 referente ao com influência de metais e coordenadas UTM 22J (WGS 84) 652559 E; 6817098 N e açude 2 sem influência de metais cujo as coordenadas UTM 22J (WGS 84) são 652369 E e 6816973 S, ficando a localização espacial desses mais clara na figura 12 a baixo.

Figura 11- Localização espacial do município de Forquilha e Criciúma em Santa Catarina, bem como da região onde se encontram os dois açudes. Com base no mapa de localização do município de Criciúma.



(Fonte: CEGEO/IPAT, 2007e).

Figura 12 - Açúdes presentes na propriedade do Sr. Picolo, em imagem de satélite referente ao ano de 2009.



(Fonte: GOOGLE, 2011).

O município de Forquilha situa-se na planície sul do Estado de Santa Catarina. A economia da cidade atualmente é diversificada tendo as suas principais atividades divididas da seguinte forma: setor primário, voltado primordialmente para a mineração de carvão e processos auxiliares, juntamente com a produção de fumo, arroz, milho e feijão em propriedades rurais de pequeno porte, as quais representam cerca de (92,86%). Já no setor secundário destacam-se atividades como: agroindústria, confecções, alimentícia, metal-mecânica, entre outros (IBGE, 2010a; HARDT-ENGEMIN, 2010; IPAT, 2010; FORQUILHINHA, 2011b).

Recebe ainda destaque o setor turístico, principalmente em determinadas épocas do ano devido à festa tradicionalista (*Heimatkafe*, Festa do colono) dentre outros festivais. Quanto à estrutura física da cidade, Forquilha apresenta uma área de aproximadamente 182,0 km², a qual divide sua população de aproximadamente 22.548,0 habitantes entre 30 bairros e localidades (IBGE, 2010a; HARDT-ENGEMIN, 2010; IPAT, 2010; FORQUILHINHA, 2011a).

A região onde se encontram os açúdes alvos da pesquisa está localizada no bairro chamado São José, a leste do município de Forquilha, caracterizando-se por uma zona com

vocação rural, predominando o desenvolvimento de agricultura de subsistência, e produção agrícola voltada ao atendimento do mercado regional (IPAT, 2010).

5.2 Dados climatológicos

Na região sul do estado de Santa Catarina, ocorre à predominância do tipo climático mesotérmico úmido (subtropical), com ocorrência de verões quentes (Cfa) conforme classificação climática de Köppen e Atlas Climatológico do Estado de Santa Catarina. (KREBS; NOSSE, 1998; EPAGRI, 2002; COLLAÇO, 2003; COPERMINAS, 2006; GEOLÓGICA 2006a; ENGERA, 2009; BACK, 2009b).

Mais especificamente quanto à temperatura, da região sul de Santa Catarina, os valores da média anualmente ficam entorno de 17 a 19,3°C, com máxima de 23,4 a 25,9°C e mínima do mês mais frio próximas de 13 a 15°C (KREBS; NOSSE, 1998; ENGERA, 2009; BACK, 2009b).

Especificamente para a região próxima a área de estudo, com base na estação meteorológica de Araranguá, observa-se os valores que seguem na tabela 1, referente à temperatura (SCHEIBE, 2010).

Tabela 1- Dados sobre temperatura da estação meteorológica de Araranguá, no período entre 1928 a 2003.

Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Temp. Média	24,0	24,3	22,8	20,1	17,6	15,4	15,2	16,1	17,3	19,2	21,1	23,0
Temp. Máxima	39,3	38,2	37,5	35,1	34,1	32,4	39,6	37,7	40,0	35,6	36,5	40,5
Temp. Mínima	9,6	9,0	7,6	3,0	0,3	-3,2	-3,6	-1,8	0,6	3,8	4,8	3,6
Umidade %	79	83	83	82	83	82	82	81	82	80	78	77

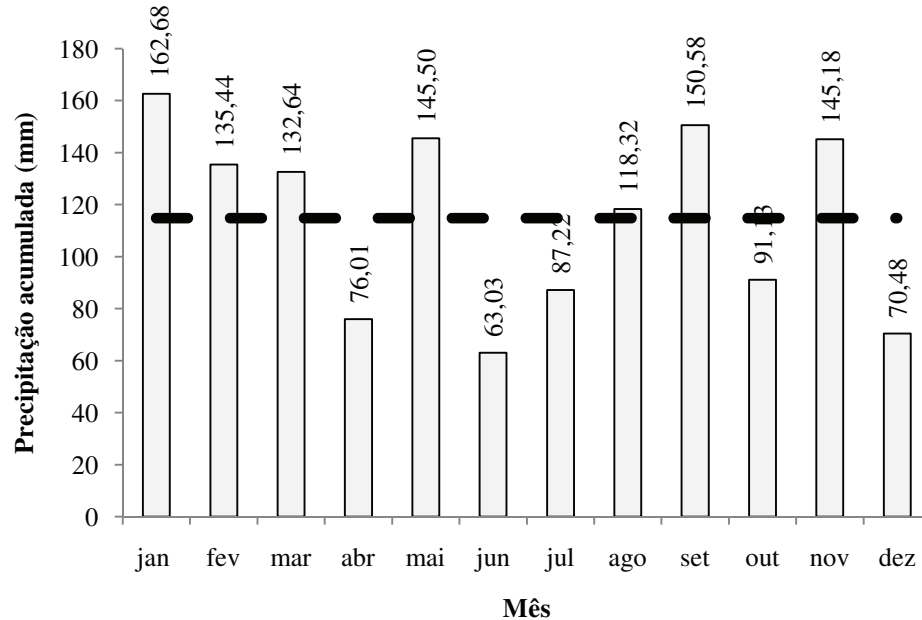
(Fonte: EPAGRI/CIRAM, S.d apud SCHEIBE, 2010).

Além da temperatura, outro fator climático preponderante para essa pesquisa, que não pode ser esquecido, é a precipitação. Sendo possível, observar que nos últimos anos ocorreu uma média de precipitação acumulada na casa de 114,85 mm.mês.ano⁻¹ na região de estudo. Assim com base nesses dados verificou-se o período de menor precipitação quando comparado com a média, ocorre em geral nos meses de: abril, junho, julho, outubro e dezembro e destaque para o volume chuvoso nos meses de janeiro, fevereiro, março, maio, agosto, setembro e novembro (figura 13 e anexo B).

Além disso, também se observa uma precipitação acumulada média, assumindo valores máximos para região nos últimos tempos na casa de 162,68 mm para o mês de janeiro

e mínimas por volta de 63,03 mm para o mês de junho.

Figura 13 – Gráfico da Média de precipitação acumulada para o período entre 2004 à 2010.



(Fonte: CITADIN, 2011; EPAGRI/CIRAM, 2011).

Ainda quanto à precipitação, com base na figura 12, bem como na tabela 2, que representa o total sazonal de precipitação em (mm). Pode-se observar que os meses de maior possibilidade de cheias do rio Sangão em seu trecho sul, são na época de primavera e verão, que correspondem às maiores precipitações.

Tabela 2- Dados de Araranguá, sobre o total sazonal de precipitação (mm).

Estação	Altitude (m)	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Precipitação Forquilha (mm)	40	468	350	291	372

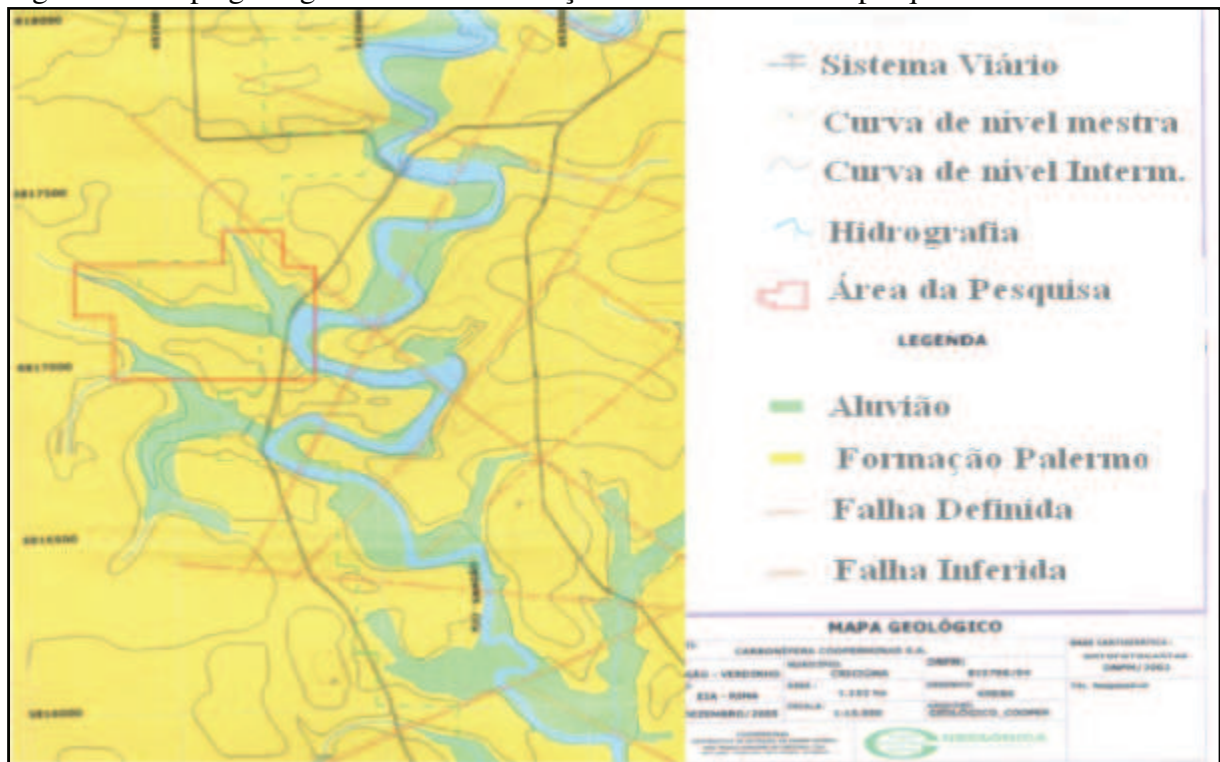
(Fonte: EPAGRI/CIRAM; ANA, S.d *apud* SCHEIBE, 2010).

5.3 Geologia

No município de Forquilha, assim como Criciúma geologicamente ocorrem as unidades litoestratigráficas com maior destaque oriundas da formação Rio Bonito e Palermo. Entretanto, apesar de menos expressivas não se pode descartar ainda a ocorrência das formações Irati, Estrada Nova, Serra Geral, Rio do Rastro, planície aluvionar e costeira, (DIAS, 1995; KREBS; NOSSE, 1998; COOPERMINAS, 2006; GEOLÓGICA, 2006a).

De forma mais concisa, na área dos dois açudes, litoestratigraficamente ocorrem duas formações primordialmente, que são os depósitos aluvionares (aluvião) continentais, comumente encontrados na região da bacia do rio Araranguá. Sendo que segundo Dantas et al. (2005, p. 37) esses são: “depósitos rudáceos, mal selecionados, com presença de grandes blocos envoltos numa matriz granulométrica fina”. Observando-se nesses depósitos uma composição de (areia, silte e argila), proveniente de modificações do traçado do curso d’água (rio Sangão), resultando em uma planície aluvial de deposições de materiais de origem e granulometria com vários tamanhos, conforme a força de arraste do rio nas calhas. Representando uma área de influência do mesmo em períodos de cheia ou em tempos mais remotos, como pode ser visto na figura 14, que apresenta o mapa geológico indicando a ocorrência de aluviões na área que corresponde aos açudes 1 e 2 (DIAS, 1995; KREBS; NOSSE, 1998; DANTAS et al. 2005, COOPERMINAS, 2006; GEOLÓGICA, 2006b).

Figura 14- Mapa geológico como identificação da área referente à pesquisa.



(Fonte: KREBS, 2006a).

Assim em alguns pontos das margens do rio Sangão como nos açudes em questão, ocorrem leques aluviais como os representados na figura acima, predominando depósitos com espessura não muito extensa (não maiores que 3 m) com areia grossa, seixos e grânulos de geometria tabular ou lenticular (COOPERMINAS, 2006).

Vale ainda lembrar que adjacente à baixada onde ocorreu à deposição aluvionar, observa-se a Formação Palermo, a qual se estende na totalidade da área exceto nos açudes, representando a interlaminação de silte e areia, os quais apresentam uma laminação com intenso trabalho de ondas, formando lentes e leitos de arenito. Sendo na região próxima aos açudes (bairros Ouro Negro e São Roque) identificados em furos de sondagem realizados pela empresa COOPERMINAS Ltda, um processo de decréscimo de areia os quais se estendem da base ao topo da formação (ABOARRAGE; LOPES, 1986 apud CPRM, 2002; COOPERMINAS, 2006).

Quanto ao solo da área dos açudes, assim como em outros pontos da região, nas proximidades do rio Sangão (médio-sul), ocorre à predominância de um solo orgânico não muito espesso de cor escura e com elevada plasticidade (GEOLÓGICA, 2006a).

5.4 Uso do solo

Na região onde fica localizada a área referente aos açudes 1 e 2, destaca-se o uso do solo, voltado principalmente para a finalidade rural, com gramíneas rasteiras (pastagem) destinadas ao consumo por bovinos. Outra atividade de destaque refere-se à agricultura de subsistência praticada pelos moradores do entorno como: o plantio de arroz, milho e feijão. Verifica-se também a ocorrência de inúmeros banhados e lagoas, assim como florestas ainda conservadas e faixas com eucaliptos. Sendo a região constituída por uma malha não muito adensada de residências, nas proximidades dos açudes, tendo como característica as pequenas manchas de ocupação urbano-familiar (SANTA CATARINA, 1997a; GEOLÓGICA 2006^a; IPAT, 2010).

Como exemplo geral da situação descrita acima pode-se apresentar a propriedade alvo do estudo, a qual conforme o Sr. Picolo¹ destaca-se pela produção de milho, voltada para a indústria alimentícia que utiliza os grãos para produção de ração animal. Associando ainda a uma diversificação na produção, com a aplicação da agricultura de subsistência como no plantio de feijão, aliada a criação de gado na pastagem às margens do açude com influência. Além dessa tem significativa importância como alternativa alimentícia a pesca nos corpos hídricos presentes no próprio logradouro.

¹ Dado transmitido de forma verbal, no dia da 3ª campanha de coleta (16 de abril de 2011), através do Sr. Martins Picolo, no açude dentro de seu logradouro em Forquilha/SC, quando questionado sobre a produção agrícola da sua propriedade e região, assim como a destinação.

Entretanto essa característica de propriedades rurais modifica-se a cerca de 750 metros do limite norte do açude 1, onde se tem uma região com predominância de zona Urbana. Identificando-se manchas significativas de urbanização com um maior adensamento de residências no bairro conhecido como Nova York, onde há uma Escola de Educação Básica, farmácias, dentre outros estabelecimentos e órgãos, apresentado assim uma vocação para o estabelecimento de comércios e residências (FORQUILHINHA, 2007; IPAT, 2010).

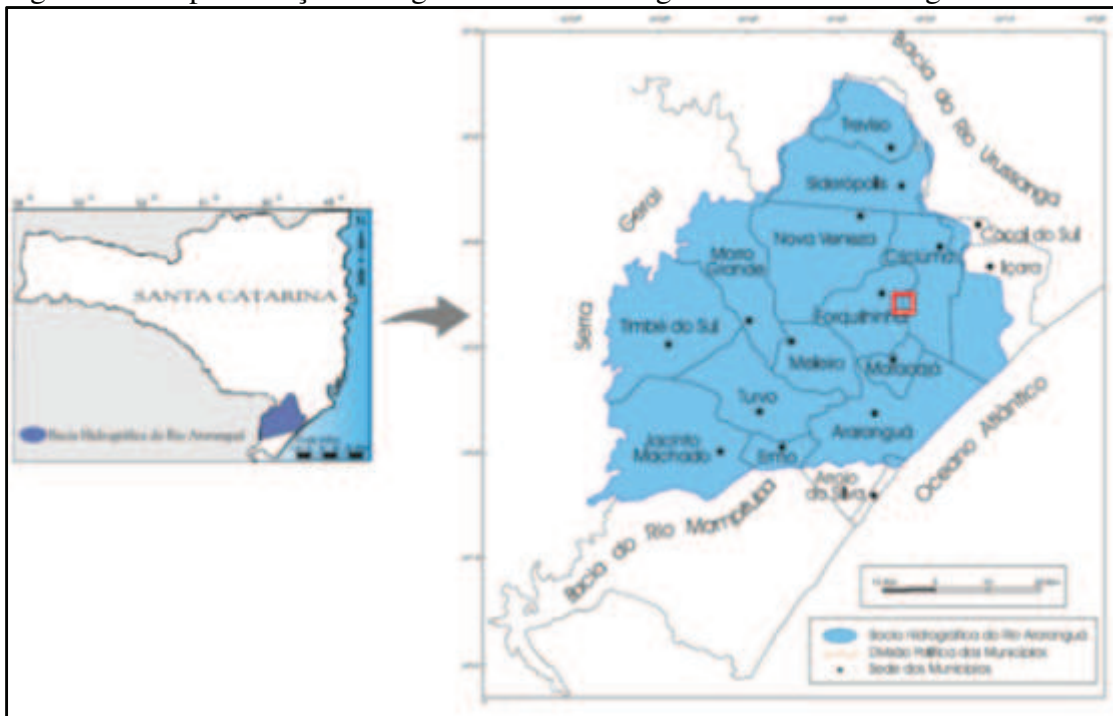
Enquanto ao sul, assim como na maior parte da região de entorno da residência do Sr. Picolo, predominam pastagens e área de vegetação remanescente ou de replantio (eucalipto). Sendo essa tendência alterada pela presença de duas atividades mineiras, correspondente a unidade mineradora II da Carbonífera Criciúma S/A e mina 3 Carbonífera COOPERMINAS Ltda (FORQUILHINHA, 2007; IPAT, 2010).

5.5 Hidrografia

Os açudes do Sr. Picolo, assim como os outros corpos hídricos do entorno, estão inseridos na bacia do rio Araranguá, que drena ao menos parcialmente cerca de 17 municípios da região sul do estado de Santa Catarina, ao longo do seu 3020 km², incluindo nessa lista a cidade de Forquilha. Assim pode-se observar os domínios da bacia incluindo os limites políticos-administrativos de forma mais clara na figura 15 (SANTA CATARINA, 1997b; 1997c ; ALEXANDRE, 2002; KREBS, 2003; SCHEIBE, 2010).

Já a respeito da origem esta se dá assim como nas outras bacias da região que faz parte do sistema da vertente atlântica, com algumas nascentes junto a Serra Geral. Lembrando que de forma geral essa bacia é composta por na realidade aproximadamente 15 cursos d'água citando-se alguns de maior relevância, como, por exemplo, os rios Mãe Luzia, Rocinha, dos Porcos, Sangão entre outros. (SANTA CATARINA, 1997b; 1997c; ALEXANDRE, 2002; KREBS, 2003; SCHEIBE, 2010).

Figura 15 - Representação da região da bacia hidrográfica do rio Araranguá.

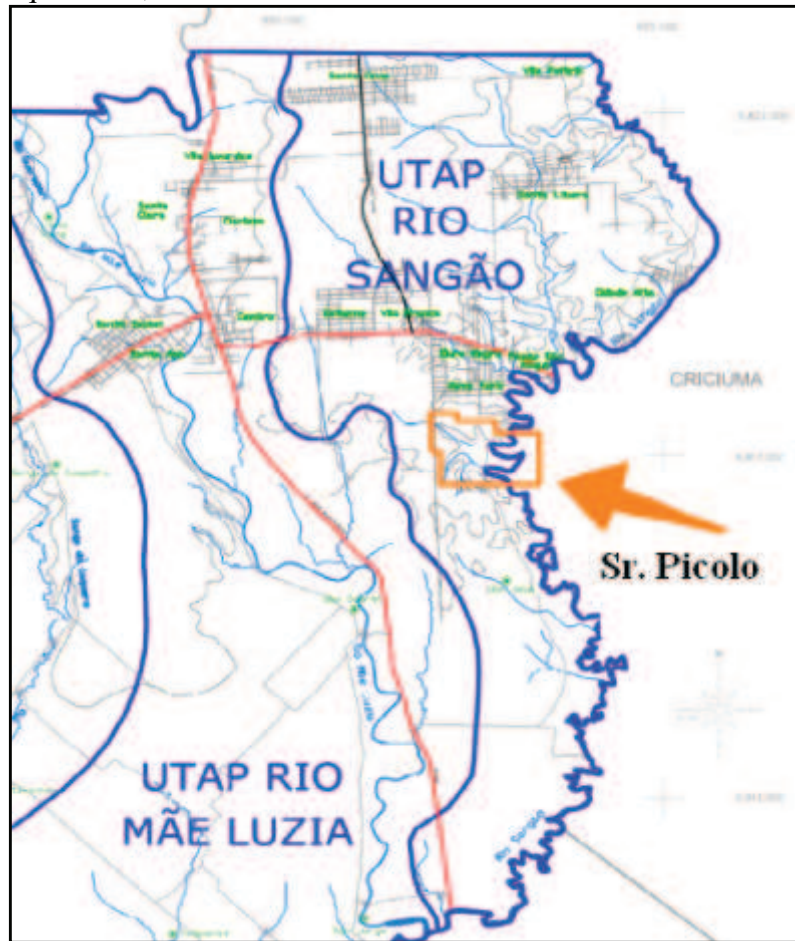


(Fonte: KREBS, 2003).

Porém considerar os açudes do Sr. Picolo, como pertencente da bacia hidrográfica do rio Araranguá, ainda não demonstra de forma concreta as características hídricas desses, especialmente as condições das águas superficiais. Assim mais detalhadamente pode-se considerar os dois açudes como: inseridos na região Sul da sub-bacia do rio Sangão (pertencente à mesobacia do rio Mãe Luzia, o qual esta dentro da bacia do rio Araranguá) fazendo os açudes parte da UTPA do Rio Sangão (UTPA - Unidade Territorial de Análise e Planejamento, que divide as microbacias atuantes no município de Forquilha) ficando essa melhor representada na figura 16 (NASCIMENTO et al. 2002; BANDEIRA; MENDES, 2009; IPAT, 2010).

Lembrando que essa a região da sub-bacia do rio Sangão sul, mostra-se como uma das principais características as constantes inundações, bem como a presença de áreas alagadiças devido ao plantio de arroz, destacando também a ocorrência de alguns açudes ao longo da sub-bacia, (NASCIMENTO et al. 2002; BANDEIRA; MENDES, 2009; IPAT, 2010).

Figura 16- Representação da microbacia do rio Sangão, na região correspondente ao município de Forquilha, SC.



(Fonte: FORQUILHINHA, 2008 apud IPAT, 2010).

Essa sub bacia apresenta como principal curso d'água o rio Sangão, o qual é considerado como um rio de padrão meândrico bastante tortuoso e com fluxo no sentido Norte-Sul escoando no médio-baixo Sangão sobre planície de leques aluviais (SANTA CATARINA, 1997c; DANTAS et al. 2005; GEOLÓGICA, 2006b; GTA, 2007; WALTER, 2008)

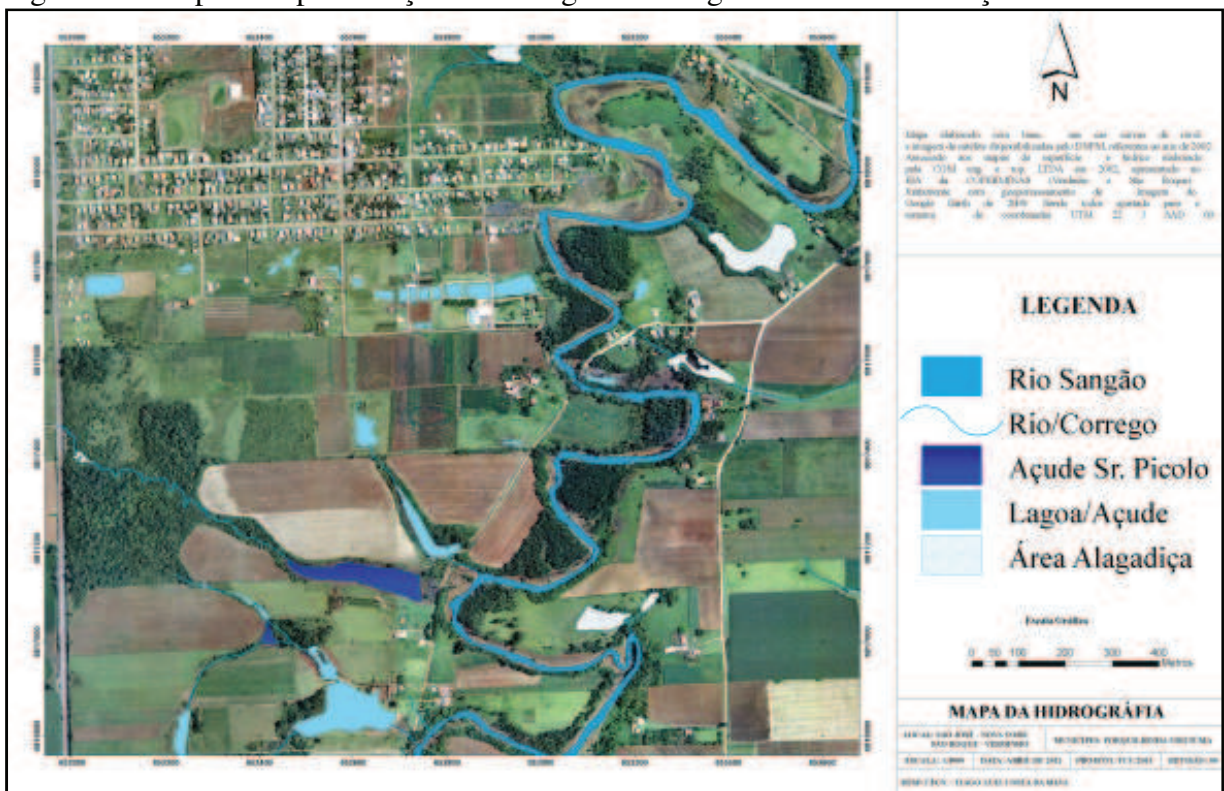
Conhecendo a importância do rio Sangão para essa sub-bacia, juntamente com as comuns condições de alagamento das planícies aluviais presentes na região, fica evidente a intensa contribuição recebida no açude 1 ocasionada pelo do transbordo do rio Sangão. Sendo essa situação semelhante a outros açudes adjacentes as margens do Sangão. Resultando em um contato das águas da região com recursos hídricos afetados por diversas atividades inclusive pela mineração de carvão (SANTA CATARINA, 1997b).

Lembrando que o rio Sangão considerado um importante estressor para o açude 1, é um claro exemplo da contaminação hídrica regional. Tendo, por exemplo, na questão da

qualidade das águas, evidências de degradação desde sua nascente, com registros de condições com elevados concentrações de metais e sulfetos, assim com baixos valores de pH (3,0 unidades). Situação essa que só se agrava mais e mais com as diversas contribuições das atividades do entorno como: efluentes da mineração juntamente com atividades e estruturas assessorias como as bocas de minas e depósitos de rejeitos. Além é claro dos efluentes provenientes de outras atividades industriais como, vestuário, cerâmico, setor metal-mecânico, chegando até receber contribuições de esgoto urbano dentre outras fontes poluidoras (ALEXANDRE et al. 1995; SANTA CATARINA 1997b, 1997c; BANDERIA; MENDES, 2009).

Quanto à região onde se localiza os açudes do Sr. Picolo essa demonstra influência hídrica como apresentada na figura 17 (em detalhe no apêndice A figura 32), podendo-se considerar uma região com área bem drenada e tendência de escoamento oeste-leste, direcionando-se para o rio Sangão. Sendo esse padrão mantido até a cota 20,1 m próxima a estrada construída com rejeito carbonoso, (valores das cotas no apêndice A, em mapa de superfície figura 31).

Figura 17 - Mapa de representação da hidrografia da região de entorno aos açudes 1 e 2.

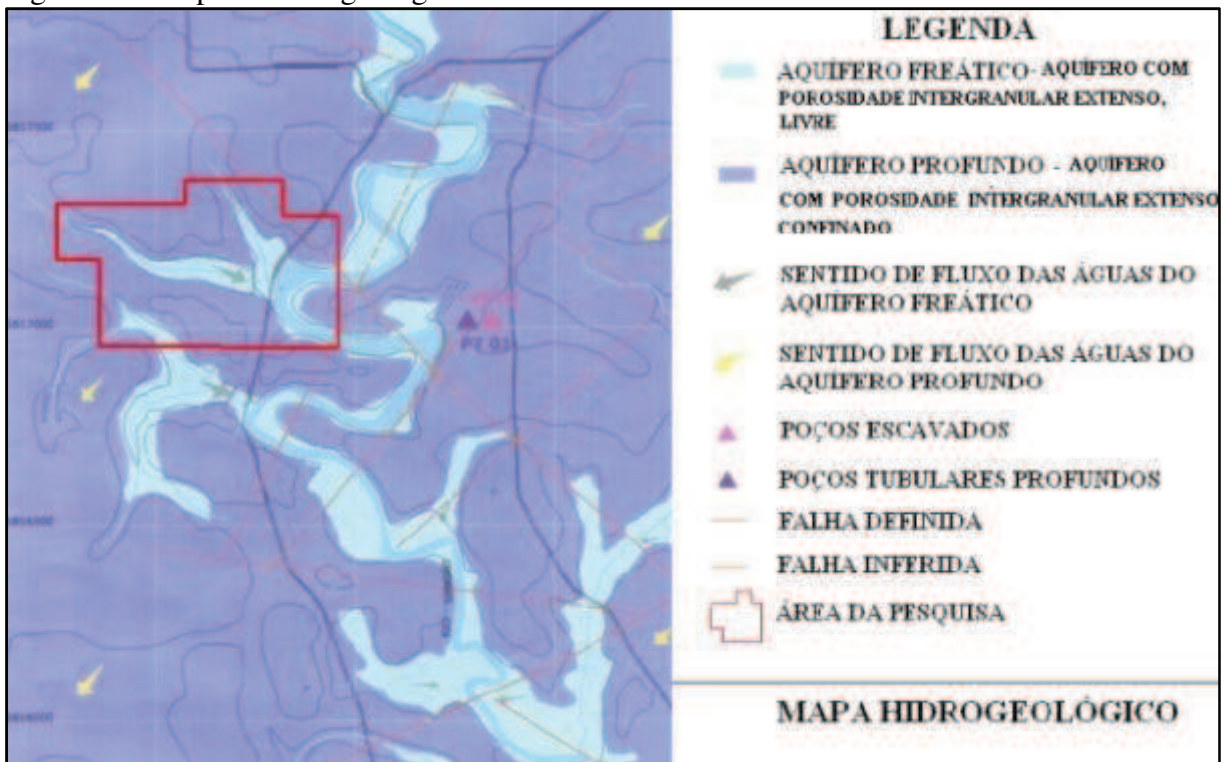


(Fonte: AUTOR, 2010).

Quanto à água subterrânea na região do estudo pode-se perceber claramente a ocorrência de dois aquíferos (figura 18), um abrangendo mais a área referente aos açudes, que é o aquífero freático, sendo esse livre e com sentido de fluxo direcionado ao rio Sangão (KREBS, 2006b; GEOLÓGICA, 2006b).

O outro aquífero se refere à parte menos superficial da área, sendo esse o aquífero profundo confinado, o qual apresenta fluxo no sentido sudoeste, demonstrando dessa forma que em ambos os casos não ocorre interferência direta decorrente da atividade mineira, localizada a sudoeste da área, ao menos por influência de águas subterrâneas (GEOLÓGICA, 2006b; KREBS, 2006b).

Figura 18 - Mapa de hidrogeologia modificado.



(Fonte: KREBS, 2006b).

5.6 Integração das informações disponíveis

Para uma compreensão da situação de perigo, e subsequente construção de modelo conceitual de risco, o qual pode afligir a área, torna-se necessário a compilação de alguns dados a respeito de diferentes informações preexistentes sobre a mesma. Fazendo com que os usos desses dados demonstrem extrema relevância na construção de um modelo conceitual realista.

5.6.1 Metais

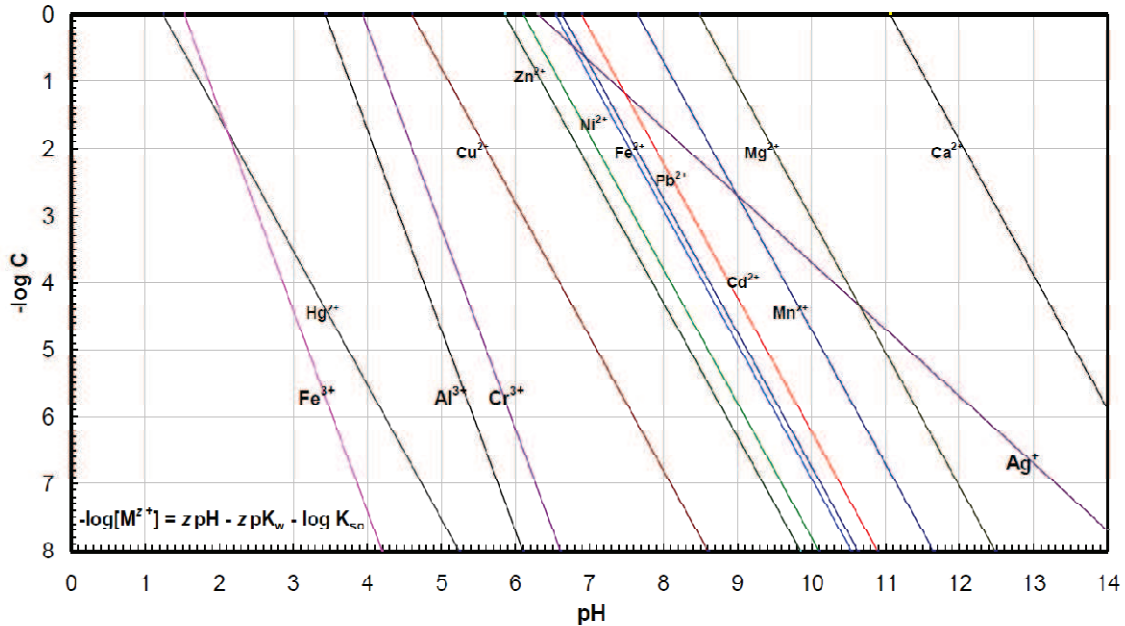
Os valores de metais encontrados no rio Sangão para qualidade das águas nas últimas 09 campanhas apresentadas pelo GTA no ponto AR 76 (SAD 69 22 J UTM 653655E e 6818101N, próximo a ponte rodoviária, na localidade de São Roque), para os parâmetros relevantes para essa pesquisa, sendo eles o ferro (Fe), manganês (Mn) e alumínio (Al), apresentando valores médios: 105,34 mg.L⁻¹; 3,27 mg.L⁻¹ e 45,35 mg.L⁻¹ respectivamente e pH médio de 2,87 unidades para o rio (anexo A) (GTA, 2009; 2010b).

Conhecendo ainda os valores estipulados na resolução CONAMA n° 357/2005 para a classe 2, onde se enquadra o rio Sangão (Portaria n° 24 de 1979), realizou-se uma comparação entre os valores encontrados com a resolução CONAMA n° 357/2005. Lembrando, entretanto que a respectiva resolução trata de valores de ferro e alumínio dissolvidos, não totais como apresentados no monitoramento (BRASIL, 2005a).

Assim para solucionar essa problemática foi necessária uma avaliação do diagrama apresentado na figura 19, referente à relação Eh x pH. Considerando Cambuim (2009), conclui-se que o ferro com pH próximos de 3,00 unidades, como no caso acima tem sua maior parte da amostra (> 60%) no estado de ferro II, estando portanto dissolvido conforme o diagrama para esse pH. Portanto através desse estudo observa-se que salvo a porcentagem de ferro III precipitada no rio Sangão (precipitação próximo de valores entre 1,5-2,5) há uma relevante concentração ainda de ferro em estado oxidativo que torna esse dissolvido, considerando o pH (2,87) (GTA, 2009;2010b).

Dessa forma pode-se facilmente observar que o valor médio de 105,34 mg.L⁻¹ de ferro total amostrado ao longo das campanhas, certamente apresentam concentrações dissolvidas muito superiores as recomendados pela CONAMA n° 357/2005 para a classe 2, que estabelece 0,3 mg.L⁻¹. Portanto sem sobra de dúvida o elemento ferro presente no rio representa uma fonte clara de contaminação para o açude 1, apesar da parcela precipitada que não entra em contato com o mesmo exceto em movimentações possibilitando a suspensão novamente dos sedimentos (BRASIL, 2005a, GTA, 2009; 2010b).

Figura 19 - Diagrama esquemático da precipitação de hidróxidos metálicos para temperatura de 25°C.



(Fonte: BANDEIRA; ARAÚJO; LEMOS, 2004).

Outro elemento observado foi o alumínio, o qual de forma semelhante ao ferro para o pH de aproximadamente 2,87 unidades (média das amostragens) apresenta-se no estado de alumínio III, totalmente dissolvido, já que somente começa a precipitar-se com pH acima de 3,0 unidades. Dessa forma os valores médios de 3,27 mg.L⁻¹ encontrados, possivelmente estão acima de 0,1 mg.L⁻¹ estabelecido pela CONAMA n° 357/2005 padrão para o alumínio, em corpos d'águas doces classe 2 (BRASIL, 2005a, GTA, 2009;2010b).

Já para o parâmetro manganês total, quando comparado com a resolução CONAMA n° 357/2005, esse está acima do permitido, já que o estipulado fica em 0,1 mg.L⁻¹, enquanto o encontrado chega a valores médios de 43, 35 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005a, GTA, 2009;2010b).

Assim com base na resolução CONAMA n° 357 de 2005, pode-se concluir que o rio Sangão contribuiu negativamente para o açude 1. Visto que o mesmo se enquadra fora dos valores estipulados para sua classe, apresentando elevadas concentrações de metais ao menos nos parâmetros apresentados pelo GTA entre 2006 a 2010, indicando assim a situação primordial de possibilidade de risco aos humanos.

5.7 Modelo conceitual, cenário de risco para humanos

Considerando a presença de metais nos açudes, bem como o possível contato dos humanos com a água dos mesmos. Fica clara a necessidade de se determinar o grau de risco para os receptores, ou seja; como comentado anteriormente, a probabilidade (possibilidade) de ocorrer um evento danoso no caso a saúde humana, que é uma das mais preocupantes situações de perigo, ocorrer (OGA, 2003; SPADOTTO; GOMES, 2004; CASTRO et al. 2005; MAGNA, 2009).

Portanto alguns dos elementos que constituem essa situação serão apresentados nos itens que seguem.

5.7.1 Origem do estressor

Quanto às fontes de estressores (metais) para o açude 1 do Sr. Picolo, pode-se considerar duas como fontes principais: a influência das águas provenientes do rio Sangão no período de cheias e o escoamento da água, que percola sobre a estrada e valeta de drenagem adjacente a essa tendo como destino o açude 1.

Conhecido essas duas fontes, pode-se observar melhor suas disposições na figura 32, presente no apêndice A, lembrando que as mesmas são demarcadas através das setas em vermelho.

Inicialmente será explanado sobre a forma que o rio Sangão, entra em contato com o corpo hídrico. Esse evento pode ocorrer quando o rio Sangão eleva seu nível de 12,5 m (nível de água normal) para valores acima de 15,8 m (nível d'água); isto é, seu nível sobe aproximadamente 3,3m e ultrapassa o dique presente na margem leste do açude 1, fato esse já ocorrido em outras ocasiões, como demonstrado na figura 19 e 20 a exemplo do primeiro semestre de 2010. Lembrando que a maior probabilidade de ocorrência desse fato é nas estações de primavera e verão, que representam o momento onde ocorrem os maiores índices pluviométricos conforme item 5.2.

Vale lembrar que para um melhor esclarecimento das diferenças de altitude da área do estudo pode-se observar a figura 31 do apêndice A, o qual consta dados como, cotas e níveis d'água.

Porém deve-se ainda ressaltar que considerando a cota atual do dique no açude 1 essa é de aproximadamente 13,6m conforme levantamento de campo com GPS. Indicando que a situação de transbordo do rio para o açude 1 está atualmente facilitada, já que nas chuvas que elevem o nível do rio acima de 1,1 metros, já se teria o contato do rio Sangão com o açude em questão.

Entretanto o aumento do volume de água do rio, a ponto de ultrapassar o dique não é o único responsável pelo contato. Ainda deve-se considerar outro fator que possibilita essa situação, correspondente a fragilidade do dique construído com argila e entulhos, situado na extremidade leste do açude 1.

Lembrando que o mesmo (dique) em situações anteriores, com elevadas precipitação, não teve condições estruturais suficientes para resistir às pressões exercidas pelas águas internas e externas (pressões sofridas pela água do rio Sangão em cheias e contribuições do próprio açude). Assim esse deixou de cumprir sua função de contenção ou mesmo de obstáculo a passagem da água do rio. Já que ocorreu o seu rompimento ao menos em certo trecho permitindo o contato entre o açude 1 e o rio Sangão, como demonstrado nas figuras 20 e 21.

Figura 20 - Rompimento do dique no açude 1, em decorrência do elevado volume de chuva no início do ano de 2010.



