



Dissertação de Mestrado

RELAÇÕES ENTRE ACÚMULO DE METAIS EM TECIDO MUSCULAR DE PEIXES COM DIFERENTES HÁBITOS ALIMENTARES COLETADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO TURVO/GRANDE

BRUNO CESAR PRIOR ROCHA

Orientadora: Profa Dra Márcia Cristina Bisinoti

Co-Orientador: Prof. Dr. Eduardo Alves de Almeida

Programa de Pós-Graduação em Química

Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

São José do Rio Preto, 19 de Dezembro de 2011

Bruno Cesar Prior Rocha

**RELAÇÕES ENTRE ACÚMULO DE METAIS EM TECIDO MUSCULAR
DE PEIXES COM DIFERENTES HÁBITOS ALIMENTARES
COLETADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO TURVO/GRANDE**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Química, área de concentração em Química Ambiental junto ao Programa de Pós-Graduação em Química do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Márcia Cristina Bisinoti
Professor Assistente Doutor
UNESP – São José do Rio Preto
Orientador

Prof. Dr. Pedro de Magalhães Padilha
Professor Livre-Docente
UNESP - Botucatu

Profa. Dra. Lídia Maria de Almeida Plicas
Professor Assistente Doutor
UNESP – São José do Rio Preto

São José do Rio Preto, 19 de Dezembro de 2011

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais pelo exemplo de amor e dedicação de toda vida em função de criar bem seus filhos. Vocês são os maiores responsáveis por essa etapa da minha vida. Ao meu irmão Caio, agradeço pelo companheirismo incondicional e pelas longas discussões filosóficas noite a dentro. À minha namorada Claudinha que em todos os momentos me apoiou e me incentivou nos momentos difíceis. Muito obrigado a todos vocês, Família.

Agradeço à Professora Márcia e Professor Altair que nunca deixaram de conversar comigo não importando o que estivessem fazendo no momento, sempre arrumavam tempo para conversar não importando o assunto se era sobre química ou sobre família. Muito obrigado pela paciência e compreensão.

Aos amigos Vitão, Codorna e Diego valeu pelas conversas e companheirismo.

À todos os amigos do LECA e do IQ muito obrigado pela ajuda. Em especial, valeu NEGÃO (Dr. Ademir) pelo apoio sempre que precisei.

Aos prof. Dr. Francisco Langeani Neto e Lílian Casatti pelo auxílio na identificação dos peixes.

Ao pessoal da Polícia Ambiental e todos os que colaboraram nas coletas.

À PROPG pela bolsa concedida e a FAPESP pelo auxílio financeiro para execução das coletas e análises.

Obrigado Deus por ter dado saúde para que eu pudesse trabalhar e desfrutar desses bons tempos em Rio Preto.

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande, Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 15 é composta por 64 municípios sendo os principais corpos aquáticos os rios Turvo, Grande e Preto. Estes recursos hídricos abrangem área desde a Usina Hidroelétrica de Marimbondo até a foz do rio Paranaíba. Possui grande variedade de espécies de peixes como *Satanoperca pappaterra* (cará), *Schizodon altoparana* (lambari), *Serrasalmus marginatus* (piranha), *Acestrorhynchus lacustres* (peixe cachorra) e *Piaractus mesopotamicus* (pacu) e uso e ocupação do solo primordialmente agrícola. Neste trabalho coletaram-se amostras de peixes nos rios Preto, Turvo e Grande em duas campanhas ocorridas em Fevereiro e Julho de 2010 e determinaram-se cromo, cobre, níquel, zinco e mercúrio no tecido muscular. Foram relacionadas as concentrações totais dos metais com os diferentes hábitos alimentares e também se determinou o fator de bioacumulação de metais nas espécies coletadas. De modo geral todas as espécies coletadas nas duas campanhas apresentaram concentrações de metais abaixo dos valores máximos permitidos pela legislação brasileira e zinco apresentou concentrações relativamente muito maiores que os demais. Foram estabelecidas seguintes ordens decrescentes de acumulação de metais no tecido muscular para as espécies com hábito alimentar: *Detritívoro* -Fevereiro Zn>>Ni>Cu>Cr>Hg, Julho Zn>>Ni>Cu>Hg>Cr; *Carnívoro* - Fevereiro Zn>Ni>Cu>Hg>Cr; Julho Ni>Zn>Cu>Cr>Hg. Quanto ao fator de bioacumulação (FBC) de metais, pode-se estabelecer a seguinte ordem decrescente de metais nas espécies de peixes coletadas nas duas campanhas de amostragens: Zn (FBC: 40-5049)>Ni(FBC: 76-3500)>Cr(FBC: 1-1250)>Cu(FBC: 0,1-690). Ainda, em relação ao hábito alimentar, as espécies *detritívoras* apresentaram maior fator de bioacumulação que as *carnívoras* e mesma ordem decrescente de metais. Considerando as atividades industriais e econômicas da região e a escassez de dados na literatura, do ponto de vista ambiental, este trabalho pode ser considerado pioneiro em estabelecer relações entre concentração de metais em tecido muscular de espécies de peixes com diferentes hábitos alimentares coletadas na Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande em diferentes sazonalidades.

ABSTRACT

Turvo/Grande watershed, Water Resources Management number 15 is composed of 64 municipalities and the main water bodies são São Domingos, Turvo, Grande, Preto and Ribeirão rivers. These aquatic bodies include since from Marimbondo hydroelectric until the mouth of Paranaíba river. It has a great variety of fish species such as *Satanoperca pappaterra* (cará), *Schizodon altoparana* (lambari), *Serrasalmus marginatus* (piranha), *Acestrorhynchus lacustres* (peixe cachorra) e *Piaractus mesopotamicus* (pacu) and use and land cover primarily agricultural. In this work fish samples were collected from the Preto, Turvo and Grande rivers in two sampling places, being one in February and another one in July 2010 and chromium, copper, nickel, zinc and mercury were quantified in the muscle tissue. Were related to metals total concentrations with different eating habits and also determined the metals bioaccumulation factor in several specimens collected. In general all species collected in the two campaigns presented metal concentrations below the maximum allowed by Brazilian law and zinc concentrations showed relatively much larger than the others. Were established following decreasing order of metal accumulation of metals for the species with a diet: scavenger-February Zn>> Ni> Cu> Cr> Hg, July Zn>> Ni> Cu> Hg> Cr; Carnivore - February Zn> Ni> Cu> Hg> Cr; July Ni> Zn> Cu> Cr> Hg. As for the bioaccumulation factor (BCF) of metals, one can establish the following descending order of metals in fish species collected in two sampling campaigns: Zn (FBC: 40-5049)> Ni (FBC: 76-3500)> Cr (FBC: 1-1250)> Cu (FBC: 0.1 to 690). Still considering the diet the scavenging species show higher bioaccumulation factor when compared to the carnivorous species. Considering the economic and industrial activities in the region and the scarcity of data in the literature, the environmental point of view, this work can be considered a pioneer in establishing relationships between metal concentrations in muscle tissue of fish species with different feeding habits collected in the Turvo/Grande watershed in different seasonality.

Sumário

1. Introdução.....	12
2. Revisão bibliográfica.....	14
2.1 Fontes, essencialidade e toxicidade.....	14
2.2 Avaliação da contaminação de ambiente aquático.....	20
2.3 Bioindicadores de metais.....	22
3. Objetivo.....	28
4. Materiais e métodos.....	29
4.1 Descrição da área de estudo.....	29
4.2 Amostragem.....	31
4.3 Processamento das amostras.....	32
4.4 Descontaminação das vidrarias e purificação de ácidos.....	34
4.4.1 Limpeza de vidraria para quantificação de mercúrio.....	34
4.4.2 Limpeza de vidraria para quantificação dos demais metais.....	34
4.5 Decomposição/quantificação das amostras de peixe.....	35
4.5.1 Decomposição de amostras de peixe para quantificação dos metais total Cr, Cu, Ni e Zn.....	35
4.5.2 Decomposição das amostras de peixe para quantificação de Hg total.....	35
4.5.3 Quantificação dos metais Cu, Cr, Ni, Zn e Hg em amostras de tecido de peixe....	36
4.5.4 Avaliação da precisão e exatidão do método.....	37
4.5.4.1 Recuperação de metal em padrão decomposto.....	37
4.5.4.2 Ensaio de proficiência interlaboratorial	38
4.5.5 Tratamento dos resíduos gerados	39
5. Resultados e discussão.....	40
5.1 Adaptação dos métodos analíticos para quantificação de metais.....	40
5.1.1 Recuperação de metal do padrão decomposto.....	40
5.1.2 Ensaio de proficiência interlaboratorial.....	40
5.2 Concentração de metais em peixes dos rios Preto, Turvo e Grande.....	41
5.3 Relações entre espécies de peixes e concentrações de cobre, níquel, cromo, zinco e mercúrio em Fevereiro de 2010.....	42

5.4 Relações entre hábito alimentar da espécie de peixe e concentrações de cobre, níquel, cômio, zinco e mercúrio nas amostras coletadas nas duas campanhas na Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande.....	44
5.5 Fator de Bioacumulação.....	50
6. Conclusões.....	53
7. Referências Bibliográficas.....	54
8. Apêndice.....	66

Lista de Figuras

Figura 1: Mapa esquemático contendo os principais corpos aquáticos bem como a localização dos pontos de amostragem de peixe representados por pontos (vermelhos) ao longo dos principais rios da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande (adaptado de Campanha <i>et alii</i> , 2010).....	31
Figura 2: Fotos das espécies de peixes amostradas em rios da Bacia Hidroráfica do Turvo/Grande.....	33
Figura 3: Sistema de limpeza de vidraria utilizada na quantificação de mercúrio.....	34
Figura 4: Relação entre espécies de peixes com hábito alimentar detritívoro coletadas em Fevereiro de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentração de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.....	45
Figura 5: Relação entre espécies de peixes com hábito alimentar detritívoro coletadas em Julho de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentração de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.....	46
Figura 6: Relação entre espécies de peixes com hábito alimentar carnívoro coletadas em Fevereiro de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentração de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.....	46
Figura 7: Relação entre espécies de peixes com hábito alimentar carnívoro coletadas em Julho de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentração de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.....	47

Lista de Quadros

Quadro 01: Sequência de toxicidade molar para diversos meios para os elementos de maior interesse ambiental, que leva em consideração o fator de enriquecimento em função do potencial iônico do respectivo metal (Adaptada de Sposito, 1986).....	20
Quadro 02: Concentrações de metais determinados por Malik e colaboradores (2010) nas espécies <i>Labeo rohita</i> e <i>Ctenopharingodon idella</i>	25
Quadro 03: Concentrações de ferro determinadas por Türkmen e colaboradores (2010) em diferentes tecidos de peixes de diferentes espécies.....	26
Quadro 04: Dados das amostras de peixes capturadas nos rios Preto, Turvo e Grande durante a primeira campanha ocorrida entre 8-10 de Fevereiro de 2010.....	32
Quadro 05: Dados das amostras de peixes capturadas nos rios Preto, Turvo e Grande durante a segunda campanha ocorrida entre 26-28 de Julho de 2010.....	32
Quadro 06: Índices Z dos metais Na, Zn, Mn, Fe, Cu e K analisados no LECA no ensaio de proficiência interlaboratorial.....	41
Quadro 07: Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentrações de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Preto em Fevereiro de 2010.....	65
Quadro 08: Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentrações de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Preto em Julho de 2010.....	68
Quadro 09: Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentrações de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Grande em Fevereiro de 2010.....	71
Quadro 10: Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentrações de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Grande em Julho de 2010.....	72
Quadro 11: Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentrações de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Turvo em Fevereiro de 2010.....	73
Quadro 12: Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentrações de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Turvo em Julho de 2010.....	74
Quadro 13: Concentrações máximas, permitidas pela legislação, das espécies metálicas estudadas em tecido muscular de peixe.....	44
Quadro 14: Concentração de Cu, Cr, Ni, Hg e Zn em tecido muscular de peixes coletados nos rios Preto, Turvo e Grande e em outras regiões no mundo.....	50

Quadro 15: Concentrações de metal total em amostras de água superficial dos rios Preto, Turvo e Grande nas amostragens durante o ano de 2010 (Campanha, 2011)....51

Quadro 16: Fator de bioacumulação dos metais Cu, Cr, Ni e Zn em tecido muscular de peixes coletados nos rios Preto, Turvo e Grande.....51

Lista de Abreviaturas

BHTG: Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande

FBC: Fator de bioacumulação

UGRHI: Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

UHE: Usina Hidroelétrica

CBHTG: Comitê da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande

EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPA: Agência de Proteção Ambiental

LECA: Laboratório de Estudos de Ciências Ambientais

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

DQCA: Departamento de Química e Ciências Ambientais

IBILCE: Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

UNESP: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

1. INTRODUÇÃO

A água é um precioso recurso natural que é utilizado para sobrevivência de praticamente todos os seres vivos conhecidos em nosso planeta, sendo empregada para diversos fins como irrigação, abastecimento público e industrial, manutenção da vida aquática, dentre outros. O crescimento populacional e desenvolvimento industrial têm trazido grandes benefícios à qualidade de vida da população, porém vem acompanhado do aporte de poluentes para os diversos compartimentos ambientais. Dentre estes se destacam os poluentes orgânicos e os inorgânicos, onde os metais tem sido alvo de vários estudos (Ostrander, 2005).

O conhecimento e caracterização da concentração de poluentes nos peixes de água doce da América do Sul encontram-se ainda incipientes, quando comparado com o de certas áreas temperadas do Planeta. No Brasil, entretanto, vários fatores têm colaborado para aumentar o interesse pelo estudo dos peixes de água doce. Um desses fatores tem sido o considerável aumento de lagos artificiais, relacionados com a construção de hidroelétricas, conseqüentemente, surgiu a oportunidade de aproveitá-los para maior produção de peixes e, com isso, a necessidade de estudar e conhecer melhor a biologia e ecologia das espécies dessas áreas (Naturae, 2007). Neste contexto, o pescado é considerado um alimento de grande valor nutricional, principalmente pelo seu rico valor protéico e seu elevado nível de micronutrientes, sendo seu consumo um hábito diário em muitas comunidades de pescadores.

Vários fatores influenciam o grau de exposição dos indivíduos a um poluente destacando a freqüência da ingestão de pescado, preferência por determinadas espécies, tamanho dos espécimes e o nível trófico (Phillips *et alii*, 1980). No Brasil existem poucos dados quanto à presença de elementos traço em alimentos de uma maneira geral e, sobre sua presença em peixes (Mölerke, 2003).

A Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande (BHTG) é uma das 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos do estado de São Paulo e fica localizada na região noroeste do estado de São Paulo. As principais características referem-se a uma área predominantemente agrícola, pouco urbanizada e industrializada, onde o lançamento

de efluentes domésticos e industriais e escoamento superficial agrícola e urbano parecem ser as principais vias de aporte de poluentes. Alguns trabalhos feitos na região demonstraram a presença de alguns metais nas águas superficiais (Melo, 2009; Campanha *et alii*, 2010; Campanha *et alii*, submetido). Os principais corpos aquáticos da bacia são os rios Preto, Turvo e Grande, onde este último apresenta dois reservatórios para geração de energia elétrica, que também são fonte de renda para população ribeirinha oriundos da atividade pesqueira. Neste contexto, fica evidente a necessidade de caracterização da presença de metais em tecidos de peixes da região.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fontes, essencialidade e toxicidade

Os metais podem estar presentes no ambiente como resultado de processos naturais ou como poluentes decorrentes das atividades antrópicas. São considerados contaminantes devido às suas propriedades de persistência no ambiente, bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica alterando as interações entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos de um determinado ecossistema, e podendo assim, causar problemas toxicológicos sérios para os organismos (Baird, 1995; Arain *et alii*, 2008). Alguns metais como cobre, zinco e cádmio podem ser tóxicos em concentrações na ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$ ($40 \mu\text{g L}^{-1}$ para cobre; $300 \mu\text{g L}^{-1}$ para zinco; $7 \mu\text{g L}^{-1}$ para cádmio) para alguns organismos aquáticos (Brooks *et alii*, 2008; Remyła *et alii*, 2008; Antunes *et alii*, 2007). Em contra partida, exceto o cádmio, estes metais são essenciais para o crescimento e funcionamento regular de outros organismos (Speisky *et alii*, 2008 ; Lee e Lim, 2008; Vicente-Sánchez *et alii*, 2008).