(Fonte: PICOLO, 2010).

Figura 21-Demonstração, da influência do rio Sangão sobre o açude 1.



(Fonte: PICOLO, 2010).

Entretanto a água proveniente do transbordo do rio Sangão, não é a única contribuição do açude 1, também pode-se citar o fluxo que oriundo de uma estrada e valeta acessória a essa, ambas construídas com rejeito carbonoso como um dos estressores do açude. Ocorrendo o contato acima citado, quando o escoamento de água que precipita sobre a estrada de rejeito é direcionado para as valetas de drenagem adjacentes a essa. Uma vez nas valetas o fluxo que deveria permanecer na totalidade dentro da mesma, devido a uma falha na estrutura acaba, tendo parte de seu montante desviado para um canal que conduz até uma área alagadiça a sudoeste da estrada, a qual está conectada a um córrego situado a nordeste do açude 1, lembrando que esse córrego deságua no açude em questão.

Podendo-se visualizar melhor o córrego, a estrada, as valetas construídas no rejeito e a água coletada nas figuras 22 e 23.

Quanto as características da água que provém de parte do escoamento sobre a estrada (com rejeito), um elevado nível de material sedimentável carregado é observado (figura 22b), chegando esse a cerca de $82,0 \text{ mL.L}^{-1}$ no ponto de coordenadas UTM 22J (SAD 69) 652013E e 6817396N, na área alagadiça próxima ao contato entre o córrego e a estrada de rejeito (medido com cone *Imhoff*). Tal valor está $81,0 \text{ mL.L}^{-1}$ acima do permitido, conforme a resolução CONAMA n° 430/2011, que estabelece limite máximo para lançamento de efluentes em lagos e lagoas como $1,0 \text{ mL.L}^{-1}$ para sólidos sedimentáveis (BRASIL, 2011).

Quanto ao pH, no dia 16 de abril de 2001 em medição realizada, o córrego apresentou um valor aproximado de 5,82 unidades.

Figura 22 - Córrego a noroeste do açude 1, que conduz a água com influência da estrada e valeta de rejeito.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 23 - Estrada e valeta de drenagem acessória (a). Amostra de água coletada em área alagadiça, ligada ao açude 1 através de um córrego (b).



(Fonte: AUTOR, 2011).

5.7.2 Meio de Exposição

Como comentado ao longo do estudo um dos principais destinos de diferentes poluentes de origem antrópica, é o meio aquático. Incluindo nessa lista os metais pesados, os quais considerando os conceitos de Amiard (1975 apud OGUZIE, IZEVBIGIE, 2009); Jesus et al. (2004); Bevilacqua et al. (2009); Perin (2005) uma vez nesse ambiente podem apresentar-se dissolvidos na água ou aderidos a sedimentos que estão em suspensão ou formando a base dos diferentes corpos hídricos, inclusive dos açudes. Assim esses dois locais tornam-se importantes compartimentos de exposição aos contaminantes.

Pensando nesses dois meios como destino dos poluentes, foram consideradas cinco situações como sendo as vias que os contaminantes poderiam chegar até os humanos. Vale lembrar que o leque de possibilidade de vias entre esses meios e os humanos é muito superior as cinco escolhidas. Entretanto a seleção dessas vias se deu devido a considerar apenas o risco associado diretamente a água do açude 1. Desconsiderando contatos secundários, como os provenientes dos metais oriundos da água que ficaram aderidas ao solo do entorno ou mesmo a vegetação rasteira, a qual nos períodos de cheia adsorve os metais do açude na folhagem e podem servir de alimentos de animais como os bovinos, dentre outros.

Portanto as vias de exposição que foram consideradas para o contato humano com águas dos açudes são: ingestão de água considerando a possibilidade dos habitantes, do entorno do açude fazerem uso da água do mesmo, como uma fonte potável, sendo essa captada e armazenada em caixas d'água, passando por filtragem simples, antes de ser ingerida. Visto que uma vez ingeridos os metais são absorvidos, como comentado no referencial em processos gastrointestinais e redistribuído na corrente sanguínea (TAVARES; CARVALHO, 1992; AZEVEDO; CHASIN, 2003; QUEIROZ, 2006).

Vale lembrar que esta atualmente não é uma destinação utilizada pelos moradores, mas que na realidade constituí-se como uma hipótese futura. Essa se daria relacionada a fatores como a redução nas despesas com a conta de água, motivados por nessa hipótese a água não vir mais exclusivamente da distribuidora e sim de uma captação no açude 1, passando essa apenas por tratamento com filtragem simples no filtro de argila ou purificador de água, além de adição de cloro, mas sem remoção de metais. Ainda pode-se citar como fator que levaria ao uso da água do açude 1 (para beber e tomar banho) por se tratar de uma alternativa em períodos de estiagens prolongados.

Já outra forma de contato é referente à exposição dérmica com o uso da água captada acima citada no banho. Lembrando que essa ainda não é uma utilização presente, mas tem possibilidades futuras em condições próximas a do uso da água para o abastecimento potável. Outro meio de exposição considerado (metais-humanos) para o contato dérmico refere-se a atividades voltadas à natação ou recreação que poderá ser realizada no açude principalmente nas épocas do ano com temperatura mais elevadas que podem ser vista na tabela 1, referente à média de temperatura durante o período de 75 anos. Vale lembrar que a absorção nesse caso se dá através da pele, sendo essa também uma possibilidade de contato conforme presente no referencial (TAVARES; CARVALHO, 1992; AZEVEDO; CHASIN, 2003; QUEIROZ, 2006).

Ainda na atividade de natação ou recreação, que pode ser realizada no açude 1, não se pode esquecer da ingestão acidental de água, que ocorre durante o processo que a pessoa está realizando atividades dentro do meio aquático. Sendo essa absorção semelhante ao ocorrido para a ingestão de água no consumo humano.

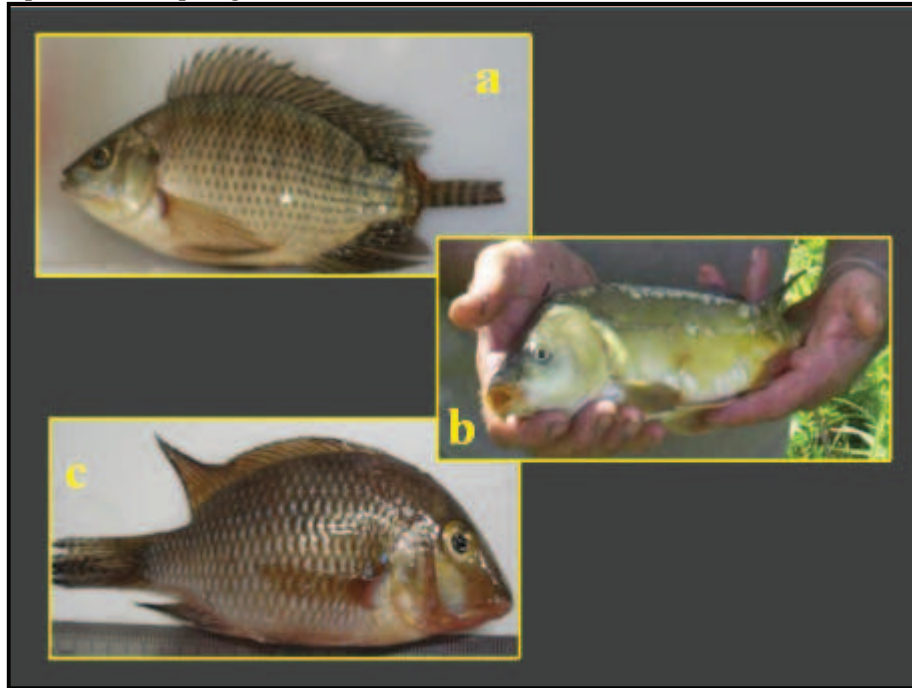
Além dessas a última forma de ingestão considerada como um dos meios de exposição para humanos a alimentação com peixes provenientes do açude 1.

Dessa forma buscou-se verificar a existência de diferentes espécimes que pudessem caracterizar o estabelecimento de um nível trófico variado no açude 1, inclusive com consumidores primários no ambiente aquático. Assim para fins de estudos foram caracterizadas algumas espécies como: *Tilapia* sp. (Tilápia) (Linnaeus, 1758), e *Cyprinus carpio* (Carpa) (Linnaeus, 1758), sendo os dois representados na figura 24.

Além desses, também se observou a ocorrência do *Geophagus brasiliensis* (QUOY & Gaimard, 1824) (figura 24), conhecido como cará, acará, acará-topete ou papaterra, o qual faz parte da família Cichlidae (ordem Perciformes). Suas características são hábitos territorialistas, podendo ser encontrado em ambientes lênticos ou lóticos. Tratando-se de um peixe que vive na água doce e pode ser encontrado em diversas bacias hidrográficas por todo o país. Nos reservatórios esses buscam locais de remanso, ficando mais próximo do fundo e apresentando atividade diurna. (FATTORI, 1997 apud ABILHOA; SILVA, 2003; ASSUMPÇÃO et al., 2005 apud STEFANI; REIS; ROCHA, 2008; SABINO; CASTRO, 1989; AGOSTINHO et al., 1999 apud STEFANI; REIS; ROCHA, 2008; INÁCIO, 2006; HITOSHI, 1984 apud SILVANO, 2003; AZEVEDO, 1972 apud SILVANO, 2003; TAGLIANI, 1989 apud SILVANO, 2003; ANDREATA; TENÓRIO, 1997; MORAES et al,

2004; FERREIRA, 2006; VELLUDO, 2007; STEFANI; REIS; ROCHA, 2008; CARVALHO; TAVARES. LUQUE, 2008)

Figura 24 - Alguns dos peixes identificados na 1º, 2º e 3º campanha, (a) *Tilapia* sp., (b) *Cyprinus carpio*, (c) *Geophagus brasiliensis*.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Vista essa tendência de permanecer mais próximo ao fundo em determinados ambientes, pode-se compreender o porquê esses animais representam um meio de exposição interessante para o estudo. Já que os mesmos acabam tendo um contato direto com os dois principais meios de contaminação nos dois açudes, a água e os sedimentos.

Quanto ao hábito alimentar desses animais, esse apresenta como característica identificada em estudos sobre sua dieta, um comportamento onívoro com tendências detritívora. Tendo como base alimentar: escamas de peixes, frutos/sementes, insetos, invertebrados aquáticos, microcrustáceos, vegetais, detritos e sedimentos. Lembrando que esse último se dá, para alguns autores, devido ao mesmo consumir alimentos aderidos a partículas, principalmente as presentes no fundo (SABINO; CASTRO, 1989; ANDREATA; TENÓRIO, 1997; ABELLHA; GOULART, 2004; MORAES et al, 2004; INÁCIO, 2006; FERREIRA, 2006; VELLUDO, 2007; CARVALHO;TAVARES; LUQUE, 2008).

Portanto conforme as características dessa espécie, bem como as tendências dessa na alimentação por parte dos humanos, verifica-se que esse tipo de animal certamente se torna uma das principais fontes de metais para os habitantes da região. Ressaltando-se ainda a afirmativa do Sr. Martins Picolo², a respeito do hábito pesqueiro em seus açudes, onde este afirmou se alimentar da ictiofauna do açude 1 e 2, assim como alguns parentes próximos, que conforme levantamento quanto às propriedades no entorno ao açude em questão (Mapa de Superfície apêndice A), cerca de 37,5% dos terrenos situados num raio de 500 m da propriedade do Sr. Picolo são da família Picolo (CGM, 2002b).

Podendo-se considerar clara a presença de humanos com real contato com os peixes presentes na área, constituindo uma possível situação de perigo, quanto à contaminação por metais proveniente da alimentação.

5.7.3 Presença de receptores

Como comentado acima e demonstrado no mapa de superfície presente no apêndice A, há clara ocorrência de residências nas proximidades dos açudes do Sr. Picolo, estando presente em um raio de aproximadamente 500 m, cerca de 14 terrenos com diferentes proprietários. Desta forma pode-se estimar um número aproximadamente de 8 residências como 28 habitantes, com base na média do município de 3,4 residentes por casa (densidade domiciliar rural) (IPAT, 2010).

Ainda quanto à densidade demográfica da região não se pode esquecer que cerca de 750 m a norte, ocorre uma das áreas consideradas como zona urbana de Forquilha, que é o bairro Nova York. Situação essa que considerando a proximidade pode resultar em uma possível expansão desse bairro tornando a atual região rural em área urbana, ocorrendo, portanto predominância de área urbanizada (FORQUILHINHA, 2007).

Pensando, na situação atual e futura de expansão do bairro foi considerado como receptores para a pesquisa os residentes rurais atuais e a possibilidade de um adensamento urbano no futuro.

²Dado transmitido de forma verbal, no dia da 3ª campanha de coleta (16 de abril de 2011), através do Sr. Martins Picolo, no açude dentro de seu logradouro em Forquilha/SC, quando questionado sobre a frequência e motivação da pesca em seu açude.

5.8 Hipótese de risco

5.8.1 Cenário Agrícola

Para o cenário correspondente a contaminação por metais para adultos ou mesmo crianças que residem na área do açude 1 foi considerado a hipótese de risco representada na figura 25. Em resumo se tem como origem dos estressores o contato do açude 1 com o rio Sangão e com córrego que direciona parte da água que escoia sobre estrada de rejeito.

Uma vez no açude 1, como demonstrado ao longo do estudo, os contaminantes têm como meio de permanência a coluna d'água (dissolvido) ou os sedimentos (aderidos ou precipitados), porém o simples fato de haver metais presentes no corpo hídrico não caracteriza o risco. Para isso estabeleceu-se as principais vias de contato direto entre os metais presentes sendo essas: através do uso da água como potável para beber ou para tomar banho; a utilização do açude para natação considerando nesse evento a ingestão de água, o contato dérmico e; a ingestão de peixes em contato direto com os sedimentos e águas contaminados.

Estabelecidos esses parâmetros de origem e contato, bem como considerando os dados atuais sobre a predominância rural da região, juntamente com os dados sobre os hábitos dos residentes estimou-se o risco, ao quais estes estão expostos, ao entrar em contato com o açude 1.

Figura 25 - Fluxograma do cenário de risco para agricultores, considerando indivíduos adultos e crianças.



(Fonte: AUTOR, 2011; ESRI, 2006).

5.8.2 Cenário de risco residencial

Para o cenário de risco residencial as etapas referentes à origem dos estressores; o meio no qual ficaram depositados os metais e mesmos as principais vias de contato direto dos receptores humanos com esses contaminantes foram consideradas as mesmas do cenário para risco agrícola. Entretanto conforme observado no Mapa de Perímetro Urbano de Forquilha há a norte uma zona urbana (bairro Nova York), assim imaginando a possibilidade de expansão, foram considerados os receptores como residentes urbanos, o que conduz a outra forma de estimação de risco, conforme apresentado na figura 26 a seguir (FORQUILHINHA, 2007).

Figura 26 - Fluxograma do cenário de risco urbanizado, considerando indivíduos adultos e crianças.



(Fonte: AUTOR, 2011; ESRI, 2006).

5.9 Resultados das análises e parâmetros avaliados

Para a estimação e interpretação do grau de risco e quociente de perigo, aos quais os receptores humanos estão expostos, utilizou-se os resultados das análises das concentrações de metais na água, sedimento e peixes presentes no anexo C, assim como os resultados físicos-químicos apresentados na tabela 3, a seguir.

Tabela 3- Características físico-químicas das águas observadas e analisadas “*in loco*” e no LADEBIMA/IPAT.

Parâmetro	Açude 1	Açude 2	Córrego	Método de detecção
pH	6,32	6,4	5,8	pH-metro; Fita colorimétrica
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	8,23	9,62	-	Oxímetro AT- 150
Temperatura (°C)	23,4	22,7	-	Oxímetro AT-150
Sólidos Sedimentáveis (mL)	Não detectável	Não detectável	82	Cone Imhoff

(Fonte: AUTOR, 2011).

Os valores apresentados na tabela acima referem-se a 3ª campanha de coleta, onde foi obtido-se as concentrações de metais para os dois açudes.

Vale ainda lembrar que o parâmetro pH foi também medido na 4ª campanha obtendo valores de 5,43 e 5,78 unidades para o açude como e sem influência respectivamente, mas esses não foram utilizados devido a possibilidade de interferência em seus valores. Visto que na madrugada e manhã que antecederam a medição houve a incidência de fortes chuvas na região (12,8 mm).

5.10 Parâmetros utilizados para o cálculo

5.10.1 Parâmetros populacionais utilizados para o cálculo dos cenários

Alguns valores apresentados para o cálculo do risco utilizaram variáveis fixas conforme as condições de exposição do cenário. Com base em Lima (2009) foram determinados nos quadros 3 e 4, respectivamente alguns parâmetros populacionais, empregados no cálculo de risco considerando condições agrícolas e residenciais.

Quadro 3- Parâmetros relacionados à estimativa de dose, para o cenário agrícola.

Parâmetro	Sigla	Residente (adulto)		Residente (criança)	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Ingestão de água					
Taxa de ingestão de água (L. dia ⁻¹)	IR	2	CETESB, 2001 (cenário agrícola)	1	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
Ingestão de água (natação)					
Taxa de ingestão de água nadando (L.hora ⁻¹)	CR	0,05	US EPA, 1997 apud CETESB, 2001	0,05	US EPA, 1997 apud CETESB, 2001

(Fonte: CETESB, 2001; USEPA, 1997c; 2004b; FAO, 2010).

(Cont.)

Parâmetro	Sigla	Residente (adulto)		Residente (criança)	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Contato dérmico com a água					
Superfície de pele disponível para contato com a água (cm ²)	SA	18000	US ESP, 2004	6600	US EPA, 2004
Ingestão de alimento					
Taxa de ingestão de peixe (kg.refeição ⁻¹)	IR	0,0383	US EPA, 1997c (Tabela 10-1) próximo ao valor recomendado pela OMS e registrado como média mundial menos a China pela FAO (2010)	0,0165	US EPA, 1997c (Tabela 10-1)
Parâmetros para todas as vias de exposição					
Peso Corporal	BW	60	CETESB, 2001	15	CETESB, 2001

(Fonte: USEPA, 1997c; 2004b; CETESB, 2001; FAO, 2010).

Quadro 4 - Parâmetros relacionados à estimativa de dose, para o cenário residencial.

Parâmetro	Sigla	Residente (adulto)		Residente (criança)	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Ingestão de água					
Taxa de ingestão de água (L. dia ⁻¹)	IR	1	CETESB, 2001 (cenário residencial)	1	CETESB, 2001 (cenário residencial)
Ingestão de água (natação)					
Taxa de ingestão de água nadando (L.hora ⁻¹)	CR	0,05	US EPA, 1997 apud CETESB, 2001	0,05	US EPA, 1997 apud CETESB, 2001.
Contato dérmico com a água					
Superfície de pele disponível para contato com a água (cm ²)	SA	18000	US ESP, 2004	6600	US EPA, 2004
Ingestão de alimento					
Taxa de ingestão de peixe (kg.refeição ⁻¹)	IR	0,0392	US EPA, 1997c (Tabela 10-1) próximo ao valor recomendado pela OMS e registrado como média mundial menos a China pela FAO (2010)	0,0165	US EPA, 1997c (Tabela 10-1)
Parâmetros para todas as vias de exposição					
Peso Corporal	BW	60	CETESB, 2001	15	CETESB, 2001

(Fonte: USEPA, 1997c; 2004b ; CETESB, 2001; FAO, 2010).

5.10.2 Parâmetros de tempo utilizados para os cenários

Em exposições a contaminantes como os metálicos, um dos fatores preponderantes diz respeito a sua capacidade de apresentar importantes efeitos crônicos em exposições leves e prolongadas, como esclarecido no referencial (LEVI, 1997; LEITE; AMORIM, 2006; VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007; JARDIM; ARMAS; MONTEIRO, 2008; PARANÁ, S.d).

Assim a variável tempo tem relativo destaque na valoração da condição de perigo, ao qual se está exposto em contaminações por metais. Sendo os valores gerais utilizados para a quantificação, com base em Lima (2009) apresentados nos quadros 5 e 6, a seguir.

Quadro 5- Parâmetros de tempo utilizados para o cálculo da dose, no cenário agrícola.

Parâmetro	Sigla	Trabalhador Rural (adulto)		Trabalhador Rural (criança)	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Frequência de exposição (dias.ano ⁻¹)	EF	365	CETESB, 2001	365	CETESB, 2001
Frequência de exposição (Natação)	EFb	90	Específico, meses mais quentes (21 de Dez, Jan, Fev, a 20 Mar)	90	Específico, meses mais quentes (21 de Dez, Jan, Fev, a 20 Mar)
Duração da exposição (anos)	ED	58	CETESB, 2001	6	CETESB, 2001
Duração da exposição Natação (anos)	ED	30	US EPA, 1997b; 2004b	6	US EPA, 1997b; 2004b
Tempo de Exposição Banho (h. dia ⁻¹)	ET	0,58	US EPA, 2004b	1	US EPA, 2004b
Tempo de Exposição Nadando (h. dia ⁻¹)	ET	0,43	US EPA, 1997b (1 evento por semana durante 180 min)	0,43	US EPA, 1997b (1 evento por semana durante 180 min)
Período de Exposição Não-Cancerígeno (dias)	ATnc	21170	US EPA, 1989	2190	US EPA, 1989
Período de Exposição Cancerígeno (dias)	ATc	26681,5	US EPA, 1989	26681,5	US EPA, 1989
Período de Exposição Não-Cancerígeno Nadando (dias)	ATnc	2700	US EPA, 1989 Específico	540	US EPA, 1989/ Específico
Período de Exposição Cancerígeno Nadando (dias)	ATc	6579	US EPA, 1989 Específico	6579	US EPA, 1989/ Específico
Tempo de Expectativa de Vida (Utilizado apenas para cancerígenos)	LE	73,1	IBGE, 2010b	73,1	IBGE, 2010b

(Fonte: USEPA, 1989; 1997b; 2004b ; CETESB, 2001; IBGE, 2010b).

Quadro 6 - Parâmetros de tempo utilizados para o cálculo da dose, no cenário residencial.

Parâmetro	Sigla	Trabalhador Rural (adulto)		Trabalhador Rural (criança)	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Frequência de exposição (dias.ano ⁻¹)	EF	365	CETESB, 2001	365	CETESB, 2001
Frequência de exposição (Natação)	EFb	90	Específico, meses mais quentes (21 de Dez, Jan, Fev, a 20 Mar)	90	Específico, meses mais quentes (21 de Dez, Jan, Fev, a 20 Mar)
Duração da exposição (anos)	ED	24	CETESB, 2001	6	CETESB, 2001
Duração da exposição Natação (anos)	ED	30	US EPA, 1997b; 2004b	6	US EPA, 1997b; 2004b
Tempo de Exposição Banho (h. dia ⁻¹)	ET	0,58	US EPA, 2004b	1	US EPA, 2004b
Tempo de Exposição Nadando (h.dia ⁻¹)	ET	0,43	US EPA, 1997b (1 evento por semana durante 180 min)	0,43	US EPA, 1997b (1 evento por semana durante 180 min)
Período de Exposição Não-Cancerígeno (dias)	ATnc	8760	US EPA, 1989	2190	US EPA, 1989
Período de Exposição Cancerígeno (dias)	ATc	26681,5	US EPA, 1989	26681,5	US EPA, 1989
Período de Exposição Não-Cancerígeno Nadando (dias)	ATnc	2700	US EPA, 1989 Específico	540	US EPA, 1989 Específico
Período de Exposição Cancerígeno Nadando (dias)	ATc	6579	US EPA, 1989 Específico	6579	US EPA, 1989 Específico
Tempo de Expectativa de Vida (Utilizado apenas para cancerígenos)	LE	73,1	IBGE, 2010b	73,1	IBGE, 2010b

(Fonte: USEPA, 1989; 1997b; 2004b ; CETESB, 2001; IBGE, 2010b).

5.11 Enquadramento dos efeitos dos metais

Como os cálculos de HQ ou de risco, são dependentes da classificação da substância como um carcinogênico ou não, no quadro 7 apresenta-se os diferentes grupos apresentados pela IARC e US EPA, onde são descritos os grupos para cada agência, associando as características semelhantes quando possível.

Quadro 7 - Classificação dos diferentes grupos para IRAC e USEPA, conforme o potencial carcinogênico.

IARC	US EPA	Descrição
Grupo 1	Grupo A	Carcinogênico humano
Grupo 2A	Grupo B	Provável carcinogênico humano
	Grupo B1	Evidências limitadas para seres humanos
	Grupo B2	Evidências inadequadas para seres humanos, evidências suficientes para animais
Grupo 2B	Grupo C	Possível carcinogênico humano
Grupo 3	Grupo D	Não classificável quanto à carcinogenicidade humana
Grupo 4	Grupo E	Provavelmente não carcinogênico para humanos

(Fonte: LIMA, 2009).

A subsequente identificação individual dos metais nos diferentes grupos apresentados acima, conforme cada agência em carcinogênico ou não, de acordo com o quadro 8, foi fundamental para determinação da sequência de cálculo apresentada no apêndice C e D.

Quadro 8- Classificação dos metais como cancerígeno ou não.

Contaminante	Classificação (US EPA, 1996)	Classificação (IRAC, 2011)	Cancerígeno (LIMA, 2009)
Alumínio	Nc	Nc	Não
Arsênio	A	1	Sim
Bário	D	Nc	Não
Cádmio	B1	1	Não
Chumbo	B2	2ª	Sim
Cobalto	Nc	2B	Não
Cobre	D	Nc	Não
Cromo	A (inalação) D (oral)	3 (Cromo III) 1 (Cromo IV)	Não
Ferro	Nc	Nc	Não
Manganês	D	Nc	Não
Mercúrio	D	3	Não
Níquel	A	2B	Não
Selênio	D	3	Não
Zinco	Nc	Nc	Não

(Fonte: USEPA, 1996; LIMA, 2009; IARC, 2011).

Legenda: Nc - Sem Classificação na Agência

5.12 Valor de referência de toxicidade

Os valores das doses de referência de toxicidade (RfD), os quais tratam da estimativa da exposição que um determinado receptor humanos diariamente ao longa da vida sem apresentar efeitos carcinogênicos, estão na tabela 4, separados individualmente para os principais elementos metálicos possíveis de existirem nos açudes do Sr. Picolo. Esses dados são pertinentes para a estimação de potenciais efeitos dos elementos traços, juntamente com os CSF (*slope factor*), o qual estima a probabilidade de uma série de exposição apresentar efeitos cancerígenos em um receptor, estando o CSF listado para os elementos considerados com tal potencial no quadro 8 (US EPA, 2007).

Tabela 4 - Valores de referência e *slope factor*, para os metais em via oral e dérmica.

CQI's	Alguns Efeitos a Saúde (F; G)	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	CSF Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	CSF Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)
Alumínio	Mal de Alzheimer; Degeneração testicular	1,00E-01 (A)	1,00E+00 (A)	Na	Na
Arsênio	Hipertiroidismo; Possibilidade de Complicações Vasculares; Câncer de Pele e Pulmão	1,23E-04 (A)	3,00E-04 (A; C; E)	3,66E+00 (A)	1,50E+00 (B; C; D)
Bário	Nefropatia	4,90E-03 (A)	7,00E-02 (A; C)	Nd	Nd
Cádmio (água)	Câncer de Pulmão; Disfunção Renal	Nd	5,00E-04 (A; B; C; E)	Nd	Na
Cádmio (dieta)		Nd	1,00E-03 (A; B; C)	Nd	Na
Chumbo	Danos Cardiovasculares, Gastrointestinais, Cancerígeno	5,40E-04 (F)	3,60E-03 (G)	1,28E-03 (F)	8,50E-03 (D)
Cobalto	Efeitos Cardiológicos; Cancerígeno	4,80E-02 (A)	6,00E-02 (A; H)	Na	Na
Cobre	Danos ao Fígado e Rim	Nd	4,00E-02 (A; H)	Nd	Na
Cromo III (sais insolúveis)	Redução do Peso do Fígado, Rim e Baço	7,50E-05 (F)	1,50E+00 (C; B; E)	Na	Na
Cromo IV (particulado)	Cancerígeno; Redução do Peso do Fígado, Rim e Baço	Nd	3,00E-03 (A; B; E)	Na	Na

(Fonte: US EPA, 2000a; US EPA, 2000b; RAIS, 2001; HC, 2004; US EPA, 2007; IRIS, 2008; OEHHA, 2009; LIMA, 2009).

Legenda: (A) RAIS, 2001; (B) US EPA, 2007; (C) US EPA, 2000a; (D) OEHHA, 2009; (E) IRIS, 2008; (F) LIMA, 2009 (G) HC, 2004; (H) US EPA, 2000b; Na – Não Aplicável porque o metal não apresenta esse tipo de efeito; Nd – Não disponível.

(Cont).

CQI's	Alguns Efeitos a Saúde (F; G)	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	CSF Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	CSF Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)
Ferro	Efeitos no Fígado e Pulmão	4,50E-02 (A)	3,00E-01 (A; H)	Na	Na
Manganês (água)	Dano ao sistema nervoso	1,84E-03 (A)	4,60E-02 (A)	Na	Na
Mercurio	Sistema Nervoso Periférico e Imunológico; Alteração de Comportamento Neurológico;	2,10E-05 (A)	3,00E-04 (A; G)	Na	Na
Níquel	Distúrbios Respiratórios	5,40E-03 (A)	2,00E-02 (A; C)	Na	Nd
Selênio	Taquicardia, Danos ao Fígado e Rim	2,2E-03 (A)	5,00E-03 (A; B; C; E)	Na	Na
Zinco	Diminuição no Eritrócito	Nd	3,00E-01 (A; C; E)	Na	Na

(Fonte: ; US EPA, 2000a; US EPA, 2000b; RAIS, 2001; HC, 2004; US EPA, 2007; IRIS, 2008; OEHHA, 2009; LIMA, 2009;).

Legenda: (A) RAIS, 2001; (B) US EPA, 2007; (C) US EPA, 2000a; (D) OEHHA, 2009; (E) IRIS, 2008; (F) LIMA, 2009 (G) HC, 2004; (H) US EPA, 2000b; Na – Não Aplicável porque o metal não apresenta esse tipo de efeito; Nd – Não disponível.

5.13 Seleção dos CQI (Compostos químicos de interesse)

Como as duas principais formas de contato dos metais com os humanos nesse estudo, são através do contato com a água e os peixes, os CQI's foram avaliados para os compostos relacionados à água e para os relacionados aos peixes, estando esses representados nas tabelas 5 e 6.

5.13.1 Seleção de CQI para a água

Pode-se observar na tabela 5 a comparação dos valores de concentração de metais encontrados para o açude 1, com os valores orientadores nacionais e internacionais, além dos apresentados para o *background*, assim como a seleção dos CQI's.

Tabela 5- Seleção de CQI, para a água do açude 1.

Metais	Unidad e	Valores Orientadores Nacionais e Internacionais				<i>Background</i> (Açude 2)	Valor Mais Restritivo	Açude 1
		Portaria MS n° 518/2004	HC (2008)	US EPA, (2009)	WHO (2004)			
Alumínio	mg.L ⁻¹	0,2	-	0,05	-	< 0,1	0,05	0,3
Arsênio	mg.L ⁻¹	-	0,01	0,01	0,01	< 0,001	0,01	< 0,001
Bário	mg.L ⁻¹	0,7	1,0	2,0	0,7	Na	0,7	Na
Cádmio	mg.L ⁻¹	0,005	0,005	0,005	0,003	< 0,01	0,003	< 0,01
Chumbo	mg.L ⁻¹	0,01	0,01	0,015	0,01	< 0,05	0,01	< 0,05
Cobalto	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	Na	-	Na
Cobre	mg.L ⁻¹	2	1	1	2	< 0,01	1	< 0,01
Cromo	mg.L ⁻¹	0,05	0,05	0,1	0,05	< 0,02	0,05	< 0,02
Ferro	mg.L ⁻¹	0,3	0,3	0,3	-	1,12	0,3	3,7
Magnésio	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	2	-	1,99
Manganês	mg.L ⁻¹	0,1	0,05	0,05	0,4	0,04	0,05	0,1
Mercúrio	mg.L ⁻¹	0,001	0,001	0,002	0,001	< 0,001	0,001	< 0,001
Níquel	mg.L ⁻¹	-	-	-	0,02	Na	0,02	Na
Selênio	mg.L ⁻¹	0,01	0,01	0,05	0,01	Na	0,01	Na
Zinco	mg.L ⁻¹	5	5	5	-	< 0,01	5	< 0,01

(Fonte: WHO, 2004; BRASIL, 2004a; HC, 2008; US EPA; 2009).

Legenda: “-” - A resolução não apresenta valor para essa concentração; - Metal selecionado como CQI, visto que esse apresentou valores superiores ao mais restritivo e no mínimo em 10 % acima do encontrado no *background*; Na – Metal não avaliado.

Seguindo os procedimentos de comparação apresentados na metodologia para seleção dos CQI's referentes à água para o consumo humano. Realizou-se a comparação e seleção dos CQI's na tabela 5, apresentada acima. Sendo identificados nessas, apenas três compostos (alumínio, ferro e manganês) com concentrações acima dos valores mais restritivos (menores observadas nas referências) e do *background* (ponto branco) para o consumo da água.

Vale lembrar que os compostos químicos de interesse que apresentaram concentrações superiores aos valores aceitáveis na água para consumo humano, foram os mesmos com concentrações em muito superior ao menos no estressor rio Sangão, conforme monitoramento do GTA. Situação essa indicativa da clara influência no açude 1, visto que no *background* as concentrações encontradas são inferiores, para alumínio, ferro e manganês, indicando que os resultados da amostra 1 não representam valores regionais de condição das águas e sim condições de contaminação.

Prosseguindo nas comparações das concentrações encontradas no açude 1, quanto ao alumínio (0,3 mg.L⁻¹), com o açude 2 (< 0,1 mg.L⁻¹) que é o ponto branco. Conclui-se que

o corpo hídrico com influência, para esse parâmetro tem um valor três vezes maior do esperado para a região e seis vezes a concentração do valor mais restritivo para consumo humano ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) referente a valores de regulação para ingestão de água elaborado pela US EPA em 2009 (US EPA, 2009).

Ainda observando os valores nacionais e internacionais constata-se que o alumínio também assumiu concentrações superiores em $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, até mesmo quanto a Portaria do Ministério da Saúde nº 518 de 2004, que é o menos restritivo dos valores orientadores levantados, aceitando até concentrações de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2004a).

Comparando regionalmente a concentração de alumínio no açude 1, com o estudo de Pompêo et al. (2004), que tratou da análise de água da microbacia do rio Fiorita, que tem influência no passado da mineração e atualmente do processo de industrialização. Observa-se que a concentração do açude 1 é cerca de três vezes superior ao valor encontrado para três dos cinco lagos avaliados por Pompêo (2004) o qual encontrou nesses valores abaixo do limite de detecção de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Assim pode-se concluir que o açude 1 apresenta concentrações de alumínio que inspiram maiores cuidados, reforçando sua escolha como CQI.

O ferro, outro CQI selecionado, apresentou uma concentração de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$ no açude 1, que representa um valor equivalente a aproximadamente três vezes a concentração de $1,12 \text{ mg.L}^{-1}$ do ponto considerado como branco. Para o valor de consumo mais restritivo a concentração de ferro do açude 1 equivaleu a cerca de 12 vezes maior que a apresentada pela Portaria do MS nº 51/2004, HC e US EPA ($0,3 \text{ mg.L}^{-1}$) presentes na tabela 5 (BRASIL, 2004a; HC, 2008; US EPA, 2009)

Já em comparação com a lagoa Azul em Siderópolis, SC, que também tem influência da mineração e foi alvo do estudo de Silvano (2003), para o parâmetro ferro, cita-se uma concentração média de $0,46 \text{ mg.L}^{-1}$, o que fica aproximadamente oito vezes menor do que o encontrado para o açude 1. Podendo-se então concluir que o açude 1 apresenta condições muito acima de ferro, quando comparada a uma área de sua região como ponto de controle (açude 2) ou de regiões na mesma bacia hidrográfica, que esteja em processo de recuperação, como no caso da lagoa Azul em Siderópolis.

Comparando ainda o valor de ferro encontrado com Pompêo et al. (2004), observa-se que exceto para uma das lagoas o ferro total apresentou valores próximos de $3,72 \text{ mg.L}^{-1}$, por exemplo na lagoa H, demonstrando que a concentração no açude 1, é muito próxima a da antiga área conhecida como Campo Mina Malha 2, que sofreu forte impacto da

mineração. Assim, tendo em vista essa situação bem como, o fato do ferro do açude apresentar valor superior ao encontrado nos valores orientadores, pode-se atribuir um fator de risco considerável a esse elemento, justificando sua escolha como CQI.

Também fez parte dos CQI's selecionados o manganês, o qual para o açude 1 apresentou valor de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, que corresponde a concentrações cerca de duas vezes a duas vezes e meia maior do que a encontrada para o *background* ($0,04 \text{ mg.L}^{-1}$). Vale lembrar que relação do açude 1 ficou entorno de duas vezes maior, quando comparada aos valores mais restritivo sugerido pela US EPA e HC apresentados na tabela 5, foi de $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ (HC, 2008; USEPA, 2009).

Entretanto, quando comparado com a pesquisa de Silvano (2003) as concentrações encontrados para açude 1, ficaram muito abaixo das presentes na lagoa Azul, a qual obteve valores médio de $3,9 \text{ mg.L}^{-1}$, isto é; cerca de 39 vezes (maior) o observado no açude 1. Lembrando ainda que esta divergência de maiores concentrações de manganês também ocorreu nas análises de água do estudo de Freitas (2007), onde foi encontrada um média de $14,01 \text{ mg.L}^{-1}$ para o manganês, representando cerca de 140 vezes a concentração do açude 1.

Porém deve-se considerar nessa avaliação que a maior concentração de manganês encontrado por Freitas (2007), pode estar associada ao fato de que o ponto avaliado não se trata de um corpo hídrico característico e sim, parte do processo de tratamento de efluente da mineração. Portanto é de se esperar que esse apresente maiores concentrações de metais, do que o trecho final do rio Sangão que é um dos contribuintes do açude 1. Salientando que o rio Sangão chega ao seu trecho sul (região dos açudes estudados), após passar por diversas diluições e alterações, devido a inúmeras contribuições ao longo da microbacia, conferindo-lhe características diferenciadas.

Situação essa confirmada na observação dos valores de metais encontrados no ponto AR 076, onde a concentração de manganês médio aferido nas campanhas está próximo aos valores encontrados por Silvano (2003), estando portando cerca de duas vezes e meia menor do que o encontrado por Freitas (2007), na principal origem da contaminação do açude 1 (rio Sangão) (GTA, 2009, 2010b)

Considerando que o rio Sangão (estressor) apresenta valores abaixo do visto no estudo de Freitas (2007) e Silvano (2003), é provável que o açude 1, o qual tem a concentração do estressor diluída tende realmente a apresentar valores menores do que os das

referências regionais citadas para esse parâmetro. Porém isso não descaracteriza o mesmo como contaminante, nem o exime de um potencial poluente para o cenário de risco, já que o mesmo apresentou valores superiores ao *background* e valores das agências de proteção ambiental.

5.13.2 Seleção do CQI para icatiofauna

Considerando os valores de metais presentes no filé, da musculatura lateral do *Geophagus brasiliensis*, pode-se observar a comparação dos valores encontrados com valores de orientação nacionais, internacionais e no *background* na tabela 6.

Tabela 6 - Seleção de CQI, para via de ingestão de peixes.

Metais	Unidade	Valores Orientadores Nacionais e Internacionais										Background (Açúde 2)	Valores Mais Restritivos	Açúde 1
		ANVISA Portaria n° 685/1998	FAO/WHO (1984) (A)	FAO/WHO (1984) (B)	MAFF (s.d) (D)	FAO (1983) (D)	EOS (1993) (E)*	FAO/WHO (1997; 2000) (F)	Brasil, Portaria n° 685/1998 (F)					
Alumínio	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	170,55 ± 42,06	-	288,55 ± 34,02
Arsênio	mg.kg ⁻¹	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Nd	1,0	Nd
Bário	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	114,80 ± 12,02	-	71,97 ± 16,34
Cádmio	mg.kg ⁻¹	1,0	0,2	0,5	0,2	0,5	1,0	1,0	0,5	0,5	1,0	Nd	0,2	Nd
Chumbo	mg.kg ⁻¹	2,0	1,5	1,5	2,0	0,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	Nd	0,5	Nd
Cobalto	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Nd	-	Nd
Cobre	mg.kg ⁻¹	-	10,0	20,0	20,0	30	20,0	30,0	30,0	30,0	30,0	Nd	10,0	Nd
Cromo	mg.kg ⁻¹	-	-	13,0	-	-	-	12,0	-	-	0,1	Nd	0,1	Nd
Ferro	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	30,0	-	-	51,04 ± 6,11	30,0	52,70 ± 5,34
Magnésio	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1251,50 ± 8,67	-	2151,50 ± 6,23
Manganês	mg.kg ⁻¹	-	5,4	1,0	-	-	-	-	-	-	-	2,11 ± 50,02	1,0	2,22 ± 43,15
Merctúrio	mg.kg ⁻¹	0,5	0,1	13,0	-	-	-	-	-	-	-	Nd	0,1	Nd
Níquel	mg.kg ⁻¹	-	-	80,0	-	-	-	-	10,0	-	-	Nd	10,0	Nd
Rubídio	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	61,92 ± 35,91	-	74,64 ± 34,17
Selênio	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Nd	-	Nd
Zinco	mg.kg ⁻¹	-	150,0	5,0	50,0	30	40,0	50,0	40,0	50,0	50,0	34,13 ± 11,09	5,0	31,47 ± 12,41

(Fonte: VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007; IRWANDI; FARIDA, 2009; NWABUEZE, 2011a; NWABUEZE, 2011b; NNAJI et al. 2011).

Legenda: (A) IRWANDI; FARIDA, 2009; (B) NWABUEZE, 2011a; (C) NWABUEZE, 2011b; (D) NNAJI et al. 2011; (E) VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007;

* Limite máximo permitido; “ -- “ A resolução não apresenta valor para essa concentração ou não foi possível analisar esse elemento; [] - Metal selecionado como CQI;

Nd - Metal não detectado na amostra;.

Na relação de concentração de manganês na musculatura lateral dos peixes presentes no açude 1, observa-se valores de $2,22 \pm 43,15 \text{ mg.kg}^{-1}$, sendo esse valor $0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$ maior do que o ponto considerado como sem influência ($2,11 \pm 50,02$).

Comparando os valores encontrados de metais na musculatura dos peixes como os apresentados em outros estudos da região como o de Silvano (2003), constata-se que para o manganês as concentrações foram menores do que as identificadas na lagoa Azul, já que nesse local o manganês teve valor de $5,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ na musculatura do *Geophagus brasiliensis*, sendo esse o dobro do açude 1 para esse elemento. Possivelmente devido às concentrações elevadas deste elemento na coluna d'água e nos sedimentos para a lagoa Azul no parâmetro manganês. Importante salientar que a concentração encontrada para esse metal na lagoa Azul foi maior do que as encontradas no açude 1 tanto para água como para os sedimentos.

Assim considerando a tendência do *Geophagus brasiliensis* em ter grande contato com o sedimento de fundo e com a coluna d'água, como comentado ao longo da pesquisa. As diferenças nas concentrações nestes dois meios certamente afetaram os resultados finais de acumulação de metais nos diferentes tecidos.

Entretanto o fato dos peixes do açude 1 apresentarem valores de manganês menores do que o encontrado para a lagoa Azul, não o descarta como CQI nem exime o mesmo de ser um possível estressor adverso. Visto que comparado com o valor mais restritivo oriundo da FAO/WHO (1984 apud NAWABUEZE, 2011a) que equivale a $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, o açude 1 está cerca de $1,22 \text{ mg.kg}^{-1}$ acima.

Para o ferro a concentração observada na musculatura dos peixes no açude 1 foi de $52,70 \pm 5,34 \text{ mg.kg}^{-1}$, representando um valor acima do recomendado pela EOS para consumo de peixes ($30,0 \text{ mg.kg}^{-1}$) em cerca de 22 mg.kg^{-1} . Já na comparação com o *background* que apresentou uma concentração de ferro de $51,04 \pm 6,11$, o açude 1 mostrou-se cerca de $1,66 \text{ mg.kg}^{-1}$ acima, indicando um acréscimo não natural da região na contaminação dos peixes (EOS, 1993 apud NNAJI et al., 2011).

Além disso, conforme se pode observar no estudo de Souza et al.(2009), que avaliou metais na musculatura da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) de um pescador na cidade de Umuarama (PR), a concentração de ferro nesses animais apresentou valores de $52,3 \pm 1,51 \text{ mg.kg}^{-1}$, valores semelhantes ao encontrado no açude 1. Entretanto Souza et al. (2009), afirmam não poder estimar o perigo do consumo de metais por humanos por não ter valor de referência para o ferro no consumo de peixes, assim gera-se uma incerteza se tal

concentração seria segura, gerando um motivo para reforçar a necessidade de se considerar o ferro como CQI e assim avaliar se essa concentração resulta em risco acima do limite aceitável.

Para o alumínio os valores de metais apresentaram concentrações no açude 1 de $288,55 \pm 34,02 \text{ mg.kg}^{-1}$, sendo essa mais elevada do que a encontrada para o branco ($170,55 \pm 42,06 \text{ mg.kg}^{-1}$), estando o açude acima cerca de 118 mg.kg^{-1} conforme presentes na FAO/WHO (1984 apud NWABUEZE, 2011b), o que motivou a seleção desse elemento, visto que esse não foi um parâmetro avaliado no estudo de Silvano (2003) para ser comparado regionalmente, nem está presente em nenhum dos valores orientadores selecionados.

Assim, devido às incertezas quantos quais são os reais valores de efeitos adversos a saúde, relacionados ao alumínio cabe estimar o risco para esse metal. Visando averiguar se as concentrações encontradas são suficientes para indicar efeitos não carcinogênicos adversos mais significativos para receptores humanos.

O último CQI selecionado para os peixes foi o zinco, o qual apresentou concentração no açude 1 de $31,47 \pm 12,41 \text{ mg.L}^{-1}$, valor esse acima do considerado mais restritivo, que são $5,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $30,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, conforme a FAO/WHO (1984 apud NWABUEZE, 2011a; 2011b) e FAO (1983 apud NNAJI et al. 2011) estando assim o açude 1 acima em $26,47 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $1,47 \text{ mg.kg}^{-1}$ dos valores tidos como aceitáveis. Entretanto esse valor mostra-se menor do que o observado para o açude 2, possivelmente devido a contribuições provenientes de fontes atmosféricas para esse elemento.

Entretanto comparando ainda os valores do açude 1, com a EOS (1993 apud NNAJI et al., 2011) e a própria FAO/WHO (2000, apud VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007), onde é admitido concentrações de metais em cerca de 50 mg.kg^{-1} , obtém-se um impasse entre limites de reais efeitos adversos, sendo recomendado, portanto analisar o quociente de perigo do zinco, para maiores esclarecimentos, considerando assim esse um CQI válido.

Sabendo que os valores orientadores não apresentaram um consenso, foram observados outros estudo, possibilitando afirmar que a concentração de zinco do açude 1, mostra-se abaixo cerca de 25 mg.kg^{-1} , do apresentado por Queiroz (2006) que entre suas avaliações considerou os teores de zinco, no *Geophagus brasiliensis* no rio Piracicaba (MG), em quatro pontos obtendo valor médio de 56 mg.kg^{-1} . Lembrando que esse rio recebe contribuição de indústrias siderúrgicas, mineração de ferro, entre outras.

Além desse estudo, também se pode observar os valores encontrados nos estudos de Rocha; Pereira; Pádua (1985), que avaliaram metais oriundos de atividades industriais e esgotos domésticos, em diferentes espécies de peixes, inclusive o acará, na represa Billings em Guarapiranga (SP). Nesta foram encontradas concentrações que variaram entre 4,42 – 8,91 mg.kg⁻¹ (*Geophagus* sp.), sendo esta considerada abaixo do limite entendido nesse estudo de 50 mg.kg⁻¹.

Portanto observando o limite apresentado acima (50 mg.kg⁻¹) esse mostra-se mais elevado do que o encontrado no açude 1 cerca de 19 mg.kg⁻¹, enquanto o valor no *Geophagus brasiliensis* da represa Billings está abaixo cerca de 22,56 mg.kg⁻¹ quando comparado com o açude1.

Complementado as análises regionalmente pode-se observar que para o *Geophagus brasiliensis* a concentração de zinco na amostra da musculatura identificadas por Silvano (2003), ficam entorno de 27,2 mg.kg⁻¹ de peso seco, indicando portanto que o valor encontrado para o açude representa uma concentração superior em 4,27 mg.kg⁻¹, o que não indica uma grande diferença de concentração. Dessa forma é possível considerar que provavelmente conforme os resultados de Silvano (2003) o zinco não irá apresentar um risco aparente acima do limite para consumo humano, entretanto o mesmo merece ser selecionado como CQI para averiguação definitiva.

Ainda corroborando com os valores de metais encontrados no *Geophagus brasiliensis*, pode-se citar o estudo de Alves (2004) na região do campo rio Morozini, que na análise de metais no músculo desse peixe encontrou concentrações de aproximadamente 35,85 mg.kg⁻¹, sendo nesse estudo considerado o mesmo, abaixo dos valores estabelecidos por Fernandes et al., (1994 apud ALVES, 2004) de 50 mg.kg⁻¹. Situação semelhante a que se encontra o açude 1, que quando comparado a Fernandes et al (1994 apud ALVES, 2004) mostra-se abaixo do limite cerca de 18,53 mg.kg⁻¹.

Ainda quanto ao zinco possivelmente esse valor de metais na musculatura dos peixes se dá originado pela grande concentração desse elemento nos sedimentos do açude 1, quando comparado com o 2, visto que segundo Fernandes et al. (1994 apud ALVES, 2004), quanto maior a ingestão de sedimento, maior é a possibilidade de acumulação desse metal nos peixes.

Segundo Moore e Ramamoorthy (1984 apud SILVANO, 2003) a concentração de zinco obtida pelos peixes tem sua maior origem na alimentação como elemento essencial, do

que na coluna d'água. Assim como conhecendo a maior tendência do cará de ingerir grande quantidade de sedimentos aderidos aos seus alimentos no fundo dos reservatórios, na equivalência de sua dieta alimentar. Pode-se concluir que possivelmente as elevadas concentrações de zinco nos sedimentos do açude 1, contribuíram diretamente para o acréscimo de metais na musculatura, justificando o fato desse elemento ser selecionado como CQI para os peixes e não para a água (INÁCIO, 2006; VELLUDO, 2007).

Vale ainda lembrar que apesar de considerado como CQI, o elemento Rubídio e Magnésio, por não apresentarem valores de RfD nas literaturas listadas nesse estudo, não fizeram parte do cálculo da estimativa de risco.

5.14 Resultados da Estimativa de risco a saúde humana

5.14.1 Cenário agrícola (adulto)

Considerando os cálculos do quociente de perigo HQ apresentado no apêndice C, bem como o somatório desse quociente por CQI para cada uma das cinco vias apresentadas na tabela 7, além de sua representação visual na figura 27 ou ainda de forma individualizada no apêndice E.

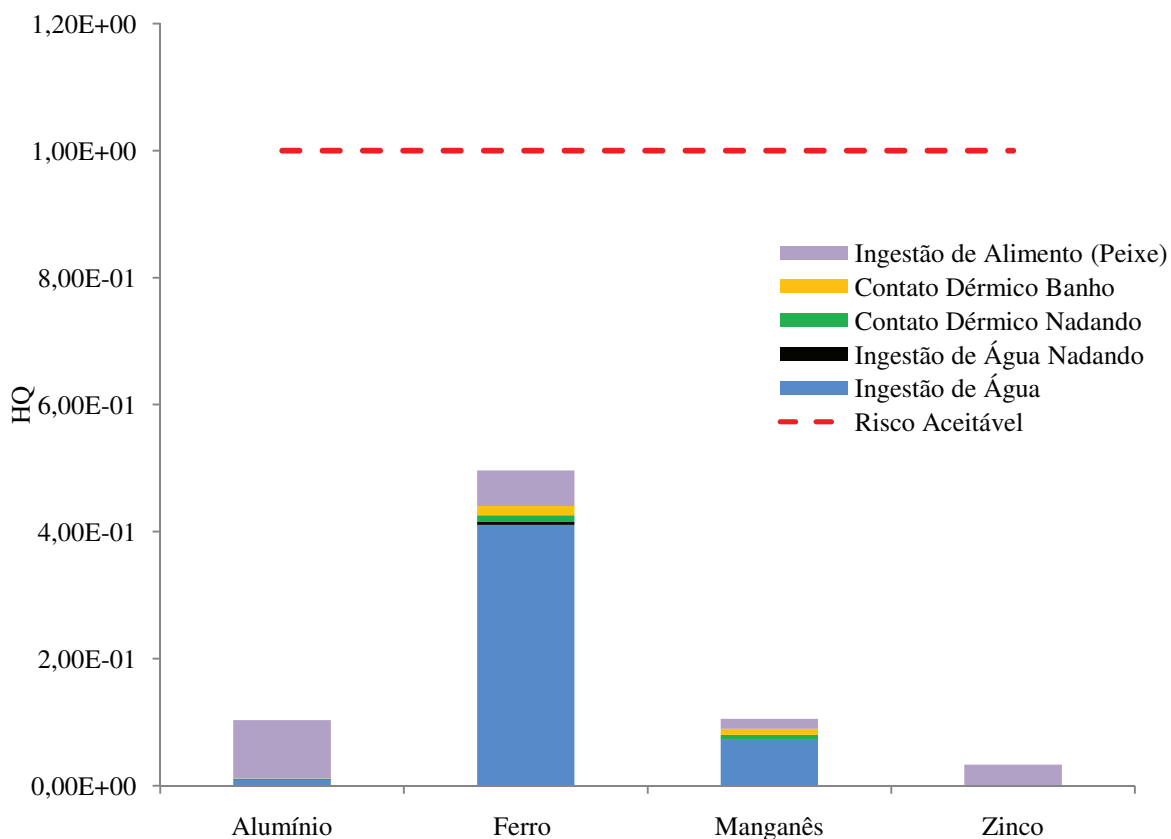
Tabela 7 - Resultados do risco para compostos não cancerígenos, considerando agricultor adulto.

Parâmetro	Ingestão de Água	Ingestão de Água Nadando	Contato Dérmico Nadando	Contato Dérmico Banho	Ingestão de Alimento (Peixe)	Σ HI
Alumínio	1,00E-02	1,08E-04	3,87E-04	5,22E-04	9,21E-02	1,03E-01
Ferro	4,11E-01	4,42E-03	1,06E-02	1,43E-02	5,61E-02	4,97E-01
Manganês	7,25E-02	7,79E-04	7,01E-03	9,46E-03	1,54E-02	1,05E-01
Zinco	-	-	-	-	3,35E-02	3,35E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: “-“ – Não considerado como CQI para essa via de exposição.

Figura 27 - Gráfico do quociente de perigo, para o morador agrícola adulto.



(Fonte: AUTOR, 2011.)

Pode-se observar que o somatório do cálculo do quociente de perigo (HI), para os compostos considerados não carcinogênicos, nos CQI's selecionados quanto à exposição em decorrência do contato direto com a água e ingestão de peixes do açude 1, não apresentaram valores que indicassem uma situação de possíveis efeitos adversos a saúde humana mais significativos para os adultos.

Vale lembrar que essa afirmativa teve base no fato de não terem sido observados valores superiores ao risco aceitável ($1,00E+00$) estando na realidade o HI do ferro, que foi o mais alto nesse cenário, com um valor de aproximadamente $4,97E-01$. Isto é, abaixo do nível considerado como limite aceitável em $5,03E-01$.

Ainda quanto ao ferro, atribui-se seu elevado valor de HI quando comparado aos outros metais, devido as altas concentração desse elemento na água bebida e nos peixes ($52,7 \pm 5,34 \text{ mg.kg}^{-1}$), que resultaram em quocientes de perigos significativos na contribuição pela ingestão de água e de alimento. Ocorrendo esse fato principalmente por esse elemento apresentar-se como o metal de maior concentração na água $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$ devido as influências

dos estressores, tendo maior destaque o rio Sangão, o qual apresentou em suas análises uma média de 105,34 mg.L⁻¹ para o ferro.

Entretanto mesmo para o ferro os valores encontrados não chegam a representar um fator de risco que inspire maiores cuidados quanto a efeitos não carcinogênicos adversos, considerando o limite estipulado no manual de gerenciamento de áreas contaminadas da CETESB (CEESB, 2001).

Ainda quanto aos valores de HQ e seus somatórios, deve-se considerar que o metal selecionado como CQI de menor HI, foi o zinco, ficando esse na faixa de 3,35E-02 representando um valor que é cerca de 14,8 vezes menor do que o ferro (4,97E-01). Certamente pelo fato desse não ter apresentado a questão de sinergia com outras vias de exposição sendo apenas considerado como CQI para a ingestão de peixes. Dessa forma o zinco foi o elemento considerado como menos perigosos dos CQI's selecionados quanto à exposição no somatório, já que ficou muito aquém dos valores considerados com consequências expressivas a saúde, estando 9,67E-01 abaixo do limite aceitável.

Quanto às vias de absorção das cinco possibilidades selecionadas, considerando o somatório total da contribuição entre cada via, deve-se ressaltar que a ingestão de água (uso potável), apresentou maior porcentagem cerca de 67% da representatividade geral, sendo essa situação visível na figura 37, presente no apêndice E.

Ocorrendo esses valores possivelmente devido a sua relação crônica, já que os contatos dos estressores por essa via se dão de forma repetida diariamente, ao longo de um grande período de tempo. Juntamente com o fato de que absorção gastrointestinal desse elemento chegar a valores aproximados de 15%. Sendo comum a descrição de casos graves desse tipo de intoxicação em literaturas como apresentado no referencial, devido à ingestão na água e alimentos contaminados com ferro, sendo a via gastrointestinal umas das principais formas desse elemento entrar no organismo (LIMA; PEDROZO 2001 apud SILVA, 2009; RAIS, 2001).

Além disso, outro fator que colabora para a predominância da ingestão de água (como potável), na liderança como via mais representativa da contaminação geral para esse cenário, são as quantidades de ingestão de metais por essa via, que é superior a, por exemplo, a oriunda do contato dérmico no banho, ou mesmo na ingestão de água e contato dérmico oriundos da atividade de natação. Lembrando que as doses relacionadas ao contato dérmico tem absorção reduzida devido a efeitos relacionados à taxa de absorção, que é menos intensa

do que a oriunda de um contato gastrointestinal direto.

Em segundo lugar na representatividade de HI entre os quatro CQI's, fica a ingestão de alimento que representou cerca de 27% do valor total de HI no somatório das vias e elementos, estando acima dos valores de contato dérmico no banho ou nadando, que representaram 3 e 2 % respectivamente. Ocorrendo tal fato possivelmente devido a maiores concentrações de metais encontradas nos peixes do que na água, fator este que pode estar relacionado à bioacumulação e biomanifitação.

Vale ressaltar que a predominância da ingestão de água (como potável), sendo a principal via de absorção de metais, não é aplicável em dois CQI's que são o alumínio, e o zinco. O primeiro é devido à elevada concentração desse metal nos músculos dos peixes o que resultou em um HQ para ingestão alimentar superior em cerca de 9,21 vezes o da ingestão de água e o segundo devido a somente ter sido considerado como CQI para a via de ingestão alimentar.

Conhecendo as informações apresentadas, conclui-se que o elemento que representa a maior fonte de contaminação para esse cenário é realmente o ferro. Tendo a via de ingestão de água características que inspiram maiores cuidados e ressalvas para evitar efeitos adversos, entretanto nos níveis observados atualmente o quociente de perigo não seriam suficiente para atitudes mais drásticas de intervenção no cenário agrícola para adultos.

5.14.2 Cenário Agrícola (criança)

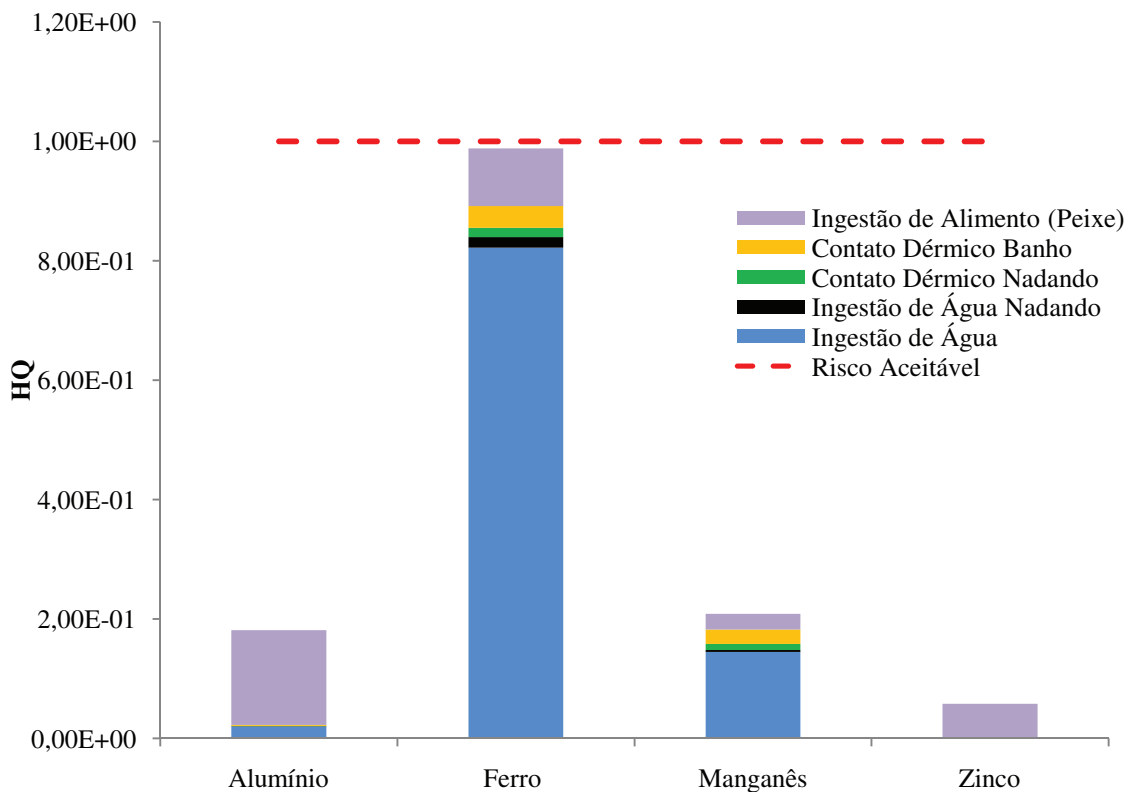
Considerando como receptores as crianças presentes no cenário agrícola, conforme as cinco vias de contaminação estimadas através do HQ (anexo C) e a soma dos valores de HI encontrados na tabela 8, pode-se estimar o grau de perigo, aos quais as crianças estão expostas, ficando mais visível essa situação na figura 28 a seguir e nos gráficos para cada elemento, no anexo E.

Tabela 8 - Resultados do risco para compostos não cancerígenos, considerando agricultor criança.

Parâmetro	Ingestão de Água	Ingestão de Água Nadando	Contato Dérmico Nadando	Contato Dérmico Banho	Ingestão de Alimento (Peixe)	Σ HI
Alumínio	2,00E-02	4,30E-04	5,68E-04	1,32E-03	1,59E-01	1,81E-01
Ferro	8,22E-01	1,77E-02	1,56E-02	3,62E-02	9,66E-02	9,88E-01
Manganês	1,45E-01	3,12E-03	1,03E-02	2,39E-02	2,65E-02	2,09E-01
Zinco	-	-	-	-	5,77E-02	5,77E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 28 - Quociente de perigo para o morador agrícola criança.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Assim considerando os valores encontrados, observa-se que para os CQI's selecionados, nenhum metal apresentou um valor de HI, o qual ultrapassasse o risco aceitável admitidos pela CETESB, no manual de gerenciamento de áreas contaminadas de 2001. Entretanto apesar dos HI's para o cenário agrícola considerando as crianças não terem sido superior ao valor 1,00E+00, não indica que essas estão expostas ao mesmo perigo, aos quais os adultos estão expostos (CETESB, 2001).

Observando as figuras 39 40, 41, 42 e a tabela 8 (cenário para crianças), disposto no apêndice E, constata-se que as situações demonstradas para o risco agrícola voltado as

crianças obtiveram valores de HI (para os CQI's selecionados) muito superiores aos encontrados para adultos, chegando a superar esses em $4.91E-01$, por exemplo para o ferro. Isto possivelmente devido a fatores como a diferença do tamanho dos organismos expostos a mesmas concentrações, lembrando que as concentrações de contaminantes no meio não se alteram conforme os receptores, isto é; as crianças acabam se expondo a concentrações semelhantes as dos adultos em certas vias. Porém, estas apresentam um sistema mais sensível e com menores dimensões e massa, resultando em uma dose maior de exposição para essas e, por conseguinte a ocorrência de efeitos mais agressivos aos seus organismos (MELLO-DA-SILVA; FRUCHTENGARTEN, 2005).

Além disso, outra situação que justifica esse maior risco é o fato de que os metais: Al, Fe, Mn e Zn, foram considerados essenciais como citado ao longo do estudo. Isto é, estes são constituintes fundamentais para o sistema humano, tendo funções variadas, principalmente em processos enzimáticos. Assim considerando o metabolismo mais acelerado das crianças isso poderia ser um fator que justificaria uma maior concentração desses elementos que são fundamentais e fazem parte em geral da ingestão de alimento ou na água bem como de processos enzimáticos (ALLOWAY, 1990; OGA, 2003; MALAVOLTA, 1994 apud MACÊDO, 2004; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS; 2004; US EPA, 2004a; LIMA, 2009).

Deve-se considerar ainda que o tempo de exposição diário, ao qual as crianças estão expostas, apresenta frente aos organismos adultos para certas vias como na natação ou mesmo banho, valores iguais ou em alguns casos até superiores aos de receptores mais velhos. Como no banho, que para os adultos o tempo estimado é de 0,58 horas e para as crianças fica em 1 h, o que resulta em um valor de dose superior para os mais jovens. Em resumo essa tese fica comprovada, conforme apresentado no referencial teórico, a respeito das crianças serem mais suscetíveis a agentes químicos do que os adultos (MELLO-DA-SILVA; FRUCHTENGARTEN, 2005).

Um exemplo que reforça essa afirmação está presente no referencial teórico a respeito do manganês, que relacionados à ingestão de água, tem sua ação mais efetiva em crianças devido a relação $\text{mg. kg}^{-1} \cdot \text{Peso}^{-1}$ corporal. Portanto observa-se que as crianças são mais sensíveis aos efeitos do manganês do que os adultos, podendo causar lesões cerebrais com efeitos neurais, danos no sistema reprodutivo entre outros efeitos. Apesar de ser apenas um exemplo, a lógica é a mesma para outros metais (MACÊDO, 2002; NAS/IOM, 2003b; ASTDR, 2008).

Vale ainda lembrar que as condições de HI observadas para as crianças, por assumirem valores muito próximos (cerca de $9,88E-01$ para o ferro) do estipulado como de risco aceitável ($1,00E+00$), inspiram maiores precauções quanto ao uso da água dessa área para atividades que possam resultar nas vias de contatos apresentadas no estudo, principalmente a ingestão de água e de alimento advinda do açude 1 (CETESB, 2001).

Recomenda-se quando possível, evitar esse tipo de atividades, fazendo valer o princípio da precaução, muito utilizado em questões ambientais, para evitar danos maiores quando algumas das variáveis são incertas ou não conclusivas. Assim recomenda-se evitar o contato das crianças ao menos com a água (potável) e com os peixes do açude 1, tendo como base a relação cumulativa de metais não somente do açude, mas também de vias externas, que não fizeram parte do estudo, mas que podem ser somadas e facilmente ultrapassariam o limite aceitável de $1,00E+00$ (EARTH CHARTER ASSOCIATES LTDA, 2000; CETESB, 2001).

Observando individualmente os CQI's selecionados conforme os gráficos 39, 40, 41 e 42 no apêndice E, constata-se que como no risco para receptores agrícolas adultos, as crianças também obtiveram maiores valor de HI para o ferro. Chegando a estimativa para esse elemento com números de aproximadamente $9,88E-01$, que equivale a um quociente de perigo cerca de quatro vezes a quatro vezes e meia, quando relacionado aos valores do manganês que é o segundo maior HI ($2,09E-01$).

Se dando essas relações possivelmente como fruto da maior concentração de ferro dissolvido na água, que pode ser observada no item seleção do CQI, onde o ferro assumiu valores muito acima das concentrações mais restritivas, assim esse elemento superou em quase três vezes o encontrado para o ponto de *background* para a água. Bem como devido a questões relacionadas a efeitos dos metais considerados quanto à absorção e sua variação conforme os elementos e via, além é claro das doses de referência para efeitos adversos que pode ser maiores ou menores.

Assim devido ao ferro deter o maior HI, esse elemento torna-se o mais preocupante do açude frente a efeitos adversos. Vale lembrar que as concentrações de ferro presentes na água e nos sedimentos atribui um maior quociente de perigo para esse elemento, possivelmente em decorrência da origem do estressor, que historicamente apresenta elevadíssimas concentrações de metais (Anexo A).

Dessa forma quando ocorre o transbordo da água do rio Sangão para o açude 1, tem-se um acréscimo dos valores de metais constituindo uma dose mais significas aos

receptores, devido a fatores como a: acumulação, bioacumulação, sedimentação e mesmo adsorção a materiais suspenso. Sem esquecer que segundo Sampaio (2003), os ambientes fechados lântico, são mais propício a condições de acumulação dos metais, bem como em corpos d'água com uma fina espessura da lamina d'água. Tendo assim a fração de metais aderidos aos sedimentos mais facilmente remobilizada devido a fatores externos como a ação do vento. Situação essa que se enquadra no açude 1, com profundidade 2 a 2,5 m, chegando a apresentar pontos com laminas de 1,5m em determinadas épocas.

Quanto à via de exposição de maior impacto, certamente para os quatro CQI's a ingestão de água (potável), assim como no risco a adulto apresentou os maiores valores de HQ, estimando que esse constitua cerca de 69 %, do valor total dos quocientes apresentados para os quatro elementos selecionados. Enquanto em segundo lugar fica a ingestão de alimento com 24 %, seguida do contato dérmico no banho com 4%, sendo as outras duas fontes menos expressivas no valor de HQ total.

Vale ressaltar que assim como no cenário agrícola adulto, a maior representatividade da ingestão de água (potável) seguida da ingestão de alimento, foi inversa para o alumínio, o qual tem a ingestão de alimento representando 88% do HI total. Isso devido à concentração de alumínio nos peixes ser muito mais elevada do que a presente na água.

Já para o zinco, a concentração na água não foi suficiente para classificá-lo como CQI, assim esse só é CQI para a alimentação com peixes não sendo considerada a ingestão de água (potável) para o mesmo. Quanto ao manganês, à segunda via mais importante ainda foi à ingestão de alimento (13%), entretanto essa ficou muito próxima ao contato dérmico no banho (11%).

Assim conhecendo os valores de HI e a representatividade das principais vias de exposição. Pode-se pensar no princípio da precaução frente à possibilidade de incertezas no cálculo de risco devido a peculiaridades específicas do cenário que foram consideradas de modo geral. Portanto a recomendação sensata seria de evitar o uso da água do açude 1, para consumo humano, ao menos para indivíduos jovens. Exceto em casos sem outras alternativas viáveis ou com tratamento eficiente para remoção dos metais, principalmente Fe, Mn e Al e Zn a níveis mais condizentes, vista a atual contribuição que essa via apresenta (EARTH CHARTER ASSOCIATES LTDA, 2000).

Também não se recomenda a ingestão de peixes desse açude para crianças, visto a capacidade de sinergia das vias, que juntamente com a ingestão de água representam 93% do HI total para os quatro elementos. Observa-se que o Σ HI cai significativamente para 1,09E-01, se essas duas vias não forem consideradas.

Já o contato dérmico da água do açude para o banho apresentou valores ínfimos no somatório dos quatro CQI's, quando comparado a ingestão de água do açude como potável (sem tratamento para remoção dos metais) estando cerca de 9,25E-01 menor. Como no risco agrícola para os adultos o contato dérmico no banho foi maior do que o originado na atividade de natação, principalmente em decorrência do período de exposição menor dessa última, que equivale apenas 90 dias por ano.

Os valores de HQ para ferro, alumínio e manganês referente à ingestão de água na natação, não foram significativos frente às exposições por outras vias como ingestão de água, portanto essa é pouco preocupante no momento, quando considerada a mesma como uma fontes de contaminação.

5.14.3 Cenário Residencial Urbano (adulto)

Visando estimar o quociente de perigo HQ (apêndice D), bem como seu somatório devido à sinergia das diferentes vias representadas pelo HI. Pode-se observar que conforme tabela 9 e figura 29 (complementado com as figuras 44, 45, 46 e 47 no apêndice F), conclui-se que para o cenário de ocupação residencial urbana, em nenhum dos CQI's apresentaram valores superiores aos estimado como risco aceitável, sendo a situação descrita até de forma inversa.

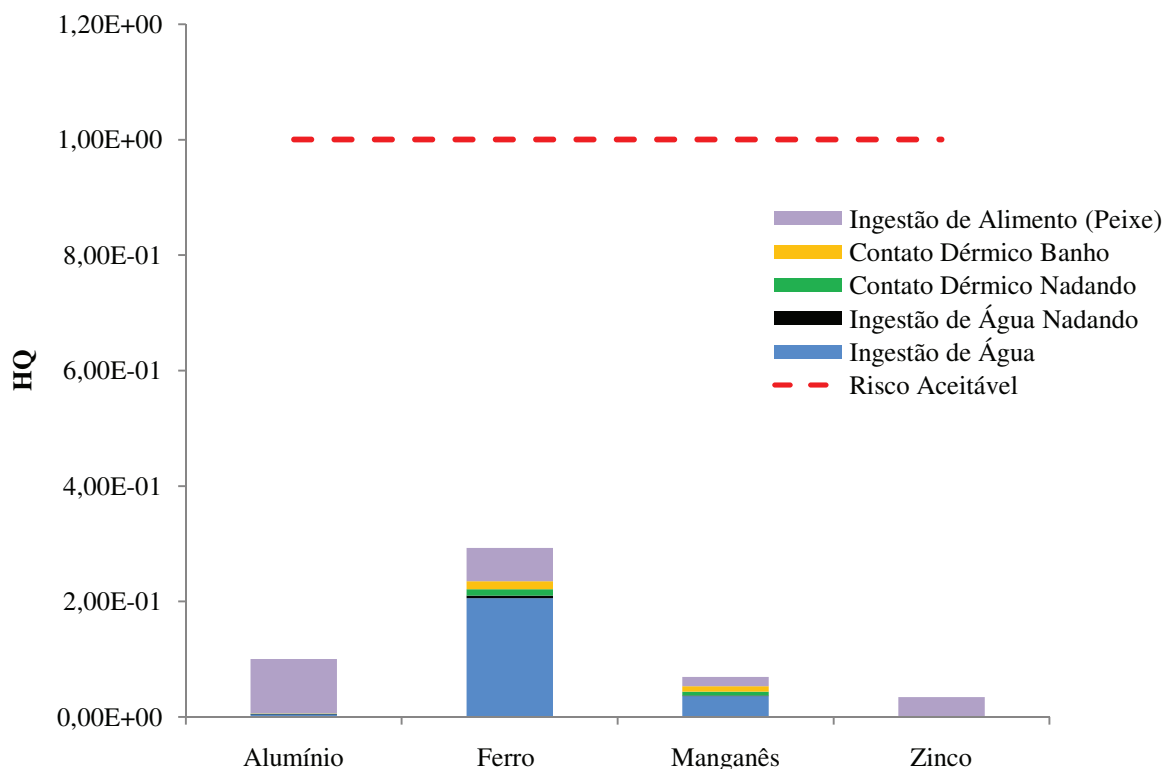
Assim observa-se que os HI ficaram muito distantes do limite, tendo o elemento ferro na sinergia das diferentes vias de adsorção novamente os maiores valores cerca de 2,92E-01.

Tabela 9 - Resultado do risco para compostos não carcinogênicos, considerando residente urbano adulto.

Parâmetro	Ingestão de Água	Ingestão de Água Nadando	Contato Dérmico Nadando	Contato Dérmico Banho	Ingestão de Alimento (Peixe)	Σ HI
Alumínio	5,00E-03	1,08E-04	3,87E-04	5,22E-04	9,43E-02	1,00E-01
Ferro	2,06E-01	4,42E-03	1,06E-02	1,43E-02	5,74E-02	2,92E-01
Manganês	3,62E-02	7,79E-04	7,01E-03	9,46E-03	1,58E-02	6,92E-01
Zinco	-	-	-	-	3,43E-02	3,43E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 29 - Quociente de perigo, para morador urbano adulto.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Ainda comparando os resultados de HI encontrados para esse estudo, observa-se que os mesmos ficaram relativamente abaixo dos valores calculados para o cenário agrícola também para adulto, com uma diferença média na casa de 1,70 vezes menor do que o agrícola para o ferro. Já o manganês apresenta-se 1,52 vezes menor do que o valor encontrado para residentes rurais (agrícola) adultos.

Nessa relação de valores, os metais alumínio e zinco respectivamente apresentaram valores cerca de 1,03 e 0,98 menores do que os encontrados para o cenário agrícola adulto. Atribuindo-se esses resultados no cenário residencial urbano aos fatores relacionados aos hábitos desses moradores, que propiciam uma menor exposição. Citando-se,

por exemplo: a ingestão diária de água que para o cenário agrícola considera um taxa de 2 L.dia⁻¹, enquanto para o residencial apenas 1L.dia⁻¹, resultando em uma dose menor para esse último.

Além disso, outro fator que também influencia seguindo ainda essa mesma linha, é o tempo de exposição, o qual para o cenário rural adulto reside-se no local cerca de 58 anos, enquanto para urbano não passa de 24 anos, dando uma diferença de 34 anos a menos para o cenário residencial urbano. Também se pode atribuir ainda a questão relacionada à natação que a diferença para o tempo de exposição fica em aproximadamente 6 anos, dentre outras relações semelhantes. Portanto observa-se que de modo geral independente da via, exceto par ingestão de alimento, residentes urbanos adultos estão livres de uma grande taxa de contato por diversos anos, reduzindo significativamente a dose final e o HQ que depende em parte dessa dose.

Quanto ao HI o elemento de maior contribuição novamente foi o ferro, demonstrando valores muito superiores ao que ocorreram para o manganês, estando cerca de 2,23E-01 acima. Ocorrendo essa diferença de incremento, provavelmente devido à origem do estressor na região, o qual se demonstra como predominância a contribuições da mineração, que advêm com elevadíssimos teores de metais principalmente pela presença de efluentes com contribuição de FeS₂. Como comentado este se dissocia em pH baixos, liberando dentre outros metais elevadas concentrações de ferro e assim, resultando em um HQ elevado quando associado ao elemento na água (BORMA; SOARES, 2002; BACK, 2009a; CAMPANER; LUIZ-SILVA, 2009; NETTO, 2010).

Já em segundo lugar depois do ferro, o elemento que apresentou resultados mais significativos foi diferentemente dos outros cenários o alumínio (1,00E-01) seguido do manganês com (6,92E-02). Sendo que o alumínio apresentou elevados valores devido à maior representatividade da ingestão alimentar na absorção de metais pelos humanos neste cenário, possivelmente em decorrência à redução no tempo de exposição através da ingestão de água (como potável), uma vez que os moradores ingerem apenas 1 L.dia⁻¹. Além disso, contribuiu para essa predominância do alumínio sobre o manganês, a questão da ingestão de peixe para o cenário residencial urbano (0,0392 kg.refeição⁻¹) ser maior do que a para o agrícola (0,0383 kg.refeição⁻¹).

Assim como para o alumínio a maior contribuição é advinda da alimentação com peixes, esse acabou superando o manganês no cenário residencial urbano.

Além dos elementos com maior contribuição também merece destaque as vias de contato que obtiveram valores mais expressivos. Cita-se nessa posição primeiramente a

ingestão de água representando cerca de 50% do HQ total (gráfico 47, no apêndice F), considerando a soma dos valores para Al, Fe, Mn e Zn. Em segundo lugar, figura a ingestão de alimento a qual contribuiu com 41%, sendo esta mais expressiva para o cenário residencial urbano do que para o agrícola devido a maior taxa de ingestão de peixes e menor ingestão de água, sendo esses atribuídos com base em manual de exposição da US EPA de 1997, resultando em um valor para o residente urbano de $2,02E-01$ (US EPA, 1997b).

Lembrando que essa relação de maior representatividade da ingestão de água (como potável) e de alimento, para os metais já era esperada, visto que essas são as duas principais formas de absorção de elementos traços (LARINI, 1997; VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007)

A predominância da ingestão de água potável, somente foi quebrada para o alumínio e para o zinco devido às questões apresentadas nos outros cenários, sendo que o Al, apresentou a relação acima invertida tendo como principal via a ingestão a alimentação com peixes, chegando a valores de (89%) e em segundo a ingestão de água potável (10%).

Considerado as questões apresentadas para o cenário residencial urbano adulto, de modo geral para os valores encontrados de HI, uma possível intensificação da ocupação urbana na região não indica maiores efeitos adversos, ou mesmo condições severas de efeitos negativos a saúde de humanos frente à exposição pelos metais presentes no açude 1 atualmente. Entretanto não se recomenda o uso da água para fins de consumo humano, visto que essa via é a mais significativa quanto aos HQ e pode conduzir os moradores a riscos desnecessários.