As principais fontes de metais devido às atividades antrópicas são a partir do lançamento de efluentes industriais. Metais como chumbo, níquel e cádmio são frequentemente utilizados pelas indústrias de baterias e pilha (Lam *et alii*, 2007) e de indústrias cerâmicas (Gowd *et alii*, 2008). Já o crômio é característico em indústrias de curtimento de couros (Yaymtas *et alii*, 2007), bem como de tintas (Gondal *et alii*, 2007). Outro metal também utilizado em indústrias de tintas e também na fabricação de fogos de artifício é o bário (Gondal *et alii*, 2007; Moreno *et alii*, 2007). As indústrias metalúrgicas de fundição são também as grandes responsáveis pela introdução de espécies metálicas como zinco, alumínio, antimônio e cobre seja por meio do lançamento de efluentes sem tratamento ou até mesmo pela emissão gasosa destes metais (Douay *et alii*, 2008). O arsênio é usado como conservante de madeira (Cocker *et alii*, 2006) na forma de pentóxidos de arsênio, porém apresenta outras aplicações em herbicidas e inseticidas (Cancès *et alii*, 2008). O uso de agroquímicos também é considerado uma fonte de poluição de metais, pois possuem em sua composição espécies como o cobre, cádmio e chumbo (Gowd e Govil, 2008; Tomazelli *et alii*, 2003).

É possível que ocorra contaminação de ambientes aquáticos por meio de processos naturais e pelo intemperismo sofrido nas rochas e solos, disponibilizando assim, os metais presentes na sua constituição nos ambientes aquáticos. Demirak *et alii* (2006) observaram que os sedimentos e sua composição geoquímica podem influenciar a concentração de metais em águas de rios. Tuna *et alii* (2007) atribuíram à presença de crômio na Bacia de Saricay, Turquia, devido principalmente às formações vulcânicas que contém minerais cromatos em abundância. O alumínio também é um exemplo deste fenômeno, Macdonald *et alii* (2007) ao relatarem o fluxo de metais descarregados em águas a partir de áreas de solos sulfatados ácidos na Austrália, onde estes são caracterizados por um ambiente fortemente ácido ($\text{pH} < 4$), observaram que ocorre uma maior introdução deste metal, bem como do ferro nos corpos aquáticos em épocas de chuvas como o produto do intemperismo.

Muitos estudos têm avaliado a contaminação dos corpos aquáticos por metais por meio do seu monitoramento na coluna d'água. Entretanto, tal monitoramento não fornece um diagnóstico completo a respeito da qualidade do corpo aquático com relação a tais substâncias (Kang *et alii*, 2009; Akin *et alii*, 2007; Yi *et alii*, 2008; Christophoridis *et alii*, 2009). Vários estudos evidenciaram que embora as concentrações de metais encontradas na água terem sido relativamente baixas, a concentração dos mesmos metais nos sedimentos foram cerca de 150 vezes maiores (Kaushik *et alii*, 2009; Akin *et alii*, 2007; Yi *et alii*, 2008; Christophoridis *et alii*, 2009; Santoro *et alii*, 2009). Isso ocorre devido à capacidade de acumulação dos metais na superfície das partículas suspensas, e a conseqüente remoção das mesmas da coluna d'água por meio da deposição dos particulados no fundo do corpo aquático em cursos de baixa velocidade. Por esse motivo, os sedimentos são considerados os principais sumidouros e reservatórios de metais nos ambientes aquáticos. Em contrapartida, os mesmos também podem atuar como fonte de contaminantes. Durante fluxos mais turbulentos as partículas se suspendem, disponibilizando para a coluna d'água as espécies metálicas nelas acumuladas e comprometendo, assim, a qualidade da água superficial (Yi *et alii*, 2008; Farag *et alii*, 2007).

No solo, os metais podem ocorrer naturalmente e em concentrações variáveis influenciadas pela composição geoquímica do material parental do qual o solo foi

originado e pelos processos pedogenéticos atuantes sobre o mesmo (Nael *et alii*, 2009). Os metais imobilizados na fração mineral do solo podem, ainda, ser disponibilizados gradualmente por meio de processos de intemperismo sofrido pelo solo (Åstrom, 2001). Já o aporte de metais oriundos de atividades antrópicas pode ser decorrente do emprego de agroquímicos no solo ou da deposição atmosférica, bem como de atividades industriais.

Alguns autores têm relacionado o enriquecimento de metais nos solos agrícolas com as atividades antrópicas (Neupane e Roberts, 2009; Micó *et alii*, 2006; Franco-Uría *et alii*, 2009). Neupane e Roberts (2009), ao comparar o conteúdo de metais em solos agrícolas e florestados, observaram concentrações de arsênio significativamente mais elevadas nas camadas superficiais dos solos agrícolas em relação aos solos de floresta, o que foi atribuído à aplicação de agroquímicos. Micó e colaboradores (2006), avaliando a concentração de metais e sua origem em solos agrícolas da região Mediterrânea da Espanha, encontraram, para algumas amostras, concentrações de Cu e Pb mais elevadas do que as encontradas por outros pesquisadores no mesmo país. Os autores concluíram que esses metais possuíam origem antrópica, possivelmente relacionadas ao uso de fungicidas à base de Cu e deposição atmosférica do Pb proveniente das emissões dos veículos movidos à gasolina aditivada que trafegavam em uma rodovia adjacente aos locais de amostragem. Franco-Uría e colaboradores (2009), em estudos para identificar fontes de metais em áreas de pastagem na Galícia, Espanha, obtiveram concentrações elevadas de Cd, Pb e Zn, sendo que as análises estatísticas evidenciaram que estes metais possuíam origem antrópica. Os autores sugeriram que Zn era proveniente do esterco aplicado no solo como fertilizante, o qual continha resíduos desse metal que era incorporado no alimento do gado. Já os metais Cd e Pb foram relacionados com a aplicação de fertilizantes minerais no solo. De fato, os fertilizantes minerais podem conter metais tóxicos como impurezas provenientes da rocha fosfatada utilizada no manufaturamento de fertilizantes fosfatados (Jarvied *et alii*, 2009).

Portanto, a urbanização e industrialização e o emprego de fertilizantes minerais e agrotóxicos nas culturas de cana-de-açúcar, laranja e pastagem, bem como do emprego da fertirrigação no solo podem contribuir para o incremento de metais nos

diversos compartimentos ambientais. Estes compostos podem ser lixiviados do solo sendo transportado para a água superficial, podendo ser depositado nos sedimentos dos rios ou acumulados em tecidos da biota aquática.

O termo “metal pesado”, embora ainda não bem definido, é amplamente reconhecido e utilizado para um grupo de metais e metalóides, os quais estão associados com poluição e toxicidade (Pb, Cd, Hg, As, Tl e U), mas também inclui alguns elementos biologicamente essenciais em baixas concentrações como Co, Cu, Mn, Se e Zn (Alloway, 1995). Em um documento norteador publicado pela União Internacional de Química Pura e Aplicada foi amplamente discutido e questionada a aplicação do termo metal pesado associado à toxicidade. Segundo o documento, o termo poderá ser empregado para os elementos da Quadro periódica que apresentam densidade superior a $4,0 \text{ g cm}^{-3}$ (Duffus, 2002). Vale destacar que a toxicidade é uma propriedade inerente à substância, que traduz a capacidade da mesma de provocar efeitos danosos aos organismos expostos, durante um determinado intervalo de tempo, a uma concentração específica (Moon e Mommsen, 2005; Ostrander, 2005).

Há cerca de vinte elementos considerados tóxicos para a saúde humana incluindo mercúrio, cádmio, chumbo, arsênio, manganês, tálio, crômio, níquel, selênio, telúrio, antimônio, berílio, cobalto, molibdênio, estanho, tungstênio e vanádio. Destes, os dez primeiros são os de maior utilização industrial sendo, portanto os de maior interesse em estudos do ponto de vista toxicológico. Tais elementos reagem com ligantes difusores, com macromoléculas e com ligantes presentes em membranas o que, muitas vezes, lhes conferem as propriedades de bioacumulação, persistência no ambiente e distúrbios nos processos metabólicos dos seres vivos (Burnett, 2005). Outra característica desses elementos é a capacidade de formar complexo com a matéria orgânica dissolvida no meio diminuindo sua biodisponibilidade no ambiente (Maceda-Veiga *et alli*, 2011).

A toxicidade está diretamente relacionada à dose ou tempo de exposição, à forma física e química do elemento, da via de administração e principalmente a susceptibilidade do organismo. Neste contexto, pode-se classificá-los de acordo com o grau de toxicidade em metais essenciais e potencialmente tóxicos. Metais essenciais são importantes para a vida vegetal e animal em baixas concentrações se tornando

tóxicos quando encontrados em altos níveis. Sódio, cálcio, potássio, manganês, magnésio, ferro, cobalto, molibdênio, cobre, selênio e zinco são exemplos de metais essenciais, pois têm importância fundamental para o ser humano e ao bom funcionamento de organismos vivos. Esses metais são utilizados para manter funções fisiológicas vitais. Sua deficiência impede um ciclo de vida normal, pois muitos desses estão presentes em proteínas as quais exercem funções biológicas importantes como é o caso do ferro na hemoglobina, proteína responsável pelo transporte de oxigênio pelo sangue. O cobre e o zinco, por exemplo, compõem o sistema doador de elétrons nos complexos enzimáticos. Entretanto, a ingestão excessiva de metais, mesmo os essenciais, é considerada tóxica (Tavares e Carvalho, 1992; Moon e Mommsen, 2005; Chang, 1996).

Entretanto, alguns metais não apresentam nenhuma função fisiológica conhecida sendo denominados *não essenciais*. Muitos deles como o chumbo, o mercúrio e o arsênio são considerados potencialmente tóxicos, pois os organismos vivos tendem a ser tolerantes na presença de baixas concentrações, se tornando tóxicos e até letais quando em altas concentrações. Quando organismos aquáticos são expostos a poluentes, por exemplo, espécies metálicas, ocorrem vários efeitos os quais são dependentes do tempo de exposição, espécie, idade, tamanho, massa etc (Sigel *et alii*, 2010). Assim neste contexto, os termos *baixas e altas concentrações* são utilizados como relativos. Para se especificar quantitativamente, teríamos que fazer um estudo completo e complexo sobre todo o universo citado e trabalhado, o qual não é objeto desta Dissertação.

Estudos relativos à toxicidade indicam que as situações de carência levam à deficiência. A suplementação adequada resulta em ótimas condições para o organismo e o excesso resultaria em efeitos tóxicos ou até mesmo a morte (Martin, 1980; Thayer, 2010). Um aspecto importante a ser considerado quando nos referimos aos metais diz respeito à forma físico-química na qual se encontram em solução, sendo tal consideração denominada especiação química. A compreensão da especiação de um elemento metálico é fundamental, pois influencia diretamente as propriedades, a biodisponibilidade e a toxicidade dos mesmos tanto em águas naturais como em águas residuárias (Grassi, 2001).

Sposito (1986) cita um estudo de Nieboer e Richardson (1980), com os resultados resumidos no Quadro 01, no qual os autores chegaram a uma sequência de toxicidade molar considerando o fator de enriquecimento (concentração média do metal no organismo/concentração média do metal na crosta terrestre) em função do potencial iônico do respectivo metal.

Quadro 01 – Sequência de toxicidade molar para diversos meios para os elementos de maior interesse ambiental, que leva em consideração o fator de enriquecimento em função do potencial iônico do respectivo metal (Adaptada de Sposito, 1986).

	SEQÜÊNCIA DE TOXICIDADE MOLAR
Plantas ornamentais	Hg > Pb > Cd > Cr > Ni > Zn
Algas	Hg > Cd > Fe > Cr > Zn > Co > Mn
Fungos	Ag > Hg > Cd > Cr > Ni > Pb > Co > Zn > Fe
Anelídeos	Hg > Zn > Pb > Cd
Mamíferos	Ag, Hg, Cd, > Pb, Sn, Be >> Mn, Zn, Ni, Fe, Cr >> Sr > Cs, Li
Peixes	Ag > Hg > Pb > Cd > Al > Ni > Cr > Co > Mn >> Sr

Para cada tipo de organismo estudado a ordem dos metais nas respectivas sequências da Quadro 01 indica, da esquerda para a direita, um aumento na quantidade molar do metal necessário para produzir um substancial efeito tóxico. Ressalta-se que a Ag exibe maior toxicidade para peixes quando comparado ao Sr. A preocupação com os metais são as grandes quantidades de efluentes industriais e domésticos lançados diariamente nos rios lagos e oceanos. Embora haja muita pesquisa no setor, o desenvolvimento de técnicas eficazes para remoção de metais dos efluentes é ainda uma batalha a ser vencida (Rocha *et alii*, 2009). Áreas com intensa atividade agrícola merecem atenção especial em virtude do aporte de metais oriundos de impurezas presentes nos agroquímicos, que são lixiviados e transportados aos corpos aquáticos após cada evento de chuva.

2.2 – Avaliação da contaminação de ambiente aquático

Há quatro formas de avaliar a contaminação de um ambiente aquático. A *primeira* refere-se ao monitoramento ambiental, que traz informações sobre a

concentração de determinado poluente no corpo aquático, porém demanda tempo, possui elevado custo e refere-se apenas ao xenobiótico (composto químico estranho a um organismo ou sistema biológico) individual. Uma *segunda opção* refere-se ao emprego de organismos capazes de concentrar determinado poluente em seus tecidos, sendo a análise do tecido animal considerada como um bioindicador de poluição, pois possibilita inferir a exposição de um organismo a um poluente em concentrações $< \text{ng kg}^{-1}$. A *terceira alternativa* refere-se ao emprego de biomarcador de poluição, que avalia a alteração bioquímica do nível de enzimas em um organismo presente no ambiente aquático em função da exposição a um tipo ou classe de poluentes. Por fim, a *quarta opção*, refere-se ao emprego de testes de toxicidade, onde organismos testes cultivados em laboratório são expostos às amostras do corpo aquático em condições e tempo definidos pelas normas técnicas. A vantagem deste último é que permite inferir a toxicidade de um ambiente aquático na mistura, ou seja, exposto a vários poluentes.

Neste contexto, a avaliação do nível de poluentes em ambientes aquáticos empregando organismos vivos, ao invés do monitoramento da qualidade da água ou do sedimento, parece ser mais atrativa por fornecer informações sobre a biodisponibilidade e biotransferência de poluentes. Isto permite gerar informações sobre a área ao redor do local de amostragem e sobre como, onde e quando esses contaminantes são transferidos dentro da cadeia alimentar (Phillips *et alii*, 1980).

Quanto ao emprego de biomarcador, busca-se uma resposta específica quando o organismo é exposto a uma determinada classe de poluentes, como por exemplo, os metais. Tem sido demonstrado que as metalotioneínas, as quais são proteínas ricas em cisteína possuem massas molares entre 6 e 7 kDa (Ren, 2006), possuem grande afinidade por cátions divalentes e, portanto, ligam-se a metais. Um aumento dos níveis de metalotioneína é uma resposta específica de exposição a metais em organismos da biota (Roesijadi, 1996; Cajaraville *et alii*, 2000). Logo, o emprego de biomarcadores e bioindicadores de poluição é uma importante ferramenta para avaliar o efeito das atividades antrópicas em uma determinada bacia hidrográfica.

2.3 - Bioindicadores de metais

A presença de espécies metálicas nos ambientes aquáticos tem influência direta nas funções biológicas dos organismos que compõem a biota. Dependendo da concentração em que estes estão disponíveis, os metais podem atuar positivamente, sendo considerados essenciais para o desenvolvimento dos organismos, ou negativamente, sendo considerados tóxicos. Concentrações na ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$ já são tóxicas para alguns organismos aquáticos (Watling, 1983, Fernandez *et alii*, 2008). Metais como o cobre, cromo, chumbo e mercúrio são bastante estudados devido às suas propriedades de persistência no ambiente e bioacumulação na cadeia trófica (Baird, 1995; Arain *et alii*, 2008).