5.14.4 Cenário Residencial Urbano (criança)

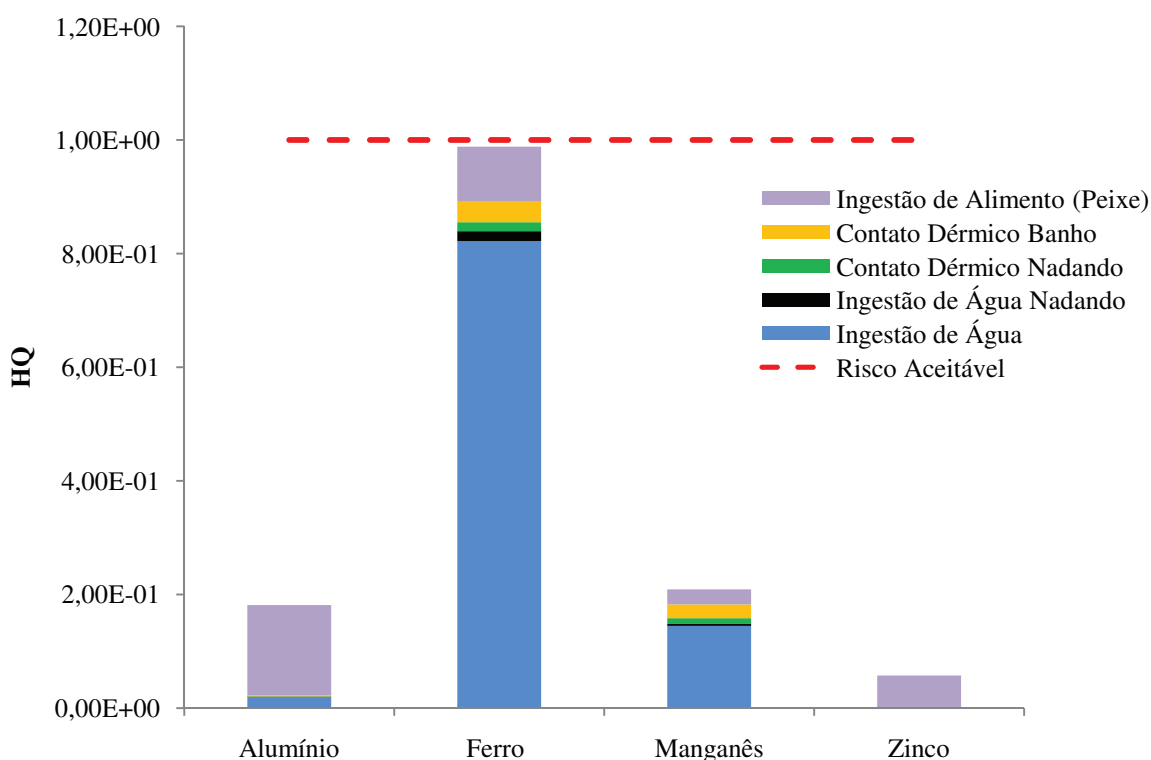
Para esse cenário considerando as crianças que passariam a viver na área em uma urbanização no entorno ao açude 1, obteve-se o grau de risco apresentado na tabela 10, a partir do cálculo presente no apêndice D. Assim buscando esclarecer melhor essa relação, pode-se observar a representação gráfica do HI na figura 30 e no apêndice F de forma detalhada para cada elemento.

Tabela 10 - Resultado do risco para composto não carcinogênicos, considerando residente urbano criança.

Parâmetro	Ingestão de Água	Ingestão de Água Nadando	Contato Dérmico Nadando	Contato Dérmico Banho	Ingestão de Alimento (Peixe)	Σ HI
Alumínio	2,00E-02	4,30E-04	5,68E-04	1,32E-03	1,59E-01	1,81E-01
Ferro	8,22E-01	1,77E-02	1,56E-02	3,62E-02	9,66E-02	9,88E-01
Manganês	1,45E-01	3,12E-03	1,03E-02	2,39E-02	2,65E-02	2,09E-01
Zinco	-	-	-	-	5,77E-02	5,77E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 30 - Quociente de perigo, para morador urbano criança.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Com base nas observações acima e considerando as crianças residentes em ocupação urbana como sendo os receptores para esse cenário. Observa-se que como todos os outros levantamentos, os valores de HI, para os compostos selecionados como CQI's, na sinergia das vias para cada metal mostram valores abaixo do limite considerado como risco aceitável (1,00E+00). Sendo os valores do somatório: 1,81E-01, 9,88E-01, 2,09E-01 e 5,77E-02 respectivamente para alumínio, ferro, manganês e zinco. Apesar de muito próximo no caso do ferro, não ultrapassa o limite aceitável (1,00E+00), já que está a 1,2E-02 do mesmo (CETESB, 2001).

Ainda observando os valores encontrados nota-se que para esse cenário os HQ e HI foram exatamente os mesmos encontrados para a exposição para criança do cenário

agrícola, ocorrendo essa situação devido a hábitos semelhantes para os dois receptores (crianças no cenário agricultor e residencial) quanto à exposição.

Um dos motivos dessa semelhança é a ocorrência de parâmetros como: período de permanência no local, quantidade de água ingerida dentre outras condições que se mostraram equivalentes, resultando em uma dose de exposição e HQ para as diferentes vias iguais.

Assim para as crianças no cenário agrícola, o CQI de maior quociente de perigo, quando observado a sinergia das diferentes vias foi o ferro (9,88E-01), seguido do manganês (2,09E-01), estando esse 7,79E-01 abaixo do ferro. Possivelmente o manganês apresentou-se menor devido à maior concentração de ferro no açude 1, estando acima de qualquer outro metal. Já quando comparado a outros elementos metálicos, o manganês ficou em segundo devido a sua elevada concentração na coluna d'água, o que deve ter atribuído um maior HI desse quando comparado ao alumínio por exemplo. Além disso, contribuiu para esse valor a relação da dose de referência específica do manganês e do alumínio, lembrando que a dose referente do manganês tanto no contato dérmico como oral é menor que a do alumínio.

Quanto à via de maiores efeitos nocivos para o contato com os metais, isto é; a via que apresentou maior representatividade no $\sum HI$ para as diferentes vias e elementos foi à ingestão de água que equivaleu a 69 % considerando os diferentes metais selecionados como CQI (figura 52, apêndice F), estando essa porcentagem acima da ingestão de alimento. Lembrando que a ingestão de alimento representa a segunda principal via de contaminação assumindo valores de aproximadamente 24%. Conclui-se assim que essas duas vias certamente merecem um tratamento mais cauteloso.

Sobre a predominância da ingestão de água (como potável), esta é quebrada apenas para o alumínio e para o zinco, em condições semelhantes à ocorrida nos três cenários apresentados. No caso do alumínio a situação demonstra-se invertida ocorrendo à predominância da ingestão de alimento seguida pela ingestão de água, apresentando porcentagens de 88% e 11 % respectivamente.

Para a relação entre o risco apresentado para as crianças que venham a residir em um futuro na região, frente aos outros cenários, observa-se que este como no cenário agrícola para crianças, obtiveram valores muito superiores aos apresentados no $\sum HI$ para os adultos cerca de 1,64E+00 acima. Certamente devido à conservação da concentração na exposição, que modifica a intensidade da dose, sendo essa maior para as crianças que são receptoras mais sensíveis e menores em massa e tamanho, inspirando maiores precauções.

Desta forma recomenda-se, quando possível, evitar a exposição destes receptores às principais vias de contaminação como ingestão de água do açude 1 (como potável) ou

mesmo a alimentação com peixes desse corpo hídrico, visto que essa atitude reduziria o HI significativamente, por exemplo, no ferro passaria de 9,88E-01 para 2,93E-02.

5.15 Índice de Geoacumulação

Os sedimentos como explicado ao longo do estudo são o destino final de inúmeros contaminantes, principalmente em um corpo hídrico com contribuição de metais, como o açude 1 na propriedade do Sr. Martins Pícolo. Este fato ocorre devido a questões como: sedimentação de partículas suspensas que aderem os metais, ou mesmo a precipitação dos elementos traços em pH específicos, como comentado ao longo do estudo (PERIN, 2005; BEVILACQUA et al., 2009).

Ainda quanto a este compartimento, vale ressaltar sua importância como fonte estressora, lembrando que neste estudo, o contato não se dá de forma direta aos humanos, já que esses não ingerem, inalam e nem entram em contato dérmico com esse meio. Entretanto os sedimentos têm grande importância para os receptores ecológicos do estudo (peixes) tornando-se assim uma fonte de contaminação para os mesmos e indiretamente para os humanos.

Mediante a necessidade de comprovar o real grau de contaminação (tabela 12), ao qual os receptores ecológicos estão expostos diretamente e assim secundariamente os humanos que consomem os peixes, fez-se a comparação dos valores encontrados para o açude 1 com valores orientadores e *background* (tabela 11).

Lembrando que o grau de contaminação dos sedimentos, obtido na tabela 12 pode ser comparado com as classificações presentes no quadro 9.

Quadro 9 - Classificação da contaminação dos sedimentos conforme Igeo.

Intensidade da poluição	Acúmulo no Sedimento
Muito fortemente poluído	> 5
Forte a muito fortemente poluído	4 a 5
Fortemente poluído	3 a 4
Moderado a fortemente poluído	2 a 3
Moderadamente poluído	1 a 2
Pouco a moderadamente poluído	0 a 1
Praticamente não poluído	< 0

(Fonte: Moraes, 2010).

Tabela 11 - Comparação dos valores orientadores nacionais e internacionais com concentrações encontradas para o background e açude 1.

Metais	Unidade	Valores Orientadores Nacionais e Internacionais										Valores Mais Restritivos	Açude 1	
		CONAMA n° 344/ 2004		CCME (2002)		VROM (2000)		OMEE (1993)		US EPA, 1997d apud NNAJI et al (2011)				Background (Açude 02)
		Nível 1 (A)	Nível 2 (B)	ISQG (C)	PEL (D)	Target Value	Valor de Intervenção (E)	Baixo efeito (F)	Alto efeito (G)	Threshold effects level				
Alumínio	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28900,0	-	22400,0	
Arsênio	mg.kg ⁻¹	5,9	17,0	5,9	17,0	29,0	55,0	6,0	33,0	-	13,9	5,9	4,1	
Bário	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	160,0	625,0	-	-	-	-	625,0	-	
Cádmio	mg.kg ⁻¹	0,6	3,5	0,6	3,5	0,8	12,0	0,6	10,0	0,6	<0,1	0,6	0,1	
Chumbo	mg.kg ⁻¹	35,0	91,3	35,0	91,3	85,0	530,0	31,0	250,0	30,2	6,4	30,2	16,4	
Cobalto	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	9,0	-	50,0	-	-	-	-	-	
Cobre	mg.kg ⁻¹	35,7	197,0	35,7	197,0	36,0	190,0	16,0	110,0	18,7	47,7	16,0	38,6	
Cromo	mg.kg ⁻¹	37,3	90,0	37,3	90,0	100,0	-	26,0	110,0	-	34,1	26,0	31,5	
Ferro	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	2,0 %	4,0%	-	52000,0	20000	59600,0	
Magnésio	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Manganês	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	460,0	1110,0	-	184,8	460,0	199,6	
Mercurio	mg.kg ⁻¹	0,2	0,5	0,2	0,5	0,3	10,0	0,2	2,0	-	<0,1	0,2	<0,1	
Níquel	mg.kg ⁻¹	18,0	35,9	-	-	35,0	210,0	16,0	75,0	-	-	16,0	-	
Selênio	mg.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zinco	mg.kg ⁻¹	123,0	315,0	132,0	315,0	140,0	720,0	120,0	820,0	124,0	45,4	120,0	126,3	

(Fonte: OMEE, 1993; VROM, 2000; CCME, 2002; BRASIL, 2004; NNJAI et al., 2011).

Legenda: (A) Limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos a saúde; (B) Limiar acima do qual se prevê-se um provável efeitos adversos à biota; (C) Guia provisório da qualidade da água fresca; (D) Nível de efeito provável; (E) Valor de intervenção; (F) Nível de efeitos leves; (G) Nível de efeitos severos; “-” Valor Não consta na resolução, organização ou análise.

Tabela 12 - Cálculo do Igeo, para os diversos metais observados nas amostragens de sedimentos no açude 1 e açude 02 (*background*).

Metais	Concentração no Açude 1 (mg.kg ⁻¹)	Concentração no Açude 2 (mg.kg ⁻¹)	IGeo
Alumínio	22400,0	28900,0	-0,95
Arsênio	4,1	13,9	-2,35
Bário	-	-	-
Cádmio	0,1	0,1	-0,10
Chumbo	16,4	6,4	0,77
Cobalto	-	-	-
Cobre	38,6	47,7	-0,89
Cromo	31,5	34,1	-0,70
Ferro	59600,0	52000,0	-0,39
Magnésio	-	-	-
Manganês	199,6	184,8	-0,47
Mercúrio	0,1	0,1	-0,58
Níquel	-	-	-
Selênio	-	-	-
Zinco	126,3	45,4	0,89

(Fonte: AUTOR, 2011).

Com base no Igeo estimado para os metais avaliados nas amostras de sedimentos pode-se observar que os maiores valores encontrados foram para o zinco o qual obteve um índice de 0,89, seguido pelo chumbo com 0,77, já o elemento como menor valor foi o arsênio -0,95.

Ainda observando a tabela 12, pode-se notar que elementos característicos da mineração que são tidos como os metais mais comuns de aparecer nesse processo listaram entre os cinco maiores índices, cita-se, por exemplo, o zinco, ferro e manganês com Igeos de 0,77, -0,39 e -0,47 respectivamente.

Avaliando individualmente os elementos encontrados nos sedimentos, com base nos CQI's que foram selecionados para a estimacão do risco. Pode-se dizer que o zinco, apresentou uma diferença considerável na concentração desse elemento no açude 1 (126,3 mg.kg⁻¹) quando comparado ao ponto branco (45,4 mg.kg⁻¹). Sendo que essa diferença não pode ser atribuída à característica naturais da geologia local, já que conforme mapa sobre geologia os dois açudes estão inseridos na mesma unidade litoestrigráfica.

Entretanto mesmo com a diferença o cálculo do Igeo conforme tabela 12, demonstra que o açude 1 enquadra-se como estando pouco a moderadamente poluído (valor entre 0-1) para o zinco. Situação essa comprovada quando se observam os valores de

referência encontrados CCME e agência ambiental holandesa (VROM) apresentado na tabela 11, concentrações com baixos efeitos a biota para o zinco, em $132,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $140,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, isto é superiores a do açude 1 (VROM, 2000; CCME, 2002).

Além desta deve-se ressaltar, que os valores encontrados na resolução nº 344/2004, OMEE de 1993 e US EPA (1997d apud NNAJI, 2011), respectivamente $123,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, $120,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $124,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, sendo esse valores referentes aos efeitos leves ou sem efeitos a biota, estando estas relativamente próximas ao encontrado no açude 1, o que indica que as concentrações nos sedimentos no açude 1, para o zinco não são tão preocupantes. Não esquecendo que a concentração observada no açude 1 não ultrapassou o valor de efeitos severo em nenhuma das resoluções ou organizações utilizadas como valor de referência presentes no estudo (OMEE, 1993; BRASIL, 2004; NNAJI, 2011).

Observando em outros estudos os valores de zinco pode-se citar, Raya-Rodrigues; Machado; Leonardi (2000 apud FREITAS, 2007) que em pesquisa sobre o mais importante curso d'água da região carbonífera do RS, encontraram valores de zinco extraível de aproximadamente de $0,81$ a $9,87 \text{ mg.kg}^{-1}$. Além desse Freitas (2007), que encontrou valores de zinco extraível de $7,0$ a $18,10 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Comparando ainda os valores do açude 1, com o estudo de Silvano (2003), que trabalhou com uma área de antiga mineração de carvão, esse são relativamente mais altos chegando a cerca de $76,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ acima do encontrado no açude 1 para esse elemento.

Assim pode-se concluir que os valores encontrados para zinco no açude 1, não se mostraram tão significativos de efeitos adversos severos na sua associação com a biota de modo geral, quando comparados aos valores orientadores, ou mesmo em estudos na mesma bacia hidrográfica. Sendo portanto plausível admitir esse como realmente inserido no grau de contaminação pouco a moderadamente poluído.

Outro elemento que foi selecionado como CQI's para a estimação do quociente de perigo foi o ferro, o qual apresentou para os sedimentos um Igeo de $-0,39$, estando a concentração no açude 1 em 59600 mg.kg^{-1} , isto é; 7600 mg.kg^{-1} acima do ponto considerado sem influência, e cerca de 19600 mg.kg^{-1} , acima do aceito como concentração com altos efeitos pela OMEE em 1993 (OMEE, 1993).

Entretanto comparando como os valores médios de Silvano (2003) para esse elemento nos sedimentos ($140883,75 \text{ mg.kg}^{-1}$), observa-se que esse foi muito acima do açude 1, estando cerca de $81283,75 \text{ mg.kg}^{-1}$ acima do açude.

Vale ainda ressaltar que segundo Förstner; Wittmann (1981 apud SILVANO, 2003) pode-se considerar como valor basal para os sedimentos estarem contaminados no caso do ferro, uma concentração acima da faixa entre 11500 a 673000 mg.kg⁻¹, estando o valor do açude 1, compatível a efeitos não tóxicos.

Portanto considerando as concentrações acima apresentadas e o valor de ferro encontrado no açude 1 e 2, verifica-se que esse é condizente a classificação do Igeo como praticamente não poluído quanto ao ferro.

Visto que o ferro não apresentou valores muito acima dos limites estabelecidos pelas resoluções, agência orientadora (para altos efeitos) e nem mesmo para os valores presentes nas bibliografias. Bem como a situação apresentada no cálculo de risco que apesar de ter obtido o maior HI, não superou o limite considerado como aceitável, ou seja; não constituiu um fator de risco adverso por si só extremamente agressivo.

Considerando ainda os valores de ferro no sedimento acima do limite estabelecido para efeitos adversos à biota apesar de não muito superiores. Além é claro da elevada concentração na água desse metal na foram dissolvida (resultados da análise de água). Pode-se considerar essa como um situação possível de explicar os valores de ferro no acará um pouco superiores aos limites aceitáveis e, por conseguinte motivadora da ingestão de alimento ser a segunda via mais importante, nos cenários para o elemento ferro, apesar desse não ter ultrapassando os limites aceitáveis individualmente.

Outro CQI selecionado para o estudo foi o manganês, que para os sedimentos demonstrou concentrações maiores no açude 1 do que no ponto controle, assumindo um Igeo de -0,47. Sendo classificado como pouco a moderadamente poluído.

Quanto a sua comparação com valores orientadores e com o *background*, o açude 1 demonstrou cerca de 340 mg.kg⁻¹ menor do que o estabelecido pela OEMM para o valor de baixos efeitos a biota presentes na tabela 11. Enquanto em comparação com o *background* esse apresentou-se 14,8 mg.kg⁻¹ acima.

Regionalmente um exemplo de estudo sobre a concentração de metais em sedimentos é o de Raya-Rodrigues; Machado; Leonardi (2000 apud FREITAS, 2007) que encontrou para o manganês valores entre 5,23 a 110,72 mg.kg⁻¹, estando a concentração do açude 1 com uma concentração mais elevada cerca de 88,88 mg.kg⁻¹.

Em comparação com valores encontrados por Silvano (2003) na mesma bacia hidrográfica, que foi cerca de 1906 mg.kg⁻¹, observa-se que o açude 1 ficou abaixo do

encontrado na média para esse elemento. Possivelmente devido ao fato de a contribuição com manganês ser maior para área da lagoa Azul, como citado anteriormente.

Assim observando os valores encontrados considerar o açude 1 como praticamente não poluído para o manganês nos sedimentos, é procedente visto que em geral esse apresentou valores inferiores aos registrado para o *background* e valores orientadores, incluindo ainda alguns estudos regionais.

O alumínio demonstrou concentrações de 22400 mg.kg⁻¹ para o açude 1 e 28900 mg.kg⁻¹ para o ponto branco, sendo esta mais elevada no *background*, o que atribui ao sedimento uma característica de maior concentração de alumínio, ao menos que parece natural da litologia do local.

Considerando ainda o fato de não terem sido encontrado valores orientadores em resoluções, organizações de proteção ambiental, nem mesmo nas bibliografias, onde fosse descrito valores recomendados de proteção para humanos ou biota para esse elemento, não é possível estipular o quanto esse pode estar afetando os receptores aquáticos.

Assim o que se pode determinar para esse elemento é seu Igeo, que foi de - 0,95, considerando o mesmo como praticamente não poluído. Entretanto isso não indica que os níveis de metais encontrados, são seguros a vida aquática, apenas que o açude 1 não está acrescentando metais à característica regional dos sedimentos.

Os metais presentes nos sedimentos do açude 1, não apresentaram de modo geral características que indicassem uma situação de maior contaminação, sendo em ordem decrescente de Igeo os elementos classificados da seguinte maneira: Zn > Pb sendo os dois classificados como pouco a moderadamente poluído, enquanto os demais Cd > Fe > Mn > Hg > Cr > Cu > As, são classificados como praticamente não poluídos. Podendo-se dizer que o açude 1 enquadra seus sedimentos conforme os resultados do Igeo como praticamente não poluído.

5.16 Descrição das Incertezas

No processo de avaliação de risco a saúde humana ou mesmo ecológico, muitas são as incertezas, que variam desde ordem de grandezas mais adequadas para cada experimentação até mesmo a objetivos e metas. Ao longo do processo inúmeros procedimentos são realizados para evitar ao máximo essas incertezas e aumentar a

confiabilidade do estudo. Entretanto algumas principalmente as de ordem externas, ou mesmo por outro motivo além das capacidades imediatas de correção, não puderam ser adequadamente corrigidas.

Assim na descrição das incertezas serão apresentas ao menos as mais significativas observadas:

- Foi possível estimar as concentrações em apenas campanhas realizadas em um único mês, na transição entre verão e outono, devido à necessidade da conclusão da pesquisa em apenas seis meses (Tempo do trabalho de conclusão de curso). Entretanto os resultados teriam maior representatividade com avaliações sazonais, até mesmo pela modificação no regime de precipitação, que como visto tem seus maiores valores no mês que a pesquisa foi realizada e nos outros dois meses que antecederam esta. Assim esta diferença de incidência de chuva afetaria a precipitação de metais, já que as quantidades de chuvas afetam diretamente o pH, situações esta comprovada em estudo semelhante nas análises de água da lagoa Azul em Siderópolis pela autora Silvano (2003), que concluiu que com menores chuvas ocorrem menores o valores do pH;
- O limite de detecção da técnica aplicada para a análise de metais na água, também pode ter gerado algumas incertezas quando eram superiores aos valores de orientação. Por exemplo, o caso do Cd, o qual obteve um limite de detecção acima da dose mais restritiva;
- A ocorrência de um seixo que veio dentro da draga e acabou sendo conduzido para análise na amostragem de sedimento para o açude considerado como controle, também pode ter ocasionado alguns sutis acréscimos nos valores de metais encontrados, apesar de que este já estava em contato como o sedimento de fundo, portanto sua contribuição faz parte desse material. Além do fato de que o mesmo foi detectado e retirado no momento da análise.
- Os valores utilizados como referência, por se tratarem de condições geralmente que representam médias mundiais, em certos momentos acrescentaram grau de incerteza, que é maior que os oriundos dos dados se estes fossem específicos para a região. Sendo que essa questão foi corrigida com a utilização de dados sempre mais restritivos possíveis para apresentar a contaminação no pior cenário, tendo assim um fator maior de segurança para os resultados encontrados, bem como a comparação com uso de dados provenientes do *background*.

- A calibração do aparelho utilizado para medição do pH, que apesar de calibrado no momento da análise com solução tampão pH 4,0 e 7,0 unidades, poderia estar com seu ajuste fino ainda alterado;
- A possibilidade de ocorrência de metais em fontes secundárias de contato, como nas gramíneas de entorno ao açude, já que o nível d'água do açude 1 se altera e certamente alguma fração de metal deposita-se sobre essas folhas da vegetação do entorno. Além desse também se poderia considerar secundariamente o gado que é consumido por humanos e que bebe água do açude e se alimenta da vegetação de entorno do mesmo;
- Para o levantamento do índice de geoacumulação deve-se lembrar que de acordo como Rodrigues (2007) apesar de representativo, não considera questões como a toxicidade específica de cada elemento, nem a maior ou menor sensibilidade do meio ou mesmo os efeitos relacionados à sinergia dos metais.

Assim essas são as principais incertezas associadas ao estudo, que podem afetar mais significativamente os resultados, lembrando que para se obter uma avaliação e descrição do risco mais fidedigna foi necessário considerar todos esses fatores, buscando tratar os resultados encontrados com a maior precaução possível, para tentar evitar equívocos.

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Considerando a avaliação de risco uma ferramenta, a qual possibilita avaliar a interação e flexibilidade das relações entre os riscos e perigos a humanos ou receptores ecológicos. Constata-se que para os quatro cenários estudados, as crianças devido a fatores como maior sensibilidade, menor tamanho e conservação da concentração de exposição no meio independente do receptor, obtiveram os valores de quociente de perigo mais elevado do que os cenários agrícola ou residencial urbano adulto.

Ressalta-se que para as crianças algumas análises apresentaram valores muito próximos dos limites aceitáveis (1,00E+00), chegando a uma relação de aproximadamente 9,88E-01 para o ferro, tendo como principal via para esses receptores a ingestão de água e alimentação com peixes do açude 1, não sendo recomendadas essas atividades para crianças no cenário atual nem no futuro, fazendo valer o princípio da precaução (EARTH CHARTER ASSOCIATES Ltda, 2000; CETESB, 2001).

Outro fator observado na avaliação de risco para crianças e adultos nos diferentes cenários, é que os valores de HI seguiram a sequência decrescente: ferro, manganês, alumínio e estando em último lugar o zinco. Sendo essa relação ocasionada principalmente pela diferenças de concentração de metais na água, que seguiu a mesma relação. Considerando ainda a relação entre os quatro cenários, uma tendência que se pode observar é que independente do receptor escolhido para a avaliação, a ingestão de água apresentou as maiores contribuições para o HI, seguida da ingestão de alimento (peixe). Indicando que estas duas vias são as que merecem maiores restrições, apesar de que as mesmas por si só, não resultem em um HQ, acima do limite aceitável.

Vale lembrar que essa sequência de maiores valores de HI é quebrada quando se observa individualmente os gráficos para alumínio e zinco, os quais tiveram valores finais resultante principalmente da contribuição da concentração de metais nos peixes e não especificamente do contato com, água.

Lembrando que essa maior concentração de zinco residual nos peixes pode ser associada à concentração desse metal nos sedimentos, visto que esse elemento apresentou o maior Igeo. Bem como é um compartimento de grande contato com o *G. brasiliensis*, de acordo os hábito comum da espécie na alimentação, ou mesmo na sua tendência de residir próximo ao fundo em remanso. Situação essa que pode ter colaborado para a acumulação desse metal nos peixes e subsequentemente aumento do HQ para essa via.

Não esquecendo ainda que no caso do cenário residencial urbano adulto, a sequência de HI para os metais foi alterada para ferro, alumínio, manganês e zinco, devido a questões relacionadas aos hábitos como ingestão de água menor e maior alimentação com peixes propiciaram uma sutil inclinação para o alumínio como segundo maior HI.

Apesar de todas essas peculiaridades apresentadas pode-se considerar que o açude 1 com as concentrações de metais observadas, não gera efeitos adversos acima do limite estabelecido pela CETESB no manual de gerenciamento de área contaminadas isto é; não foi ultrapassado em nenhuma via ou mesmo cenário, os limites aceitáveis do somatório de risco.

Não sendo, portanto recomendada a interdição da área, além é claro de ser desconsiderado, ao menos momentaneamente, o estabelecimento de metas de remediação mais intensivas ou específicas. Sendo apenas recomendado que o dique na margem leste do açude 1 seja reforçado e se possível elevado a níveis superiores aos atingidos pelo rio Sangão nas cheias, com base em estudos sobre a flutuação do nível d'água nesse corpo hídrico. Sugere-se ainda complementações com retrabalhos para correção do trecho da drenagem lateral da estrada construída com rejeito a noroeste do açude 1, para evitar que o material dessa, seja careado para a calha do córrego chegando até o corpo d'água em questão.

Observando ainda os resultados para água, sedimentos e mesmo peixes, esses apresentaram em comum elevadas concentrações acima do ponto branco para alumínio, ferro e manganês, incluindo ainda para sedimentos e peixes o zinco. Cabe a sugestão de uma avaliação dos efeitos desses elementos sobre organismos aquáticos. Sendo essa, uma forma interessante de complementar os resultados obtidos, tendo como receptores finais agora, não mais os humanos, mas sim os próprios peixes do açude.

Outro fator a ser considerado é que o contato estimado para esses estudo foram através das vias diretas de exposição, entretanto uma complementação cabível diria respeito a outras vias como a ingestão de carne de bovinos que se alimentam da grama contaminada com metais das cheias do açude ou bebem água no mesmo.

Além dessa complementação, que envolve outro tipo de estudo, a presente pesquisa poderia receber atualizações frente a outras vias de alimentação e contato dos humanos. Assim como ter os seus resultados expandidos levando em consideração a relação de sazonalidade com no mínimo quatro coletas de água, sedimentos e peixes durante um ano em cada estação. Sendo os resultados novamente avaliados, inclusive com uso de métodos

estatísticos como a ANOVA (*one-way* e teste de Tukey), visando comparar as variâncias significativas decorrentes das mudanças de épocas.

De qualquer forma a pesquisa mostrou-se pioneira quanto à metodologia aplicada, confirmando essa como uma ferramenta que de fato apresentou bons parâmetros para a avaliação de risco local. Visto que essa em suas avaliações associou diferentes vias e situações, tendo seus resultados confirmados por comparações em outros estudos e organizações de proteção ambiental distribuídas por todo o mundo. Bem como estimou de forma quantitativa e possibilitou uma visualização dos seus resultados de forma qualitativa, considerando ainda suas incertezas e fornecendo um rumo e diretrizes para uma gestão da área pelas partes interessadas.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, Milza C.F.; GOULART, Erivelto. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 26, n.1, p. 37-45, 2004.
- ABILHOA, Vinícius; SILVA, Patricia A. A alimentação de duas espécies de Ciclídeos (Perciformes, cichlidae) em um reservatório eutrofizado na região metropolitana de Curitiba e sua relação com o aparelho digestório. In: Seminário do Projeto Interdisciplinar sobre Eutrofização de águas de abastecimento Público na Bacia do Altíssimo Iguaçu. 9, 2003, Curitiba. **anais eletrônicos**, Curitiba, SANEPAR, 2003.
Disponível em: < http://www.sanepar.pr.gov.br/sanepar/gecip/Congressos_Seminarios/Eutrofizacao/art001.pdf>. Acessado em 10 de abr. de 2011.
- ABOARRAGE, A M; LOPES R. C. **Projeto a borda lesta da bacia do Paraná: integração geológica e avaliação econômica**. Porto Alegre: DNPM/CPRM, v. 18, 1986.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY, ATSDR. **public health statement**. Atlanta, GA: ATSDR, 2006, p. 1-5.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY, ATSDR. **Toxicological Profile for Aluminum**. Atlanta, GA: ATSDR, 2008b, p. 2 – 90.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY, ATSDR. **Darft Toxicological Profile for Manganese**. Atlanta, GA: ATSDR, 2008a, p. 1 -11.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY, ATSDR. **Toxicological profile for zinc**. Atlanta, GA: ATSDR, 2005, p. 119 - 186 .
- AGOSTINHO, A.A. *et al.* Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretica reservoir ecology and its applications**. São Carlos, SP: Backhuys Publishers, 1999. cap.11, p. 227-265.
- AGUIAR, Mônica R. M. P; NOVAES A. C. **Química Nova: Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos**. Rio de Janeiro, v. 25, n. 6B, p. 1145 -1154, mai. 2002.
- AHMAD, A. K.; SHUHAIMI-OTHMAN, M. Heavy Metal Concentration in Sediments and Fishes from Lakes Chini, Pahang, Malaysia. **Asian Networks Scientific Information**, [S.l.], v.10, n. 2, p. 93 -100, 2010.
- ALABASTER, J.S. LLYOD, R. **Water Quality criteria for freshwater fish**. Butterworths, London: Food And Agriculture Organization of the United Nations, 1980, 297 p.
- ALEXANDRE, Nadja Z. Diagnóstico Ambiental da Região Carbonífera de Santa Catarina: Degradação dos Recursos Naturais. **Revista e Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, v.2, n.1, p. 53-61, 1996.

ALEXANDRE, Nadja Z. Proposta de Metodologia Simplificada para investigar a contaminação dos recursos hídricos pela mineração de carvão: estudo de caso, sub-bacia do rio Mãe Luzia. In: **Revista Tecnologia e meio ambiente**, v.8, n.1, p. 49 -61, jan/jun de 2002.

ALEXANDRE, Nadja Zim et al. **Fontes de poluição no município de Criciúma, SC**. Porto Alegre, RS: CPRM, v. 8, 1995, 55 p.

Alfrey AC (1993): Aluminum toxicity in patients with chronic renal failure. *Ther Drug Monit* 15:593-7.

ALLOWAY, B. J. Soil processes and the behaviour of metals. In: ALLOWAY, B. J (org.). **Heavy Metals In Soils**. Glasgow/London/ NewYork, GB/USA: Blackie And Son e John Wiley and Son, 1990, p. 3-29.

ALVES, Ana Claudia B. **Análise da dieta e metais em *Geophagus brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1824 (Cichlidae) no rio Morozini e em três lagoas Treviso, SC**. 2004, p. 1-13. Projeto de Iniciação Científica, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2004.

ALVES, Valdir C. **Aspectos ambientais da área de disposição dos sedimentos do sistema de drenagem do porto de Imbituba**. 2009, p. 28 – 30. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2009.

AMARAL, José E.; KREBS, Antônio S.; Drenagem ácida da mineração de carvão e sua interrelação com metais pesados e recarga de aquíferos na bacia carbonífera do Estado de Santa Catarina. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Encontro Nacional de Perfuradores de Poços Feira Nacional da água, 15, 2008, Natal. **Tópico temático**, Natal: ABAS, 2008, p. 1 – 8.

AMBONI, Tiago M. **Adaptação de um índice de qualidade de água para avaliação de recursos hídricos impactados pela atividade carbonífera, aplicação na bacia do rio Mãe Luzia**. 2009, p. 19 -21. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, APHA. Standard Methods for examination water and wastewater. 14 ed. Washington, DC: APHA, 1981.

AMIARD, J. C. Interpretation d'une etude experimentale du metabolisme du radiostrontium chez la pie (*Pleuronectes platessa*) á vaide des analysis factorielles. **Rev. Intern. Oceanogr.** [S.I],v. 39, p. 177 – 217, 1975.

AMORIM, Leiliane C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição ao agentes químicos ambientais. In: **Revista brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 158 – 170, 2003.

ANDERSON, Diana; CONNING, D. M. **Experimental Toxicology: The Basic Issues**. 2ed. Cambridge, GB: Royal Society of Chemistry, 1993, p. 442 – 462.

ANDRADE, Dalton F.; OGLIARI, Paulo J. **Estatística para as ciências agrárias e biológicas: com noções de experimentação**. 2ªed. Florianópolis, SC: Editora da UFSC, 2010, p. 347 -404.

ANDRÉ, Camila F. **Avaliação ecotoxicológica e microbiológica da água de abastecimento do município de Orleans, SC.** Criciúma, SC: UNESC, 2008, p. 25-29. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) Universidade do extremo sul catarinense, Criciúma, 2009.

ANDREATA, J. V.; TENÓRIO, M. M. B. Aspectos da alimentação do *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Biol. Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 19, n. 2, p. 185 – 195, 1997.

ANJOS, A dos. **Análise de Variância.** Paraná-PR:Departamento de Estatística UFPR, 2009, cap 7, p. 109 – 118.

ARANHA, Luiz V. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões.** 2ªed . Florianópolis, SC: Editora da UFSC, 2004, 229 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquido e corpos receptores.** Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 1987, 22 p.

ASSUMPÇÃO *et al.* Análise do conteúdo estomacal de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* (espécies introduzidas) e *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax bimaculatus* (espécies nativas) de lagos do Vale do Rio Doce-MG e suas implicações. In: ROCHA, O; ESPÍNDOLA, E. L. G.; FENERICH-VERANI, N.; VERANI, J.R.; RIETZLER, A. C. (Orgs.). **Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo.** São Carlos, SP: Editora UFUScar, 2005, 416 p.

AZEVEDO, Eduardo Bessa. Poluição vs Tratamento de água: duas fases da mesma moeda. **Química Nova na Escola.**[S.I], n. 10, Nov. de 1999.

AZEVEDO, Fauto A; CHASIN, Alice A. M. **Metais: Gerenciamento da Toxicidade.** São Paulo, SP: Intertox, 2003, cap. 4, p. 101 – 120.

AZEVEDO, P. de. **Principais peixes de águas interiores de São Paulo. Hábitos de vida.** São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP, Instituto de Pesca da CPRM da Secretaria de Agricultura, 1972. 135 p.

BACK, Álvaro Jose. Hidrogeologia e recursos hídricos. In: MILIOLI, Geraldo; SANTOS, Robson; CITADINI-ZANETTE, Vanilde. **Mineração de Carvão Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável no Sul de Santa Catarina, uma abordagem interdisciplinar.** Curitiba, PR: Juruá Editora, 2009a, p. 41 – 50.

BACK, Álvaro José. Caracterização do Clima. In: MILLIOLI, Geraldo; SANTOS, Robson; CITADINI-ZANETTE, Vanilde. **Mineração de carvão, meio ambiente e desenvolvimento sustentável no sul de Santa Catarina: Uma abordagem interdisciplinar.** Curitiba, PR: Juruá Editora, 2009b, p.17 -33.

BAIRD, Colin. Química Ambiental. 2. ed. Porto Alegre, RS: Bookman, 2002, p. 432-456.

BAISCH, Paulo; MIRLEAN, Nicolai; LIMA, Guilherme. **Projeto Milenium Protocolo de Coleta e Análise dos Sedimentos e Material em Suspensão**. Cidade, RS: FURG, 2003, p. 21.

BANDEIRA, Adriano P.; MENDES, Carlos A. Simulação de um modelo econômico para redução de cargas poluentes, decorrentes da atividade de mineração em bacias hidrográficas. **REGA, revista de gestão de água da América Latina**, Porto Alegre, v.6, n.2, p 5-18, jul-dez, 2009.

BANDEIRA, Luiz F.; ARAÚJO, Ramos V. V.; LEMOS, Flávio A. Estudo de reuso da água industrial após remoção de metais e íons sulfatos. In: Jornada de Iniciação Científica, 12, 2004. **Anais ...** [S.l]: CETEM, 2004.

BEGUM, Abida; HARIKRISHNA, S.; KHAN, Irfanulla. Analysis of Heavy metal in water, sediments and fish samples of Madivala Lakes of Bangalore, Karnataka. **International Journal of Chem Tech Research**, v. 1, n. 2, p. 245 – 249, abr-jun. de 2009.

BELLUTA, Ivalde et al. Impactos provocados por metais potencialmente tóxicos dissolvidos em água e em sedimentos no córrego do Cintra – Botucatu –SP. **Salusvista**, Bauru, v.7, n.2, p. 99 – 118, set. de 2008.

BESCHTA, R. L. et al. Stream temperatures and aquatic habitat: fisheries and forestry international. In: SALO, E.O; CUNDY, T.W. (org). **Proc. Symposium Streamside management: forestry and fishers interactions**. Seattle,WA: University Washington, 1986, p. 191-232.

BEVILACQUA, José E. et al. Extração seletiva de metais pesados em sedimentos de fundo do rio Tietê, São Paulo. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 26 -33, jan de 2009.

BEVILACQUA, J. E.. **Estudo sobre a estabilidade de amostras de sedimento do rio Tietê, SP**. 1996, 171 p. Dissertação (Tese de doutorado). Universidade de São Paulo Instituto de Química, São Paulo.

BORMA, Laura S.; SOARES, Paulo S. M. Drenagem ácida de e gestão de resíduos sólidos de mineração. In: TRINDADE, R.B.E FILHO, O.B. **Extração de outro princípios, Tecnologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro, RJ: CETEM/MCT, 2002, cap. 10, p. 243 - 253.

BRASIL. Decreto Federal nº 85206 de 25 de setembro de 1980. Altera o artigo 8º do Decreto nº76389, de 3º de outubro de 1975, que dispõe sobre as medidas de prevenção e controle da poluição industrial. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 26 de set. de 1980, seção 01. Disponível em: < http://ibama2.ibama.gov.br/cnia2/renima/cnia/lema/lema_texto/HTM-ANTIGOS/85206-80.HTM>. Acessado em 30 de dez. de 2010.

BRASIL. Lei nº 11794 de 08 de outubro de 2008. Regulamenta o inciso VII do § 1º do art. 225 da Constituição Federal, estabelecendo procedimentos para o uso científico de animais; revoga a Lei no 6.638, de 8 de maio de 1979; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 09 de out. de 2008, seção 01. Disponível em:< http://www.uri.com.br/cep/arquivos/lei_arouca.pdf>. Acessado em 03 de mar. de 2011.

BRASIL. Portaria ANVISA nº 685 de 27 de agosto de 1998. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 24 de set. de 1998, seção 01. Disponível em: <<http://portal.saude.gov.br/portal/arq>>. Acessado em 18 de mai. de 2011.

BRASIL. Portaria do Ministério da Saúde nº 518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidade relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 26 de março de 2004a, seção 1. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518.pdf>. Acessado em 6 de mai. de 2011.

BRASIL. Portaria nº 485 de 11 de novembro de 2005b, Ministério do Trabalho. Aprova a norma regulamentadora nº 32 (Segurança e Saúde no Trabalho em Estabelecimento de Saúde). **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, 16 de novembro de 2005. Disponível em: <http://www.mte.gov.br/legislacao/portarias/2005/p_20051111_485.pdf>. Acessado em 38 de mar. de 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005a. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de mar. de 2005a.. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acessado em 30 de jan de 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 344 de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 07 de maio de 2004b, seção 01. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml>>. Acessado em 18 de mai. de 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispões sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acessado em 9 de jun. de 2011.

BRASIL, Resolução nº 714 de 20 de junho de 2002 do Conselho Nacional de Medicina Veterinária. Dispõe sobre procedimentos e métodos de eutanásia de animais, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 21 jun. de 2002. Disponível em: <http://www.cfmv.org.br/portal/legislacao/resolucoes/resolucao_714.pdf>. Acessado em 20 de mar de 2011.

BRENTANO, Débora M. **Desenvolvimento e Aplicação dos testes de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes de efluentes tratados em um aterro sanitário**. Florianópolis, SC: UFSC, 2006, p. 26 – 29. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CAMBUIM, Karina B. **Carvão de Endocarpo de coco da baía ativado quimicamente com H_3PO_4 e fisicamente com vapor d'água: produção, caracterização e aplicação**. 2009, p. 86 – 87. Dissertação (Doutorado em Química Analítica) Universidade Federal da Paraíba, 2009.

CAMPANER, Veridiana P.; LUIZ-SILVA; Wanilson. Processo Físic-Químico em Drenagem Ácida de Mina em Mineração de Carvão no Sul do Brasil. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 146 – 152, 2009.

CAMPOS, Maria L et al. Impacto no solo provocado pela mineração de carvão mineral. **Revista de ciências agroveterinária**, Lages, v. 9, n. 2, p. 198 – 205, jul - dez de 2010.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENTAL, CCME. **Canadian Sediments Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Summary Tables**. Winnipeg, MB: CCME Documents c/o Manitoba Statutory Publication, 2002, p. 7.

CARVALHO, Adriano R.; TAVARES, Luis E. R.; LUQUE, José L. Metacercárias tipo Neascus em Geophagus brasiliensis (Perciformes: Cichlidae) do rio do Peixe, Juiz de Fora, Brasil. **Acta. Sci. Biol. Sci.** Maringá, n. 3, v. 30, p. 315 – 320, jun. de 2008.

CARVALHO, Silene. **Avaliação da qualidade de Leporinus obtusidens (piava) comercializada no mercado público de Porto Alegre através de metais-traço advindas do Lago Guaíba, RS**. Porto Alegre, RS: UFRSG, 2004, p 13 – 16. Dissertação (Pós-graduação em Ecologia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

CASTILHOS, Zuleica C. et al. **Metodologia para o monitoramento da qualidade das águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: ferramenta para a gestão em poluição ambiental**. Rio de Janeiro, RJ: CETEM/MCT, 2010, 105 p.

CASTRO, Cleber M. et al.. Risco ambientais e Geografia: Conceituação, abordagens e escalas. **Anuários do Instituto de Geociências –UFRJ**, Rio de Janeiro, v.2, n. 28, p. 11-30, dez 2005.

CENTRO DE CARTOGRAFIA E GEOPORCESAMENTO; INSTITUTODE PESQUISAS AMBIENTAIS E TECNOLOGICAS-CEGEO/ IPAT (UNESC). **Mapa de Áreas degradadas**. Criciúma, SC: Prefeitura Municipal de Criciúma, 2007a, 1 mapa, sem escala.

CENTRO DE CARTOGRAFIA E GEOPORCESAMENTO; INSTITUTODE PESQUISAS AMBIENTAIS E TECNOLOGICAS- CEGEO/ IPAT (UNESC). **Mapa de Áreas mineradas**. Criciúma, SC: Prefeitura Municipal de Criciúma, 2007b, 1 mapa, 1:50000.

CENTRO DE CARTOGRAFIA E GEOPORCESAMENTO; INSTITUTODE PESQUISAS AMBIENTAIS E TECNOLOGICAS- CEGEO/ IPAT (UNESC). **Mapa de bairros e localidades**. Criciúma, SC: Prefeitura Municipal de Criciúma, 2007c, 1 mapa, 1:50000.

CENTRO DE CARTOGRAFIA E GEOPORCESAMENTO; INSTITUTODE PESQUISAS AMBIENTAIS E TECNOLOGICAS- CEGEO/ IPAT (UNESC). **Mapa de hidrografia**. Criciúma, SC: Prefeitura Municipal de Criciúma, 2007d, 1 mapa, 1:50000.

CENTRO DE CARTOGRAFIA E GEOPROCESSAMENTO; INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS E TECNOLOGICAS- CEGEO/ IPAT (UNESC). **Mapa de Localização do Município de Criciúma**. Criciúma, SC: Prefeitura Municipal de Criciúma, 2007e, 1 mapa, sem escala.

CENTRO DE CARTOGRAFIA E GEOPROCESSAMENTO; INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS E TECNOLOGICAS- CEGEO/ IPAT (UNESC). **Mapa de ocupação atual**. Criciúma, SC: Prefeitura Municipal de Criciúma, 2007f, 1 mapa, 1:50000.

CENTRO DE CARTOGRAFIA E GEOPROCESSAMENTO; INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS E TECNOLOGICAS- CEGEO/ IPAT (UNESC). **Mapa de uso do solo/ cobertura vegetal**. Criciúma, SC: Prefeitura Municipal de Criciúma, 2007g, 1 mapa, 1:50000.

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL DO MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA, CETEM/MTC. **Projeto conceitual para recuperação ambiental da bacia carbonífera sul catarinense**. Rio de Janeiro, RJ: CETEM/MTC, v.3, 2001, p. 58.

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL, CETEM. **Projeto conceitual para recuperação ambiental da Bacia carbonífera sul catarinense**. v. 1. Criciúma, 2001

CGM ENGENHARIA E TOPOGRAFIA LTDA, CGM. **Mapa de Hidrografia**. Criciúma, SC: CGM, 2002a, 1 mapa, 1:5000.

CGM ENGENHARIA E TOPOGRAFIA LTDA, CGM. **Mapa de Superfície**. Criciúma, SC: CGM, 2002b, 1 mapa, 1: 5000.

CIMINELLI, Virginia et al. Água e mineração. In: REBOUÇAS, Aldo; TUNDISI, José; BRAGA, Benedito. **Águas Doces no Brasil**. São Paulo, SP: Escrituras, 2000, cap. 13, p. 409 – 410.

CITADIN, Ramon M. **Pluviômetro Precipitação Mina 3 – Verdinho**. Criciúma. SC: COOPERMINAS Ltda [mensagem pessoal], 2011. Apresenta tabela sobre os dados pluviométricos em (mm). Disponível em: <monrnc@bol.com.br>. Acessado em 13 de mar. de 2011.

CLEARK, Richard, B. L.; LING, Louis J.; TRESTAIL III, Jonh H. **Segredos em toxicologia: respostas necessárias ao dia-a-dia em rounds, no serviço de emergência, em exames orais e escritos**. Porto Alegre, RS: Artmed, 2005, p 21 – 42.

COLLAÇO, Murilo (org). **Caracterização regional: Criciúma**. [S.I]: Cepa/SC, 2003, p. 8 – 10.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, CPRM. **Excursão Virtual pela Serra do Rio do Rastro: Formação Palermo**, 2002. Apresenta dados geológicos sobre Aparados da Serra. . Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/coluna/fmpalermo.html>. Acessado em 14 de abr. de 2011.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, CETESB. Avaliação de risco a saúde humana. _____. **Manual de Gerenciamento de Área Contaminadas: avaliação de risco a saúde humana**. São Paulo, SP: CETESB, 2001, p. 428-493.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, CETESB. **Guia de Coleta e Preservação de Amostras**. São Paulo, SP: CETESB, 1989, 7 p.
- COOPERATIVA DE EXTRAÇÃO MINERAL DOS TRABALHADORES DE CRICIÚMA, COOPERMINAS. **Plano de Recuperação de áreas Degradadas – PRAD: Depósito de Rejeito Mina 2**. Forquilha, SC: COOPERMINAS, 2006, p. 22 – 83.
- CORDONE, Almo; KELLEY, Don. The Influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams. **California Fish and Game**, Califórnia, v. 47, n. 2, p. 189 -223, apr. 1961.
- COSTA, Samuel; ZOCHE, Jario J.; SOUZA, Poliana Z. Absorção de Metais pesados (Zn e Pb) por *Axonopus obtusifolius* (Raddi) em área degradada pela mineração de carvão, SC, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v.5, p. 795 – 797, jul. de 2007.
- D'AMATO, Claudio; TORRES, João; MALM, Olaf. DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental: uma revisão. **Química Nova**. São Paulo, SP, v.25, n.6, p. 995 -1002, 2002.
- DAMATO, Murilo et al. Determinação da toxicidade aguda de efluentes de refinaria de petróleo em diversas etapas de tratamento para *Daphnia similis*. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, Foz do Iguaçu, 1997. **Anais**, São Paulo, SP: USP, s.d, p. 199-212.
- DAMATO, Murilo; BARBIERI, Edison. Emprego de uma espécie indicadora sul-americana na determinação da toxicidade aguda para cobre, zinco, níquel e alumínio. **O mundo da Saúde**. São Paulo, v. 27, n. 4, p.551 – 557, out/dez, 2003.
- DANTAS, Marcelo Eduardo et al. Geórfologia aplicada à gestão integrada de bacias de drenagem: bacia do rio Araranguá (SC) zona carbonífera sul-catarinense. In: Simpósio Brasileiro de recursos hídricos, n. 16, 2005, João Pessoa. **Anais ...**, João Pessoa: ABRH, 2005, p. 18.
- DEBASTIANI, Rafaela. **Análise Elementar do Café através da Técnica PIXE**. 2009, p. 26. Trabalho de Conclusão de curso (Graduação em Física) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- DEZOTTI, Marcia (coord). **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Rio de Janeiro,RJ: COOPE/UFRJ, 2008,v.5, p 312-330.
- DIAS, Adalberto A. **Geologia do município de Criciúma/SC**. Porto Alegre, RS: CPRM, 1995, p. 13.
- DUARTE, Maria Alice Ibañez. **Poluentes Orgânicos Persistentes**. 2002, p. 9 – 10. Dissertação (Especialista em Gestão Ambiental) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

EATON, Andrew D et al. **Standard Methods: for examination of water e waster water**. 21ed. Washington, DC: Centennial, 2005, p.1-33 -1-35.

EISLER , R.,. Zinc hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review, US Fish Wildl. Serv. the eel, Ang uilla anguilla with special reference to metallothioneins. Comp. Biochem. Physiol., **61C**: 1998, p. 177- 187.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA; CENTRO DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEOROLOGIA DE SANTA CATARINA, EPAGRI/CIRAM. **Dados Históricos**: Estação n° 1043 IPAT/UNESC. 2011. Apresenta dados climáticos de diferentes estações metereológicas no sul de Santa Catarina. Disponível em: < http://www.ciram.com.br/siscrici/produtos/form_dadosHist.jsp>. Aessado em 02 de maio de 2011.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA, EPAGRI. **Atlas climatológico do estado de Santa Catarina**. Florianópolis: EPAGRI, 2002. 1 CD-ROM.

ENGENHARIA E GERENCIAMENTO DE RECUSOS AMBIENTAIS LTADA, ENGERA. **Relatório de Impacto Ambiental da Fixação da Foz do Rio Araranguá**. Florianópolis, SC: ENGERA, 2009, p. 52 – 59.

ENIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, ESRI. **ArcGis: ArcMap**. Version 9.2. [S,I]: ESRI, 2006, 8 CD-ROM.

EOS. **Egyptian standard, maximum level for heavy metal concentrations in food**. ES 2360-1993, UDC 546. 19: 815, Egypt.

ESTEVES, F.A. **Limnologia**. Rio de Janeiro,RJ:.Interciência, 1988, p. 575.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY – EEA. **Environmental Risk Aessesment: Approaches, Experiences and Information Sources**. Copenhagen, DK: EEA Virtual Book, 1998, cap. 05,07. Disponível em: < <http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C2/chapter5h.html> >. Acessado em 24 de mar. de 2011.

FARFAN, J. R. J. Z; BARBOSA FILHO, O.; SOUZA, V. P.. **Avaliação do potencial de drenagem ácida de rejeito da indústria mineral**. Rio de Janeiro, RJ: CETEM/MCT, 2004, p. 11 – 21.

FATORELLI, Leandra; CORESEUIL, Henry. **Avaliação de risco ecológico para a estação intermediária de Guaratuba**. In: Congresso Brasileiro de água Subterrâneas 13, 2004, Cuiabá. **Video Congresso**, São Paulo, 2004, p. 1 - 13.

FATTORI, A.C et al. 1997. Estudo da ictiofauna de duas lagoas no Jardim Sandra, Município de Sorocaba – SP. In: Encontro Brasileiro de Ictiologia, 12., 1997, São Paulo. **Resumos**. São Paulo, 1997, 142 p.

FERNANDES , et al. Heavy-metal pollution assesssment of Jacarepaguá. In: **Environmental Pollution**. Rio de Janeiro, v. 85, 1994.

FERREIRA, Micheli S. **Contaminação mercurial em pescado capturado na lagoa Rodrigo de Freitas –Rio de Janeiro**. 2006, 53 p. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) Universidade Federal Fluminense, Niterói.

FIGUEIREDO, Ana M. G. **Aplicação do método de radiorreagente na determinação de traços de chumbo**. 1983, p. 1-11. Dissertação (Doutor na área de concentração em tecnologia Nuclear Básica) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares Universidade de São Paulo.

FLORES-LOPES, Fabio, F.; MALABARBA, Luiz R. Revisão de alguns aspectos da assembléia de peixes utilizados em programas de monitoramento ambiental. **Vittalle Revista de Ciência de Saúde**. Rio Grande, v. 19, n. 1, p. 45 – 58, 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, FAO. **El Estado mundial de la pesca y la agricultura 2010**. Roma, IT: FAO, 2010, p. 3 - 95.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, FAO. **Manual of Methods in Aquatic Environmental Research: Sampling and Analyses of Biological Material (Parte 3)**. Rome, IT: FAO United Nations, 1976, p. 39 – 60.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION/WORLD HEALTH ORGANIZATION/HEALTH ORGANIZATION , FAO/WHO. **List of maximum levels recommended for contaminants by the Joint FAO/WHO Codex Alimentarius Commission**. Second Series CAC/FAL, Rome 3:1-8, 1984.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION/WORLD HEALTH ORGANIZATION , FAO. **Compilation of legal limits for hazardous substance in fish and fishery products**. FAO Fishery Circ., 465: 5-100, 1983.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION/WORLD HEALTH ORGANIZATION, FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants for cadmium and methylmercury. Fifty fifth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, **Technical Report Series 901**. Geneva, Switzerland. 2000.

FAO/WHO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION/WORLD HEALTH ORGANIZATION. Food consumption and exposure assessment of chemicals. **Report of a FAO/WHO consultation**, 10-14 February. Geneva, Switzerland.1997.

FORQUILHINHA, Prefeitura Município de Forquilha. **A cidade sua história**. Forquilha, SC: Prefeitura de Forquilha, 2011b, *site*. Disponível em: <<http://www.forquilha.sc.gov.br/portal/acidade.htm>>. Acessado em 15 de abr. de 2011.

FORQUILHINHA, Prefeitura Município de Forquilha. **Dados da cidade**. Forquilha, SC: Prefeitura de Forquilha, 2011a, *site*. Disponível em: <<http://www.forquilha.sc.gov.br/portal/dadosdacidade.htm>>. Acessado em 15 de abr. de 2011.

FORQUILHINHA, SECRETÁRIA DE OBRAS E DESENVOLVIMENTO URBANO DEPARTAMENTO DE PLANEJAMENTO URBANO. **Perímetro urbano de Forquilha**. Forquilha, SC: Prefeitura de Forquilha, 2007, 1 mapa, 1: 12500.

FORQUILHINHA, Prefeitura Municipal. **Plano Diretor Municipal – Fase 1: Levantamentos**. Forquilha: Consórcio Hardt – Engemin, 2008, 383 p.

FÖRSTNER, U. G; WITTMANN, G.T **Metal Pollution in the Aquatic Environmental**. Berlin, DE: Springer-Verlag, 1981, 397 p.

FÖRSTNER, U. **Contaminated sediment**. In: BHATTACHARJI, S. et al. Lecture notes in earth sciences. Berlin, DE: Springer-Verlag, v.21, p. 1 -157, 1989.

FRANCO, Cardoso E. **Comportamento do ferro e do alumínio em solução aquosa**. Lisboa: Instituto de Investigação Científica e Tropical, 1989, p. 18 – 19.

FRANCO, Ana C. V; MARIMON, Maria Paula C. Tecnologia de reprodução de áreas degradadas pela mineração de carvão e uso futuro do solo. In: Encontro de Geógrafos da América Latina, 12, Montevideu. **Anais...**, Montevideu: EGAL, 2009, 15 p.

FRAZEN, Melissa. **Análise de contaminação por nutrientes, elementos maiores e elementos-tarços nas águas e sedimentos do arroio Sapucaia-RS**. 2001, p. 25 -44. Dissertação (Mestrado em Geociências), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

FREITAS, Michele de. **Efeito da concentração de Zn e Mn nos efluentes da exploração de carvão na anatomia de Typha domingensis Pers (TYPHACEAE)**. 2007, 76 p. Dissertação (Mestrado em ciências ambientais) Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

GALATTO, Sérgio L. **Avaliação da eficiência da cobertura seca sobre rejeitos de carvão visando à prevenção de drenagem ácida de mina**. 2006, p. 19 – 27. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2006.

GEOLÓGICA ENGENHARIA E MEIO AMBIENTE Ltda,GEOLÓGICA. **Estudo de Impacto Ambiental: Verdinho/ São Roque / Criciúma/SC**. Criciúma, SC: GEOLÓGICA Ltda, 2006b, v. 2. Não Paginado.

GEOLÓGICA ENGENHARIA E MEIO AMBIENTE Ltda, GEOLÓGICA. **Estudo de Impacto Ambiental da Lagoa do Verdinho**. Criciúma, SC: GEOLÓGICA Ltda, 2006a, p. 39 – 185.

GIDDING, Elise M; HORNBERGR, Michelle I; HADLEY, Heidi K. **Trace Metal concentrations in sediment and health of aquatic macroinvertebrate communities of streams near park city, summit conuty, Utah**. Salt Lake City, UH-US: USGS, 2001, p.32.

GIUSEPPETTI, G. et al. Ricerche applicate in corso e possibili applicazioni delle metodologie dell'analisi di rischio alla realtà italiana (dal punto di vista tecnico, socio-economico,...). Obiettivi perseguibili a breve, medio e lungo termine”. **Seminário do Comitato Italiano Grandi Dighe**- abril 2004. Roma, Itália.

GOBBI, Jennifer M. **Estudo sobre a presença de metais em diferentes tecidos de peixes surbinas (*Pseudoplatystoma coruscans*) capturados no rio São Francisco, MG**. 2007, p. 11 – 23. Dissertação (Mestre em Ciência Animal) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

GOMES, Ana Paula D. et al. Análise da Carga de contaminantes de agrotóxicos e bactérias em peixes da represa de Furna. **Revista Brasileira de Medicina**, [S.l], v, 67, n. 11, ago. de 2009, p. 400 – 404.

GOMES, Olga V. M.; CRUZ, Josiele B.; SILVA FILHO, Emmanuel V. Valores anômalos de metais dissolvidos nos rios da bacia do médio Paraíba do sul, Três Rios, RJ. In: Congresso brasileiro de gestão ambiental, 1, 2010, Bauru. **Anais...**, Bauru, IBAES, 2010, p. 1-7.

GONÇALVES, Terezinha Maria; MENDONÇA, Francisco de Assis. Impactos, Riscos e Vulnerabilidade Socioambientais da Produção de Carvão em Criciúma/SC (Brasil). **Revista de Gestão de água da América Latina**, Curitiba, n.14, 2007, p. 55-65.

GOOGLE, **Google Earth**, versão 6. [S.I]: GOOGLE, 2010. Download site. Disponível em: <<http://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/download/ge/agree.html>>. Acessado em 14 de jan. de 2011.

GREENPEACE. **Metais pesados: contaminando a vida**. São Paulo, SP: GREENPEACE, 2002, 3 p.

GRUPO TÉCNICO DE ASSESSORAMENTO, GTA. **Primeiro Relatório de Monitoramento dos Indicadores Ambientais**. Criciúma, SC: CTCL, 2007, p. 1 – 41. Disponível em: <https://www.jfsc.jus.br/acpdocarvao/Rel_1_2007_ind_amb_rec_hid_superficiais.htm#14>. Acessado em 19 de mar. de 2011.

GRUPO TÉCNICO DE ASSESSORAMENTO, GTA. **Quarto Relatório de Monitoramento dos Indicadores Ambientais: Monitoramento do Meio Biótico**. Criciúma, SC: CTCL/SATC, v. 1, 2010. Disponível em: <https://www.jfsc.jus.br/acpdocarvao/conteudo/Quarto_Relatorio_GTA/Rel_4_2010_ind_amb_meio_biotico.htm> . Acessado em 7 de jan. De 2011.

GRUPO TÉCNICO DE ASSESSORAMENTO, GTA. **Quarto Relatório de Monitoramento dos Indicadores Ambientais: Apêndices**. Criciúma, SC: CTCL/SATC, v.2, 2010b.

GRUPO TÉCNICO DE ASSESSORAMENTO, GTA. **Terceiro Relatório de Monitoramento dos Indicadores Ambientais: Tabela dos pontos de Monitoramento das águas superficiais**. Criciúma, SC: CTCL, v.1, 2009.

HACON, Sandra S. Avaliação e Gestão do risco ecotoxicológico à saúde humana. In: AZEVEDO, Fausto A.; CHASIN, Alice A. M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Paulo, SP: Editora Intertox e RIMA Editora, 2003, cap. 8, p. 245 – 311,

HARDT-ENGEMIN. **Plano Diretor do Município de Forquilha (em desenvolvimento)**. [S.I]: Prefeitura de Forquilha, 2010, 128 p.

HEALTH CANADA, HC. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality Summary **Table**. [S.I]: HC, 2008,

HEALTH CANADA, HC. Part **II: Health Canada Toxicological Reference Values (TRV's)**. Ottawa, ON: HC, 2004, p. 4.

HEALTH, Alan G. **Toxicology, water pollution and fish physiology**. Blacksburg, USA: Virginia Polytechnic Institute and States University, 1994, p. 16-21.

HEUSER, Vanina D. **Avaliação da Genotoxicidade induzida por emissões de veículos automotores – *ctenomys minutus* como organismo bioindicador**. 2001, 87 p. Dissertação (Pós-Graduação em Genética e Biologia Molecular) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

HITOSHI, N. **Dicionário dos Peixes do Brasil**. Brasília, DF: Editerra Editorial, 1984. 482p.

HODGSON, Ernest. Introduction to toxicology. In: HODGSON, Ernest; LEVI, Patricia E. **A textbook of Modern Toxicology**. 2^a ed. Stanford, CT-USA: Appleton & Lange, 1997, p. 1 - 27.

INÁCIO, Alan F. **Metalotioneína e metais em *Geophagus brasiliensis*- Acara**. 2006, 78 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) Escola Nacional Pública, Rio de Janeiro.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTISTICA, IBGE. **IBGE Cidades: Forquilha**. [S.I]: IBGE, 2010a. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=420545>>. Acessado em 25 de fev de 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTISTICA, IBGE. **Observações sobre a evolução da mortalidade no Brasil: o passado, o presente e perspectivas**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2010b, p. 5-8. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/tabuadevida/2009/notastecnicas.pdf>>. Acessado em 12 de maio de 2011.

INSTITUTO DE FÍSICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, IF-UFRGS. **Particle Induced X-ray Emission (PIXE)**. 2002. Apresenta o modelo PIXE de análise. Disponível em: < www.if.ufrgs.br/pixe/index.htm>. Acessado em 23 de dez. de 2010.

INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS E TÉCNOLOGICAS, IPAT. **Plano de Saneamento Básico do município de Forquilha – Santa Catarina**. Criciúma, SC: IPAT/UNESC, 2010, 56 p.

INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM, IRIS. **Toxicity Review: Database and Structure-Index Locator File**. 2008. Apresenta dados compilados para estrutura EPA IRIS para avaliação de risco de 544 substâncias. Disponível em: < http://www.epa.gov/ncct/dsstox/sdf_iristr.html>. Acessado em 23 de mai. de 2011.

INTERNATIONAL AGENCY FOR CANCER RESEARCH, IRAC. **Agents Classified by the IRAC Monographs, Volumes 1-100**, 2011. Apresenta grupos de substâncias cancerígenas ou não. Disponível em: < <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>>. Acessado em 9 de mai de 2011.

IRWANDI, J.; FARIDA. O. Mineral and Heavy metal contents of marine fin fish in Langkawi Island, Malaysia. **International Food Research Journal**. Selangor, n. 16, p. 105 – 112, 2009.

JARDIM, G. M; ARMAS, E. D; MONTEIRO, R. T. R. Ecotoxicological assesment of water and sediment of the corumbataí River, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biolog.** São Paulo, v. 68, n.1, p 51 -59, fev. 2008.

JESUS, Honório C. **Avaliação da poluição ambiental dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (Santa Cruz- ES) através da análise de águas, biomonitoramento e sedimentos.** Vitória, ES: UFES/ARACRUZ, 2009, 53 p.

JESUS, Honório et al. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuariano da Ilha de Vitória, ES. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 3, p. 378 – 386, 2004.

JOHANSSON, Seven. A. E; CAMPBELL, John. L.; MALMQVIST, Klas.G. **Particle-induced X-Ray emission spectrometry (PIXE).** New York, NW: John Wiley e Sons, 1995, p. 1 - 55.

JOHNSON, Barrie D.; HALLBERG, Kevin B. Acide mine drainage remediation options: a review. **Science of the Environment**, [S.l.], v. 338, p. 3-14, 2005.

JOYEUX, Jean-Christophe; CAMPANHA FILHO, Edmar A.; JESUS, Honório C. Trace Metal Contamination in Estuarine Fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. **Brazilian archives of biology and technology: an international journal**, [S.l.]; v.47, n. 5, p 765 – 774, set. de 2004.

KELLEY, Almo J.; CORDONE, Don W. The Influence Inorganic sedimnts on the aquatic live of streams. **California Fish and Game**, California, v. 47, n. 2, 189 – 228, abr. 1961.

KIEKENS, L. Zinc. In : ALLOWAY B,J (org). **Hevy Metals In Soils.** Glasgow/ London/ NewYork:GB,USA: Blackie And Son e John Wiley and Son, 1990, p. 261-279.

KINIE, Joachim, L. W.; LOPES, Ester W. B. **Testes Toxicológicos: métodos, técnicas e aplicações.** Florianópolis, SC: FATMA/GTZ, 2004, p. 13 -78; 109 – 142.

KREBS, Antônio S. J; NOSSE, Eduardo O. **Informações Básicas para gestão Territorial município de Criciúma: uso recomendado do solo.** Porto Alegre, RS: CPRM, v.1, 1998, 111 p.

KOHILA, Tarja. **Effects of Aluminium and Lead on the Rodent Cerebral Synaptosomal Integral Proteins *In Vivo* and *In Vitro*.** 2004, p. 15-16.

KREBS, Antônio S. **Mapa Geológico.** Criciúma, SC: GEOLÓGICA Engenharia e Meio Ambiente Ltda, 2006a, 1 mapa, 1: 10000.

KREBS, Antônio S. **Mapa Hidrogeológico.** Criciúma, SC: GEOLÓGICA Engenharia e Meio Ambiente Ltda, 2006b, 1 mapa, 1: 10000.

KREBS, Eduardo P. **Análise da Influência da unidade mineira II da carbonífera Criciúma na qualidade dos recursos hídricos superficiais e do aquífero livre: uma avaliação espacial temporal**. 2003, p. 22 -38. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

LACERDA, L. D. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química Nova**, [S.l.], v.2, n. 20, p. 196-199, 1997.

LARINI, Lourival. **Toxicologia**. 3ª ed. São Paulo, SP: Manole, 1997, 301 p.

LAVOR, Licia M. S. **Relação ambiente e salinidade de peixes**. Brasília, DF: UCB, 2008, p. 1 – 4. Monografia (Pós-graduação “Lato sensu” em medicina de animais selvagens e exóticos) Universidade Castelo Branco, Brasília, 2008.

LEBLANC, Geraldo A. Basics of Enviromental Toxicology. In HODGSON, Ernest; LEVI, Patricia E. **A textbook of Modern Toxicology**. 2ed. Stanford, CT-USA: Appleton & Lange, 1997, p. 389-407.

LEFFA, Daniela D. et al. Evaluation of the Genotoxic Potential of the Mineral Cocal Tailings Through the *Helix aspersa* (Müller 1774). In: **Arch Environ Contam Toxicol**, [S.l.], v.4, n.59. p. 8, abr. de 2010.

LEITE, Edna M. A; AMORIM, Leiliane C. A. **Noções Básicas de Toxicologia**. Belo Horizonte, MG: UFMG, 2006, 53 p.

LEVI, Patricia E. Acute Toxicity. In HODGSON, Ernest; LEVI, Patricia E. **A textbook of Modern Toxicology**. 2ª ed. Stanford, CT-USA: Appleton & Lange, 1997a, p. 161 - 171.

LEVI, Patricia E. Chronic Toxicity: carcinogenesis, mutagenesis, teratogenesis. In HODGSON, Ernest; LEVI, Patricia E. **A textbook of Modern Toxicology**. 2º ed. Stakford, CT-USA: Appleton & Lange, 1997b, p. 171 -199.

LEVINE, David; BERENSON, Mark; STEPHAN, David. **Estatística: teoria e aplicações usando o “Microsoft POT R” Excel em português**. Rio de Janeiro, RJ: Livros Técnicos e Científicos, p., 2000.

LEWIS, D, G. **Análise de Variância**. São Paulo, SP: Editora Harbra, 1995, p. 1 -19.

LIMA, Cristiane Andrade. **Avaliação de risco ambiental como ferramenta para o descomissionamento de uma indústria de metalurgia de zinco**. 2009, 238 p. Dissertação (Doutorado em Ciências) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio Janeiro, 2009.

LIMA, I.V.; PEDROZO, M.F.M. Ecotoxicologia do ferro e seus compostos. Salvador: Centro de Recursos Ambientais (CRA), 2001. 112p. 4v. (**Séries Caderno de Referência Ambiental**). Disponível em: <<http://web.cena.usp.br/apostilas/Regina/Pg/CEN%205738%20Ecotoxicologia/Ferro.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2008.

LING, Louis J et al. **Segredos em toxicologia: respostas necessárias ao dia-a-dia, no serviço de emergência, em exames orais e escritos**. Porto Alegre, RS: Artmed, 2005, p. 197-211.

LOURDES, Maria; LEOPOLDO, Paulo R. **Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo um exemplo**. São Paulo, SP: Editora Unesp, 2001, p. 103 – 106.

MACÊDO, Jorge A. B. **Águas e Águas**. 2. ed. São Paulo, SP: Varela, 2004, p. 132 -223.

MACÊDO, Jorge A. B. **Introdução a química ambiental: química e meio ambiente e sociedade**. 1 ed. Juiz de Fora, MG: Gráfica e Editora “O lutador”, 2002, p. 135-190.

MAGNA, Gustavo A. M. **Análise da exposição por chumbo e cádmio presente em alimentos vegetais e gramíneas no município de Santo Amaro –BA caso passivo ambiental da COBRAC**. 2009, 54 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) Universidade Federal da Bahia, Salvador.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental : metais pesados, mitos, mistificações e fatos**. São Paulo, SP: ProduQuímica, 1994, 153 p.

MALM, O. **Estudo da poluição ambiental por metais pesados no sistema rio Paraíba do Sul, rio Guandu (RPS – RG) através da metodologia de abordagem pelos parâmetros críticos**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1986. Dissertação (Mestrado em Biofísica), Instituto de biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1986, 152 p.

MARANHO, Lucineide. **Biomagnificação do heptacloro num modelo de simulação em condições ex-situ**. Piracicaba, SP: ESALQ/USP, 2006, 62 p.

MARTINS, I.; LIMA, I.V. Ecotoxicologia do manganês e seus compostos. Salvador: Centro de Recursos Ambientais (CRA), 2001. 121p. 7v. (**Séries Caderno de Referência Ambiental**). Disponível em: < <http://web.cena.usp.br/apostilas/Regina/Pg/CEN%205738%20Ecotoxicologia/Manganes.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2008.

MELLO-DA-SILVA, Carlos A.; FRUCHTENGARTEN, Ligia. Risco químico ambientais à saúde ambiental da criança. In: **Jornal de Pediatria**, Rio de Janeiro, n°. 5, v. 81, p. 205 – 2011, 2005.

MENEZES, Carlyle T. B. M. **Tratamento de efluentes ácidos de mina por neutralização e remoção de metais**. 2003, 123 p. Dissertação (Mestrado em ecologia de agroecossistemas) Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

MENEZES, Carlyle Bezerra de. Palestra ministrada na Semana do Meio Ambiente. Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. 1 a 6 jun. 2007.

MENEZES, Carlyle T.B.; LATTUADA, Rafael M.; PAVEI, Paula T. Estudos de sedimentos aquáticos contaminados por metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos oriundos da mineração de carvão. In: MILIOLI, Geraldo; SANTOS, Robson; CITADINI-ZANETTE, Vanilde. **Mineração de Carvão Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável no Sul de Santa Catarina, uma abordagem interdisciplinar**. Curitiba, PR: Juruá Editora, 2009, p.71 -92.

MENEZES, Carlyle T. B.; WATERKEMPER, Katia. Evolução dos processos de degradação ambiental resultante da mineração de carvão em Santa Catarina de 1930 – 1973. In: MILIOLI, Geraldo; SANTOS, Robson; CITADINI-ZANETTE, Vanilde. **Mineração de Carvão Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável no Sul de Santa Catarina, uma abordagem interdisciplinar**. Curitiba, PR: Juruá Editora, 2009, p.205 – 215..

MILIOLLI, Valéria S. et al. **Biorremediação de solos impactados com óleo cru: avaliação da potencial da utilização de surfactantes**. Rio de Janeiro, RJ: CETEM, 2008, p. 92.

MINISTRY OF HOUSING SPATIAL PLANNING AND ENVIRONMENTAL, VROM. Circular on target values and intervention values for soil remediation. In: **Netherlands Government Gazette**, v. 39, p.1- 11,4 de fev de 2000.

MIRANDA, Ana L. C. **Bioacumulação de poluentes organopersistentes (POP's) em traíras (*Hoplias malabaricus*) e seus efeitos in vitro em célula do sistema imune da carpa (*Cyprinus carpio*)**. 2006, p. 2-3. Dissertação (Mestrado em biologia celular) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

MIRANDA, Evaristo E. **A ecologia**. São Paulo, SP: Edições Loyola, 1995, p. 11-12.

MIRELES, A. Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico City. **Nucl Instrum Methods Phys Res B**, v. 220, 2004, p.187–190.

MORAES, Marcos P. G et al. Feeding habitats and morphometry of digestive tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae) in a lagoon of high Tibagi river, Parana, Brazil. **Publ. UEPG Ci. Biol. Saúde, Ponta Grossa**, v. 10, n. 1, p. 37-45, mar. de 2004.

MORAES, Paula M. et al. Determinação de Fósforo biodisponível em reação de peixes utilizando extração assistida por ultra-som e espectrofotometria no visível. **Química Nova**, [S.l.], v. 32, n. 4, p. 923 – 927, fev. de 2009.

MORAES, Priscilla P. F. **Análise Geoquímica-Ambiental do solos de Veredas da bacia do rio do Formoso, município de Buritizeiro, Minas Gerais, Brasil**. 2010, p. 97. Dissertação de mestrado (Mestrado em geologia) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY, S. **Heavy metals in natural waters**. Berlin: Springer-Verlag, 1984. 268 p.

NACKE, H. et al. Monitoramento dos metais pesados (Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Pb, Cr) em água e sedimento de uma área de cultivo experimental de peixes em tanque-rede no reservatório de Itaipu em Santa Helena–PR. **Associação Brasileira de Zootecnista**, n. 3620, jul de 2007, p. 6.

NASCIMENTO, Flavia et al. Impactos Ambientais nos recursos Hídricos da exploração de carvão em Santa Catarina. In: Congresso Brasileiro de Minas a céu aberto, 1, 2002, Belo Horizonte. **Resumos**, Belo Horizonte: CPRM, 2002, p. 11.

NATIONAL ACADEMIA OF SCIENCES; INSTITUTE OF MEDICINE, NAS/IOM. Iron. In: _____ **Dietary References Intake for Vitamine A, Vitamine K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, And Zinc.** Washington, DC: Food And Nutrition Board, 2003d, cap. 9, p 290 – 394.

NATIONAL ACADEMIA OF SCIENCES; INSTITUTE OF MEDICINE, NAS/IOM. Manganês. In: _____. **Dietary References Intake for Vitamine A, Vitamine K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, And Zinc.** Washington, DC: Food And Nutrition Board, 2003c, cap.10, p 394 – 420.

NATIONAL ACADEMIA OF SCIENCES; INSTITUTE OF MEDICINE, NAS/IOM. Zinc. In: _____. **Dietary References Intake for Vitamine A, Vitamine K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, And Zinc.** Washington, DC: Food And Nutrition Board, 2003b, cap. 12, p 420– 502.

NATIONAL ACADEMIA OF SCIENCES; INSTITUTE OF MEDICINE, NAS/IOM. **Dietary References Intake for Vitamine A, Vitamine K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, And Zinc.** Washigton, DC: Food And Nutrition Board, 2003a, p. 60 - 81.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE, NRCS. **RCA III, effects of sedimento on the aquatic enviroment aquatic: potential NRCS actions to improve aquatic habitat.** Washington, DC: NRCS, 1995, p. 1 – 63.

NEGRÃO, Aurena N. et al. Validação de método de lavagem de vidraria utilizando vitamina B12 como marcador de limpeza. **Latin American Journal of Pharmacy**, [S.1], v.26, n.2, p. 280 – 287, dez. 2007.

NETTO, Eduardo. **Avaliação da Toxicidade em organismos bioindicadores expostos à drenagem ácida de mina de carvão antes e após o seu tratamento com sedimento gerado estação de tratamento de efluentes.** 2010, p. 14 – 31. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) Universidade do extremo sul Catarinense, Criciúma.

NNAJI, J. C. et al. Heavy metal risks in integrated Chicken-fish Farming. **Journal of Applied Sciences.** [S.1], v.11, n. 12, p. 2092 – 2099, 2011.

NWABUEZE, Aghata A. Heavy metal concentration in tissues of Egeria radiata (bivalvia: tellinacea) from creeks in Burutu area of Delta state, Nigeria. **International Research Journal of Agricultural Science.** [S.1], n.2, v.1, p. 35 – 39, abr. de 2011a.

NWABUZE, Aghata A. Levels of Heavy Metals in Tissues of Bonga Fish, *Ethmallosa fimbriata* (Bowdich, 1825) from Forcados River. In: **Jornal of Appied Environmental and Biological Sciences.** v.3, n.1, p. 44 – 47, 2011b.

OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, OEHH. **OEHH Cancer Potency Values.** California, USA: OEHH, 2009, p.1.

OGA, Seizi. **Fundamentos de Toxicologia.** São Paulo, SP: Atheneu Editora São Paulo, 2003, p. 1 – 91.

OGUZIE, F. A.; IVEZVIBIGIE, E. E. Heavy metals concentration in the organs of the silver Catfish, *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède) caught upstream of the Ikpoba river and the reservoir in Benin City. **Biosci. Res. Commun**, v. 21, n. 4, p. 189 – 197, ago. 2009.

OHNUKI, T et al. Application of the micro-PIXE technique for analyzing arsenic in biomat and lower plants of liquen and mosses around an arsenic site, at Gunma, Japan. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B**, v. 190, 2002, p. 477 – 481.

OLIVEIRA, Christiane P. F. **Efeitos do cobre e chumbo, metais pesados presentes na água de formação derivada da extração do petróleo da província petrolífera do Urucu – Am, sobre o tabaqui, Colossoma macropomum (Curvier, 1818)**. 2003, 84 p. Dissertação (Pós-graduação em biologia tropical e Recursos Naturais) Universidade Federal da Amazônia, Manaus.

ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENTAL AND ENERGY, OMEE. **Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario**. Toronto, CA: Ontario, 1993, p. 38.

PARANÁ, SECRETÁRIA DE ESTADO DA SAÚDE DO PARANÁ, SESA. **Conceitos Básicos de Toxicologia**. Curitiba, PR: SESA, S.d, p.1- 3.

PASCALICCHIO, Aurea E. **Contaminação por metais pesados: Saúde Pública e Medicina ortomolecular**. [S.I]: Annablume, 2002, p. 27 – 30.

PEDROZO, Maria F. M. Toxicovigilância (monitorização) da exposição de populações a agentes tóxicos. In: AZEVEDO, Fausto A.; CHASIN, Alice A. M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Paulo, SP: Editora Intertox e RIMA Editora, 2003, p. 204 – 217, cap. 6

PENTEADO, Jose Carlos P. **Metodologia analítica para análise de PCB's em fígado de peixe do Rio Paraíba do Sul**. 2000, 105 p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) Universidade de São Paulo, São Paulo.