Em ecossistemas aquáticos, os peixes são considerados bons indicadores de contaminação por metais, quando se avalia em termos dos diferentes níveis tróficos que ocupam (Burger *et alii*, 2002; Karadede-Akin e Ünlü 2007). Além disso, pode ocorrer a biomagnificação dos metais (Engeland e Middaugh, 1997). O tecido escolhido para análise de bioacumulação de metais é o músculo. O fígado, devido a grande quantidade de enzimas e proteínas, é considerado um órgão muito interessante para estudo de espécies poluentes em organismos aquáticos, pois é neste órgão que ocorre a biotransformação e excreção dos poluentes (Moon *et alii*, 1985; Triebkorn *et alii*, 1997). O músculo axial é utilizado como alimento pelo homem, por esta razão é necessário verificar se os níveis de poluentes estão aceitáveis para consumo humano em conformidade com os recomendados pela Organização Mundial da Saúde.

A concentração de espécies metálicas em águas é dependente de fatores como o pH, variação pluviométrica, quantidade de matéria orgânica (como as substâncias húmicas), entre outros. Muitos trabalhos demonstraram que os metais quando complexados com as substâncias húmicas presentes na matéria orgânica tornam-se menos disponíveis nos ambientes (Santos *et alii*, 2004; Romão *et alii*, 2002) e, portanto, menos tóxicos para organismos aquáticos (Santos *et alii*, 2008). Porém Sánchez-Marín *et alii* (2007) e Lamelas *et alii* (2005) também mostraram que há casos que a presença de SH aumentou o acúmulo de chumbo em organismos aquáticos. Desta maneira, os estudos de interações de espécies metálicas com SHA estão na grande maioria

vinculados a biodisponibilidade dos metais e da toxicidade destes para a biota dos ambientes. Estas interações são influenciadas por fatores como pH, temperatura do ambiente, concentração dos metais e das substâncias húmicas e também da radiação solar (Winter *et alii*, 2007; Brooks *et alii*, 2007, Silva *et alii*, 1998).

Para incorporação à cadeia alimentar no sistema aquático, os metais podem ser classificados de acordo com sua disponibilidade. Eles podem ser, portanto *disponíveis*, *potencialmente disponíveis*, ou então *não-disponíveis*. Estão *disponíveis* quando dissolvidos em águas superficiais e intersticiais ou adsorvidos à fase sólida mineral ou orgânica, *potencialmente disponíveis* quando complexados com a matéria orgânica na forma de sulfatos, co-precipitados com óxidos de ferro e manganês na forma de carbonatos ou hidróxidos e *não disponíveis* quando estão na forma de silicatos ou então constituindo a estrutura cristalina de minerais primários e secundários.

Inúmeros processos biológicos ocorrem no ambiente aquático, destacando-se a bioacumulação, onde substâncias suspensas e dissolvidas na água ou contidas no sedimento são absorvidas pelos organismos por difusão de soluções aquosas ou por ingestão. Esse processo ocorre em organismos aquáticos, particularmente o peixe, onde as brânquias e o trato digestivo são potenciais locais de absorção destes elementos. Nestes últimos pode ocorrer um caso especial de bioacumulação, denominada bioconcentração, que consiste em substâncias dissolvidas seletivamente adquiridas de soluções aquosas e concentradas nos tecidos. A bioconcentração aplica-se principalmente à adsorção de substâncias dissolvidas ou na forma coloidal na água para o peixe, onde o contaminante presente na água atravessa suas brânquias, sendo transportado pelo sangue para os diferentes tecidos (Aksu *et alii*, 1996; Manahan, 1997). Sendo assim o peixe pode ser utilizado como um organismo indicador da qualidade do ambiente quanto a metais persistentes, e na avaliação de seu potencial como eventual via de acesso destes metais para o homem. Estes organismos participam ativamente da ciclagem destes metais retidos nos compartimentos abióticos de sistemas aquáticos, remobilizando e exportando deste ambiente para o terrestre via cadeia alimentar.

O processo de bioacumulação varia entre os diferentes organismos, e é particularmente importante nos níveis tróficos inferiores, pois devido aos processos metabólicos e à alimentação, resultará em fatores de concentração mais elevados. Os

invertebrados têm uma capacidade particularmente alta de concentrar metais e diversas substâncias encontradas em seu ambiente ao filtrarem o plâncton, durante a alimentação. Como metais podem formar complexos estáveis com o organismo, há uma tendência de serem fixados nos tecidos e não excretados, o que se traduz em uma elevada meia vida biológica – e isto talvez seja um dos maiores problemas apresentados pelos metais com relação aos seus efeitos sobre os organismos aquáticos, associado à transferência na cadeia alimentar. Alguns grandes acidentes ecológicos decorreram de processos de bioacumulação, tais como o acúmulo de metilmercúrio em peixes em Minamata (Japão) e a doença de Itai-itai, identificada como consequência da introdução de cádmio na água e acumulada nas espécies comestíveis (Vidotti e Rollember, 2004).

A extensão na qual uma substância se acumula em um organismo irá depender da taxa de ingestão **R** desta substância pelo organismo e da taxa de eliminação **kC** proporcional a concentração da substância no organismo. Considerando que esta substância esteja em uma concentração de equilíbrio dinâmico, chamada de concentração de estado estacionário **CEE** (entre a ingestão e eliminação, pode-se relacionar a concentração das espécies metálicas obtidas dos organismos analisados com suas respectivas concentrações nos ambientes aquáticos. A essa relação dá-se o nome de fator de bioacumulação (Oga *et alli*, 1996) que pode ser obtido pela equação: Fator de bioacumulação= concentração do composto no organismo/ concentração do composto no ambiente.

Nos anos de 2005 e 2006, nos períodos de verão, chuva e inverno, Malik e colaboradores (2010) coletaram peixes das espécies *Labeo rohita*, espécie herbívora conhecida como carpa, e *Ctenopharingodon idella*, espécie herbívora conhecida como carpa capim, e de amostras de água em um lago em Bhopal (na Índia) para quantificação de chumbo, cádmio, zinco, níquel, cobre, crômio e mercúrio. A Quadro 02 lista os valores determinados por esses autores.

Quadro 02 – Concentrações de metais determinados por Malik e colaboradores (2010) nas espécies *Labeo rohita* e *Ctenopharingodon idella*.

ESPÉCIE	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Ni ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cr ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$)
<i>L. rohita</i>	0,21 - 1,77	0,21 - 0,97	1,29 - 1,82	0,1 - 1,63	0,08 - 1,31	0,01 - 1,22	0,02 - 1,03
<i>C. idella</i>	0,8 - 1,77	0,11 - 0,83	0,8 - 3,17	0,35 - 1,44	0,19 - 1,64	0,25 - 1,01	0,01 - 0,31

Neste estudo, na espécie *C. idella* foram encontradas concentrações mais elevadas de Pb que na espécie *L. rohita* e os tecidos que apresentaram maiores concentrações foram as brânquias $1,63 \mu\text{g g}^{-1}$, fígado $1,47 \mu\text{g g}^{-1}$, músculos $1,32 \mu\text{g g}^{-1}$ e rins $1,03 \mu\text{g g}^{-1}$. Para Cd encontraram-se os maiores níveis na espécie *L. rohita* e foram nas brânquias das duas espécies que o metal estava em maiores concentrações sendo $0,583 \mu\text{g g}^{-1}$ (*L. rohita*) e $0,417 \mu\text{g g}^{-1}$ (*C. idella*). O crômio acumulou mais nos tecidos da espécie *L. rohita* onde foram os rins os tecidos com maiores concentrações $0,995 \mu\text{g g}^{-1}$, seguido do fígado, brânquias e músculos com concentrações $0,982$, $0,422$ e $0,218 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Embora estejam abaixo daqueles valores máximos permitidos pela FAO (*Food and Agriculture Organization*) é possível notar diferença nas concentrações dos metais nos diferentes tecidos de peixes (Malik *et alii*, 2010).

Em um estudo feito por Türkmen e colaboradores (2010) no lago Yelkoma na Turquia foi determinada a concentração de cádmio, cobalto, cobre, crômio, ferro, manganês, níquel, chumbo e zinco em músculos, gônadas, fígados e brânquias de peixes das espécies *Sparus aurata* que se alimenta de outros peixes e é conhecido como dourada, *Dicentrarchus labrax* conhecido como robalo e se alimenta de peixes e *Liza carinata* (Valenciennes). O estudo constatou que as concentrações de ferro foram as mais altas nos tecidos das espécies analisadas e a Quadro 03 lista os resultados obtidos.

Quadro 03 – Concentrações de ferro (mg kg^{-1}) determinadas por Türkmen *et alii*, 2010 em diferentes tecidos de peixes de diferentes espécies.

ESPÉCIE	MÚSCULOS	FÍGADO	GÔNADAS	BRÂNQUIAS
<i>S. aurata</i>	38,9	137	119	91,5
<i>D. labrax</i>	28,9	109	95,9	45,4
<i>L. carinata</i>	52,3	92,8	69,3	114

Ocorreram diferenças estatisticamente significantes de concentrações nos tecidos em relação ao cobre na espécie *S. aurata*, em relação a cromo, ferro e níquel na espécie *D. labrax* e em relação a cobre, ferro, manganês e zinco na espécie *L. carinata*. Ao comparar os mesmos tecidos entre espécies diferentes também foram observadas diferenças estatisticamente significantes para todos os metais nos músculos, para cádmio, níquel e zinco nos fígados e para cádmio e níquel nas gônadas (Türkmen *et alii*, 2010).

Em 2008, Akbulut e Akbulut fizeram um estudo com as espécies *Leuciscos cephalus* que se alimenta de insetos aquáticos e musgo e tem como nome popular escalo, *Capoeta tinca* espécie herbívora e *Capoeta capoeta* espécie detritívora no rio Kizilirmak na Turquia. Os autores caracterizaram acúmulo dos metais chumbo, mercúrio, cobalto, cromo, cobre e zinco na água, no sedimento e em músculos e brânquias das espécies citadas. A ordem que os metais se acumularam no músculo foi $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Hg} > \text{Co}$ e nas brânquias $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Hg} > \text{Co}$ (Akbulut, 2010). Também em 2008, Almeida *et alii* determinaram a concentração de Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V e Zn em quatro espécies de peixes costeiros: *Paralichthys brasiliensis*, *Stellifer brasiliensis*, *Micropogonias furnieri* e *Orthopristis ruber*, capturadas no litoral sudeste do Brasil. Os resultados mostraram que a concentração média de Ba, Pb, Mn, Ni, Cd e V estiveram abaixo do limite de detecção, enquanto que o Al, o Cu, o Fe, e o Zn foram detectados em algumas regiões deste estudo. O cromo foi o único metal que apresentou valores acima do Valor Máximo Permitido pelo Ministério da Saúde.

Há grande número de trabalhos na literatura relatando o uso de peixes como bioindicadores de metais em ambientes aquáticos e os estudos citados nessa revisão bibliográfica demonstram que podem ser considerados bons bioindicadores. Isso porque possuem uma grande capacidade de bioacumular metais nos diferentes tecidos do corpo em diferentes concentrações que vão depender da bioquímica característica de cada tecido, além disso, possibilitam a transferência de poluentes entre níveis tróficos (Boon *et alii*, 2002; Almeida *et alii*, 2010; Malik *et alii*, 2010).

3. - OBJETIVO

O objetivo do trabalho foi relacionar as concentrações totais dos metais Cr, Cu, Ni, Zn e Hg em tecidos de peixes com os diferentes hábitos alimentares e determinar o fator de bioacumulação desses para os rios Preto, Turvo e Grande localizados na bacia hidrográfica do Turvo/Grande.

4 – Materiais e métodos

4.1 - Descrição da área de estudo

As coletas de peixe foram feitas nos rios Preto, Turvo e Grande localizados na Unidade Gerenciadora de Recursos Hídricos (UGRHI) 15 denominada Bacia Hidrográfica do Turvo/ Grande (Figura 1).

A Bacia Hidrográfica em questão é composta por 64 municípios e possui área de drenagem de 16.037 km², sendo os principais corpos aquáticos constituintes os rios São Domingos, Turvo, Grande, Preto e Ribeirão da Onça. Estes recursos hídricos abrangem área desde a Usina Hidroelétrica (UHE) de Marimbondo até a foz do rio Paranaíba. Quanto ao uso e ocupação do solo observa-se a presença de atividades urbana, industrial e agropecuária, sendo que as pastagens ocupam a maior parte da área rural e as culturas predominantes são cana-de-açúcar e laranja. Do total de água captada da Bacia Hidrográfica, cerca de 50% destina-se à zona rural, sendo que 32% é empregado na irrigação e 28,1% para uso sanitário (Hernandez *et alii*, 2006). O setor industrial possui usinas de açúcar e álcool, fábricas de móveis, laticínios e frigoríficos (Plano Estadual de Recursos Hídricos, 2004-2007). Cidades como São José do Rio Preto, Catanduva, Tanabi, Olímpia, Cardoso e Pontes Gestal fazem parte dessa bacia e são abastecidas pelas águas superficiais dos rios próximos a elas (Hernandez *et alii*, 2010).

Conforme o Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo 2001- 2003, da CETESB, na maioria dos poços monitorados no Estado, no Sistema Aquífero Bauru, as concentrações de cromo total mostraram-se elevadas em relação aos demais Sistemas Aquíferos, estando próximas do padrão de potabilidade. Por outro lado, houve diminuição das concentrações nas águas dos poços tubulares localizados nos municípios de Mariápolis, Pirapozinho, Mirassol, Fernando Prestes e São José do Rio Preto.

Mais recentemente, conforme o Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo 2007- 2009, da CETESB, sobre a Bacia Hidrográfica do

Turvo/Grande, os resultados das análises dos pontos de monitoramento do Aquífero Bauru, quando comparados aos monitoramentos anteriores, mostram pouca variação na qualidade da água. Concentrações de alumínio em não conformidade com o valor de intervenção foram encontradas em alguns pontos localizados em Catiguá, Cândido Rodrigues, Macedônia e Palmares Paulista.

Quanto ao cromo e o nitrato, apesar de não terem ultrapassado o valor de intervenção, merecem atenção em função das suas concentrações. Para cromo, as maiores concentrações ao longo do tempo foram encontradas no município de Nova Granada. O resultado de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, igual ao valor de intervenção, foi encontrado no período de 2007 a 2009. Os pontos de monitoramento localizados em Cajobi, Catiguá, Indiaporã, São José do Rio Preto e Uchôa apresentaram concentrações de cromo entre $0,002$ e $0,03 \text{ mg L}^{-1}$.

O Plano de Bacia elaborado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande (CBHTG) aponta os seguintes principais problemas da UGRHI 15:

- Aumento progressivo da taxa de urbanização que, em 2020, deverá se situar em torno de 95%;
- Cidades localizadas nos trechos das cabeceiras de sub-bacias contribuintes, onde a disponibilidade de água é menor, tanto para abastecimento como para diluição de efluentes, que são lançados “in natura” diretamente nos corpos hídricos;
- Abastecimento de municípios por meio de água subterrânea, com intensa exploração dos aquíferos em S. José do Rio Preto, Catanduva, Votuporanga, Fernandópolis, Jales e Monte Azul Paulista;
- Necessidade de otimizar a rede de monitoramento hidrometeorológico;
- Demandas mascaradas pela falta de cadastro adequado e confiável;
- Conhecimento da disponibilidade de águas subterrâneas na UGRHI carece de estudos mais aprofundados (Plano Estadual de Recursos Hídricos 2004 – 2007)

4.2 - Amostragem

Foram feitas duas campanhas para coleta de peixes nos rios Preto, Turvo e Grande, sendo uma de 8-10 de Fevereiro e outra entre 26-28 de Julho de 2010. Os três pontos de coleta fazem parte da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande conforme ilustrado na Figura 01 e foram selecionados em função de estudo anterior feito na referida região (Melo *et alii*, 2009). Os peixes foram capturados com 3 armadilhas (redes/malhadeiras de espera) armadas utilizando barco movido a motor de popa, em locais previamente escolhidos (via informações de ribeirinhos) com objetivo de aumentar o número de amostras, a variedade de espécies e o universo amostral. Após coleta, as amostras foram mantidas refrigeradas e processadas o mais rápido possível.