PEREIRA, Edisio et al. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Ganabara Bay sediments – Rio de Janeiro Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.I.], v. 4, n. 79, p. 740 – 750, dez. de 2007.

PEREIRA, Tarciso. **As áreas de preservação ambiental do município de Criciúma: um estudo sobre a importância e utilização como referência à educação ambiental**. 2005, p. 23 – 69. Dissertação (Pós-Graduação em Ciências Ambientais) Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2005.

PERIN, Guido. **Ecotoxicologia: introdução quantitativa**. Joinville, SC: Editora Univille, 2005. cap. 7, p. 187 – 193.

PIAVA-SUL. Existem áreas protegidas na bacia do rio Araranguá e Urussanga. In: Curso de ações educativas na bacia dos rios Araranguá e Urussanga, 2010, Araranguá. **Anais ... Criciúma: UNESC**, 2010, p. 14.

PICOLO, Martins. **Fotos do rompimento do dique no começo de ano de 2010**. [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <tiagoo_luiz@hotmail.com> 18 de abr. de 2011.

PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. **Soils and environmental quality**. 2ed. Boca Raton: CRC Press, 2000, .459 p.

POMPÊO, Marcel L. M. et al. Qualidade da água em região alterada pela mineração de carvão na microbacia do rio Fiorita (Siderópolis, Estado de Santa Catarina, Brasil). In: **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, n. 2, v. 26, p. 125 – 136, jun. de 2004.

POPULATION HEALTH DIVISION – PDH/ DEPARTMENT OF HEALTH AND AGEING AUSTRALIA GOVERNMENT. **Environmental Health Risk Assessment: Guidelines for assessing human health risk from environmental hazards**. Canberra, AU: Enhealth, 2004, p.31 -135.

PORTO, R. L. L., et al.. **Hidrologia Ambiental**, 3º ed. São Paulo, SP: Edusp, 1991, 414 p.

QUEENSLAND GOVERNMENT. **Environment and Resource Management Wetlandinfo**. Base de dados. 2010. Disponível em: < <http://www.epa.qld.gov.au/wetlandinfo/site/SupportTools/MonitoringExtentAndCondition/Stressormodeloverview/AquaticSediments/Condition.html>>. Acessado em 22 de fev. de 2011.

QUEIROZ, Marluce T. A. **Bioacumulação de metais pesados no rio piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação neutrônica instrumental**. 2006, p. 8- 31. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) Centro universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Feliciano.

RAND, G.M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. 2ed. Washington, DC: Taylor & Francis, 1995, 305 p.

RASHED, M.N. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. **Environ. Int.**, [S.I], v.27, 2001, p.27-33.

RAYA-RODRIGUEZ, M.T.; MACHADO, N.A.F.; LEONARDI, S.M.; PELLINI, G.F.; ABEL, L.; PEDROZO, C.; BRUSCHI, Jr.W.; FONSECA, O.M.; OLIVEIRA, M.E.; ATZ, V.L. Parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e avaliação da atividade bacteriana em ambientes lóticos receptores da drenagem de mineração de carvão. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre, Editora da Universidade, 2000. p.492- 553.

ROCHA, Aristides A.; PEREIRA, Denise N.; PÁDUA, Helcias B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo (Brasil). **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, n. 19, p. 401 – 410. 1985.

RODRIGUES, Magali S. **Modelo para Análise de Risco Ecológico Associado a Emissão atmosférica em ambientes Industriais**. 2009, p. 23 – 30. Dissertação (Pós-Graduação em Ecologia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

RODRIGUES, Maria Lucia K. **Origem, distribuição e mobilidade potencial de metais pesados em ambientes fluvial impactado por curtumes**. 2007, f. 255. Dissertação (Mestrado em Geociências) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

RODRIGUES, Néborá L. V. B. **Teste de Toxicidade aguda através de bioensaio no extrato solubilizado dos resíduos classe II A, Não Inertes e Classe II B – Inertes**. Curitiba, PR: UFPR, 2005, 122 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recurso Hídrico e Ambiental) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

ROVISCO. Isabel. **Tipos de Análise de Risco**. [S.I]: Universidade Nacional de Lisboa/Departamento de Ciências da Terra, S.d, p. 13.

ROYAL SOCIETY. **Risk: Analysis, perception and management**. London, GB: The Royal Society, 1992, 208 p.

SABINO, J; CASTRO R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudoeste do Brasil). **Revista brasileira de biologia**, [S.I], v. 50, n. 1, p. 23 -63, 1989.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the hydrocycle**. New York.NW: Springer Verlag, 1984, 349 p.

SAMPAIO, Antônio C. S. **Metais pesados na água e sedimentos dos rios da bacia do alto Paraguai**. 2003, p. 23 – 29. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e recursos Hídricos) Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

SANTA CATARINA, Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Plano básico de desenvolvimento ecológico-econômico da AMREC**. Criciúma, SC: AMREC, 1997a, p. 49 -56.

SANTA CATARINA, Secretária de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina: diagnostico geral**. Florianópolis, SC: Instituto CEPA/SC, 1997b, p. 30 - 120.

SANTA CATARINA, Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Plano de Gestão e Gerenciamento da Bacia do rio Araranguá: zoneamento da disponibilidade e da qualidade hídrica**. CEPA/SC, v.1, 1997c, p. 24 -199.

SANTOS, Celina A. **Efeitos tóxicos da fração solúvel do óleo dissel em cavalos-marinhos, *Hippocampus reidi*, e curumitã, *Prochilodus vimboides* durante exposição aguda**. 2010, p.40. Dissertação (Mestre em ecologia) Centro Universitário Vila Velha, Vila Velha.

SANTOS, Hilton F.; MANCUSO Pedro C. S. **Reuso da água**. São Paulo, SP: Malone, 2002, p. 403 -433.

SCHEIBE, Luiz F. **Atlas ambiental da bacia do rio Araranguá: Santa Catarina, Brasil**. Florianópolis, SC: Cidade Futura, 2010, p. 8 – 24.

SCHNOOR, Jerald L. **Environmental modeling: fate and transporto pollutants in water, air, and soil**. New York, NY-USA: John Wiley, 1996, p. 185 -221.

SHEA, Damian. Ecological Risk Assesment. In HODGSON, Ernest; LEVI, Patricia E. **A textbook of Modern Toxicology**. 2ªed. Stanford, CT-USA: Appleton & Lange, 1997, p. 431-451.

SHIBATTA, Oscar A et al.. A ética na coleta de peixes. **Sociedade Brasileira de ictiologia**. João Pessoa, n. 78, p. 6 -7, mar. de 2005.

SISTEMA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, SISEMA. **Relatório Técnico: Mortandade de peixes**. 2005. Apresenta o relatório elaborado pela SISEMA sobre o rio São Francisco. Disponível em: <<http://www.worldfish.org/PPA/PDFs/Semi-Annual%20VI/E-11a.pdf>>. Acessado em 19 de mai de 2011.

SINDICATO DA INDÚSTIA DA EXTRAÇÃO DE CARVÃO DO ESTADO DE SANTA CATARINA, SIECESC. **Proposta de indicadores ambientais e plano de monitoramento para áreas degradadas pela mineração de carvão no estado de Santa Catarina**. Criciúma, SC: 2006 p.26.

SILVA, Carla. **Metais Pesados em Peixes (*Micropogonias furnieri* e *Cynoscion acoupada*) e Ostras (*Crassostrea brasilina*), oriundos da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil**. 2009, p. 31- 33. Dissertação (Mestrado em Higiene veterinária e processamento tecnológico de produtos de origem animal) Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

SILVANO, Jacira. **Avaliação de Metais pesados, nos sedimentos e nos peixes da lagoa Azul, formada por lavra de mineração de carvão a céu aberto, Siderópolis-Sc**. 2003, 75 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SIMON, Kátia C; CARVALHO JR, Luiz C. Estratégias competitivas das empresas de confecção de Criciúma-SC. In: Encontro de Economia Catarinense, 4, 2010, Criciúma. **Anais...**, Criciúma, 2010, p. 1 – 19.

SINGER,P.E.; STUMM, W. Acid mine drainage: the rate determining step. **Science**, v. 167, p. 1121-1123, 1970

SMITH, K. A. **Heavy Metals In Soils: Manganese and cobalt**. In: ALLOWAY, B. J (org.). **Heavy Metals In Soils**. Glasgow/London/ NeyYork: ,GB/USA: Blackie And Son e John Wiley and Son, 1990, p. 197-222.

SOARES, Anderson B; SOUZA, Vicente P. Uso de coberturas secas sobre rejeito de carvão da região de Santa Catarina. In: CASTILHOS Zuleica C.; FRANÇA, Silvia C. A.; RIZZO, Andrea C. L. **Anais da I jornada PCI**: Rio de Janeiro, RJ: CETEM/MTC, 2007, p. 20 – 34.

SOCIETY OF ENVIROMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY, SETAC. **Technical issue paper: Ecological Risk Assesement**. 3^ad. Bruxelas, BE: SETAC, 2004, p. 4.

SOUZA, et al. Gisele R. et al. Quantificação de metais pesados em peixes de um pesqueiro localizado na cidade de Umuarama, PR. In: **Arq. Ciência Veterinária Zoologia Unipar**. Umuarama, n. 1, v. 12, p. 61-66, jan-jun de 2009.

SPADOTTO, Claudia. A.; GOMES, Marco Antônio F. Impactos ambientais de agrotóxicos: monitoramento e avaliação. In: ROMEIRO, Ademar. R. (org.) **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. Campinas, SP: Editora Unicamp/Imprensa Oficial, 2004, p. 112-122.

STEFANI, P. M.; REIS, S. A.; ROCHA, O. Caracterização Alimentar do Acará (*Geophagus brasiliensis*) na lagoa dos tropeiros, Minas Gerais. In: Simpósio de Ecologia, 2, 2008, Rio de Janeiro. **anais eletrônicos**, Rio de Janeiro, UFUSCAR, 2008, p. 165- 169.

STORER, Tracy I. et al. **Zoologia Geral**. 6 ed. São Paulo, SP: Companhia Editora Nacional, 2000, p. 584 -618.

SUGUIO, Kenitiro. **Dicionário de geologia sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro, RJ: BCD União de Editoras S.A, 1998, p. 691 -692.

SULLIVAN, K. et al. Evaluation of prediction models and characterization of stream temperature regimes in Washington. **Timber/Fish/Wildlife Report**. Olympia, WA: Washington Dept. Nat. Resources, 1990, p.224.

TABACNIKS, Manfredo H. **Análise de Filmes Finos por PIXE e RBS**. São Paulo, SP: IF-USP, 1997, p. 17.

TABACNIKS, Manfredo H. **Os elementos na matéria**. São Paulo, SP: IF- USP, 2005, p. 48 – 65.

TAGLIANI, P. R. A. **Respostas respiratórias do acará *Geophagus brasiliensis* a hipoxia ambiental**. 1989. 105f. Dissertação (Mestrado em Biologia). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TAVARES, Tania M.; CARVALHO, Fernando M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente exemplo: exemplos do recôncavo baiano. **Química Nova**. São Paulo, v. 2, n. 15, p. 147 – 154, 1992.

THE NATIONAL RESEARCH COUNCIL, NRC. **Issues in risk assesment and modification of the NRC health effects models**. Washington, DC: National Academy Press, 1992, p. 23.

THE NATIONAL RESEARCH COUNCIL, NRC. **Risk assesment in the federal government: managing the process**. Washington, DC: National Academy Press, 1983, p. 1-176..

THE RISK ASSESSMENT INFORMATION SYSTEM, RAIS. Toxicity Assessment. _____ . **Feasibility Study for the Groundwater Operable Unit at Paducah Gaseous Diffusion Plant Paducah, Kentucky: Baseline Human Health Risk Assessment**. [S.I]: Bechtel Jacobs Company LLC, v.3., 2001, p. 1 – 60.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. Activity factor. In: _____. **Exposure Factors Handbook**. Washington, DC: EPA/, 1997b, p. 1 – 18.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Chemical and Physical Properties and Toxicity Reference Levels**. Region 6,USA: EPA, 2000b, 147 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Chemical-Specific Data: Delisting technical support document**. Region 6, USA: USEPA, 2000a, 357 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Ecological risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological risk assessment**. Washington, DC: EPA, 1997a, step 1 a 8.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. Exposure assessment. In _____, **Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)**. Washington, DC: EPA, 2004b, p. 1 – 10.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Framework For Ecological Risk Assessment**. Washington, DC: EPA, 1992, 57 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Guidelines for ecological risk assessment**. Washington, DC: EPA, 1998, 188 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Health Effects Information Used In Cancer and Noncancer risk characterization for the NATA 1996 National-Scale Assessment**. 1996. Apresenta diferentes características de substâncias incluindo com o efeitos cancerígenos ou não. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttnatw01/nata/nettables.pdf>>. Acessa do em 11 de mai de 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Human and Ecological Risk Assessment of Coal Combustion Wastes**. [S.I]: RTI, 2007, p. 34 – 40.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Human Health Risk Assessment**. 2010a. Apresenta o conceito de avaliação de risco a saúde humana. Disponível em: <http://www.epa.gov/risk_assessment/health-risk.htm>. Acessado em 14 de mai. de 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. Intake of Fish and Shellfish. In: _____. **Exposure Factors Handbook**. Washington, DC: EPA/, 1997c, p. 1 – 80.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Issue paper on the human health effects of metals**. Washington, DC: EPA, 2004a, p. 48.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **National Primary Drinking Water Regulations**. [S.I]: EPA, 2009, p. 6.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **Risk Assessment Guide for Superfund: Volume I Human Health Evaluation Manual (PartA)**. Washington, DC: EPA, 1989, 287 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. **The incidence and severity of sediments contamination in surface waters of the United States**. Washington, DC: EPA, 1997d.

VALENTIM, Alessandra C. S.; DEZOTTI, Márcia. Ensaio de Toxicidade. In: VASCONCELLOS, Juliana P. **Determinantes do consumo de pescado na população que frequenta feiras livres do município de Santo Andre, SP.** 2010, p. 20 – 25. Dissertação (Mestre em Ciências) Universidade de São Paulo, Santo Andre.

VELLUDO, Marcela R. **Ecologia trófica da comunidade de peixes do reservatório do Lobo (Broa), Brotas – Itirapina/SP, com ênfase à introdução recente da espécie alóctone *Chicla kelberi* (Perciformes, Cichlidae).** 2007, p. 47 – 48. Dissertação (Mestre em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal de São Carlos.

VIEIRA, Sonia. **Introdução à Bio Estatística.** Rio de Janeiro, RJ: Elsevier, 1980, p. 137 – 153, cap. 13, 3^o ed.

VILLELA, Izabel V. **Avaliação do Potencial Genotóxico de Amostras Ambientais da Região Hidrográfica da Bacia do Lago Guaíba.** 2006, 153 p. Dissertação (Pós-Graduação em Biologia Celular Molecular) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

VINHAES, Paulo. Mineradoras de SC vão recuperar áreas degradadas. **Jornal Gazeta Mercantil**, São Paulo, p. 15, 18 de jan. de 2002.

VIRGA, Rosana H. P.; GERALDO, Luiz P.; SANTOS, Fabiana, H. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência Tecnologia e Alimento**, Campinas, v. 4, n. 27, p. 779 -785, out-dez de 2007.

VITO, Marcelo de. **Avaliação do Risco de contaminantes de mananciais hídricos para o abastecimento: o caso da bacia da barragem do descoberto.** 2007, 181 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recurso Hídrico) Universidade de Brasília, Brasília.

WALTER, Tatiane P. **Contribuição do escoamento superficial de água proveniente da atividade associadas a mineração na qualidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Tonim – Município de Criciúma/SC.** 2008, p. 13 – 38. Dissertação (Mestre em Ciências Ambientais) Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

WASSEMAN, Julio C.; WASSEMAN, Maria A. Comportamento dos metais em sedimentos. In: NETO, José A.B; WALLNER-KERSANACH, Mônica; PATCHINEELAM, Soraya M (Org.). **Poluição Marinha.** Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2008, p. 197-236.

WELCHER, Frank J. **Standard Methods of chemical analysis.** 6 ed. Huntington, NW: Robert E. Kriger Publishing Company, v.2, p. 27-320, 1975.

WILHELM FILHO, D. Influence of season and pollution on the antioxidant defense of the cichlid fish acará (*Geophagus brasiliensis*). **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, Ribeirão Preto, v. 6, n. 34, p. 719 -726, jun. de 2001 .

WORLD HEALTH ORGANIZATION, WHO. **Environmental Health Criteria 101: Methylmercury.** Geneva, SW: WHO Library Cataloguing in Publication Data, 1990, p 10 – 45.

WORLD HEALTH ORGANIZATION, WHO. **Trace Elements in human nutrition and health**. Geneva, SW: WHO Library Cataloguing in Publication Data, 1996, p. 3 -5.

WORLD HEALTH ORGANIZATION, WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 3 ed. Geneva, SW: WHO Library Cataloguing –in – publication Data, v.1, 2004, p. 296 – 459.

YABE, Maria Josefa S; OLIVEIRA, Elizabeth. Metais pesados em água superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**. [S.I], v.21,n. 5, jan. de 1998.

YOUSAFZAI, Ali M. et al. Comparasion of Heavy Metals Burden in two Freshwater Fishes *Wallago attu* and *Labeo dyocheilus* with regard to their Feeding Habitats in Natural Ecosystem. **Zoological Society of Pakistan**, [S.I], v. 42, n. 5, p. 537-544, mar. 2010.

ZACARKIM, C.E. et al. Comparação entre técnicas ED-XRF, TXRF e PIXE na análise de metais em amostras ambientais. In: Encontro Nacional de Iniciação Científica,11, Maringa, 2002. **Anais...**, Toledo, UNIOESTE, p.1.

ZAKRZEWSKI, Sigmund. **Environmental Toxicology**. New York, USA:Oxford, 2002, p. 109 -119.

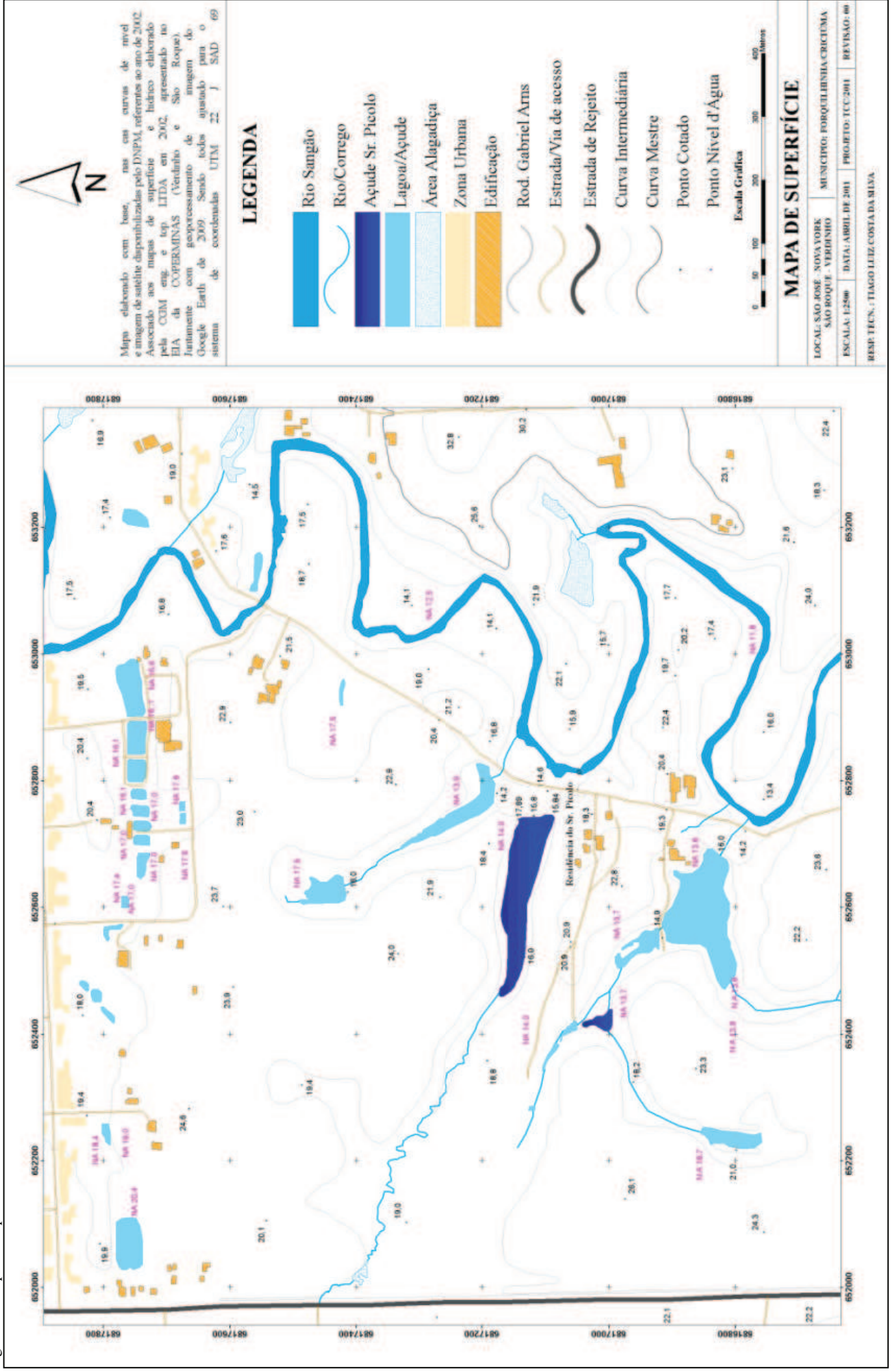
ZAYAS, Zoyne P. **Característica dos Aerossóis em uma região rica em areia monazíticas**. 2003, p. 35 – 45. Dissertação (Mestre em Física) Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro.

ZHANG, Zheng et al. Analysis of Heavy Metal of Muscle and Intestine Tissue in Fish- in Banan Section of Chongqing from Three Gorges Reservoir, China. **Polish Journal. of Environment Study**, v. 16, n.6, p. 949 – 958, jul. 2007.

ZOCHE, Jairo J. et al. Heavy metal and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. **Environmental Research**, [S.I], v. 110, n.7, p. 684 -691, jul. 2010.















APÊNDICE A – Mapas de caracterização da área

Figura 31 – Mpa de Superfície da área do estudo.



Mapa elaborado com base nas curvas de nível e imagem de satélite disponibilizadas pelo DNPM, referentes ao ano de 2002. Associado aos mapas de superfície e hidrográfico elaborado pela CDM eng. e top. LTDA em 2002, apresentado no EIA da COOPERMINAS (Verdinho e São Roque), juntamente com georrocessamento de imagem do Google Earth de 2009. Sendo todos ajustado para o sistema de coordenadas UTM 22 J SAD 69

LEGENDA

-  Rio Sangão
-  Rio/Corrego
-  Açude Sr. Picolo
-  Lagoa/Açude
-  Área Alagadiça
-  Zona Urbana
-  Edificação
-  Rod. Gabriel Arns
-  Estrada/Via de acesso
-  Estrada de Rejeito
-  Curva Intermediária
-  Curva Mestre
-  Ponto Cotado
-  Ponto Nivel d'Água

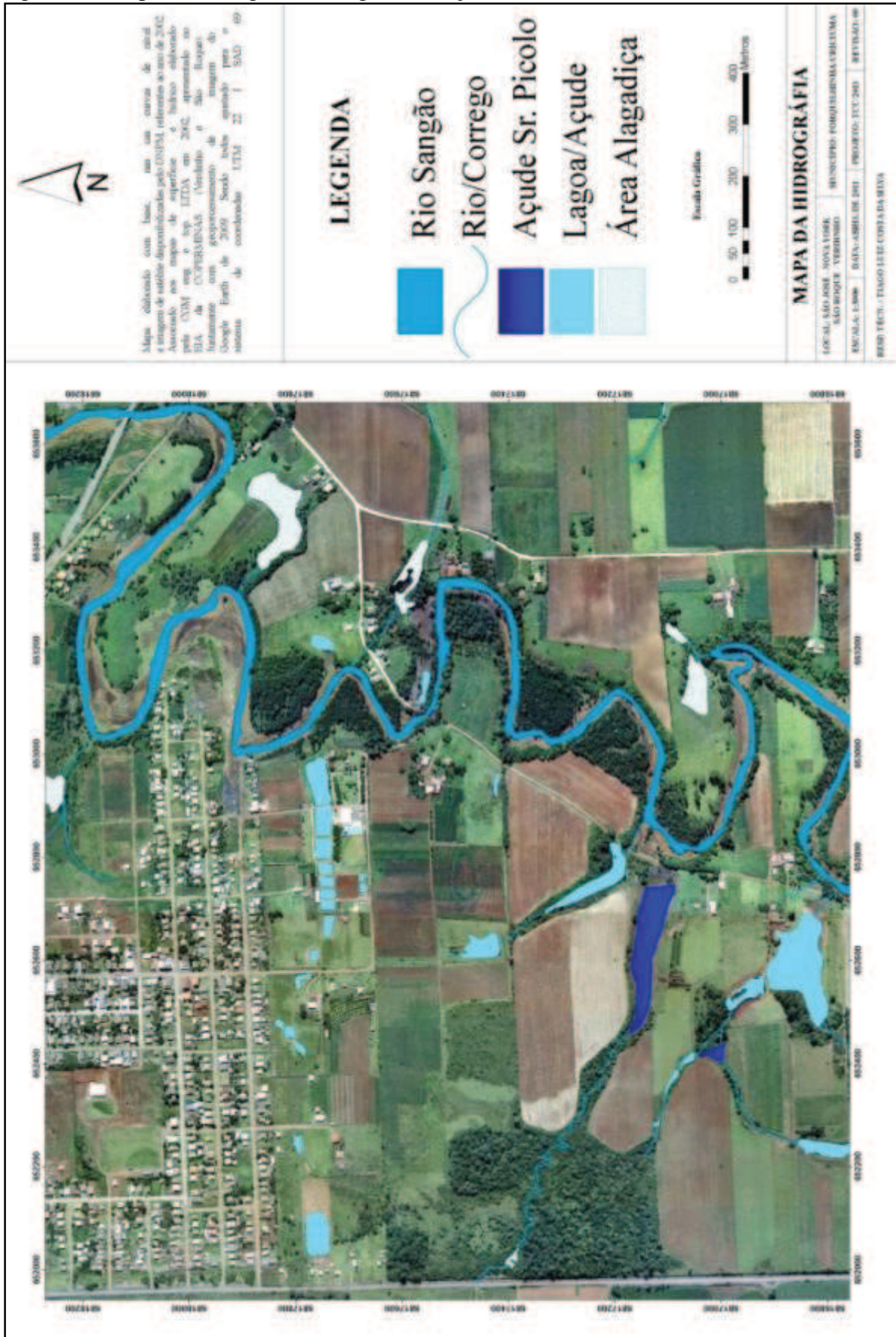
Escala Gráfica
 0 100 200 300 400 metros

MAPA DE SUPERFÍCIE

LOCAL: SÃO JOSÉ - NOVA YORK
 MUNICÍPIO: FORQUILHÊMA - CRICIÚMA
 ESCALA: 1:2500
 DATA: ABRIL DE 2011
 PROJETO: TCC-2011
 REVISÃO: 00
 RESP. TÉCN.: TIAGO LUIZ COSTA DA SILVA

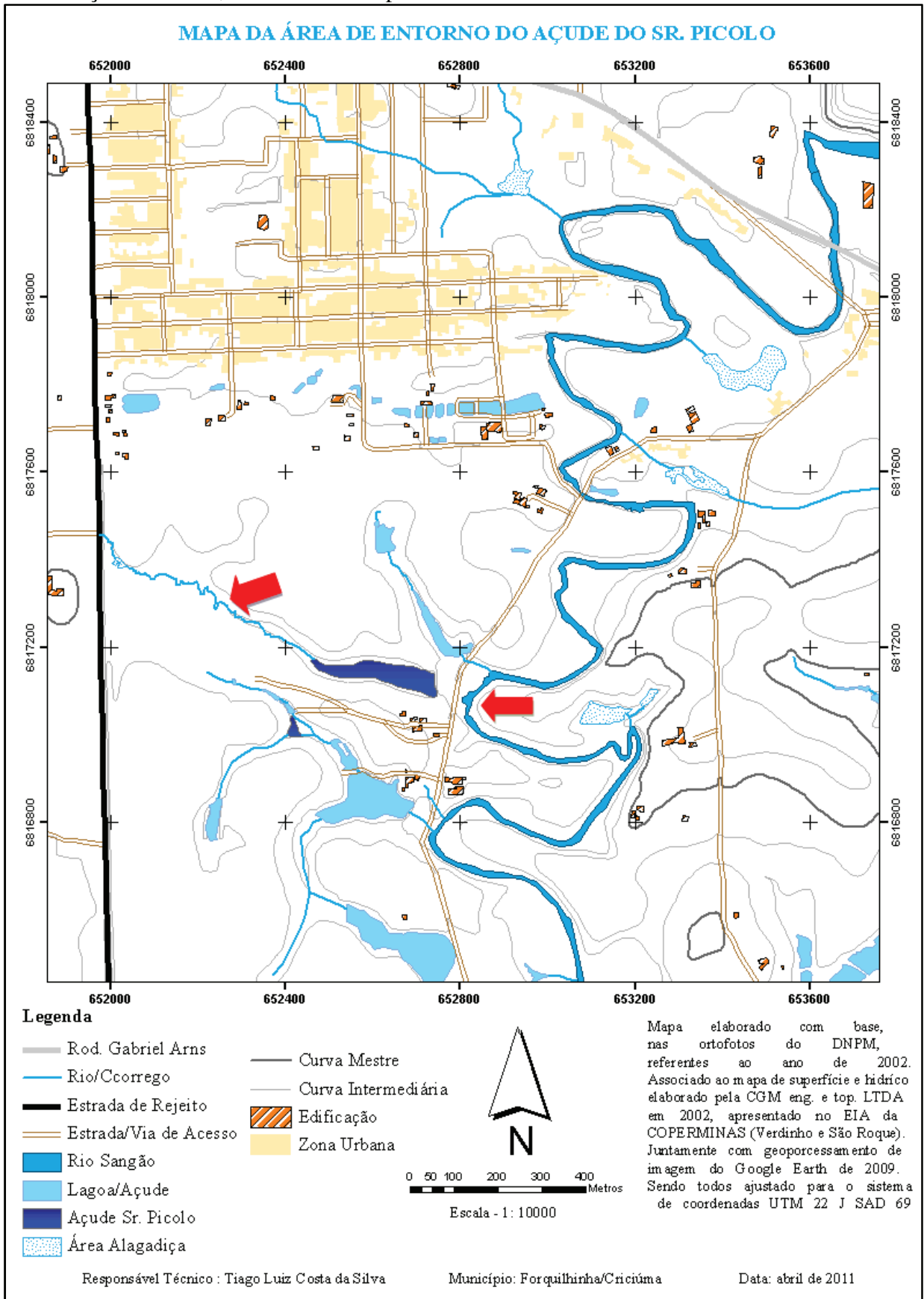
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 32- Mapa da hidrografia da região dos açudes.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 33 - Mapa da área de entorno do açude do Sr. Picolo, incluindo as fontes de contribuição de metais, marcadas no mapa com setas em vermelho.



(Fonte: AUTOR, 2011).

APÊNDICE B – Resultados dos tamanhos e peso dos peixes

Tabela 13 - Tamanho e peso dos peixes coletados para o açude com influência.

<i>Geophagus Brasiliensis</i>		
Peso (g)	Tamanho até o início da calda (mm)	Tamanho até o final da calda (mm)
8,06	53,00	73,00
7,50	58,00	74,00
10,44	64,00	84,00
15,76	73,00	98,00
8,27	64,00	82,00
6,27	58,00	75,00
22,28	82,00	102,00
33,94	92,00	120,00
15,38	72,00	92,00
7,27	58,00	75,00
43,75	103,00	133,00
9,87	80,00	62,00
7,84	61,00	76,00
14,42	69,00	88,00
8,68	62,00	82,00
23,46	85,00	104,00
32,25	92,00	120,00
19,46	78,00	100,00
14,99	75,00	90,00
15,10	76,00	92,00
17,49	78,00	101,00
41,51	98,00	129,00
40,30	89,00	114,00
38,32	100,00	131,00
22,65	82,00	107,00
31,64	90,00	104,00
22,80	90,00	112,00
14,51	74,00	91,00
15,09	72,00	94,00
39,21	91,00	124,00

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 14 - Tamanho e peso dos peixes coletados para o açude sem influência

<i>Geophagus brasiliensis</i>		
Peso (g)	Tamanho até o início da calda (mm)	Tamanho até o final da calda (mm)
14,20	76,00	96,00
9,61	66,00	85,00
18,04	78,00	101,00
16,24	75,00	94,00
9,44	68,00	90,00
14,80	76,00	99,00
12,44	74,00	92,00
10,93	71,00	90,00
9,84	67,00	85,00
14,30	74,00	95,00
13,71	75,00	91,00
10,28	67,00	87,00
35,04	98,00	129,00
35,50	109,00	130,00
20,52	86,00	104,00
18,74	81,00	107,00
16,95	77,00	101,00
14,66	75,00	90,00
9,16	69,00	87,00
16,35	78,00	102,00
16,19	76,00	99,00
13,21	72,00	95,00
12,72	70,00	90,00
15,59	80,00	101,00
13,10	74,00	96,00
8,59	76,00	81,00
14,50	75,00	102,00
12,80	79,00	105,00
16,70	81,00	104,00
10,40	72,00	98,00

(Fonte: AUTOR, 2011).

APÊNDICE C – Cálculo do Risco a Saúde Humana para o cenário agrícola açude 1

Adultos cenário agrícola

Tabela 15 - Cálculo do HQ, para ingestão de água considerando receptores adultos agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (L.dia ⁻¹)	EF (dias.ano ⁻¹)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	D adm-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	0,3	2	365	58	60	21170	1,00E-02	1,00E+00	1,00E-02
Ferro	3,7	2	365	58	60	21170	1,23E-01	3,00E-01	4,11E-01
Manganês	0,1	2	365	58	60	21170	3,33E-03	4,60E-02	7,25E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 16 - Cálculo do HQ, para ingestão de água nadando considerando receptores adultos agrícola.

Contaminante	Cw (mg.kg ⁻¹)	CR (L.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dia. ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)	AT (ano)
Alumínio	0,3	0,05	0,43	90	30	60	2700
Ferro	3,7	0,05	0,43	90	30	60	2700
Manganês	0,1	0,05	0,43	90	30	60	2700

(Fonte: AUTOR, 2011).

(cont.)

Contaminante	D adm-nat (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	1,08E-04	1,00E+00	1,08E-04
Ferro	1,33E-03	3,00E-01	4,42E-03
Manganês	3,58E-05	4,60E-02	7,79E-04

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 17 - Cálculo do HQ, para contato dérmico com água nadando considerando receptores adultos agrícolas.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias.ano ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L.1000cm ³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	18000	1,00E-03	0,43	90	30	1,00E-03	60	2700
Ferro	3,7	18000	1,00E-03	0,43	90	30	1,00E-03	60	2700
Manganês	0,1	18000	1,00E-03	0,43	90	30	1,00E-03	60	2700

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989.

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Dérmico
Alumínio	3,87E-05	1,00E+00	10%	1,00E-01	3,87E-04
Ferro	4,77E-04	3,00E-01	15%	4,50E-02	1,06E-02
Manganês	1,29E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	7,01E-03

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 18 - Cálculo do HQ, para contato dérmico com água no banho considerando receptores adultos agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias. anos ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L. 1000cm ³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	18000	1,00E-03	0,58	365	58	1,00E-03	60	21170
Ferro	3,7	18000	1,00E-03	0,58	365	58	1,00E-03	60	21170
Manganês	0,1	18000	1,00E-03	0,58	365	58	1,00E-03	60	21170

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989;

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Dérmico
Alumínio	5,22E-05	1,00E+00	10%	1,00E-01	5,22E-04
Ferro	6,44E-04	3,00E-01	15%	4,50E-02	1,43E-02
Manganês	1,74E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	9,46E-03

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 19 - Cálculo do HQ, para ingestão de alimento considerando receptores adultos agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (kg.refeição ⁻¹)	FI	EF (refeições.ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)
Alumínio	288,55	0,0383	50%	365	58	60
Ferro	52,7	0,0383	50%	365	58	60
Manganês	2,22	0,0383	50%	365	58	60
Zinco	31,47	0,0383	50%	365	58	60

(Fonte: AUTOR, 2011).

(Cont.)

Contaminante	Atnc (dias)	D adm-alimento (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	21170	9,21E-02	1,00E+00	9,21E-02
Ferro	21170	1,68E-02	3,00E-01	5,61E-02
Manganês	21170	7,09E-04	4,60E-02	1,54E-02
Zinco	21170	1,00E-02	3,00E-01	3,35E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Criança cenário agrícola

Tabela 20 - Cálculo do HQ, para a ingestão de água considerando como receptor as crianças do cenário agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (L.dia ⁻¹)	EF (dias. ano ⁻¹)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	D adm-água (mg.kg ⁻¹ . dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ . dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	0,3	1	365	6	15	2190	2,00E-02	1,00E+00	2,00E-02
Ferro	3,7	1	365	6	15	2190	2,47E-01	3,00E-01	8,22E-01
Manganês	0,1	1	365	6	15	2190	6,67E-03	4,60E-02	1,45E-01

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 21 - Cálculo do HQ, para ingestão de água nadando considerando como receptores as crianças do cenário agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	CR (L.h ⁻¹)	ET (horas.dia ⁻¹)	EF (dia.ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)	AT (ano)
Alumínio	0,3	0,05	0,43	90	6	15	540
Ferro	3,7	0,05	0,43	90	6	15	540
Manganês	0,1	0,05	0,43	90	6	15	540

(Fonte: AUTOR, 2011).

(Cont.)

Contaminante	D adm-nat (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	4,30E-04	1,00E+00	4,30E-04
Ferro	5,30E-03	3,00E-01	1,77E-02
Manganês	1,43E-04	4,60E-02	3,12E-03

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 22 - Cálculo do HQ, para o conato dérmico nadando considerando como receptores as crianças do cenário agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias. anos ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L. 1000cm ³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	6600	1,00E-03	0,43	90	6	1,00E-03	15	540
Ferro	3,7	6600	1,00E-03	0,43	90	6	1,00E-03	15	540
Manganês	0,1	6600	1,00E-03	0,43	90	6	1,00E-03	15	540

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989.

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg-1.dia-1)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg-1.dia-1)	HQ Dérmico
Alumínio	5,68E-05	1,00E+00	10%	1,00E-01	5,68E-04
Ferro	7,00E-04	3,00E-01	15%	4,50E-02	1,56E-02
Manganês	1,89E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	1,03E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 23 - Cálculo do HQ, para o conato dérmico banho considerando como receptores as crianças do cenário agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias. anos ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L. 1000cm ³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	6600	1,00E-03	1	365	6	1,00E-03	15	2190
Ferro	3,7	6600	1,00E-03	1	365	6	1,00E-03	15	2190
Manganês	0,1	6600	1,00E-03	1	365	6	1,00E-03	15	2190

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989.

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg-1.dia-1)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg-1.dia-1)	HQ Dérmico
Alumínio	1,32E-04	1,00E+00	10%	1,00E-01	1,32E-03
Ferro	1,63E-03	3,00E-01	15%	4,50E-02	3,62E-02
Manganês	4,40E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	2,39E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 24 - Cálculo do HQ, para a ingestão de alimento considerando como receptores as crianças do cenário agrícola.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (kg.refeição ⁻¹)	FI	EF (refeições.ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)
Alumínio	288,55	0,0165	50%	365	6	15
Ferro	52,7	0,0165	50%	365	6	15
Manganês	2,22	0,0165	50%	365	6	15
Zinco	31,47	0,0165	50%	365	6	15

(Fonte: AUTOR, 2011).

(Cont.)

Contaminante	Atnc (dias)	D adm-alimento (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	2190	1,59E-01	1,00E+00	1,59E-01
Ferro	2190	2,90E-02	3,00E-01	9,66E-02
Manganês	2190	1,22E-03	4,60E-02	2,65E-02
Zinco	2190	1,73E-02	3,00E-01	5,77E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

APÊNDICE D – Cálculo do risco a saúde humana para o cenário residencial no açude 1

Adulto cenário residencial urbano

Tabela 32 - Cálculo do HQ, para ingestão de água considerando como receptores os adultos do cenário urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (L.dia ⁻¹)	EF (dias. ano ⁻¹)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	D adm-água (mg.kg ⁻¹ . dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ . dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	0,3	1	365	24	60	8760	5,00E-03	1,00E+00	5,07E-03
Ferro	3,7	1	365	24	60	8760	6,17E-02	3,00E-01	2,06E-01
Manganês	0,1	1	365	24	60	8760	1,67E-03	4,60E-02	3,62E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 33 - Cálculo do HQ, para ingestão de água nadando considerando como receptores os adultos do cenário urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	CR (L.h ⁻¹)	ET (horas.dia ⁻¹)	EF (dia.ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)	AT (ano)
Alumínio	0,3	0,05	0,43	90	24	60	2190
Ferro	3,7	0,05	0,43	90	24	60	2190
Manganês	0,1	0,05	0,43	90	24	60	2190

(Fonte: AUTOR, 2011).

(Cont.)