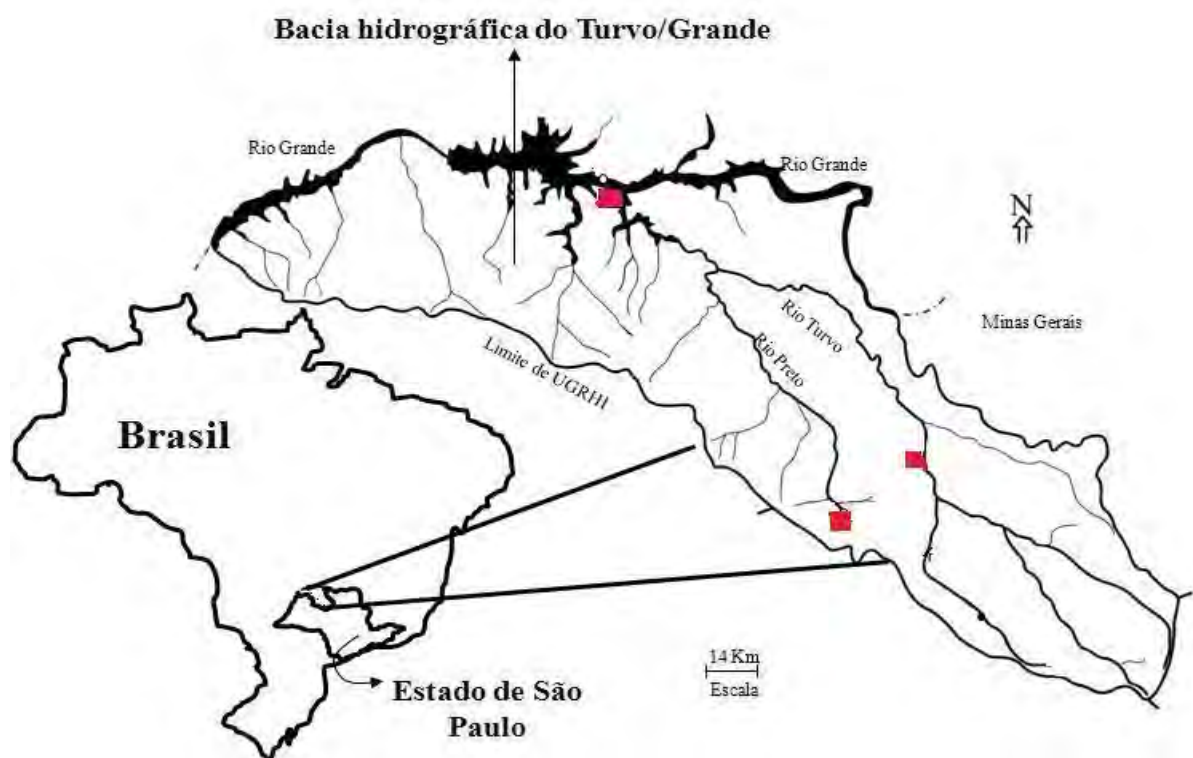


Figura 1 - Mapa esquemático contendo os principais corpos aquáticos bem como a localização dos pontos de amostragem.

Na primeira e segunda campanha foram capturados 86 e 85 peixes, respectivamente. Estes foram pesados em balança semi-analítica, identificadas quanto

ao sexo, feita a medida de comprimentos e identificação das espécies e os dados estão listados nas Quadros 04 e 05. A Figura 2 ilustra uma foto de cada espécie de peixe coletada na UGRHI 15.

Quadro 04 – Dados das amostras de peixes capturadas nos rios Preto, Turvo e Grande durante a primeira campanha ocorrida entre 8-10 de Fevereiro de 2010.

ESPÉCIE	NOME POPULAR	TOTAL DE INDIVÍDUOS
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Cará	36
<i>Schizodon altoparanae</i>	Piau	10
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Piranha	3
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Piranha	8
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Peixe Cachorro	1
<i>Geophagus proximus</i>	Porquinho	10
<i>Astyanax altiparanae</i>	Lambari	2
<i>Galeocharax knerii</i>	Dentudo	3
<i>Schizodon borellii</i>	Piau	13

Quadro 05 – Dados das amostras de peixes capturadas nos rios Preto, Turvo e Grande durante a segunda campanha ocorrida entre 26-28 de Julho de 2010.

ESPÉCIE	NOME POPULAR	TOTAL DE INDIVÍDUOS
<i>Schizodon nasutus</i>	Timboré	50
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Piranha	3
<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimba	1
<i>Galeocharax knerii</i>	Dentudo	2
<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	1
<i>Leporinus obtusidens</i>	Piau	4
<i>Leporinus friderici</i>	Piau três pintas	7
<i>Astyanax altiparanae</i>	Lambari	4
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Zóiudo	2
<i>Cichla temensis</i>	Tucunaré	11

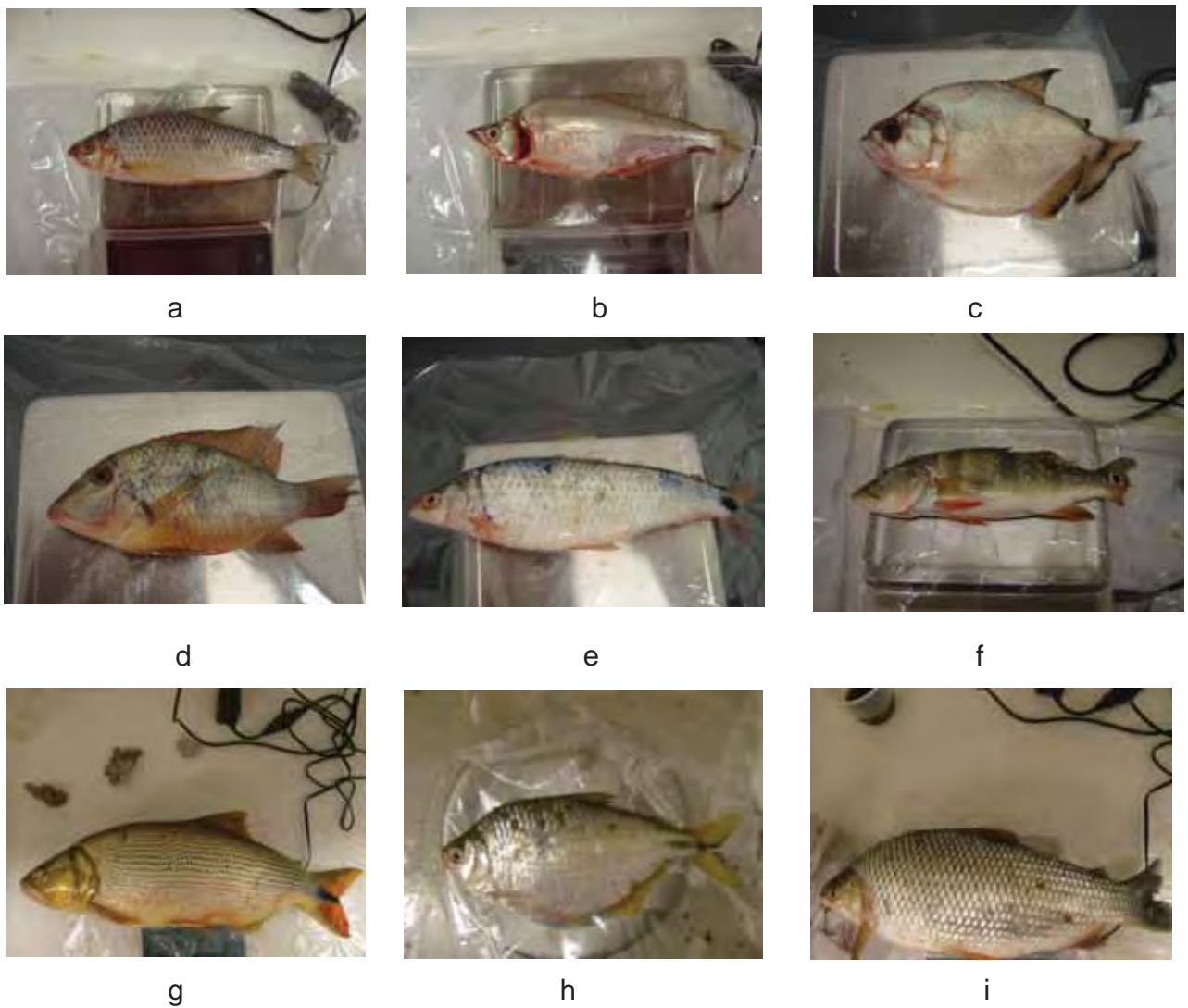


Figura 2. Fotos das espécies de peixes amostradas em rios da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande, onde a) *Leporinus obtusidens*, b) *Galeocharax knerii*, c) *Serrassalmus maculatus*, d) *Satanoperca pappaterra*, e) *Schizodon nasutus*, f) *Cichla temensis*, g) *Salminus brasiliensis*, h) *Astyanax altiparanae*, i) *Prochilodus lineatus*.

4.3 – Processamento das amostras

Utilizando tesoura e pinça cirúrgica metálicas, retirou-se de cada peixe uma amostra de músculo localizado na região dorsal (isenta de espinhos e escamas). Os

tecidos foram identificados, embalados em sacos plásticos individuais e mantidos sob refrigeração.

4.4 Descontaminação das vidrarias e purificação de ácidos

4.4.1 – Limpeza de vidraria para quantificação de mercúrio

A limpeza de toda a vidraria utilizada foi feita com vapor de ácido nítrico concentrado, segundo método proposto por Tschöpeç *et alii* (1980). O procedimento consiste em colocar a vidraria com o fundo para cima em um suporte de vidro acoplado dentro de um béquer de 5,0 litros contendo cerca de 300 mL de ácido nítrico concentrado e tampado com vidro de relógio (Figura 3). O béquer é colocado em chapa de aquecimento e deixado em refluxo por, no mínimo, duas horas. Em seguida, os frascos são enxaguados com água desionizada.



Figura 3 – Sistema de limpeza de vidraria utilizada na quantificação de mercúrio.

4.4.2 – Limpeza de vidraria para quantificação dos demais metais

As vidrarias empregadas na decomposição das amostras de peixe para quantificação de metais foram limpas sempre seguindo as seguintes etapas. Primeiramente as vidrarias são lavadas com água e detergente, seguido de vários enxágües com água desionizada. Depois as vidrarias foram mantidas por 24 h em

banho de ácido clorídrico 10% (v/v). Anterior ao uso as vidrarias são retiradas do banho ácido e enxaguadas com água desionizada.

4.5 – Decomposição e quantificação das amostras de peixe

- Destaca-se que todas as decomposições e quantificações foram feitas em triplicata.

4.5.1 – Decomposição de amostras de peixe para quantificação dos metais total Cr, Cu, Ni e Zn.

A decomposição das amostras foi feita em triplicata, conforme adaptação do método 5694, proposto por U. S. Geological Sourvei (1996). Após descongelamento até temperatura ambiente as amostras foram maceradas/homogeneizadas utilizando almofariz/pistilo de polietileno. Transferiram-se 1,5 g de amostra de tecido de peixe homogeneizadas para tubos de vidro borossilicato, adicionaram-se 2,0 mL de solução de peróxido de hidrogênio 30% (v/v), fecharam-se os tubos com filme plástico (PVC) e estes permaneceram em repouso por 12 h. Em seguida, adicionaram-se 4,0 mL de ácido nítrico concentrado (destilado sub-ebulição em destilador de quartzo) em tubos de vidro contendo as amostras em bloco digestor de alumínio (Marconi – modelo MA4025) por 2 horas a 60°C. Após aquecimento as amostras foram resfriadas a temperatura ambiente, transferidas para balões volumétricos de polietileno de 50,0 mL e o volume aferido com água desionizada (Millipore Direct, modelo Q3UV). As amostras foram armazenadas sob refrigeração e quantificadas o mais rápido possível.

4.5.2 – Decomposição das amostras de peixe para quantificação de Hg total.

Após descongelamento até temperatura ambiente, imediatamente antes do processo de decomposição, as amostras foram maceradas/homogeneizadas utilizando almofariz e pistilo de polietileno. Transferiram-se cerca de 0,5 g de amostra para béquer de 250 mL de forma alta, adicionaram-se lentamente e sob agitação 3,0 mL de solução de peróxido de hidrogênio 30% (v/v) e deixou-se em repouso por 12 horas. Posteriormente adicionaram-se 1,0 e 4,0 mL de soluções concentradas de HNO₃ e de

H₂SO₄, respectivamente. Fecharam-se os béqueres com filme plástico e fizeram-se pequenos orifícios no filme para garantir refluxo e saída de vapores durante o aquecimento em chapas por 2 horas a 60°C. Após resfriar a temperatura ambiente, adicionaram-se lentamente e sob leve agitação 15,0 mL de solução de KMnO₄ 6% (m/v) e deixou-se em repouso durante 12 horas. Em seguida, adicionaram-se 5,0 mL de solução de cloridrato de hidroxilamina (NH₂OH.HCl) 30% (m/v) (para reduzir o excesso de permanganato), transferindo-se quantitativamente as amostras para balões volumétricos de 50,0 mL e completaram-se os volumes com água desionizada.

4.5.3 – Quantificação dos metais Cu, Cr, Ni, Zn e Hg em amostras de tecido de peixe.

A quantificação dos metais Cu, Ni e Zn foi feita no espectrofotômetro de absorção atômica com atomização por chama de marca Varian e modelo AA240FS. Para a quantificação de Cu foi utilizada lâmpada monoelementar, λ 324,8 nm, abertura de fenda 0,5 nm e corrente de 10,0 mA. O níquel foi quantificado utilizando-se lâmpada monoelementar no comprimento de onda de λ 232,0 nm, abertura de fenda 0,2 nm e corrente de 10,0 mA. O zinco foi quantificado utilizando lâmpada monoelementar, λ 213,9 nm, abertura de fenda 1,0 nm e corrente de 5,0 mA. Para os três metais foram empregadas chama ar/acetileno no fluxo de 13,5 L min⁻¹ do primeiro e de fluxo de 2,00 L min⁻¹ para o segundo. Os limites de detecção para Cu, Ni e Zn foram de 50, 110 e 17 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

O metal crômio foi quantificado em espectrofotômetro de absorção atômica com atomização eletrotérmica por forno de grafite e corretor Zeeman marca Varian e modelo AA280Z. Utilizou-se lâmpada multielementar λ 357,9 nm, abertura de fenda 0,2 nm com corretor de Zeeman e corrente de 7,0 mA. O volume de amostra injetado no forno de grafite foi de 30,0 μL utilizando 10,0 μL do modificador químico Pd/Mg(NO₃)₂ na proporção de 1500 mg Pd para 1000 mg de Mg(NO₃)₂ em cada amostra. A rampa de aquecimento foi feita com a etapa de secagem em três estágios, no primeiro a temperatura permaneceu a 85° C por 5 segundos, no segundo a 95° C por 40 segundos e no terceiro a temperatura permaneceu em 120° C durante 10 segundos. Na etapa de

pirólise a temperatura permaneceu a 600° C por 20 segundos, e foi aumentada para 1000° C permanecendo por 8 segundos. A etapa de atomização foi feita a 2600° C durante 0,8 segundos. O fluxo do gás nitrogênio foi de 0,3 L min⁻¹ durante todas as análises. O limite de detecção obtido foi de 0,04 µg L⁻¹.

Para a quantificação de Hg o equipamento utilizado foi um espectrofotômetro de fluorescência atômica Brooks Rand modelo III, com argônio como gás de arraste e com limite de detecção de 1,0 pg mL⁻¹ e comprimento de onda de 254,0 nm.

4.5.4 – Avaliação da precisão e exatidão do método

4.5.4.1 Recuperação de metal em padrão decomposto

O ensaio para recuperação de metal em padrão decomposto foi feito para verificar se ocorreria perda de metais durante a etapa de decomposição das amostras de tecido de peixe. Para o ensaio de adição de padrão do metal Cu, em um tubo de vidro do bloco digestor de marca Marconi, modelo MA4025, foram colocados 2,0 mL de H₂O₂ 30% (v/v) e, em seguida, foram adicionados 2,5 µL de solução estoque de Cu 1000 mg L⁻¹, o tubo foi fechado com filme plástico (PVC) e deixado em repouso por 12 horas. Após 12 horas foram adicionados 4,0 mL de HNO₃ destilado em destilador quartzo sub-ebulição e concentrado, em seguida foi levado para aquecimento no bloco digestor por 2 horas a 60 °C. Ao término do aquecimento, os padrões foram resfriados em temperatura ambiente e transferidos para balões volumétricos de vidro e volume de 50,0 mL para aferir o volume com água desionizada. A concentração final do padrão foi de 50,0 mg L⁻¹.

Para o ensaio de adição de padrão do metal Cr, em um tubo de vidro foram colocados 2,0 mL de H₂O₂ 30% (v/v) e, em seguida, foram adicionados 302,0 µL de solução estoque de Cr 994,0 mg L⁻¹, o tubo foi fechado com filme plástico (PVC) e deixado em repouso por 12 horas. Após 12 horas foram adicionados 4,0 mL de HNO₃ destilado em destilador de quartzo sub-ebulição e concentrado e, em seguida foi levado para aquecimento no bloco digestor por 2 horas a 60 °C. Ao término do aquecimento, os padrões foram resfriados em temperatura ambiente e transferidos para balão

volumétrico de vidro e volume de 50,0 mL para aferir o volume com água desionizada. A concentração final do padrão de Cr foi $6,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Para o ensaio de adição de padrão com metal Ni, foram colocados 2,0 mL de H_2O_2 30% (v/v) em um tubo de vidro, em seguida, foram adicionados 255,0 μL de solução estoque de Ni $980,0 \text{ mg L}^{-1}$, o tubo foi fechado com filme plástico (PVC) e deixado em repouso por 12 horas. Após 12 horas foram adicionados 4,0 mL de HNO_3 destilado em destilador de quartzo sub-ebulição e concentrado e, em seguida, os padrões foram levados para aquecimento de duas horas a $60 \text{ }^\circ\text{C}$. Ao término do aquecimento, os padrões foram resfriados em temperatura ambiente e transferidos para balões volumétricos de vidro e volume de 50,0 mL para aferir o volume com água desionizada. A concentração final do padrão de Ni foi de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Para o ensaios de diluição de padrão do metal Zn, em um tubo de vidro, foram colocados 2,0 mL de H_2O_2 30% (v/v) e, em seguida, foram adicionados 5000 μL da solução padrão de Zn 10 mg L^{-1} , o tubo foi fechado com filme plástico (PVC) e deixado em repouso por 12 horas. A seguir adicionaram-se 4,0 mL de solução de HNO_3 destilada em destilador de quartzo sub-ebulição e concentrado e, em seguida, os padrões foram levados para aquecimento por 2 horas a $60 \text{ }^\circ\text{C}$. Ao término do aquecimento os padrões foram resfriados em temperatura ambiente e transferidos para balões volumétricos de 50,0 mL para aferir o volume com água desionizada Millipore. A concentração final do padrão de Zn foi de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$.

4.5.4.2 – Ensaio de proficiência interlaboratorial

O ensaio de proficiência interlaboratorial da EMBRAPA foi feito com objetivo de verificar a confiabilidade dos resultados gerados pelo Laboratório de Estudos de Ciências Ambientais (LECA) localizado no departamento de Química e Ciências Ambientais do campus da UNESP de São José do Rio Preto. Foram analisados os metais Na, Zn, Mn, Fe, Cu e K em amostras de tecido vegetal fornecidas pela EMBRAPA, em quatro rodadas, nos meses 05, 07, 09 e 11 do ano 2010. Os metais foram quantificados pela técnica de Espectrofotometria de Absorção Atômica com

Atomização por Chama utilizando Espectrofotômetro de Absorção Atômica de marca Varian e modelo AA240FS.

O método utilizado para decomposição das amostras de tecido vegetal foi adaptado do método 3050b proposto pela Environmental Protection Agency (EPA). As amostras foram preparadas em duplicata. Em um tubo de bloco digestor de marca Marconi, modelo MA4025, foi pesado aproximadamente 1,0 g de amostra de tecido vegetal, em seguida foram adicionados 10,0 mL de solução concentrada de HNO_3 e deixado em repouso por 12 horas. As amostras foram aquecidas por 2 horas a 87°C e, em seguida, foram adicionados mais 5,0 mL de solução concentrada de HNO_3 . Esta primeira etapa de aquecimento termina quando não ocorrer mais liberação de gases. As amostras foram resfriadas em banho de gelo e adicionados 3,0 mL de solução H_2O_2 30% (v/v). Após adicionar o peróxido de hidrogênio as amostras foram aquecidas por mais duas horas a 87°C e em seguida resfriadas em temperatura ambiente. Após o término da decomposição as amostras foram filtradas e quantificadas por FAAS. Os resultados obtidos foram encaminhados para a Embrapa.

4.5.5 – Tratamento dos resíduos gerados

Todos os resíduos gerados durante o trabalho foram tratados e encaminhados ao Entrepasto de Resíduos do IBILCE, sendo que a Comissão de Ética Ambiental deu a correta destinação.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Adaptação dos métodos analíticos para quantificação de metais

5.1.1 – Recuperação do padrão de metal decomposto

Os padrões decompostos dos metais Cu, Cr, Ni e Zn foram preparados nas concentrações de 0,05, 6,0, 5,0 e 1,0 mg L⁻¹ respectivamente, portanto, para obter resultados satisfatórios com relação à perda de metais durante a etapa de decomposição, os resultados obtidos deveriam diferenciar o mínimo possível dessas concentrações. As concentrações encontradas nas quantificações foram de 0,05, 6,3, 5,0 e 0,8 mg L⁻¹ respectivamente. Os resultados demonstraram que a adaptação feita no método não prejudicou a etapa de decomposição de tecido de peixe, uma vez que não ocorreu perda de metais.

5.1.2 – Ensaio de proficiência interlaboratorial

O ensaio de proficiência foi feito em quatro rodadas com duas amostras de tecido vegetal por rodada. Os resultados emitidos pela EMBRAPA nos relatórios constavam os valores do Índice Z obtido para as rodadas 01, 02, 03 e 04. O Índice Z deve ser interpretado da seguinte maneira:

$Z \leq 2$ = satisfatório

$2 < Z < 3$ = questionável

$Z \geq 3$ = insatisfatório

Os Índices Z para os metais Na, Zn, Mn, Fe, Cu e K em tecido vegetal das quatro rodadas estão apresentados na Quadro 6.

Quadro 6 – Índices Z dos metais Na, Zn, Mn, Fe, Cu e K analisados no LECA no ensaio de proficiência interlaboratorial.

Rodada e amostras	Cu	Zn	Na	Mn	Fe	K
Rodada 1 (Amostras 02 e 03)	- 0,9	-3,3	0,0	-0,3	- 0,1	- 0,7
Rodada 2 (Amostras 04 e 05)	- 2,1	-1,2	0,0	-3,0	- 0,8	- 1,1
Rodada 3 (Amostras 06 e 07)	- 0,5	-1,1	0,0	-1,1	0,5	0,0
Rodada 4 (Amostras 08 e 09)	***	***	***	***	***	***

*** Resultados ainda não fornecidos pela EMBRAPA.

Os valores de índice Z apresentados para as três rodadas do ensaio de proficiência são satisfatórios para os metais analisados, com exceção de Zn na primeira rodada e Mn na segunda rodada. Os valores não conforme observados ocorreram devido ao uso de padrões que não estavam nas concentrações corretas e o problema foi identificado e resolvido. Os resultados dos valores do Índice Z da última rodada ainda não foram emitidos pela EMBRAPA.

5.2 – Descrição das espécies de peixes coletados nos rios Preto, Turvo e Grande.

Foram coletados um total de 171 amostras de peixes de diferentes espécies e hábitos alimentares. As espécies carnívoras estão representadas pela *Acestrorhynchus lacustris* (peixe cachorro) e *Serrasalmus maculatus* (piranha). Os peixes de hábitos não carnívoros incluem os detritívoros como a espécie *Satanoperca pappaterra* (cará) e a

espécie *Geophagus* cf. *proximus* (porquinho), além do herbívoro *Piaractus mesopotamicus* (pacu). Esclarece-se que as espécies herbívoras são aquelas que se alimentam de partes de vegetais superiores (folhas, talos, sementes e frutos), algas filamentosas e briófitas; já as detritívoras são as que ingerem depósitos de fundo, com grande quantidade de matéria orgânica vegetal, sedimentos, algas, insetos na fase larval e fragmentos de outros insetos. Peixes dessa categoria exibem especializações anatômicas para explorar o fundo, como a boca ventral. Outras características incluem estômago mecânico e intestino longo; os carnívoros consomem larvas de insetos, insetos adultos, moluscos, crustáceos, alguns peixes e outros vertebrados (Thomaz *et alii*, 2004).

5.3. – Relações entre espécies de peixes e concentrações de cobre, níquel, cromo, zinco e mercúrio em Fevereiro de 2010.

No Apêndice as Quadros de 07 a 12 listam os nomes das espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentração de metais das amostras de peixes coletadas nos rios Preto, Grande e Turvo em Fevereiro e Julho de 2010.

De modo geral, as concentrações mais elevadas foram as de zinco, níquel e cobre seguidas de cromo e mercúrio. Isso pode estar relacionado ao fato desses mananciais receberem aporte de efluentes industriais e domésticos e também pela região de São José do Rio Preto possuir atividades agrícolas que são importantes fontes de cobre e de zinco presentes como resíduos de fertilizantes e componentes fungicidas que a água de chuva ou irrigação lixivia para os mananciais (Plano Estadual de Recursos Hídricos 2004 – 2007). Quanto ao níquel, sua presença em águas superficiais está relacionada principalmente com aportes e efluentes gerados por atividades industriais (Kasprzak e Salnikow, 2007).

Quanto ao mercúrio, as espécies *Satanoperca pappaterra* (cará) e *Schizodon altoparanae* (lambari), apresentaram as menores concentrações (3,6 a 60,6 $\mu\text{g kg}^{-1}$) provavelmente por possuírem hábitos alimentares de espécies detritívoras e, portanto, pertencerem a um nível trófico baixo o que proporciona uma menor bioacumulação de

mercúrio. As espécies de níveis tróficos mais elevados como *Serrasalmus maculatus*, *Serrasalmus marginatus* ambas conhecidas como piranha e *Acestrorhynchus lacustris* conhecido como peixe cachorro tiveram as maiores concentrações de mercúrio (13,6 a 125,7 $\mu\text{g kg}^{-1}$). Por se alimentarem de outras espécies que possivelmente já possuem níveis de Hg em seus organismos e proporcionam a bioacumulação do metal em espécies de níveis tróficos mais altos (Tavares e Carvalho, 1992).

As concentrações de mercúrio da espécie *Geophagus proximus* (porquinho) são menores (0,1 a 1,0 $\mu\text{g kg}^{-1}$) que as concentrações das espécies *Serrasalmus marginatus* (piranha) (6,1 a 33,7 $\mu\text{g kg}^{-1}$). Isso se deve ao fato de possuírem hábitos alimentares diferentes sendo o da primeira espécie detritívoro (nível trófico baixo) e o da segunda espécie piscívoro (nível trófico elevado). A espécie de nível trófico mais elevado (*Serrasalmus marginatus*) se alimenta de outras espécies que, possivelmente, possuem mercúrio em seus organismos, o que pode levar o mercúrio passar por um processo de bioacumulação em seu organismo, explicando os valores mais elevados (Malm *et alli*, 1997).

As espécies *Astyanax altiparanae* (lambari) e *Schizodon borelli* (piava) tiveram as menores concentrações de mercúrio (12,5 a 83,7 $\mu\text{g kg}^{-1}$) por possuírem hábitos alimentares de espécies detritívoras (baixo nível trófico) enquanto a espécie *Galeocharax knerii* (peixe cachorro) de nível trófico mais elevado obteve a maior concentração (263 a 393 $\mu\text{g kg}^{-1}$) por se alimentar de outras espécies que possivelmente já possuíam níveis de mercúrio o que pode ter levado a ocorrer a bioacumulação do metal em seu organismo (Castilhos *et alii*, 2001).

5.4. – Relações entre hábito alimentar da espécie de peixe e concentrações de cobre, níquel, crômio, zinco e mercúrio nas amostras coletadas nas duas campanhas na Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande.

A bioacumulação de metais potencialmente tóxicos em peixes é evidente, mesmo quando esses contaminantes se encontram na água em concentrações quase não detectáveis (Sigel *et alii*, 2010). Assim, por serem consumidores e pertencerem ao nível superior do ecossistema aquático, acumularam poluentes, daí a sua grande

importância em testes de toxicidade e contaminações (Dias *et alii*, 1994). Por fazerem parte da dieta humana, esses organismos além de fornecer informações sobre a biodisponibilidade dos elementos analisados, fornecem também indicações sobre as concentrações disponíveis ao ser humano (Tomazelli *et alii*, 2003).

Como não foram encontrados em uma mesma literatura todos os cinco metais estudados neste trabalho, fizeram-se as comparações e discussões utilizando duas referências mais recentes. A Quadro 13 lista os valores de concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira de espécies metálicas em tecidos de peixe.

Quadro 13 – Concentrações máximas, permitidas pela legislação, das espécies metálicas estudadas em tecido muscular de peixe.

Legislação	Metal	VMP (mg kg ⁻¹)	Legislação	Metal	VMP (mg kg ⁻¹)
Ministério da saúde – 1977	Cu	30,0	ANVISA – Portaria 685 de 27 de Agosto de 1998	Ni	5,0
	Cr	0,1		Hg	0,5
	Zn	100,0		Hg*	1,0

(VMP) – Valor máximo permitido

(*) – Peixes predadores

Dentre as variadas opções para comparação e relação entre os cinco metais estudados e as variáveis (campanhas de amostragens (2), sítios amostrais (3), espécies amostradas (16), número de amostras (171), massa e/ou tamanho), foi feita a opção de relacionar o hábito alimentar da espécie com a concentração de metal determinada nas duas campanhas. Outras correlações foram testadas com diferentes tratamentos estatísticos (p. ex. análise de “cluster”), mas essa foi a que nos pareceu cientificamente mais esclarecedora, pois em última instância, o hábito alimentar é determinante no fator de bioacumulação a um poluente ao longo da cadeia trófica (Dias *et alii*, 1994; Machado, 2002; Moon, e Mommsen, 2005).

Para as espécies *detritívoras* e *carnívoras* dos sítios amostrais da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande (Figuras 4-5 e 6-7, respectivamente) as concentrações de metais de ambas as campanhas estão abaixo dos valores máximos permitidos pela

legislação brasileira listados na Quadro 13. Independentemente do hábito alimentar, zinco foi o metal com maior intervalo de concentração nas campanhas variando entre 200–8.300 e 70–900 $\mu\text{g kg}^{-1}$ na primeira (período chuvoso) e segunda campanha (período de estiagem), respectivamente. Isto pode estar relacionado a essas espécies possuírem o hábito de ficarem próximas de fundos de lama e lodo grande parte do tempo, provavelmente favorecendo o contato direto com o zinco contido no sedimento de fundo (FEEMA, 1980). Além disto, devido aporte de fertilizantes e efluentes tanto industriais como domésticos nos mananciais (Rocha *et alii*, 2009), as concentrações de zinco em águas superficiais são relativamente maiores que os demais metais estudados o que pode favorecer maior absorção desse metal pelos peixes.