Contaminante	D adm-nat (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	1,06E-04	1,00E+00	1,06E-04
Ferro	1,31E-03	3,00E-01	4,36E-03
Manganês	3,53E-05	4,60E-02	7,79E-04

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 34 - Cálculo do HQ, para o contato dérmico com a água nadando considerando como receptores os adultos do cenário urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias. anos ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L.1000cm ³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	18000	1,00E-03	0,43	90	24	1,00E-03	60	2160
Ferro	3,7	18000	1,00E-03	0,43	90	24	1,00E-03	60	2160
Manganês	0,1	18000	1,00E-03	0,43	90	24	1,00E-03	60	2160

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989.

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Dérmico
Alumínio	3,87E-05	1,00E+00	10%	1,00E-01	3,87E-04
Ferro	4,77E-04	3,00E-01	15%	4,50E-02	1,06E-02
Manganês	1,29E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	7,01E-03

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 35 - Cálculo do HQ, para o contato dérmico com a água no banho considerando como receptores os adultos no cenário urbano.

Contaminante	Cw (mg. ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias. anos ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L. 1000cm ⁻³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	18000	1,00E-03	0,58	365	24	1,00E-03	60	8760
Ferro	3,7	18000	1,00E-03	0,58	365	24	1,00E-03	60	8760
Manganês	0,1	18000	1,00E-03	0,58	365	24	1,00E-03	60	8760

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989.

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Dérmico
Alumínio	5,22E-05	1,00E+00	10%	1,00E-01	5,22E-04
Ferro	6,44E-04	3,00E-01	15%	4,50E-02	1,43E-02
Manganês	1,74E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	9,46E-03

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 36 - Cálculo do HQ, para a ingestão de alimento considerando como receptores os adultos do cenário urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (kg.refeição ⁻¹)	FI	EF (refeições. ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)
Alumínio	288,55	0,0392	50%	365	24	60
Ferro	52,7	0,0392	50%	365	24	60
Manganês	2,22	0,0392	50%	365	24	60
Zinco	31,47	0,0392	50%	365	24	60

(Fonte: AUTOR, 2011).

(Cont.)

Contaminante	Atnc (dias)	D adm-alimento (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	8760	9,43E-02	1,00E+00	9,43E-02
Ferro	8760	1,72E-02	3,00E-01	5,74E-02
Manganês	8760	7,25E-04	4,60E-02	1,58E-02
Zinco	8760	1,03E-02	3,00E-01	3,43E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Crianças do cenário residencial urbano

Tabela 37 - Cálculo do HQ, para ingestão de água, considerando como receptores as crianças do cenário residencial urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (L.dia ⁻¹)	EF (dias. ano ⁻¹)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	D adm-água (mg.kg ⁻¹ . dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ . dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	0,3	1	365	6	15	2190	2,00E-02	1,00E+00	2,00E-02
Ferro	3,7	1	365	6	15	2190	2,47E-01	3,00E-01	8,22E-01
Manganês	0,1	1	365	6	15	2190	6,67E-03	4,60E-02	1,45E-01

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 38 - Cálculo do HQ, para ingestão de água nadando considerando como receptores as crianças do cenário residencial urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	CR (L.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dia.ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)	AT (ano)
Alumínio	0,3	0,05	0,43	90	6	15	540
Ferro	3,7	0,05	0,43	90	6	15	540
Manganês	0,1	0,05	0,43	90	6	15	540

(Fonte: AUTOR, 2011).

(Cont.)

Contaminante	D adm-nat (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	4,30E-04	1,00E+00	4,30E-04
Ferro	5,30E-03	3,00E-01	1,77E-02
Manganês	1,43E-04	4,60E-02	3,12E-03

(Fonte: AUTOR, 2011).

Tabela 39 - Cálculo do HQ, para o contato dérmico com a água nadando considerando como receptores as crianças do cenário residencial urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias. anos ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L. 1000cm ⁻³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	6600	1,00E-03	0,43	90	6	1,00E-03	15	540
Ferro	3,7	6600	1,00E-03	0,43	90	6	1,00E-03	15	540
Manganês	0,1	6600	1,00E-03	0,43	90	6	1,00E-03	15	540

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989.

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Dérmico
Alumínio	5,68E-05	1,00E+00	10%	1,00E-01	5,68E-04
Ferro	7,00E-04	3,00E-01	15%	4,50E-02	1,56E-02
Manganês	1,89E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	1,03E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 40 - Cálculo do HQ, para o contato dérmico com a água durante o banho considerando como receptores as crianças do cenário residencial urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	SA (cm ²)	PC (cm.h ⁻¹)	ET (h.dia ⁻¹)	EF (dias. anos ⁻¹)	ED (anos)	CF (1L. 1000cm ⁻³)	BW (kg)	ATnc (dias)
Alumínio	0,3	6600	1,00E-03	1	365	6	1,00E-03	15	2190
Ferro	3,7	6600	1,00E-03	1	365	6	1,00E-03	15	2190
Manganês	0,1	6600	1,00E-03	1	365	6	1,00E-03	15	2190

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: PC – Constante de permeabilidade dérmica – US EPA, 2004; CF – Fator de conversão – US EPA, 1989.

(Cont.)

Contaminante	D abs-água (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	ABS gi	RfD Dérmico (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Dérmico
Alumínio	1,32E-04	1,00E+00	10%	1,00E-01	1,32E-03
Ferro	1,63E-03	3,00E-01	15%	4,50E-02	3,62E-02
Manganês	4,40E-05	2,40E-02	6%	1,84E-03	2,39E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

Legenda: ABS gi – Fração do contaminante absorvida no sistema gastrointestinal – Específico para cada metal RAIS, 2001; US EPA, 2004.

Tabela 41 - Cálculo do HQ, para ingestão de alimento considerando como receptores as crianças do cenário residencial urbano.

Contaminante	Cw (mg.L ⁻¹)	IR (kg.refeição ⁻¹)	FI	EF (refeições.ano ⁻¹)	ED (ano)	BW (kg)
Alumínio	288,55	0,0165	50%	365	6	15
Ferro	52,7	0,0165	50%	365	6	15
Manganês	2,22	0,0165	50%	365	6	15
Zinco	31,47	0,0165	50%	365	6	15

(Fonte: AUTOR, 2011).

(Cont.)

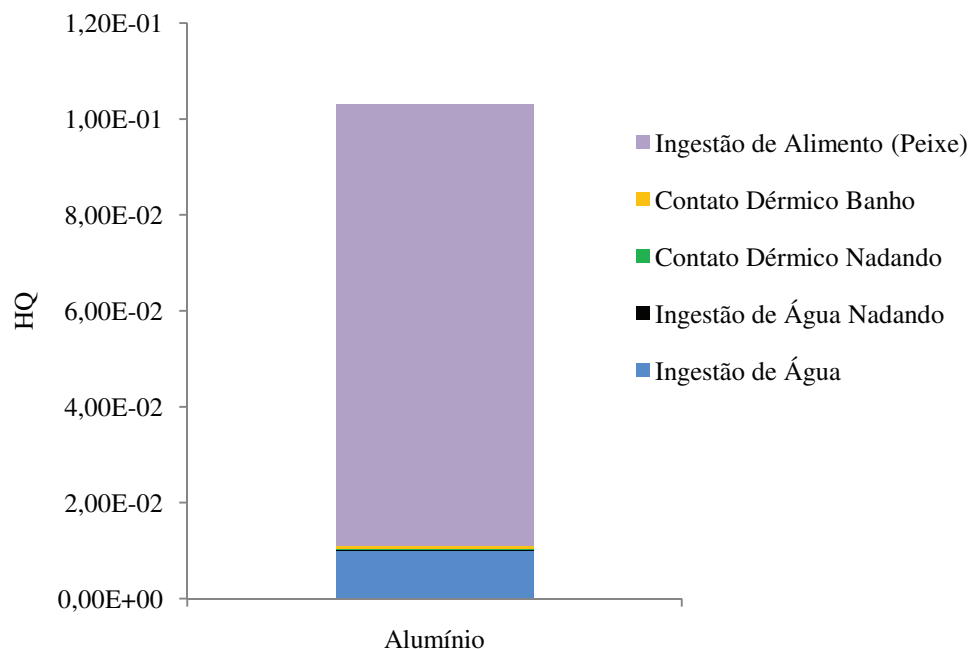
Contaminante	Atnc (dias)	D adm-alimento (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	RfD Oral (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	HQ Oral
Alumínio	2190	1,59E-01	1,00E+00	1,59E-01
Ferro	2190	2,90E-02	3,00E-01	9,66E-02
Manganês	2190	1,22E-03	4,60E-02	2,65E-02
Zinco	2190	1,73E-02	3,00E-01	5,77E-02

(Fonte: AUTOR, 2011).

APÊNDICE E – Gráficos dos valores de HI para o cenário de risco considerando como receptores os agricultores.

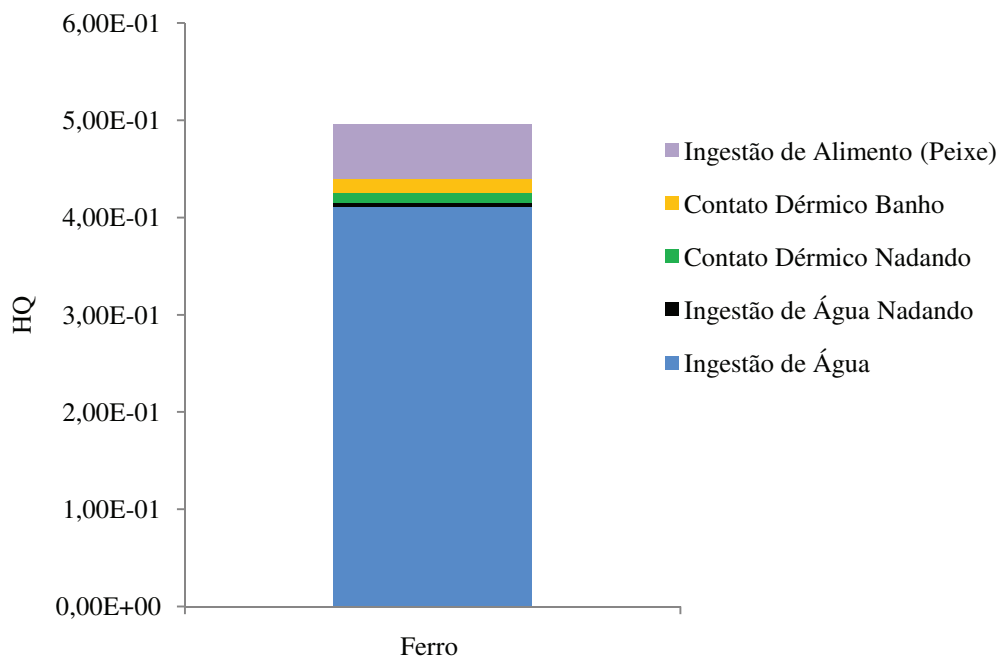
Adultos do cenário agrícola

Figura 34 – Gráfico do HQ, referente ao alumínio, considerando receptores do cenário agrícola adulto.



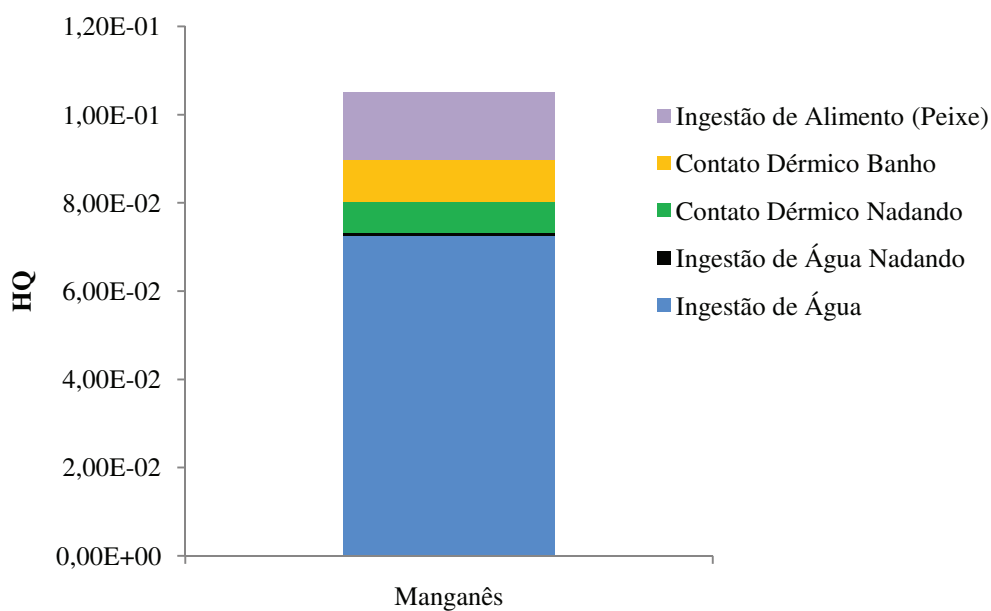
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 35 – Gráfico do HQ, referente ao ferro, considerando receptores do cenário agrícola adulto.



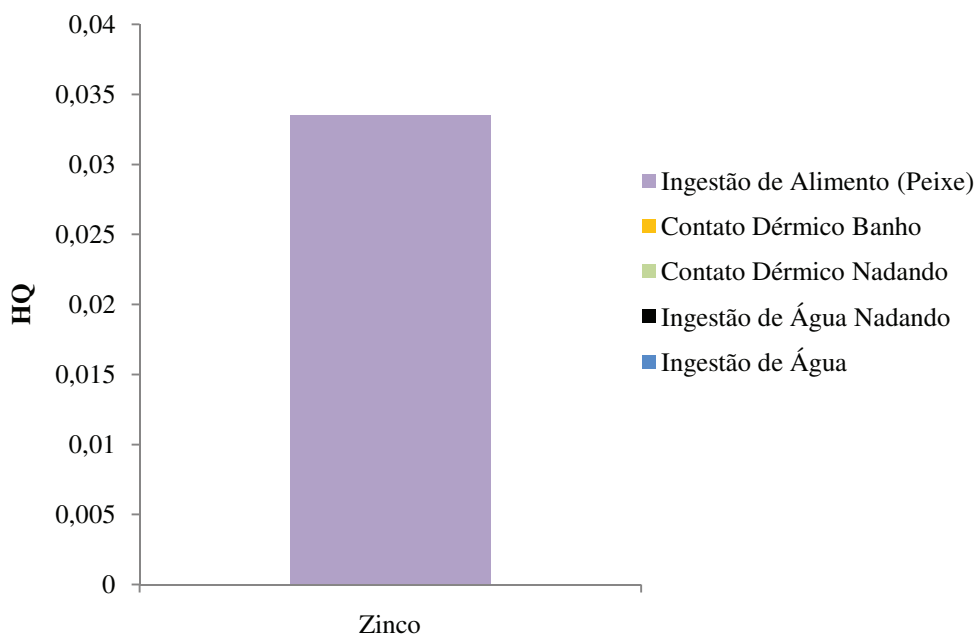
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 36 - Gráfico do HQ, referente ao manganês, considerando receptores do cenário agrícola adulto.



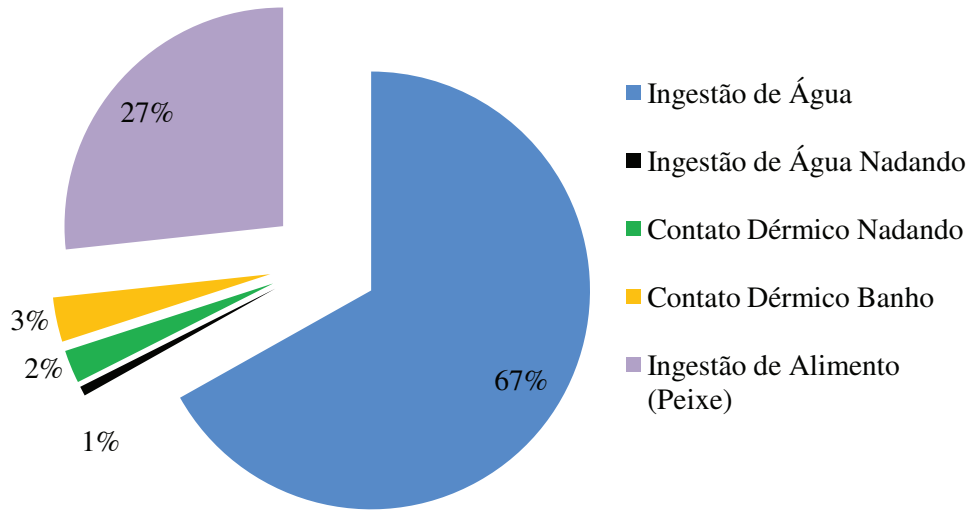
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 37 – Gráfico de HQ, referente ao zinco, considerando receptores do cenário agrícola adulto.



(Fonte: AUTOR, 2011).

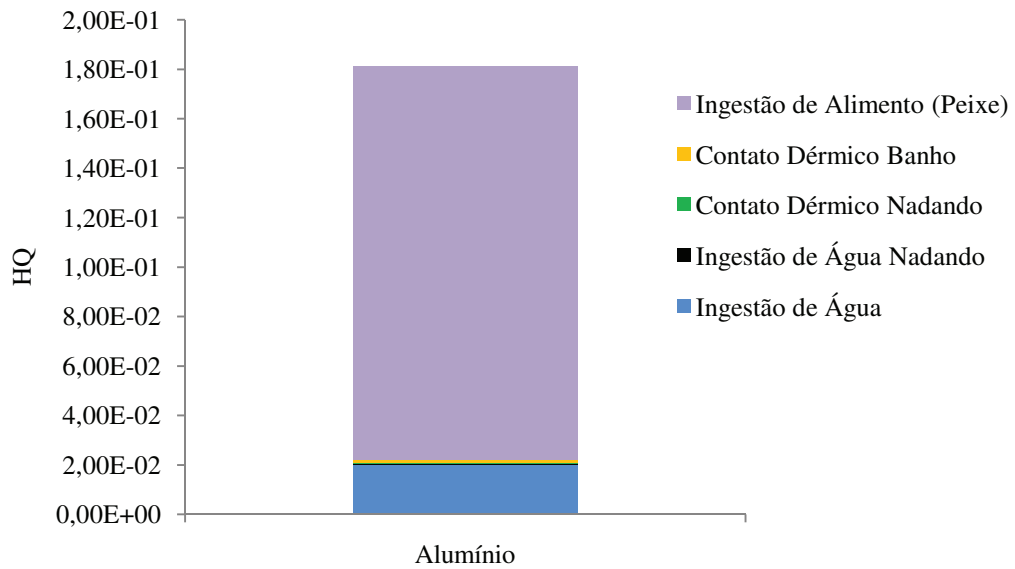
Figura 38 - Porcentagem referente as via de absorção de metais, considerando o HI total para adultos.



(Fonte: AUTOR, 2011).

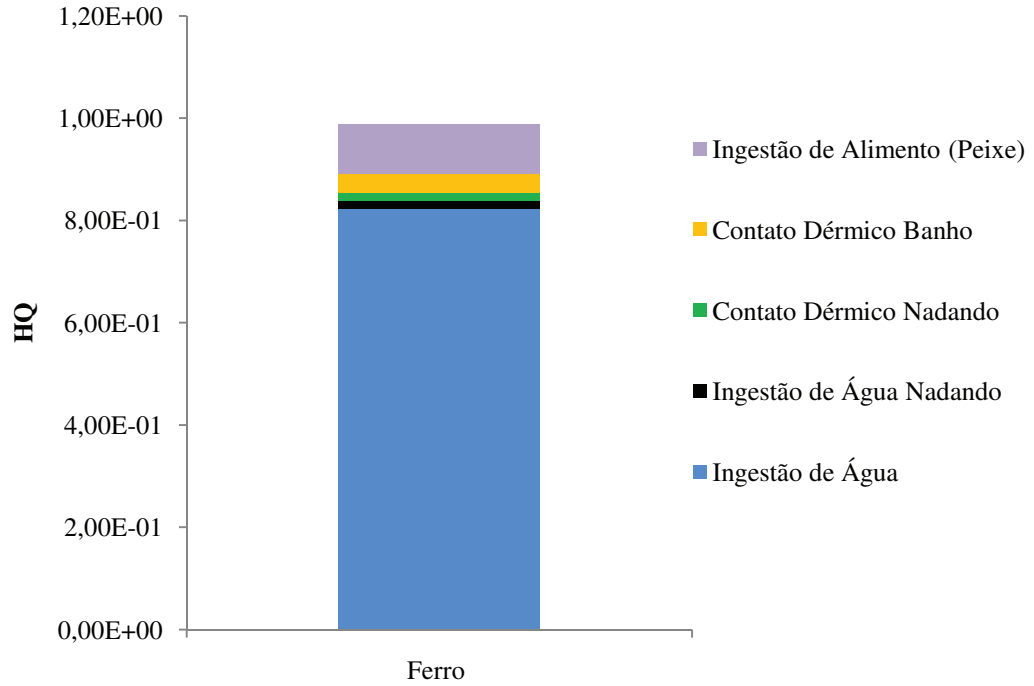
Crianças do cenário agrícola

Figura 39 – Gráfico do HQ, referente ao alumínio, considerando receptores do cenário agrícola as crianças.



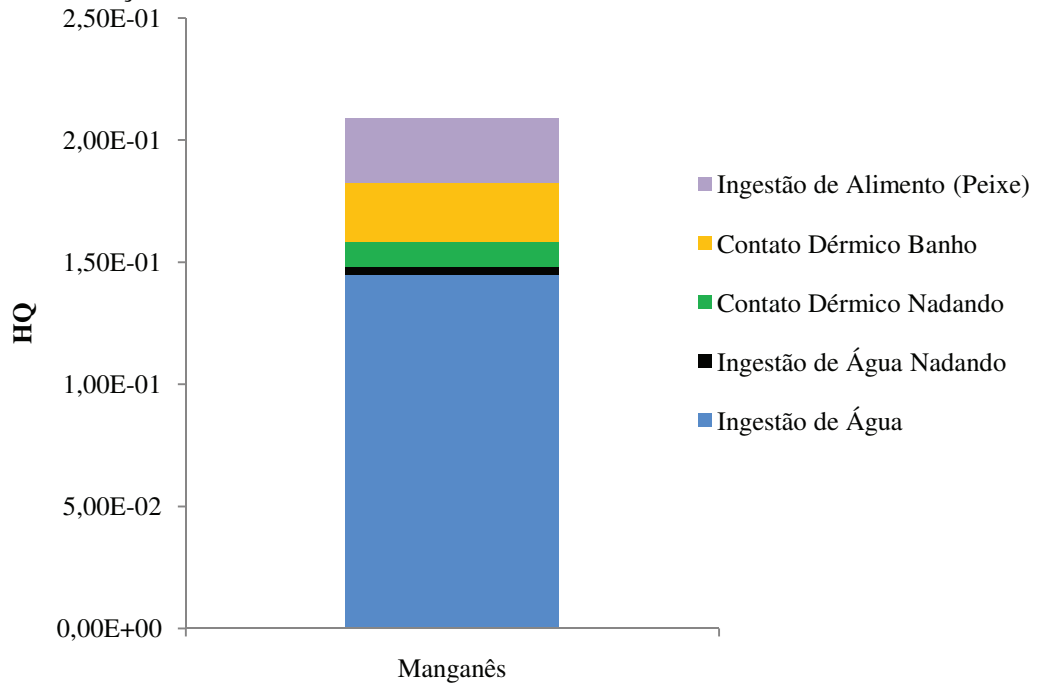
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 40 – Gráfico do HQ, referente ao ferro, considerando receptores do cenário agrícola as crianças.



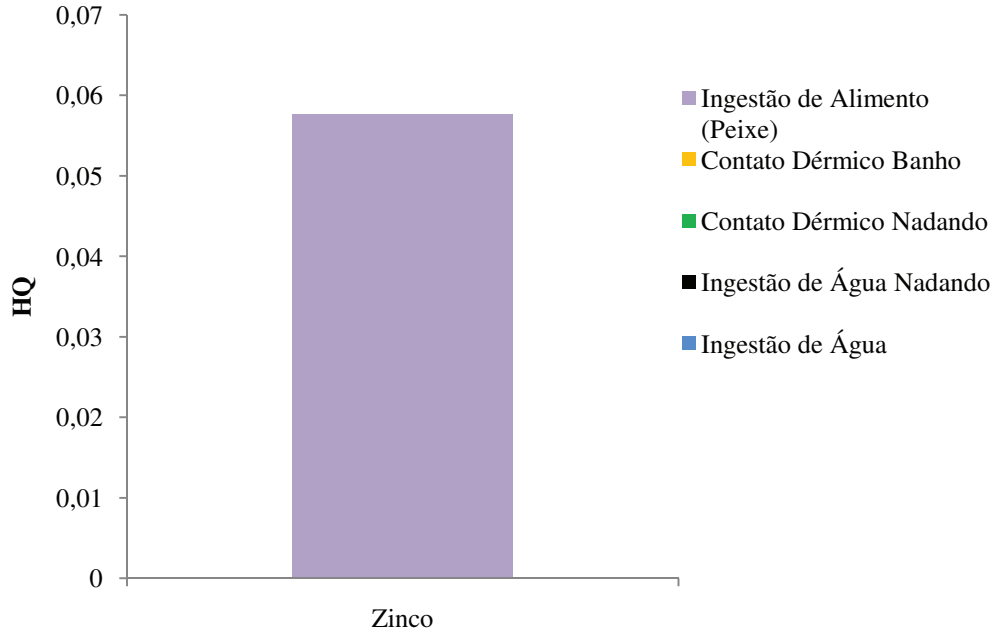
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 41 – Gráfico do HQ, referente ao manganês, considerando como receptores do cenário agrícola as crianças.



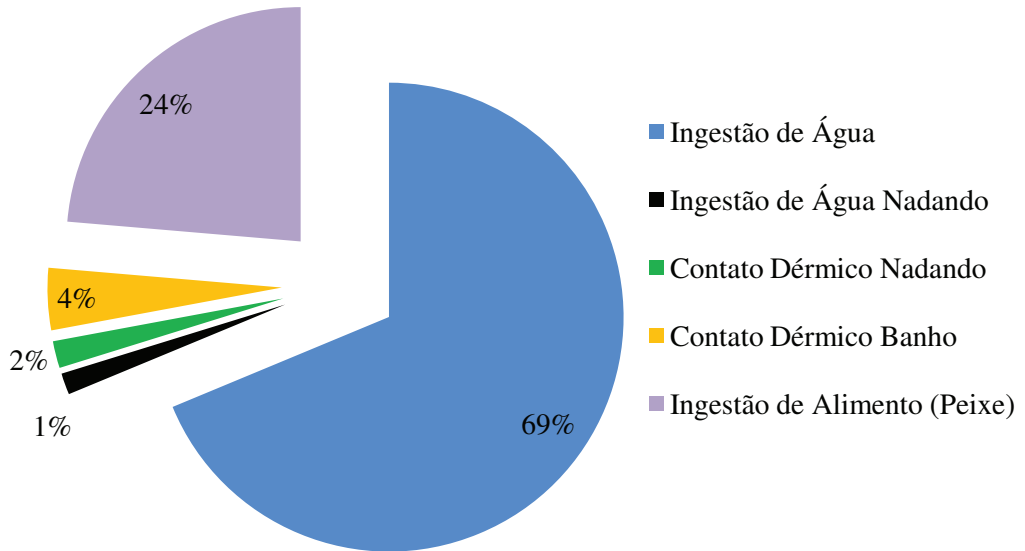
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 42 – Gráfico do HQ, referente ao zinco, considerando como receptores para o cenário agrícola as crianças.



(Fonte: AUTOR, 2011).

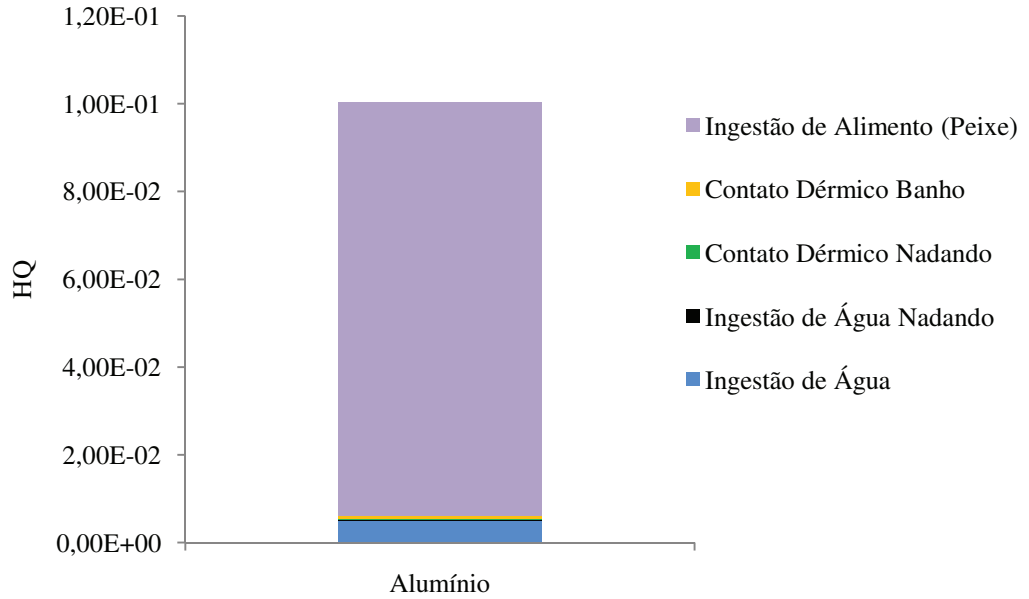
Figura 43 – Gráfico da Porcentagem referente às vias de absorção de metais, considerando o HI total para crianças no cenário agrícola.



(Fonte: AUTOR, 2011).

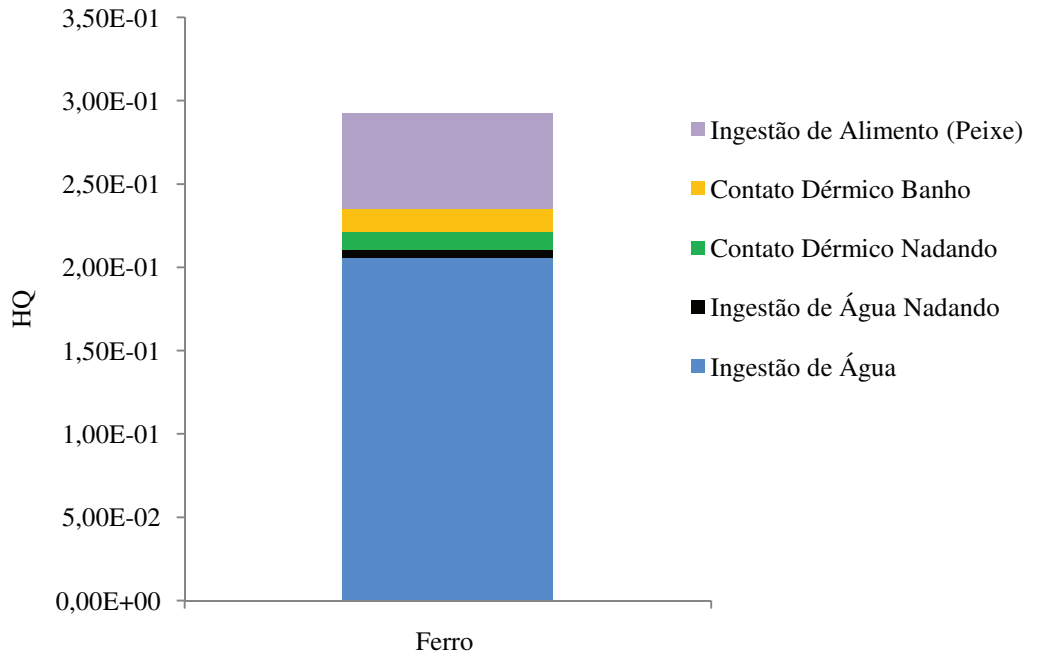
APÊNDICE F – Gráfico dos valores de HI para o cenário de risco considerando os receptores residenciais urbanos.

Figura 44 – Gráfico do HQ, referente ao alumínio, considerando receptores do cenário residencial urbano os adultos.



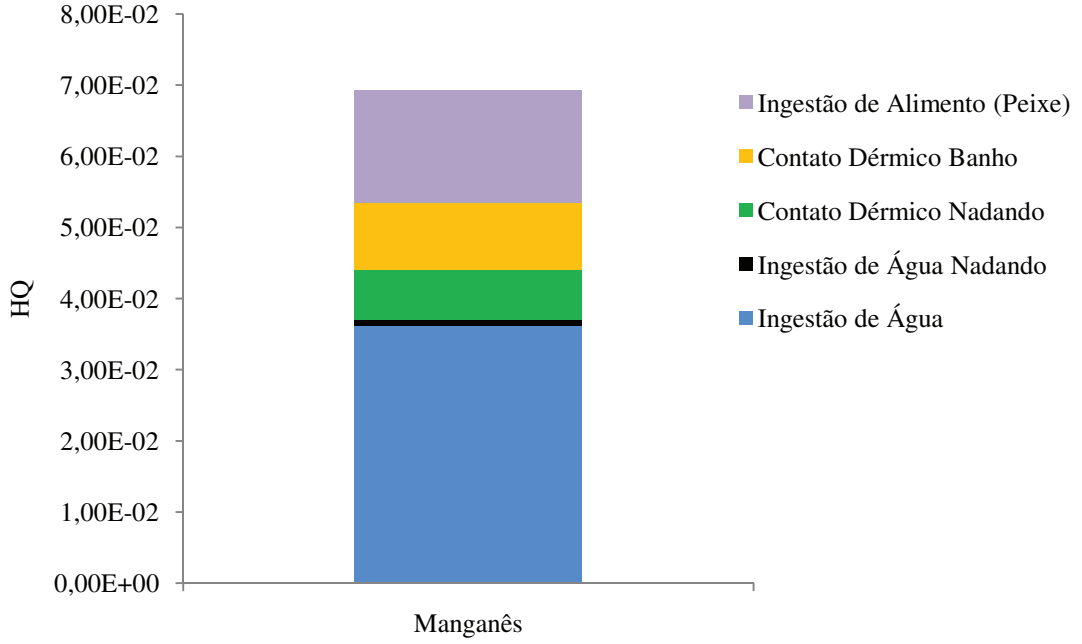
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 45 – Gráfico do HQ, referente ao ferro, considerando receptores do cenário residencial urbano os adultos.



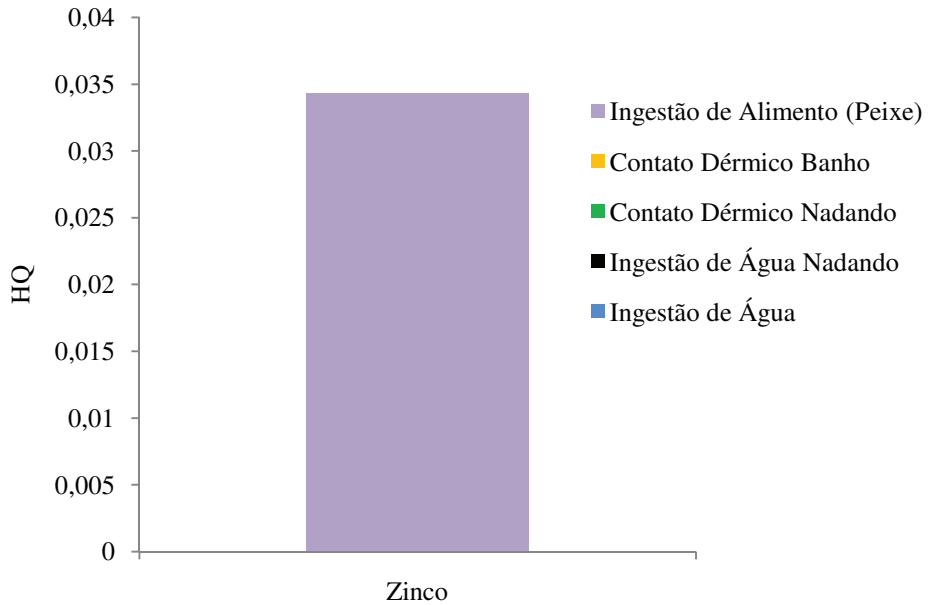
(Fonte : AUTOR, 2011).

Figura 46 - Gráfico do HQ, referente ao manganês, considerando receptores do cenário residencial urbano os adultos.



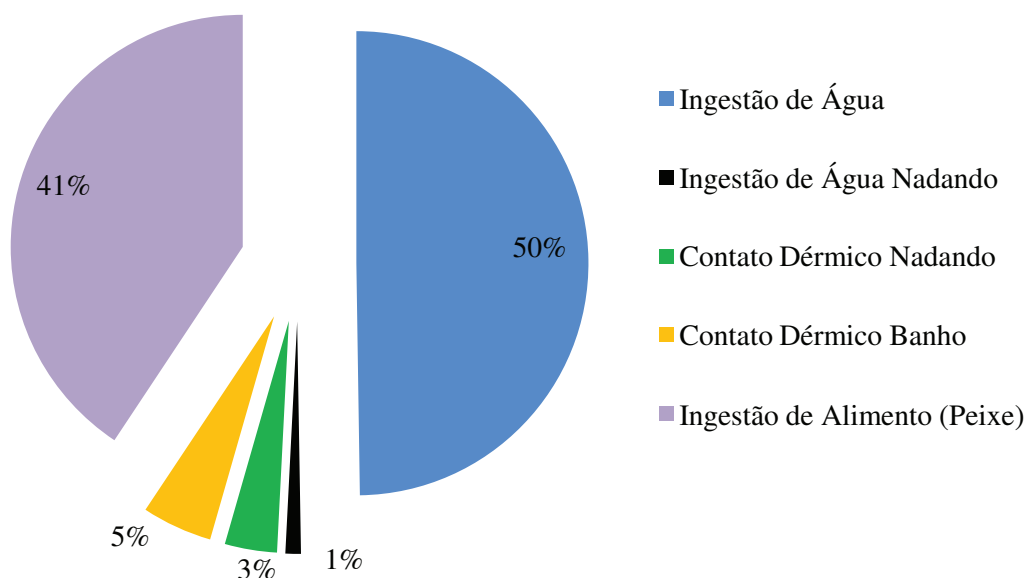
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 47 - Gráfico do HQ, referente ao zinco, considerando receptores do cenário residencial urbano os adultos.



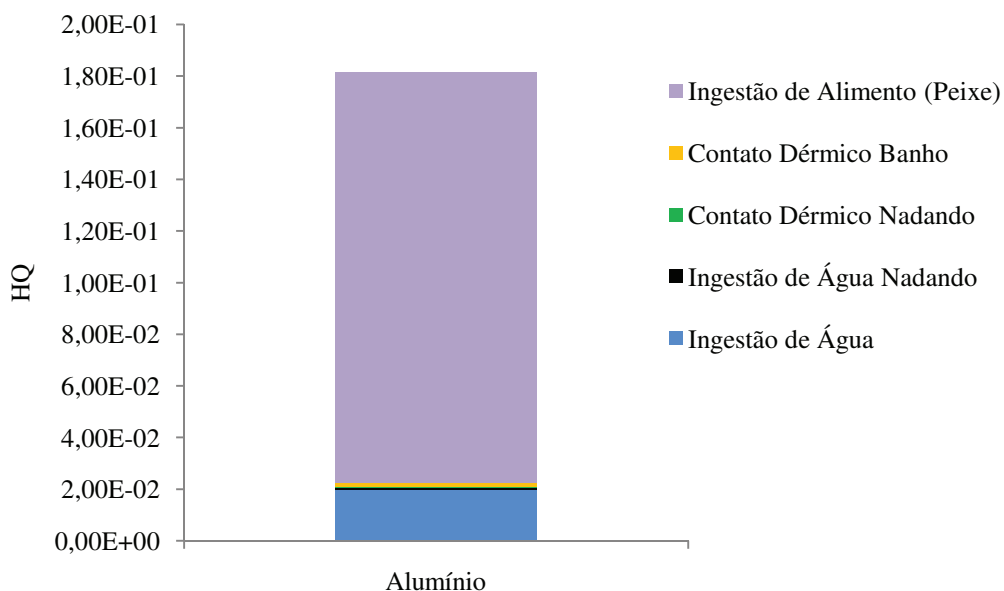
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 48 – Gráfico da porcentagem referente as via de absorção de metais, considerando o HI total para adultos do cenário residencial urbano.