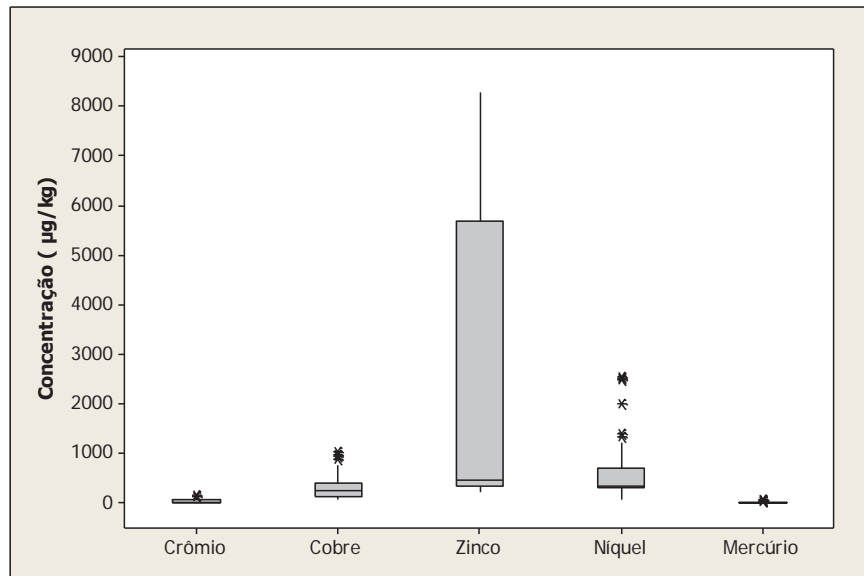


Figura 4 – Relação entre espécies de peixes com *hábito alimentar detritívoro* coletadas na campanha de Fevereiro de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentrações de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.

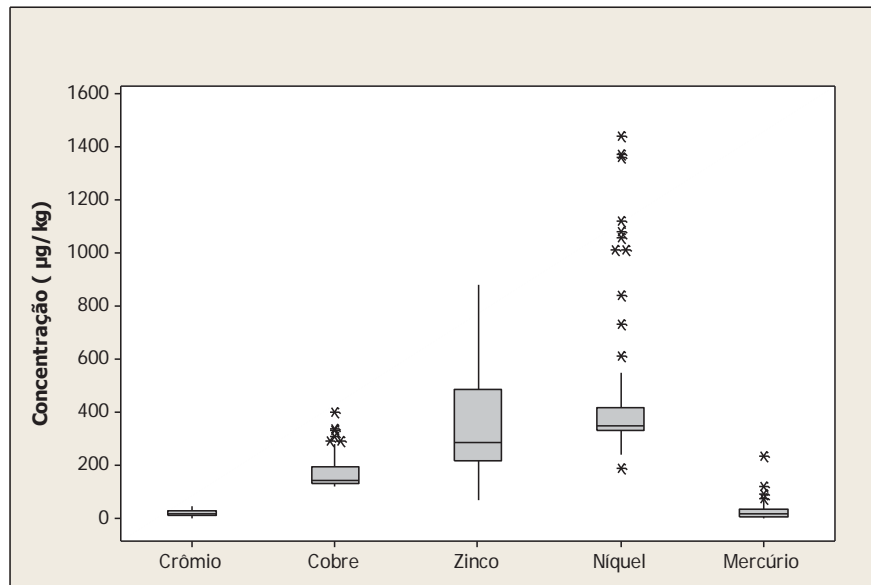


Figura 5 – Relação entre espécies de peixes com *hábito alimentar detritívoro* coletadas na campanha de Julho de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentrações de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.

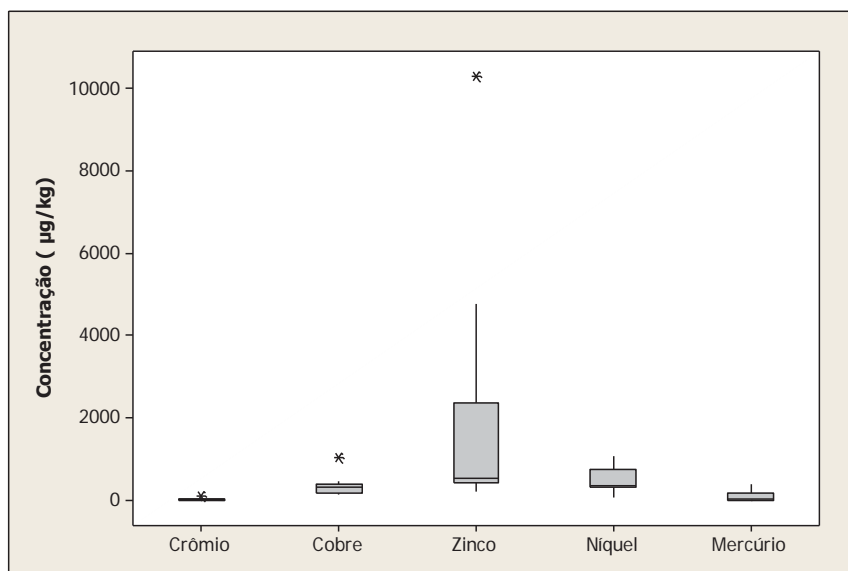


Figura 6 – Relação entre espécies de peixes com *hábito alimentar carnívoro* coletadas na campanha de Fevereiro de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentrações de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.

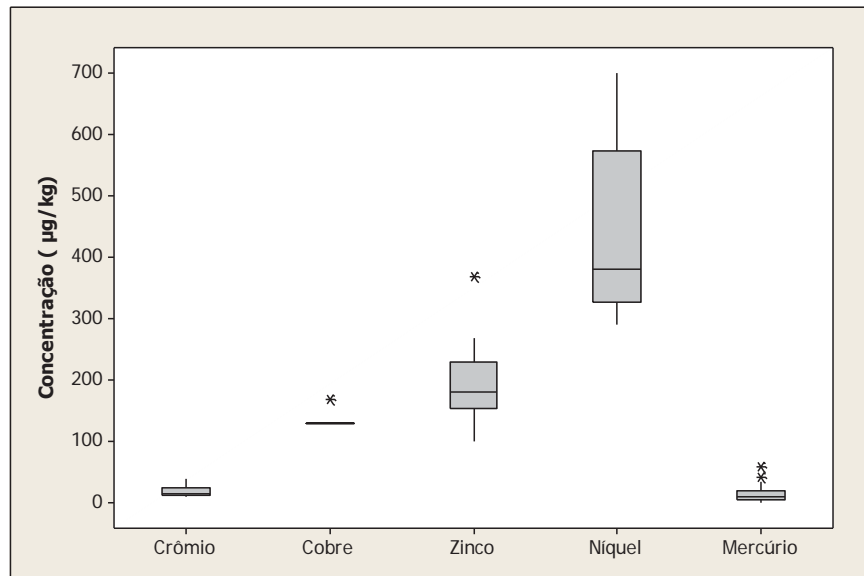


Figura 7 – Relação entre espécies de peixes com *hábito alimentar carnívoro* coletadas na campanha de Julho de 2010 nos rios Preto, Grande e Turvo e concentrações de metais determinadas nos respectivos tecidos musculares.

Altamente tóxico para peixes jovens (Moonn, e Mommsen, 2005), o cobre apresentou valores muito abaixo do máximo permitido, sendo considerados como níveis naturais. Seu padrão de distribuição entre as espécies de hábitos alimentares detritívoras e carnívoras em ambas as campanhas foi semelhante. As concentrações variaram entre 70–750 e 130–300 $\mu\text{g kg}^{-1}$ na primeira e segunda campanha, respectivamente.

Quanto ao crômio, as concentrações variaram entre 20–98 e 4–60 $\mu\text{g kg}^{-1}$ na primeira e segunda campanha, respectivamente. Embora esses valores estejam abaixo dos permitidos pela legislação, o valor 98 pode ser considerado o máximo permitido. Conforme o Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo 2001- 2003, da CETESB, na maioria dos poços monitorados no Estado, no Sistema Aquífero Bauru, as concentrações de crômio total mostraram-se elevadas em relação aos demais Sistemas Aquíferos, estando próximas do padrão de potabilidade. Destaca-se que caso o crômio em águas subterrâneas sejam oriundos do solo, os mesmos poderiam auxiliar na interpretação dos resultados encontrados em peixes coletados.

O Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo – 2010, da CETESB, sobre a Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande, cita para o Ribeirão da Onça, e os rios Preto e Turvo concentrações de cromo, cobre, níquel, zinco e mercúrio abaixo dos valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA 357.

O níquel tem ampla utilização em diversos produtos, o que muitas vezes provoca o seu transporte para os ecossistemas aquáticos, favorecendo concentrações tóxicas para biota (Sigel *et alii*, 2007). Entretanto, também apresentou concentrações abaixo do valor máximo permitido e padrão de distribuição semelhante entre as espécies de hábitos alimentares detritívoras e carnívoras em ambas as campanhas. As concentrações variaram entre 60–1300 e 250–900 $\mu\text{g kg}^{-1}$ na primeira e segunda campanha, respectivamente.

Quanto ao mercúrio, teve suas concentrações também abaixo dos valores máximos permitidos. As concentrações variaram entre 10–400 e 6–60 $\mu\text{g kg}^{-1}$ na primeira e segunda campanha, respectivamente. Entretanto na primeira campanha as espécies de hábito alimentar carnívoro apresentaram cerca de 6 vezes mais mercúrio que as detritívoras enquanto na segunda campanha a situação se inverteu com as detritívoras tendo concentrações 2 vezes maiores que as carnívoras.

De modo geral os peixes hibernam no inverno e se deslocam mais no verão. Consequentemente, isto pode alterar seu metabolismo influenciando na bioacumulação de metais potencialmente tóxicos (Siegel, 2010).

Considerando as Figuras 4 e 5 pode-se estabelecer as seguintes ordens decrescentes de acumulação de metais no tecido muscular para as espécies com hábito alimentar detritívoro:

Campanha de coleta (Fevereiro) $\text{Zn} \gg \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Hg}$

Campanha de coleta (Julho) $\text{Zn} \gg \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Hg} > \text{Cr}$

Considerando as Figuras 6 e 7 pode-se estabelecer as seguintes ordens decrescentes de acumulação de metais no tecido muscular para as espécies com hábito alimentar carnívoro:

Campanha de coleta (Fevereiro) $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Hg} > \text{Cr}$

Campanha de coleta (Julho) Ni>Zn>Cu>Cr>Hg

Gráficos de correlação entre as concentrações de metais e a massa ou comprimento dos peixes foram obtidos para cada compartimento ambiental, sendo que as correlações (r^2) foram inferiores a 0,1. Conclui-se que para as espécies capturadas em diferentes corpos aquáticos não foi possível estabelecer uma boa correlação.

Na Quadro 14 estão apresentados os valores de concentrações de metais obtidos neste e em outros trabalhos. Observa-se que as concentrações de Cu determinadas em peixes dos rios da BHTG são inferiores aos determinados em peixes de rios que recebem o aporte de efluentes como o Rio Piracicaba, o Rio Gelado e em uma Baía na Turquia. Resultados opostos foram obtidos para o cromo, quando as concentrações encontradas neste trabalho foram 14 vezes superiores as determinadas em outras localidades no Brasil (Rio Gelado, Rio Piracicaba e Baía de Sepetiba e Ilha Grande). Como já comentado anteriormente nos relatórios da CETESB para águas subterrâneas também se observam os maiores valores de cromo comparada a outras regiões do estado de São Paulo, o que requer uma maior investigação quanto a origem deste elemento na região.

As concentrações de mercúrio encontradas neste trabalho apresentaram comparáveis a de outras regiões (Quadro 14). Já as concentrações de Ni foram muito semelhantes as encontradas para peixes do Rio Piracicaba. Quanto ao Zn, as concentrações encontradas em rios da BHTG foram inferiores as encontradas nos rios Piracicaba, o Rio Gelado e em uma Baía na Turquia.

Quadro 14 - Concentração de Cu, Cr, Ni, Hg e Zn em tecido muscular de peixes coletados nos rios Preto, Turvo e Grande e em outras regiões no mundo.

Local País	Cu (mg kg ⁻¹)	Cr (mg kg ⁻¹)	Hg (µg kg ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Referências
Rios da BHTG	<0,04 a 1,84	< 0,04 a 96,5	1,02 a 235,6	<0,1 a 2,5	<0,1 a 10,3	Este trabalho
Rio Gelado, Pará	-	<0,2 a 7,3	-	-	-	Barros <i>et alii</i> , 2010
Rio Piracicaba, SP, Brasil	0,19 a 4,18	0,05 a 1,95	-	0,05 a 2,83	3,1 a 16,3	Meche <i>et alii</i> , 2010
Baía Iskenderu, Turkia	2,34 a 9,60	-	-	0,54 a 1,84	15,2 a 36,4	Yilmaz <i>et alii</i> , 2010
Baía de Sepetiba e Ilha Grande, RJ, Brasil	0,1 a 315	0,1 a 2,3	-	0,03 a 0,5	0,1 a 650	Junior <i>et alii</i> , 2002
Rio Tapajós, AM, Brasil	-	-	30 a 3.800	-	-	Malm <i>et alii</i> , 1995
Pantanal, Brazil	-	-	20 a 100	-	-	Leady and Gottgens, 2001
Lago Sai Cinza, Pará, Brasil	-	-	28 a 2122	-	-	Brabo <i>et alii</i> , 2000
Lago Rio Grande do Sul, Brasil	-	-	9 a 350	-	-	Mirlean <i>et alii</i> , 2005

- Metais não determinados no referido trabalho.

5. 5 – Fator de bioacumulação

A Quadro 16 lista os intervalos de fator de bioacumulação, FBC, (Equação 1) calculados a partir de dados listados nas Quadros 07-12 (Apêndice) para as amostras de peixe coletadas nos rios Preto, Turvo e Grande nas duas campanhas. Os dados de concentrações de metal na água superficial empregadas para o cálculo do fator de bioacumulação foram cedidas pela mestre Mariele Barboni Campanha, em coletas feitas na mesma data e horário que as de peixes.

As concentrações utilizadas de metais Cu, Cr, Ni e Zn em água (período chuvoso/período seco) encontram-se ilustrados na Quadro 15. O FBC não foi calculado

para o mercúrio, pois dificuldades experimentais impossibilitaram sua quantificação nas amostras de águas superficiais.

$$\text{FBC} = [\text{metal no tecido do peixe}] / [\text{metal na água superficial}] \quad (\text{Equação 1})$$

Quadro 15 – Concentrações de metal total em amostras de água superficial dos rios Preto, Turvo e Grande nas amostragens durante o ano de 2010 (Campanha, 2011).

Estação do ano/ sítio amostral		METAIS ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
		Cu	Cr	Ni	Zn
Período de seca	Rio Preto	1,54	<0,04	0,80	1,75
	Rio Turvo	0,49	<0,04	<0,20	0,17
	Rio Grande	1,34	<0,04	<0,20	0,25
Período chuvoso	Rio Preto	1,69	0,13	0,79	2,04
	Rio Turvo	1,94	1,38	0,48	2,01
	Rio Grande	1,87	0,22	0,24	0,31

Quadro 16 - Fator de bioacumulação dos metais Cu, Cr, Ni e Zn em tecido muscular de peixes coletados nos rios Preto, Turvo e Grande.

Hábito alimentar/estação do ano	Metais/Fator de bioacumulação			
	Cu	Cr	Ni	Zn
Detritívoro (Verão/chuvoso)	41 – 690	1 – 1250	101 – 3500	134 – 4059
Detritívoro (Inverno/seca)	0,1 – 260	25 – 1190	400 – 2250	40 – 4647
Carnívoro (Verão/chuvoso)	70 – 615	10 – 776	76 – 1646	104 – 5049
Carnívoro (Inverno/seca)	97 – 265	245 – 997	725 – 3241	126 – 2176

De acordo com a Quadro 16, independentemente do hábito alimentar e da estação do ano, pode-se estabelecer a seguinte ordem decrescente de fator bioacumulação de metais nas espécies de peixes coletadas nas duas campanhas de amostragens: $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cu}$. Considerando o hábito alimentar, as espécies *detritívoras* apresentaram maior fator de bioacumulação e mesma ordem decrescente. Destaca-se que fatores de bioacumulação superiores a 500 indicam altos níveis de bioconcentração,

como os apresentados para a maioria das espécies investigadas. Os valores de fator de bioacumulação obtidos neste trabalho foram superiores aqueles encontrados por Adeyeye *et alii* (1996) em rios da Nigéria.

6 – CONCLUSÃO

De modo geral todas as espécies coletadas nas duas campanhas de Fevereiro e Julho de 2010 em 3 mananciais localizados a Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande apresentaram concentrações de metais cobre, níquel, crômio zinco e mercúrio abaixo dos valores máximos permitidos pela legislação brasileira.

As concentrações de zinco apresentaram-se relativamente muito maiores que os demais metais e isto pode ser devido ao aporte de fertilizantes e efluentes tanto industriais como domésticos nos mananciais. As concentrações de crômio total apresentaram-se próximas aos limites permitidos pela legislação, o que pode estar associado as características da região.

As ordens decrescentes de acumulação de metais no tecido muscular para as espécies com hábito alimentar *detritívoro* na Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande foram, Fevereiro Zn>>Ni>Cu>Cr>Hg; Julho Zn>>Ni>Cu>Hg>Cr; e para carnívoros: Fevereiro Zn>Ni>Cu>Hg>Cr; Julho Ni>Zn>Cu>Cr>Hg.

Quanto ao fator de bioacumulação de metais, pode-se estabelecer a seguinte ordem decrescente de metais nas espécies de peixes coletadas nas duas campanhas de amostragens: Zn>Ni>Cr>Cu. Considerando o hábito alimentar, as espécies *detritívoras* apresentaram maior fator de bioacumulação e mesma ordem decrescente.

Do ponto de vista ambiental e considerando as atividades industriais e econômicas da região e a escassez de dados na literatura, este trabalho pode ser considerado pioneiro em estabelecer relações entre acumulação de metais em tecido muscular em diferentes espécies de peixes com diferentes hábitos alimentares coletados na Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande em diferentes sazonalidades.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898 - Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, Rio de Janeiro, Junho 1987.
- AKBULUT, A.; AKBULUT, N. E. The study of heavy metal pollution and accumulation in water, sediment, and fish tissue in Kızılırmak River Basin in Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 167, p. 521 – 526, 2010.
- AKSU, Z. et al. Equilibrium modelling of individual and simultaneous biosorption of chromium(VI) and Nickel (II) onto dried activated sludge. **Water Research**, v. 36, p. 3063-3073, 2002.
- ALHAMA, J.; RUIZ, R. A.; BAREA, J. L. Metallothionein quantification in clams by reverse-phase high performance liquid chromatography coupled to fluorescence detection after monobromobimane derivatization. **Journal of chromatography**, v. 1107, p. 52-58, 2006.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2.ed Chapman & Hall. New York, 1995.
- ALMEIDA, M. G. et al. Metais pesados em peixes costeiros demersais originários do litoral sudeste do Brasil. III Congresso Brasileiro de Oceanografia – CBO’2008 – I Congresso Ibero-Americano de Oceanografia – I CIAO – Fortaleza (CE), 20 a 24 de Maio de 2008.
- ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. **Chemical principles of environmental pollution**. Chapman & Hall, New York, 1997.
- ANDRÉ, A. et al. Bait-lamina assay as a tool to assess the effects of metal contamination in the feeding activity of soil invertebrates within a uranium mine area, **Environmental Pollution**, v. 157, p. 2368–2377, 2009.
- ANDREAS, B.; PETER, F.; HERIBERT C. Life at the Oxidic-Anoxic Interface: Microbial Activities and Adaptations. **Microbiology Research**, v. 24, p. 691-710, 2000.
- ANTUNES, S.C. et al. Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. **Science of the Total Environment**, v. 374, p. 252–259, 2007.
- ARAIN, M.B. et al. Total dissolved and bioavailable elements in water and sediment samples and their accumulation in *Oreochromis mossambicus* of polluted Manchar Lake. **Chemosphere**, v. 70, p. 1845–1856, 2008.
- ARIENZO, M. et al. A review of the fate of potassium in the soil–plant system after land application of wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 415 – 422, 2009.

- ATIKINS, P.; JONES, L. **Princípios de Química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. Bookman, Porto Alegre, 2006.
- BAIRD, C. **Environmental Chemistry**. W.H. Ferman and Company, New York, p.484, 1995.
- BARROS, B. C. V. et al. Determinação de Cd, Cr e Al em tecido de peixe provenientes do Rio Gelado/APA, Floresta de Carajás-PA. **Holos Environment**, v. 10, p. 195-208.
- BLASCOS, J.; SÁENZ, V.; GÓMEZ-PARRA, A. Heavy metal fluxes at the sediment/water interface of three coastal ecosystems from south-west of the Iberian Peninsula. **Science of the Total Environment**, v. 247, p. 189-199, 2000.
- BLAVET, D. et al. Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards, **Soil & Tillage Research** (in press), 2009.
- BOON, J. P. et al. Levels of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in animals representing different trophic levels of the North Sea food web. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 4025-4032, 2002.
- BOTTA, F. et al. Transfer of glyphosate and its degradate AMPA to surface waters through urban sewerage systems, **Chemosphere** (in press), 2009.
- BRABO, E.S. et al. Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Pará State, Brazil. **Environmental Research**, v. 84, p. 197–203, 2000.
- BROOKS, M. L.; MEYER, J. S.; MCKNIGHT, D. M. Photooxidation of wetland and riverine dissolved organic matter: altered copper complexation and organic composition. **Hydrobiology**, v. 579, p. 95-113, 2007.
- BROOKS, S.J. et al. Dissolved organic carbon reduces the toxicity of copper to germlings of the macroalgae, *Fucus vesiculosus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 70, p. 88–98, 2008.
- BURNETT, K. G. Impacts of environmental toxicants and natural variables on the immune system of fishes. In: Moonn, T. W.; Mommsen, T. P. Environmental toxicology – Biochemistry and molecular biology of fishes. **Elsevier Science**, Amsterdam, v.6, p. 231 – 253, 2005.
- CAJARAVILLE, M. P. et al. The use of biomarker to assess the impact of pollution in coastal environment of the Iberian Peninsula: a practical approach. **Science of the Total Environment**, v. 247, p. 295 – 311, 2000.
- CAMPANHA, M. B. et al. Variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos nos rios Turvo, Preto e Grande no Estado de São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 33, N° 9, p. 1831-1836, 2010.
- CAMPANHA, M. B.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Estimates of metal fluxes at the sediment-water interface of three Rivers of Turvo/Grande watershed, São Paulo state, Brazil. **Journal of Soil and Sediments**, 2011, submetido.

- CANCÈS, B. et al. Changes in arsenic speciation through a contaminated soil profile: A XAS based study. **Science of the Total Environment**, v. 397, p. 178-189, 2008.
- CAO, J. et al. Novel complex gel beads composed of hydrolyzed polyacrylamide and chitosan: An effective adsorbent for the removal of heavy metal from aqueous solution. **Bioresource Technology**, v. 25, p. 2558-2561, 2009.
- CARIGNAN, R.; NRIAGU, J.O.; Trace-metal deposition and mobility in the sediments of 2 lakes near Sudbury, Ontario. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.49 (8), p. 1753–1764, 1985.
- CASTILHOS, Z. C.; BIDONE, E. D.; HARTZ, S. M.; Bioaccumulation of Mercury by tucunaré (*Cichla ocellaris*) from Tapajos River region, Brazilian Amazon: a field dose-response approach. **Bulletin of Environmental Contamination and toxicology**, v.66, p. 631-637, 2001.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo, 2008. Disponível em : <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/relatorios/rios/rel_aguas_int_2008/relatorio_2008.zip> Acesso em Ago 2009.
- CHANG, L. W.; MAGOS, L.; SUZUKI, T. **Toxicology of metals**. CRC Lewis Publishers, New York, Boca Raton, Florida, 1996.
- CHAPMAN, P. M. et al. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. **Journal of Fish and Aquatic Science**, v. 55 (10), p. 2221-2243, 1998.
- CICERI, G. et al. Geochemical cycling of heavy metals in a marine coastal area: benthic flux determination from pore water profiles and in situ measurements using benthic chambers. **Hydrobiology**, v. 235/236, p. 501-517, 1992.
- CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A.E.; EATON, A.D.; Standard Methods for the Examination of water and waste water. 20th ed., **APHA**, AWWA, WEF, Washington, 1998.
- COCKER, J. et al. Biomonitoring for Chromium and Arsenic in Timber Treatment Plant Workers Exposed to CCA Wood Preservatives. **Ann Occup Hyg**, v. 50, n. 5, p. 517-527, 2006.
- DA SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108–114, 2007.
- DE BRITO, F. L.; ROLIM, M. M. Comportamento do Efluente e do Solo Fertirrigado com Vinhaça. **Agropecuária Técnica**, v. 26, n.1, p. 60–67, 2005.
- DE BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Concentração de Cátions Presentes no Lixiviado de Solos Tratados com Vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 27, n. 3, p. 773-781, 2007.

- DEMIRAK, A. et al. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. **Chemosphere**, v. 63, p. 1451-1458, 2006.
- DESHPANDE, A. et al. Analysis of heavy metals in marine fish from Mumbai Docks. **Springer Science**, v. 159, p. 493-500, 2008.
- DIAS, A. C. L. et al. Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. **Caderno de saúde pública**, v. 24 n°9, Rio de Janeiro, 1994.
- DOBRANSKYTE, A. et al. Effect of humic acid on water chemistry, bioavailability and toxicity of aluminium in the freshwater snail, *Lymnaea stagnalis*, at neutral pH. **Environmental Pollution**, v. 140, p. 340-347, 2006.
- DOUAY, F. et al. Contamination of Urban Soils in an Area of Northern France Polluted by Dust Emissions of Two Smelters. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 188, p. 247-260, 2008.
- DUFFUS, J. H. "Heavy metals" - A meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793 – 807, 2002.
- EMMANUEL ILESANMI ADEYEYE, E.I.; AKINYUGHA, N.J.; FESOBI, M.E.; TENABE, V. O. Determination of some metals in *Clarias gariepinus*(Cuvier and Vallenciennes), *Cyprinus carpio* (L.) and *Oreochromis niloticus* (L.) fishes in a polyculture fresh water pond and their environments. **Aquaculture**, v. 147, p. 205-214, 1996.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 200.2- Sample preparation procedure for spectrochemical determination of total recoverable elements, 1994. Disponível em: <http://www.epa.gov/waterscience/methods/method/files/200_2.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3050B - Acid digestion of sediments, sludges, and soils, 1996.
- ESPINOZA-QUINONES, F. R. et al. Water quality assessment of Toledo River and determination of metal concentrations by using SR-TXRF technique. **Akadémiai Kiadó**, p. 465-469, 2009.
- FARAG, A. M. et al. Concentrations of metals in water, sediment, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish in the Boulder River Watershed, Montana, and the role of colloids in metal uptake. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 52, p. 397–409, 2007.
- FEEMA. Levantamento de metais pesados no Estado do Rio de Janeiro. Relatório Preliminar, Rio de Janeiro, p. 94, 1980.
- FICHET, D. et al. Concentration and mobilisation of Cd, Cu, Pb and Zn by meiofauna populations living in harbour sediment: their role in the heavy metal flux from sediment to food web. **Science of the Total Environment**, v.243/244, p. 263-272, 1999.

- FRANCO-URÍA, A. et al. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, p. 1008–1015, 2009.
- GAGNETEN, A. M.; GERVASIO, S.; PAGGI, J. C. Heavy metal pollution and eutrophication in the Lower Salado River Basin (Argentina). **Water, Air and Soil Pollutants**, v. 178, p. 335–349, 2007.
- GONDAL, M. A.; HUSSAIN, T. Determination of poisonous metals in wastewater collected from paint manufacturing plant using laser-induced breakdown spectroscopy. **Talanta**, v. 71, p. 73–80, 2007.
- GOWD, S. S.; GOVIL, P. K. Distribution of heavy metals in surface water of Ranipet industrial area in Tamil Nadu, India. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 136, p. 197–207, 2008.
- GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da Planície de inundação do alto Rio Paraná e áreas adjacentes**. 1ª Edição, Maringá, Paraná, 2007.
- GRASSI, M. T. As águas do planeta Terra. **Química Nova na Escola: cadernos temáticos**, n.1, p.31-40, 2001.
- HEATH, A. G. Water pollution and fish physiology. **CRC**, 2nd edn., 1990.
- HER, N. et al. Characterization of DOM as a function of MW by fluorescence EEM and HPLC-SEC using UVA, DOC, and fluorescence detection. **Water Research**, v. 37, p. 4295–4303, 2003.
- HERNANDES, A. et al. Uso da água na Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande – SP. CONIRD – 2006.
- HOLT, E. A.; MILLER, S. W. Bioindicadores: conceitos e aplicações. **Natureza Educação**, 2010.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, MAPAS ESTATÍSTICOS. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm>> Acesso em Agosto, 2009.
- IEA – INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. DEFENSIVOS AGRÍCOLAS: Expectativa de Aumento da Demanda em 2007. **Análises e Indicadores do Agronegócio**, v. 2, n. 7, 2007.
- KANG, J. et al. Characteristics of wet and dry weather heavy metal discharges in the Yeongsan Watershed, Korea. **Science of the Total Environment**, n. 407, p. 3482–3493, 2009.
- KASPRZAK, K. S.; SALNIKOW, K. Níquel toxicity and carcinogenesis. In: **Metal ions in life sciences: Nickel and its surprising impact in nature**. John Wiley & Sons, Chichester, v. 2, p. 620-660, 2007.
- LAM, K.F.; YEUNG, K.L.; MCKAY, G. Efficient approach for Cd²⁺ and Ni²⁺ removal and recovery using mesoporous adsorbent with tunable selectivity. **Environmental Science and Technology**, v. 41, p. 3329-3334, 2007.

- LAMELAS, C.; WILKINSON, K.J.; SLAVEYKOVA, V.I. Influence of the composition of natural organic matter on Pb bioavailability to microalgae. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 6109-6116, 2005.
- LAZORCHAK, J. M. et al. USEPA biomonitoring and bioindicator concepts needed to evaluate the biological integrity of aquatic systems. In: Marckert, B. A.; Breure, A. M.; Zechmeister, H. G. Bioindicators and biomonitoring. **Elsevier Science**, 2003.
- LEADY, B.S., GOTTGENS, J.F. Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal. **Wetlands Ecology and Management**, v. 9, p. 349–361, 2001.
- LEE, Y.; LIM, C. Physical Basis of Structural and Catalytic Zn-Binding Sites in Proteins. **Journal Molecular Biology**, v. 379, p. 545–553, 2008.
- LEPANE, V.; PERSSON, T.; WEDBORG, M. Effects of UV-B radiation on molecular weight distribution and fluorescence from humic substances in riverine and low salinity water. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 161–173, 2003.
- LEPSCH, I.F. **Formação e Conservação dos solos**. 1ª Ed., Oficina de Textos, São Paulo, 2002.
- LI, H. et al. Phytotoxicity and bioavailability of cobalt to plants in a range of soils, **Chemosphere**, v. 75, p. 979–986, 2009.
- LIMA, R. G. et al. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil - **Environmental Research**, section A 89, p. 171-179, 2002.
- LIU, D. et al. Uptake and accumulation and oxidative stress in garlic (*Allium sativum* L.) under lead phytotoxicity, **Ecotoxicology**, v. 18, p. 134–143, 2009.
- LYONS, W. B.; ARMSTRONG, P. B.; GAUDETTE, H. E.; Trace metal concentrations and fluxes in Bermuda sediments. **Marine Pollution Bulletin** 1983;14_2.:65-68.
- LYRA, M. R. C. C.; ROLIM, M. M.; DA SILVA, J. A. A. Toposequência de solos fertirrigados com vinhaça: contribuição para a qualidade das águas do lençol freático, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 525-532, 2003.
- MACDONALD, B.C.T. et al. Discharge of weathering products from acid sulfate soils after a rainfall event, Tweed River, eastern Australia. **Applied Geochemistry**, v. 22, p. 2695-2705, 2007.
- MACEDA-VEIGA, A.; MONROY, M.; SOSTOA, A. Metal bioaccumulation in the Mediterranean barbell (*Barbus meridionalis*) in a Mediterranean River receiving effluents from urban and industrial wastewater treatment plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 76, p. 93-101, 2011.
- MACHADO, I. C. Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliensis* do estuário de Cananéia-SP, Brasil. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 61(1), p. 13 – 18, 2002.