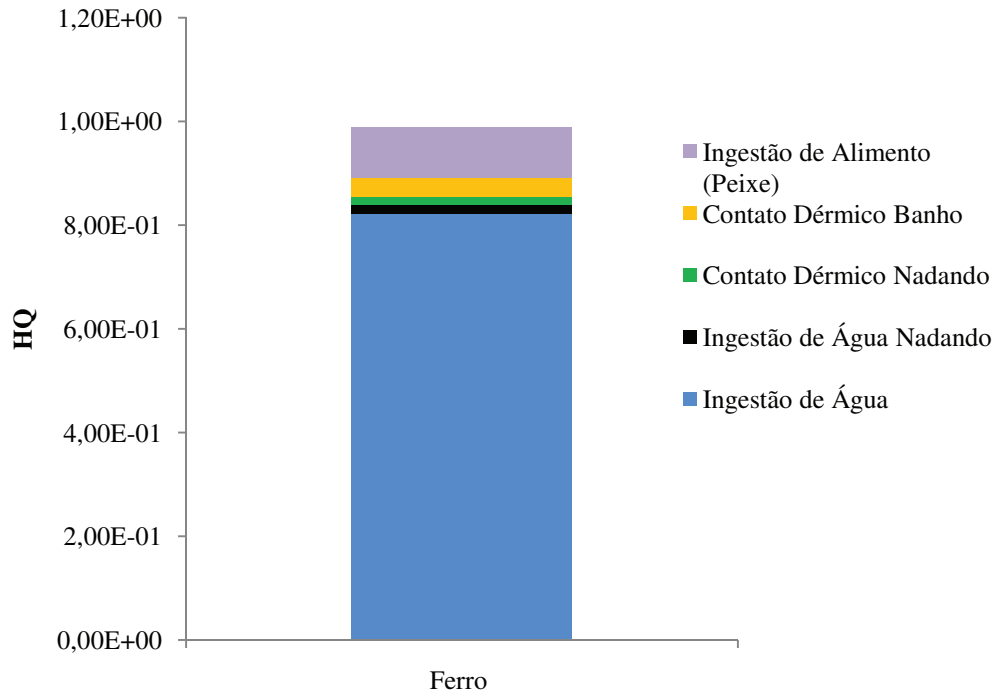
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 49 – Gráfico do HQ, referente ao alumínio, considerando receptores do cenário residencial urbano as crianças.



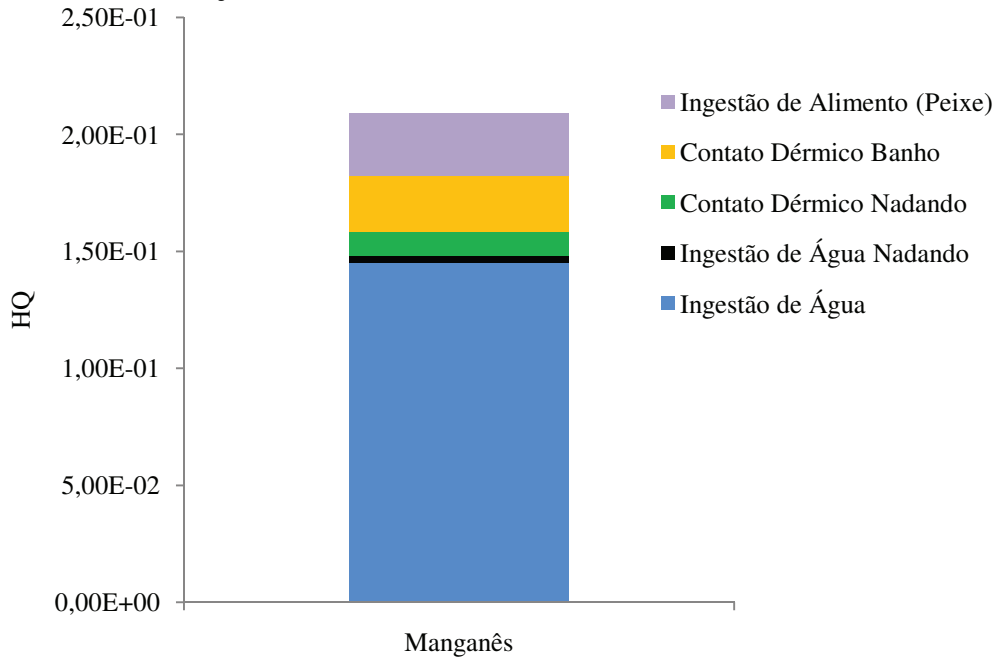
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 50 – Gráfico do HQ, referente ao ferro, considerando receptores do cenário residencial urbano as crianças.



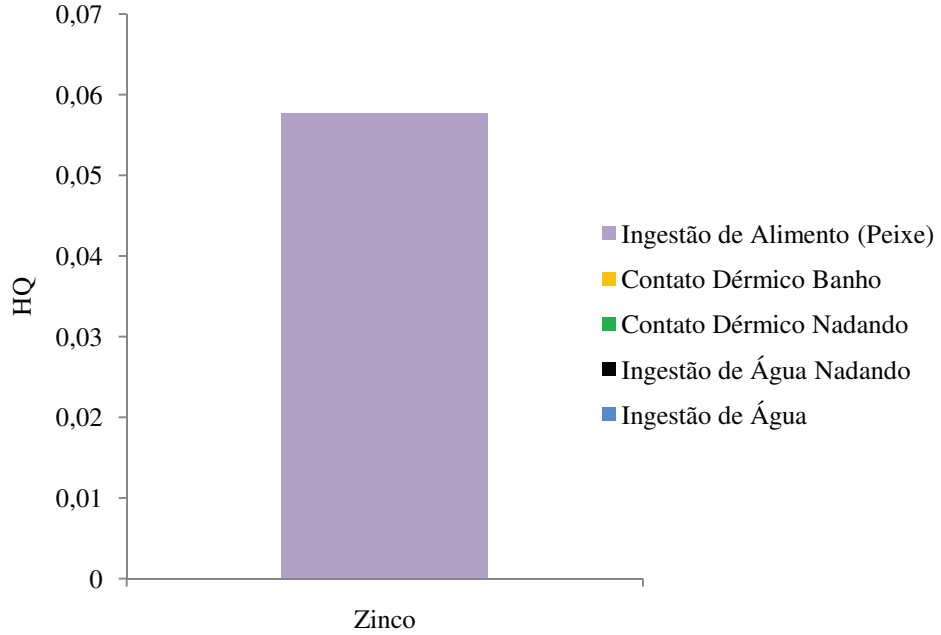
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 51 – Gráfico do HQ, referente ao manganês, considerando receptores do cenário residencial urbano as crianças.



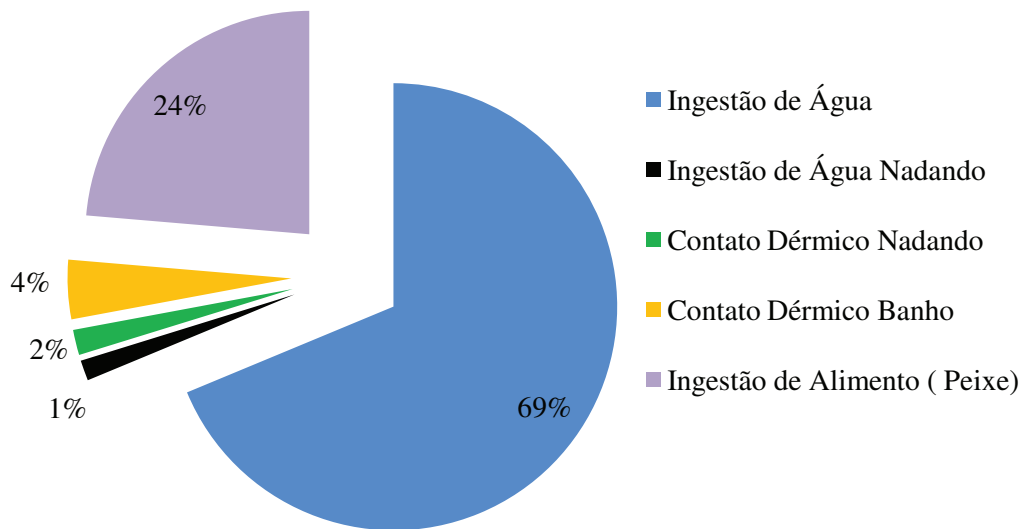
(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 52 – Gráfico do HQ, referente ao zinco, considerando receptores do cenário residencial urbano as crianças.



(Fonte: AUTOR, 2011).

Figura 53 – Gráfico da porcentagem referente as via de absorção de metais, considerando o HI total para crianças do cenário urbano.



(Fonte: AUTOR, 2011).

ANEXO A - Qualidade da água no ponto de monitoramento AR 076

Ponto de monitoramento AR 076, localizado nas coordenadas UTM SAD 69 22 J 653655 E e 6818101 N, próximo a ponte rodoviária, na localidade de São Roque, sendo dados referentes às campanhas de monitoramento entre n° 14 e 22, no período de abril de 2006 a junho de 2010.

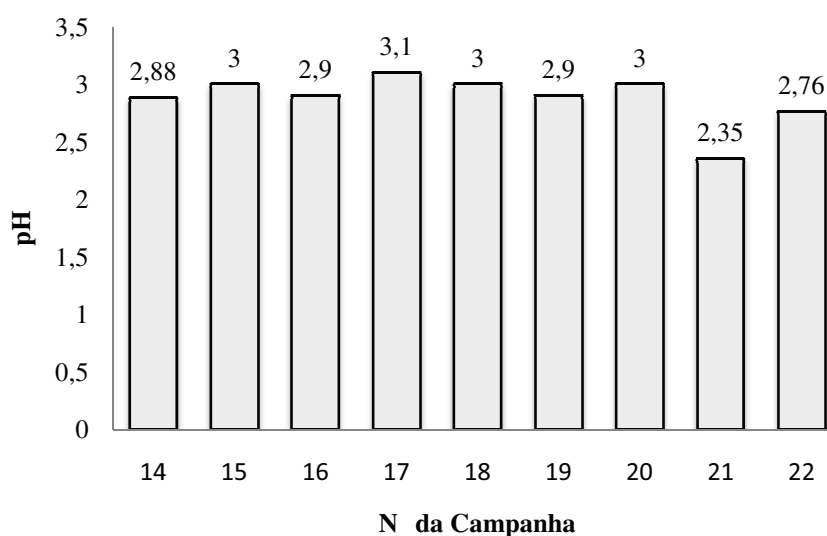
Tabela 42 - Medições de parâmetros físico-químicos para o rio Sangão no ponto AR 076, entre 2006 a 2010.

N° da campanha	Data da amostragem	pH	Vazão (L.s ⁻¹)	Acidez (mg.L ⁻¹)	Al (mg.L ⁻¹)	Fe (mg.L ⁻¹)	Mn (mg.L ⁻¹)
14	23/3/2006	2,88	3505	702,5	57,23	111,7	3,4
15	19/9/2006	3	2181	795,6	69,06	148,5	4,59
16	12/3/2007	2,9	3370	772,7	77,51	128,3	3,66
17	19/10/2007	3,1	3242	594,8	28,06	106,7	3,19
18	10/4/2008	3	2270	726,2	58,4	122	4,07
19	19/9/2008	2,9	2660	704,6	51,41	125,3	4,04
20	26/3/2009	3	5300	596,7	44,5	101,8	2,34
21	22/10/2009	2,35	3420,00	555	17,6	99,78	3,02
22	7/6/2010	2,76	3990,00	489,2	4,44	3,99	1,12

(Fonte: GTA, 2009; 2010).

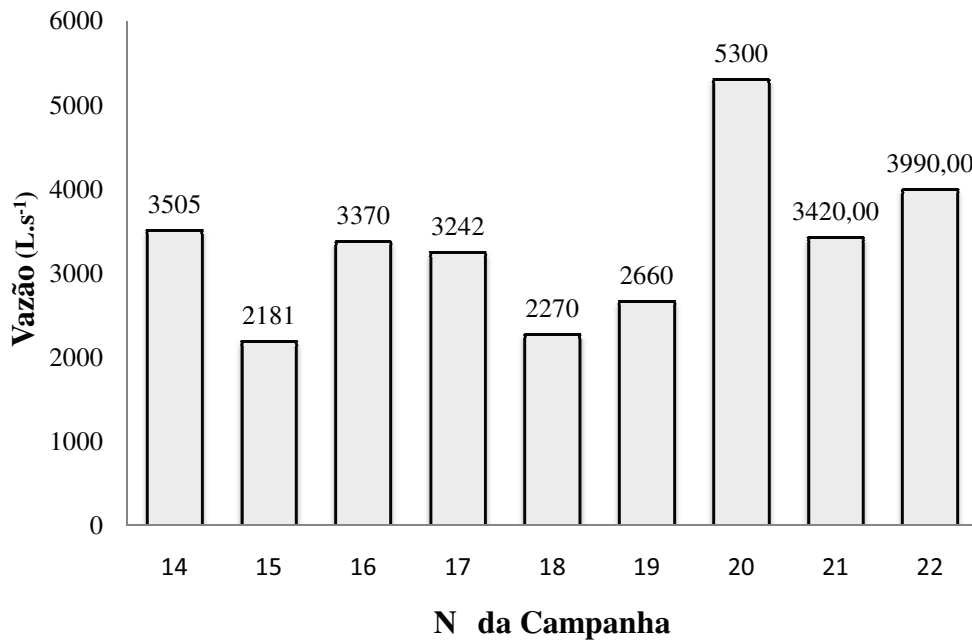
Representação gráfica dos diferentes parâmetros avaliados

Figura 54 – Gráfico com os valores de ph, encontrados entre 2006 a 2010, para o ponto AR 076.



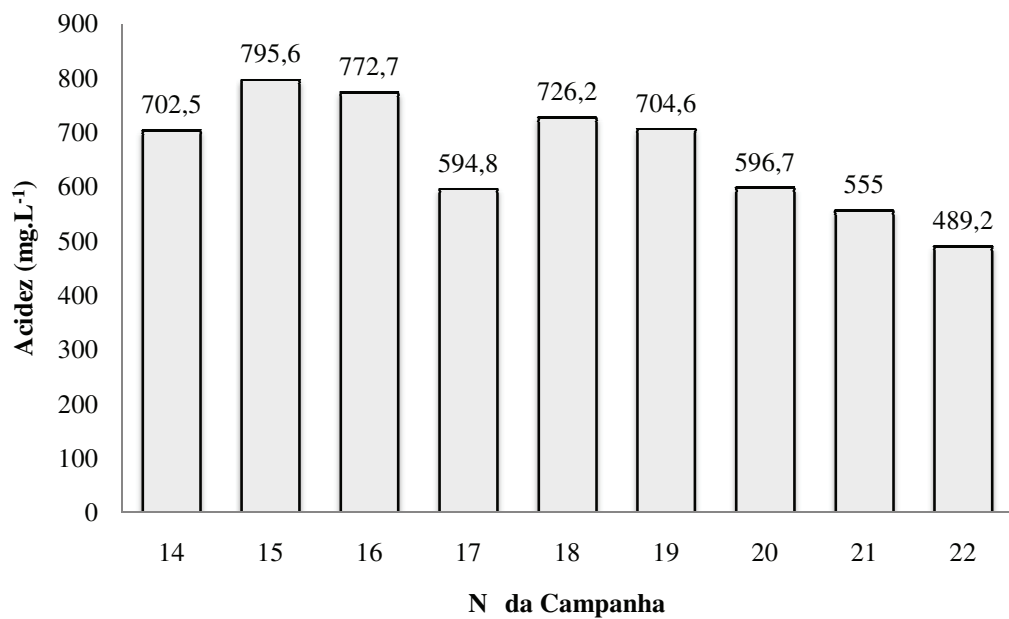
(Fonte: GTA; 2009; 2010b).

Figura 55 - Gráfico dos valores da Vazão do rio Sangão medidos entre a 2006 a 2010, para o ponto AR 076.



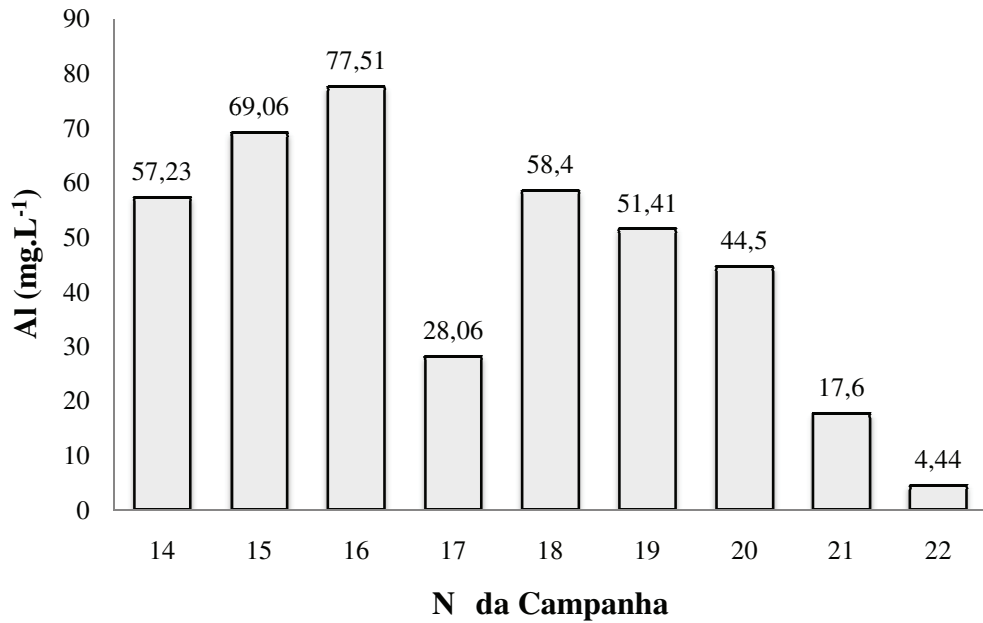
(Fonte GTA 2009; 2010b).

Figura 56 - Gráfico dos valores de acidez referente às campanhas realizadas entre 2006 a 2010, no ponto AR 076



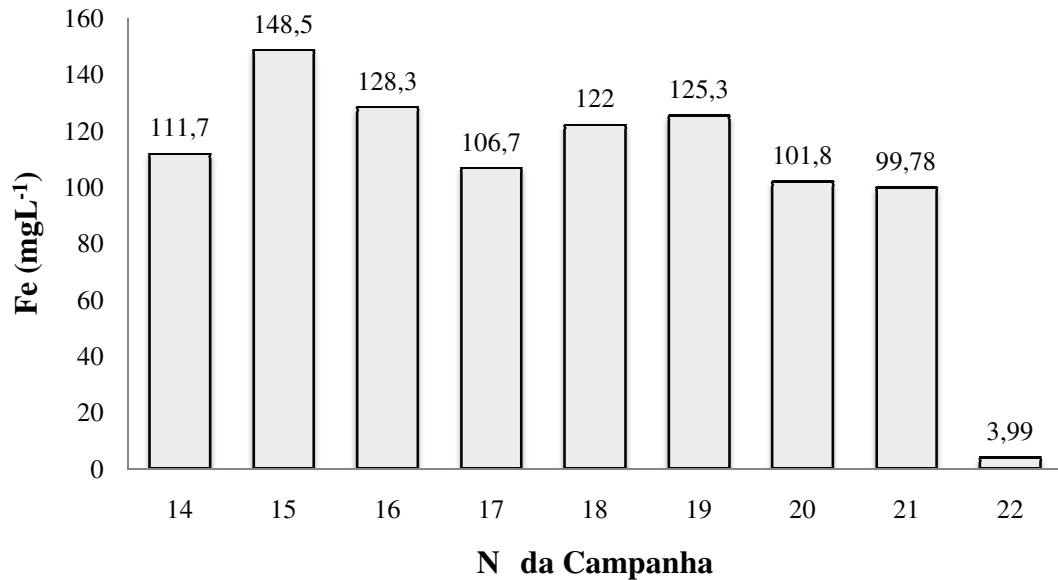
(Fonte GTA 2009; 2010b).

Figura 57 – Gráfico das Medições da concentração de alumínio, presente no rio Sangão no ponto AR 076 no período entre 2006 a 2010



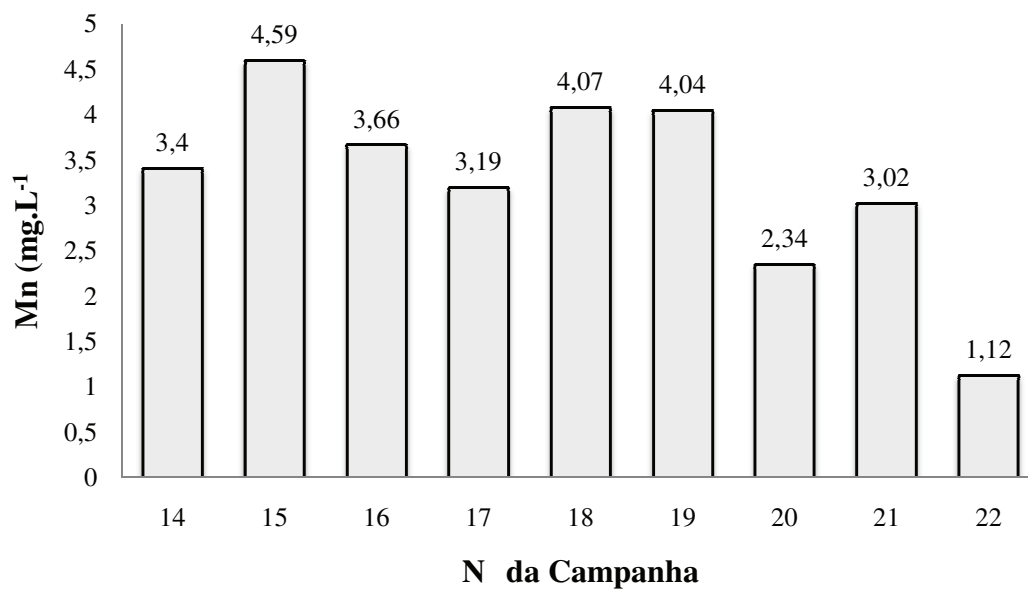
(Fonte GTA 2009; 2010b).

Figura 58 - Gráfico da concentração de ferro presente na água do rio Sangão, no ponto AR 076 no período entre 2006 a 2010



(Fonte GTA 2009; 2010b).

Figura 59 - Gráfico da concentração de manganês presente na água do rio Sangão, no ponto AR 076 no período entre 2009 a 2010.



(Fonte GTA 2009; 2010b).

ANEXO B – Dados Climáticos

Tabela 43 - Precipitação acumulada mensalmente em mm.

Ano	Precipitação Acumulada em (mm) por mês						
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul
2004	67,66	37,66	110,7	85,75	163,51	89,3	89,11
2005	104,84	76,97	107,88	55,83	103,25	47,8	67,64
2006	170,58	159,72	108,45	34,89	87,82	28,68	40,5
2007	103,16	147,4	95,46	95,94	128,71	23,84	152,85
2008	139,47	79,08	75,61	50	87,1	93,69	20,93
2009	328,38	299,22	192,92	60,62	80,82	71,48	76,05
2010	224,67	148,04	237,46	149,07	367,29	86,41	163,45
2011	383,33	1003,78	1104,82	-	-	-	-

(Fonte: CITADIN, 2011; EPAGRI/CIRAM, 2011).

(Cont.)

Ano	Precipitação Acumulada em (mm) por mês				
	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2004	29,75	162,26	60,59	120,7	87,93
2005	224,79	154,68	224,14	69,29	88,86
2006	115,11	22,08	34	202,96	37,6
2007	158,15	102,36	92,18	54,96	78,76
2008	55,23	120,12	82,73	217,42	60,56
2009	202,22	383,66	53,18	103,62	88,55
2010	43	108,87	91,12	247,34	51,09
2011	-	-	-	-	-

(Fonte: CITADIN, 2011; EPAGRI/CIRAM, 2011).

ANEXO C - Resultados das análises


Tabela 44 - Resultados das concentrações de metais no filé do *Geophagus brasiliensis*.

Metal	Filé <i>Geophagus brasiliensis</i>	
	Espécie/conteúdo (ppm) \pm incerteza %	
	Açude 1	Açude 2
Alumínio	288,55 \pm 34,02	170,55 \pm 42,06
Bário	71,97 \pm 16,34	114,80 \pm 12,02
Cobre	\leq 3,12	\leq 2,16
Ferro	52,70 \pm 5,34	51,04 \pm 6,11
Magnésio	2151,50 \pm 6,23	1251,50 \pm 8,67
Manganês	2,22 \pm 43,15	2,11 \pm 50,02
Rubídio	74,64 \pm 34,17	61,92 \pm 35,91
Estrôncio	\leq 21,70	\leq 22,35
Zinco	31,47 \pm 12,41	34,13 \pm 11,09
Sódio	4437,50 \pm 6,10	3329,00 \pm 7,16
Sílica	409,75 \pm 19,62	209,80 \pm 35,62

(Fonte: IF- UFRGS, 2011).

Legenda: \pm - Erro que representa a incerteza na medição no método PIXE para o elemento;
 \leq - Valor menor ou igual ao limite de detecção do elemento na amostra (LOD – *Limit of detection*).

Figura 60-Resultados da análise de água para o açude 1.

 **versidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC**
Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT
Laboratório de Análises Físico - Químicas

RELATÓRIO DE ENSAIO N°: 0687/2011

Dados da Amostra

Data da Coleta: 18/04/11 | Data de Entrada: 18/04/11 | Período de Execução dos Ensaio: 18/04 – 29/04/2011

Empresa: **Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos**

Endereço: Rodovia Jorge Lacerda, km 4,5 – Sangão – SC | Fone: (48) 3431 – 4500

Interessado: Tiago Luiz Costa da Silva

Descrição da Amostra: Açude

Ponto de Coleta: Açude 01 | Hora da Coleta: 10:30

Coletor: Interessado

Código da amostra IPAT/UNESC: N° 54224


Resultados das análises solicitadas

Parâmetro	Resultado	Mínimo Detectável	Método de Análise
Alumínio (mg.L ⁻¹)	0,3	0,1	Espec. Absorção Atômica / Chama
Arsênio (mg.L ⁻¹)	< 0,001	0,001	Espec. Absorção Atômica / FG
Cádmio (mg.L ⁻¹)	< 0,01	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Chumbo (mg.L ⁻¹)	< 0,05	0,05	Espec. Absorção Atômica / Chama
Cobre (mg.L ⁻¹)	< 0,01	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Cromo Total (mg.L ⁻¹)	< 0,02	0,02	Espec. Absorção Atômica / Chama
Ferro Total (mg.L ⁻¹)	3,70	0,02	Espec. Absorção Atômica / Chama
Magnésio (mg.L ⁻¹)	1,99	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Manganês Total (mg.L ⁻¹)	0,10	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Zinco Total (mg.L ⁻¹)	< 0,01	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama

Obs: FG = Forno de Grafite

.....

Criciúma, 02 de maio de 2011.


 M. Glória S. Santos – MSc
 CRQ XIII - 13300056
 Responsável Técnico


Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.

Página 1 de 1

Endereço: Rod. Jorge Lacerda, km 4,5, Bairro Sangão, Criciúma, SC
 CEP 88805-350 - Fone/Fax: (48) 3431 – 4500

(Fonte: LABORATÓRIO DE ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, 2011).

Figura 61 - Resultado das análises de água do açude 2.


versidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC
Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT
Laboratório de Análises Físico - Químicas

RELATÓRIO DE ENSAIO Nº: 0688/2011

Dados da Amostra

Data da Coleta: 18/04/11	Data de Entrada: 18/04/11	Período de Execução dos Ensaio: 18/04 – 29/04/2011
Empresa: Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos		
Endereço: Rodovia Jorge Lacerda, km 4,5 – Sangão – SC		Fone: (48) 3431 – 4500
Interessado: Tiago Luiz Costa da Silva		
Descrição da Amostra: Açude		
Ponto de Coleta: Açude 02		Hora da Coleta: 11:50
Coletor: Interessado		
Código da amostra IPAT/UNESC: Nº 54225		


Resultados das análises solicitadas

Parâmetro	Resultado	Mínimo Detectável	Método de Análise
Alumínio (mg.L ⁻¹)	< 0,1	0,1	Espec. Absorção Atômica / Chama
Arsênio (mg.L ⁻¹)	< 0,001	0,001	Espec. Absorção Atômica / FG
Cádmio (mg.L ⁻¹)	< 0,01	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Chumbo (mg.L ⁻¹)	< 0,05	0,05	Espec. Absorção Atômica / Chama
Cobre (mg.L ⁻¹)	< 0,01	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Cromo Total (mg.L ⁻¹)	< 0,02	0,02	Espec. Absorção Atômica / Chama
Ferro Total (mg.L ⁻¹)	1,12	0,02	Espec. Absorção Atômica / Chama
Magnésio (mg.L ⁻¹)	2,00	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Manganês Total (mg.L ⁻¹)	0,04	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama
Zinco Total (mg.L ⁻¹)	< 0,01	0,01	Espec. Absorção Atômica / Chama

Obs: FG = Forno de Grafite

.....

Criciúma, 02 de maio de 2011.


 M. Glória S. Santos – MSc
 CRQ XIII - 13300056
 Responsável Técnico



Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.

Página 1 de 1

Endereço: Rod. Jorge Lacerda, km 4,5, Bairro Sangão, Criciúma, SC
 CEP 88805-350 - Fone/Fax: (48) 3431 – 4500



(Fonte: LABORATÓRIO DE ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, 2011).

Figura 62 - Resultado da análise de água açude 1, complementação para mercúrio.

 versidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT Laboratório de Análises Físico - Químicas			
RELATÓRIO DE ENSAIO N°: 0846/2011			
Dados da Amostra			
Data da Coleta: 18/04/11	Data de Entrada: 18/04/11	Período de Execução dos Ensaios: 18/04 – 18/05/2011	
Empresa: Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos			
Endereço: Rodovia Jorge Lacerda, km 4,5 – Sangão – SC			Fone: (48) 3431 – 4500
Interessado: Tiago Luiz Costa da Silva			
Descrição da Amostra: Açude			
Ponto de Coleta: Açude 01			Hora da Coleta: 10:30
Coletor: Interessado			
Código da amostra IPAT/UNESC: N° 55039			
Resultados das análises solicitadas			
Parâmetro	Resultado	Mínimo Detectável	Método de Análise
Mercúrio (mg.L ⁻¹)	< 0,001	0,001	Espec. Absorção Atômica / Vapor Frio
Obs:			
Criciúma, 27 de maio de 2011.			
			 Glória S. Santos – MSc CRQ XIII - 13300056 Responsável Técnico
Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.			
Página 1 de 1 Endereço: Rod. Jorge Lacerda, km 4,5, Bairro Sangão, Criciúma, SC CEP 88805-350 - Fone/Fax: (48) 3431 – 4500			


(Fonte: Laboratório de Análises Físico-Químicas, 2011).

Figura 63- Resultado da análise de água açude 2, complementação para mercúrio.

 versidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT Laboratório de Análises Físico - Químicas			
RELATÓRIO DE ENSAIO Nº: 0845/2011			
Dados da Amostra			
Data da Coleta: 18/04/11	Data de Entrada: 18/04/11	Período de Execução dos Ensaio: 18/04 – 18/05/2011	
Empresa: Laboratório de Desenvolvimento de Biomateriais e Materiais Antimicrobianos			
Endereço: Rodovia Jorge Lacerda, km 4,5 – Sangão – SC			Fone: (48) 3431 – 4500
Interessado: Tiago Luiz Costa da Silva			
Descrição da Amostra: Açude			
Ponto de Coleta: Açude 02			Hora da Coleta: 11:50
Coletor: Interessado			
Código da amostra IPAT/UNESC: Nº 55038			
Resultados das análises solicitadas			
Parâmetro	Resultado	Mínimo Detectável	Método de Análise
Mercúrio (mg.L ⁻¹)	< 0,001	0,001	Espec. Absorção Atômica / Vapor Frio
Obs:			
Criciúma, 27 de maio de 2011.			
			 Glória S. Santos – MSc CRQ XIII - 13300056 Responsável Técnico
Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.			
Página 1 de 1 Endereço: Rod. Jorge Lacerda, km 4,5, Bairro Sangão, Criciúma, SC CEP 88805-350 - Fone/Fax: (48) 3431 – 4500			

(Fonte: LABORATÓRIO DE ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, 2011).

Figura 64 - Resultado da Análise de sedimento açude 1


Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC
Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT
Laboratório de Análises de Solo e Fertilizantes

RELATÓRIO DE ENSAIO Nº. 178/2011

DADOS DA AMOSTRA

Data da Coleta:	16/04/11	Data de entrada no laboratório:	18/04/11
Cliente:	TIAGO LUIZ COSTA		
Endereço:			
Interessado(a):	Tiago Luiz Costa		
Descrição da Amostra:	Sedimento de açude - Amostra composta por seis (6) subamostras.		
Ponto de Coleta:	Açude 1 - Bairro São José - Forquilha - SC		
Código da Amostra:	Amostra 1 - Açude 1	Nº Amostra no Lab.:	S - 144 (54282)
Coletor:	Interessado		

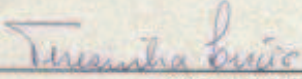
ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Parâmetros	Resultados	Unidades	Métodos Analíticos
Arsênio(As)	4,1	mg/kg	Espectrof. Abs. Atômica (F. Grafite)
Cádmio (Cd)	0,14	mg/kg	
Mercúrio (Hg)	< 0,1	mg/kg	Espectrof. Abs. Atômica (Vapor frio)
Alumínio (Al)	22.400,0	mg/kg	Espectrof. Abs. Atômica (Chama)
Cobre (Cu)	38,6	mg/kg	
Cromo (Cr)	31,5	mg/kg	
Chumbo (Pb)	16,4	mg/kg	
Ferro (Fe)	59.600,0	mg/kg	
Manganês (Mn)	199,6	mg/kg	
Zinco (Zn)	126,3	mg/kg	
pH (tal qual)	6,80	***	
Potencial Redox (tal qual)	-143,50	mV	
Sulfato (SO ₄)	14.200,0	mg/kg	Gravimétrico
Umidade 105°C	71,04	%	
Umidade 65°C	70,33	%	

Observações:

- Resultados obtidos na amostra seca a 65 °C.
- Durante o processo de homogeneização da amostra foi encontrado um seixo (± 1,0kg).

Criciúma, 27 de maio de 2011.




Responsável Técnico
Química Teresinha Lúcio - CRQ 13200109

Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.

Endereço: Rod. Jorge Lacerda, Km 4.5 Bairro Sangão, Criciúma, SC
 Caixa Postal 3167 - CEP 88806-000 Fone/Fax (048) 3431-4531/3431-4500

(Fonte: LABORATÓRIO DE ANÁLISE DE SOLO E FERTILIZANTE, 2011).

Figura 65 - Resultado da Análise de sedimento açude 2.


Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC
Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT
Laboratório de Análises de Solo e Fertilizantes

RELATÓRIO DE ENSAIO Nº. 179/2011

DADOS DA AMOSTRA


Data da Coleta:	16/04/11	Data de entrada no laboratório:	18/04/11
Cliente:	TIAGO LUIZ COSTA		
Endereço:			
Interessado(a):	Tiago Luiz Costa		
Descrição da Amostra:	Sedimento de açude - Amostra composta por seis (6) subamostras.		
Ponto de Coleta:	Açude 2- Bairro São José - Forquilha - SC		
Código da Amostra:	Amostra 2 - Açude 2	Nº Amostra no Lab.:	S - 145 (54283)
Coletor:	Interessado		

ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Parâmetros	Resultados	Unidades	Métodos Analíticos
Arsênio (As)	13,9	mg/kg	Espectrof. Abs. Atômica (F. Grafite)
Cádmio (Cd)	< 0,1	mg/kg	
Mercúrio (Hg)	< 0,1	mg/kg	
Alumínio (Al)	28.900,0	mg/kg	Espectrof. Abs. Atômica (Chama)
Cobre (Cu)	47,7	mg/kg	
Cromo (Cr)	34,1	mg/kg	
Chumbo (Pb)	6,4	mg/kg	
Ferro (Fe)	52.000,0	mg/kg	
Manganês (Mn)	184,8	mg/kg	
Zinco (Zn)	45,4	mg/kg	
pH (tal qual)	6,6	***	Potenciométrico
Potencial Redox (tal qual)	-105,8	mV	
Sulfato (SO ₄)	3.700,0	mg/kg	Gravimétrico
Umidade 105°C	35,23	%	
Umidade 65°C	34,90	%	

Observação:
- Resultados obtidos na amostra seca a 65 °C.

Criciúma, 27 de maio de 2011.


 Responsável Técnico
 Química Teresinha Lúcio - CRQ 13200109

Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.

Endereço: Rod. Jorge Lacerda, Km 4.5 Bairro Sangão, Criciúma, SC
 Caixa Postal 3157 - CEP 88806-000 Fone/Fax (048) 3431-4531/3431-4500

(Fonte: LABORATÓRIO DE ANÁLISE DE SOLO E FERTILIZANTE, 2011).

ANEXO D – Licenças para a realização da pesquisa

Figura 68-Licença do ICMBio para coleta no açude do Sr. Picolo.

 Ministério do Meio Ambiente - MMA Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO					
Autorização para atividades com finalidade científica					
Número: 27759-1	Data da Emissão: 28/03/2011 18:25				
Dados do titular					
Nome: Claudio Ricken	CPF:				
Título do Projeto: AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E A SAÚDE, QUANTO À EXPOSIÇÃO POR METAIS EM CORPO HÍDRICO, CONSIDERANDO COMO ORGANISMOS RECEPTORES A ICTIOFAUNA PRESENTE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E A SAÚDE, QUANTO À EXPOSIÇÃO POR METAIS EM CORPO HÍDRICO, CONSIDERANDO COMO ORGANISMOS RECEPTORES A ICTIOFAUNA					
Nome da Instituição: FUCRI-FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE CRICIÚMA	CNPJ: 83.661.074/0001-04				
Cronograma de atividades					
#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)		
1	Coleta e análise de materiais	03/2011	05/2011		
De acordo com o art. 33 de IN 154/2007, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto.					
Observações e ressalvas					
1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e raras, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passa-da, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas à autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.				
2	Esta autorização NÃO exonera o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.				
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa IBAMA nº 154/2007 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 50/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.				
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES). Em caso de material consignado, consulte www.icmbio.gov.br/sisbio - menu Exportação.				
5	O titular de licença ou autorização e os membros de sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.				
6	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospeção e desenvolvimento tecnológico.				
7	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade e fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.				
Equipe					
#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	Tiago Luiz Costa da Silva	Pesquisador			Brasileira
Locais onde as atividades de campo serão executadas					
#	Município	UF	Descrição do local	Tipo	
1	CRICIÚMA	SC	Lagoa do Verdinho, Bairro São Roque	Fora de UC	
Atividades X Táxons					
#	Atividade	Táxons			
1	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Tilapia, Geophagus brasiliensis, Cichlasoma portalegrensis, Hoplias malabaricus			
2	Coleta/transporte de espécimes de fauna silvestre in situ	Cichlasoma portalegrensis (*Qtde: 30), Hoplias malabaricus (*Qtde: 30), Geophagus brasiliensis (*Qtde: 30), Tilapia (*Qtde: 30)			
* Qtde. de indivíduos por espécie/localidade/unidade de conservação, a serem coletados durante um ano.					
Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio)					
Código de autenticação: 83322357				Página 1/3	



(Fonte: ICMBio, 2011).

(Cont).

<p>Ministério do Meio Ambiente - MMA Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO</p>		
Autorização para atividades com finalidade científica		
Número: 27759-1	Data da Emissão: 28/03/2011 18:25	
Dados do titular		
Nome: Claudio Ricken	CPF:	
Título do Projeto: AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E A SAÚDE, QUANTO À EXPOSIÇÃO POR METAIS EM CORPO HÍDRICO, CONSIDERANDO COMO ORGANISMOS RECEPTORES A ICTIOFAUNA PRESENTE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E A SAÚDE, QUANTO À EXPOSIÇÃO POR METAIS EM CORPO HÍDRICO, CONSIDERANDO COMO ORGANISMOS RECEPTORES A ICTIOFAUNA.		
Nome da Instituição: FUCRI-FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE CRICIÚMA	CNPJ: 83.861.074/0001-04	
Material e métodos		
1 Amostras biológicas (Peixes)	Animal morto ou partes (carapaça/ossos/pele)	
2 Método de captura/coleta (Peixes)	Tamala, Puga, Armadilha (cova, manual, potes para peixes, substrato específico, minhoca e variações), Anzol e linha (op manual) linha de mão de corso, carretilha, moinete, comico vara e boca viva, Rede de emalhar (emalhe de deriva, de fundo, malhadas, cocco, fofoceiras, tresmalhos e caçoira)	
Destino do material biológico coletado		
#	Nome local destino	Tipo Destino
1	FUCRI-FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE CRICIÚMA	As partes não utilizadas para as análises serão dispensadas.
<p>Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).</p>		
Código de autenticação: 83322357		Página 2/3

(Fonte: ICMBio,2011).

Figura 69 - Autorização do Conselho de ética no uso de animais, UNESC.

 **Universidade do Extremo Sul Catarinense UNESC**
Comissão de Ética no Uso de Animais - CEUA 

Resolução
 A Comissão de Ética no Uso de Animais, reconhecido pela Resolução n. 02/2011/Câmara Propex de acordo com a Lei Federal 11.794, analisou as aulas práticas abaixo.

Protocolo: 06/2011

Professor:
 Claudio Ricken

Título: AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E A SAÚDE, QUANTO À EXPOSIÇÃO POR METAIS EM CORPO HÍDRICO, CONSIDERANDO COMO ORGANISMOS RECEPTORES A ICTIOFAUNA PRES.

Este projeto foi Aprovado em seus aspectos éticos e metodológicos. Toda e qualquer alteração do Projeto deverá ser comunicado a CEUA. Os membros da CEUA não participaram do processo de avaliação dos projetos onde constam como pesquisadores. Para demais dúvidas contatar a CEUA.
www.unesc.net/propex/ceua

Criciúma, 23 de maio de 2011,

Patricia Fernanda Schuck
 Patricia Fernanda Schuck
 Coordenadora do CEUA

(Fonte: CEUA, 2011).