- MALIK, N. et al. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. **Environmetal Monitoring and Assessment**, v.160, p. 267 – 276, 2010.
- MARTIN, R. B. Bioinorganic chemistry of metal ion toxicity. In: **Metals ions in biological systems**. Maecel Dekker, v.18, p. 21 – 65, New York, 1980.
- MECHE, A. et al. Determination of heavy metals by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry in fish from the Piracicaba River in Southern Brazil. **Microchemical Journal**, v. 94, p. 171-174, 2010.
- MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Perfil espacial e temporal de poluentes das águas da represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 32, n°6, p. 1436 – 1441, 2009.
- METHODS OF ANALYSIS BY THE U. S. GEOLOGICAL SURVEI NATIONAL WATER QUALITY LABORATORY- Preparation procedure for aquatic biological material determined for trace metals (1996).
- MICHAUD, A. M.; CHAPPELLAZ, C.; HINSINGER P. Copper phytotoxicity affects root elongation and iron nutrition in durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.), **Plant and Soil**, v. 310, p.151–165, 2008.
- MICÓ, C. et al. Assessing heavy metal souces in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. **Chemosphere**, v. 65, p. 863-872, 2006.
- MILES, C. J.; MOYE, H. A. Extraction of Glyphosate Herbicide from Soil and Clay Minerals and Determination of Residues in Soils, **Journal of Agriculture, Food and Chemistry**, v. 36, p. 488-491, 1988.
- MIRLEAN, N. et al. Mercury in lakes and lake fishes on a conservation-industry gradient in Brazil. **Chemosphere**, v. 60, p. 226–236, 2005.
- MOHAMED, A. E. Environmental variations of trace element concentrations in Egyptian cane sugar and soil samples (Edfu factories), **Food Chemistry**, v. 65, p. 503-507, 1999.
- MÖLLERKE, R. DE O. Total Arsenic levels as a bioindicator in the evaluation of fish quality (*Leporinusobtusidens* and *Pimelodus maculatus*) from the Guaiba Lake, Porto Alegre, Rio Grande do Sul State, Brazil, 2003.
- MOON, T. W.; MOMMSEN, T. P. Environmental toxicology – Biochemistry and molecular biology of fishes. **Elsevier Science**, v.6, Amsterdam, 2005.
- MORENO, T. et al. Recreational atmospheric pollution episodes: Inhalable metalliferous particles from firework displays. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 913–922, 2007.
- MOZETO, A. A.; SOARES, A. **Determinação de fluxos de nutrientes e outras espécies químicas na interface sedimento-água de ambientes aquáticos lênticos e límnicos. Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. Cubo Multimídia & Propaganda, p. 60-69, São Carlos – SP, 2006.

- MOZETO, A. A.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. Cubo Multimídia & Propaganda, p. 222, São Carlos - SP 2006.
- NAEL, M. et al. Effect of geo-pedological conditions on the distribution and chemical speciation of selected trace elements in forest soils of western Alborz, Iran, **Geoderma**, v. 152, p. 157–170, 2009.
- NAGAO, S. et al. Characteristics of humic substances in the Kuji River waters as determined by high-performance size exclusion chromatography with fluorescence detection. **Water Research**, v. 37, p. 4159–4170, 2003.
- NATURAE, P. C. H.; MOSQUITÃO. *Programa de Conservação da Ictiofauna*, 2007.
- NEUPANE, G.; ROBERTS, S. J. Quantitative Comparison of Heavy Metals and As Accumulation in Agricultural and Forest Soils near Bowling Green, Ohio, **Water, Air and Soil Pollutants**, v. 197, p. 289–301, 2009.
- NIEBOER, E.; RICHARDSON, H. S. – **Environmental Pollution**, v.1 n.3,1980. Apud SPOSITO, G. **Metal ions in biological systems**. Marcel Dekker, v.18, cap.1, p.1-19 New York, 1986.
- NIETO, J. M. et al. Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. **Environment International**, v. 33, p. 445–455, 2007.
- OSTRANDER, G. K. **The techniques in aquatic toxicology**. CRC Press, v. 2, Boca Raton, Flórida, 2005.
- PAKHOMOVA, S. V. et al. Fluxes of iron and manganese across the sediment–water interface under various redox conditions. **Marine Chemistry**, v. 107, p. 319-331, 2007.
- SILVERIO, P. F.; NASCIMENTO, M. R. L. ; MOZETO, A. A. . Valores-guia de qualidade de sedimentos de ambientes aquáticos continentais e valores de referência de metais e metalóides. In: **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água**. Cubo Multimídia & Propaganda, p. 70-89, São Carlos – SP, 2006.
- Perfil Regional - Região Administrativa de São José do Rio Preto, 2009. Disponível em: <<http://www.planejamento.sp.gov.br/des/textos8/SJRioPreto.pdf>> Acesso em Agosto, 2009.
- PHILLIPS, G. R.; LENHARD, T. E.; GREGORY, R. W. Relations between trophic positions and mercury accumulation among fishes from the Tongue River Reservoir, Montana. **Environmental Research**, v. 22, p. 73-80, 1980.
- Relatório Final Ictiofauna. Goiânia, GO.
- REMYLA, S. R. et al. Influence of zinc on cadmium induced haematological and biochemical responses in a freshwater teleost fish *Catla catla*. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 34, p. 169–174, 2008.

- REN, H. Cloning of crucian carp (*Carassius cuvieri*) methallothionein – II and characterization of its gene promoter region. **Biochemical and Biophysical Research Communication**, v. 342, p. 1297 – 1304, 2006.
- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. Bookman, Porto Alegre, 2^a, 2009.
- ROESIJADI, G. Metallothionein and its role in toxic metal regulation. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 113, p. 117 – 123, 1996.
- ROMÃO, L. P. C. et al. Redução de crômio hexavalente por substâncias húmicas aquáticas imobilizadas em aminopropil sílica. **Eclética Química**, v. 27, p. 383,391, 2002.
- RUELAS-INZUNZA, J.; PÁEZ-OSUNA, F.; GARCÍA-FLORES, D. Essential (Cu) and nonessential (Cd and Pb) metals in ichthyofauna from the coasts of Sinaloa state (SE Gulf of California). **Springer Science + Business Media**, v. 162, p. 251-263, 2009.
- SANCHEZ-MARÍN, P. et al. Humic Acids Increase Dissolved Lead Bioavailability for Marine Invertebrates. **Environmental Science and Technology**, v. 41, p. 5579-5684, 2007.
- SANTOS, A. et al. Competition Between Humic Substances and α -Amino Acids by Metal Species. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 15, n. 3, p. 437-440, 2004.
- SANTOS, M. A. P. F.; MELÃO, M. G. G.; LOMBARDI, A. T. The effects of humic substances on copper toxicity to *Ceriodaphnia silvestrii* Daday (Crustacea, Cladocera). **Ecotoxicology**, v. 17, p. 449–454, 2008.
- SCHNITZLER, D.C. Avaliação da Qualidade de Sedimentos de rios da Região Metropolitana de Curitiba com ênfase em Espécies Metálicas. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- SCHNÜRER, Y. et al. Effects of surface sorption on microbial degradation of glyphosate. **Environmental Science and Technology**, v. 40, p. 4145-4150, 2006.
- SHINN, C. et al. Temporal variation of heavy metal contamination in fish of the river lot in southern France. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 12 June 2009, 72, 1957-1965.
- SIGEL, A.; SIGEL H.; SIGEL R. K. O. **Metal ions in life sciences: Nickel and its surprising impact in nature**. John Wiley & Sons, v. 2, Chichester, 2007.
- SIGEL, A.; SIGEL, H.; SIGEL, R. K. O. **Metal ions in life sciences: Organometallics in environmental and toxicology**. Royal Society of Chemistry Publishing, v. 7, Cambridge, 2010.
- SINDAG - SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DE PRODUTOS PARA DEFESA AGRÍCOLA. Vendas de defensivos agrícolas de 2008 por culturas. Comunicação pessoal, 2009.

- SODRÉ, F. F.; GRASSI, M. T. Assessment of Anthropogenic Influences on Copper Complexation by aquatic dissolved organic matter using Synchronous Fluorescence. **Journal of Brazilian Chemical Society**, v. 18, n. 6, p. 1136-1144, 2007.
- SPEISKY, H. et al. Cu(I)–Glutathione complex: A potential source of superoxide radicals generation. **Biorganic & Medicinal Chemistry**, v. 16, p. 6568 – 6574, 2008.
- SPOSITO, G. Distribution of potentially hazardous trace metals. In: SIEGEL, H. Metal ions in biological systems. **Marcel Dekker**, v. 20, p. 1-19, New York, 1986.
- TABRIZI, E. F. M. et al. Effects of micronutrients and their application method on yield, crop growth rate (CGR) and net assimilation rate (NAR) of corn cv. Jeta, **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v.7, p. 611-615, 2009.
- TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do recôncavo baiano. **Revista Química Nova**, v. 15(2), p. 147-154.
- THAYER, J. S. Roles of organometal(loid) compounds in environmental cycles. In: SIGEL, A.; Sigel, H.; Sigel, R. K. O. Metal ions in life sciences: Organometallics in environmental and toxicology, **Royal Society of Chemistry Publishing**, Cambridge, v. 7, p. 1 – 32, 2010.
- THOMAZ, A. A.; HAHN, N. S. The Upper Paraná River and its Foodpalin: Physical aspects, Ecology and conservation. **Backhuys Publischers**, p. 247-269, Leiden, The Netherlands, 2004.
- TOMAZELLI, A. C. et al. Biomonitoring of Pb and Cd in Two Impacted Watersheds in Southeast Brazil, Using the Freshwater Mussel *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819) (Bivalvia : Mycetopodidae) as a Biological Monitor. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, p. 673 – 684, 2003.
- TSCHÖPEL, P. et al. Zur Ursache und Vermeidung systematischer fehler bei elementbestimmungen in wäßrigen lösungen im ng/ml – und pg/ml. **Fresenius Journal Analytical Chemistry**, v. 302, n. 3, p. 1-14, 1980.
- TUNA, A. L. et al. Sources and distribution of trace metals in the Saricay stream basin of southwestern Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 125, p. 47-57, 2007.
- TÜRKMEN, A. et al. Metals in tissues of fish from Yelkoma Lagoon, northeastern Mediterranean. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 168, p. 223 – 230, 2010.
- VICENTE-SÁNCHEZ, C. et al. Effect of the flavonoid quercetin on cadmium-induced hepatotoxicity. **Food and Chemical Toxicology**, v. 46, p. 2279–2287, 2008.
- VIDOTTI, E. C. ; ROLLEMBERG, M. C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**, 27, 2004.
- WINTER, A. R. et al. Photodegradation of natural organic matter from diverse freshwater sources. **Aquatic Toxicology**, v. 84, p. 215-222, 2007.

- WOOD, S.A. The role of humic substances in the transport and fixation of metals of economic interest (Au, Pt, Pd, U, V). **Ore Geology Reviews**, v. 11, p. 1-31, 1996.
- YALMAZ, A. B. et al. Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues of three demersal fish species from Iskenderun Bay, Turkey. **Food Chemistry**, v.123, p. 410-415, 2010.
- YAYMTAS, O. T. et al. Determination of heavy metal pollution with environmental physicochemical parameters in waste water of Kocabas Stream (Biga, Canakkale, Turkey) by ICP-AES. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 127, p. 389-397, 2007.
- YI, Y. et al. Sediment pollution and its effect on fish through food chain in the Yangtze River, **International Journal of Sediment Research**, v. 23, p. 338-347, 2008.
- ZABLOTOWICZ, R. M.; ACCINELLI, C.; KRUTZ, L. J.; REEDY, K. N. Soil Depth and Tillage Effects on Glyphosate Degradation, **Journal of Agriculture, Food and Chemistry**, v. 57, p. 4867-4871, 2009.
- ZHANG, X. et al. Variability of total and available copper concentrations in relation to land use and soil properties in Yangtze River Delta of China, **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 155, p. 205–213, 2009b.
- ZHANG, Z. et al. Mercury, Cadmium and Lead Biogeochemistry in the Soil–Plant–Insect System in Huludao City, **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 83, p. 255–259, 2009a.

APÊNDICE

Quadro 07 - Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentração de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Preto em Fevereiro de 2010.

Amostra	Espécie	Massa	Comp.	[Cu] (mg kg ⁻¹)	[Ni] (mg kg ⁻¹)	[Zn] (mg kg ⁻¹)	[Cr] (µg kg ⁻¹)	[Hg] (µg kg ⁻¹)
23	<i>Acestrorhynchus lacustres</i>	193,25	24,5	0,54 ± 0,05	<0,1	8,24 ± 0,57	0,03 ± 0,01	125,68
49	<i>Geophagus cf. proximus</i>	41,92	12,5	<0,04	<0,1	7,59 ± 0,89	0,04 ± 0,01	10,50
1	<i>Satanoperca pappaterra</i>	55,00	13,5	0,40 ± 0,09	< 0,1	0,44 ± 0,05	19,37 ± 0,03	3,64
3	<i>Satanoperca pappaterra</i>	75,15	15,0	0,26 ± 0,11	0,31 ± 0,01	0,47 ± 0,02	18,36 ± 0,1	13,47
6	<i>Satanoperca pappaterra</i>	53,78	13,0	< 0,04	1,40 ± 0,14	0,43 ± 0,07	41,69 ± 5,48	10,00
7	<i>Satanoperca pappaterra</i>	79,90	15,5	< 0,04	0,72 ± 0,07	0,50 ± 0,02	26,18±14,37	12,45
8	<i>Satanoperca pappaterra</i>	61,69	14,5	< 0,04	2,00 ± 0,41	0,35 ± 0,05	44,23 ± 2,90	11,60
10	<i>Satanoperca pappaterra</i>	56,10	13,5	0,22 ± 0,11	1,07 ± 0,06	0,61 ± 0,05	68,60 ±27,04	8,57
13	<i>Satanoperca pappaterra</i>	69,35	13,5	0,52 ± 0,08	<0,1	6,75 ± 0,56	0,05 ± 0,02	10,07
15	<i>Satanoperca pappaterra</i>	90,33	13,5	0,34 ± 0,14	2,56 ± 0,08	0,55 ± 0,07	92,01± 64,56	12,78
21	<i>Satanoperca pappaterra</i>	61,08	14,0	0,17 ± 0,05	0,33 ± 0,01	0,65 ± 0,10	15,03 ± 0,82	15,67
22	<i>Satanoperca pappaterra</i>	83,55	15,0	0,51 ± 0,03	<0,1	5,73 ± 0,16	0,07 ± 0,01	6,25
24	<i>Satanoperca pappaterra</i>	60,64	13,5	0,16 ± 0,04	2,49 ± 0,12	0,52 ± 0,05	34,18 ± 2,97	10,72
25	<i>Satanoperca pappaterra</i>	63,10	14,5	<0,04	<0,1	7,32 ± 2,0	0,06 ± 0,01	8,60
26	<i>Satanoperca pappaterra</i>	53,25	13,5	0,94 ± 0,20	0,70 ± 0,06	8,08 ± 0,48	0,08 ± 0,02	14,80
30	<i>Satanoperca pappaterra</i>	64,53	14,0	0,76 ± 0,02	0,57 ± 0,12	6,63 ± 0,71	0,08 ± 0,01	13,47
31	<i>Satanoperca pappaterra</i>	54,0	13,5	0,40 ± 0,15	0,77 ± 0,05	8,47 ± 2,97	0,08 ± 0,02	6,53
32	<i>Satanoperca pappaterra</i>	63,67	14,0	0,89 ± 0,46	<0,1	6,18 ± 0,37	0,05 ±0,005	10,99

35	<i>Satanoperca pappaterra</i>	59,60	13,5	0,47 ± 0,41	0,96 ± 0,21	0,53 ± 0,10	39,44 ± 9,24	4,16
36	<i>Satanoperca pappaterra</i>	63,4	13,5	0,21 ± 0,10	<0,1	8,28 ± 1,21	0,05 ± 0,01	7,10
37	<i>Satanoperca pappaterra</i>	85,78	13,5	0,31 ± 0,11	<0,1	7,48 ± 0,89	0,07 ± 0,03	32,83
38	<i>Satanoperca pappaterra</i>	62,68	14,5	0,60 ± 0,08	<0,1	4,91 ± 0,41	0,04 ± 0,007	16,84
40	<i>Satanoperca pappaterra</i>	65,75	13,0	0,74 ± 0,11	0,99 ± 0,12	6,48 ± 0,27	0,09 ± 0,01	9,58
41	<i>Satanoperca pappaterra</i>	57,81	13,5	0,62 ± 0,13	0,10 ± 0,06	7,39 ± 1,42	0,10 ± 0,02	9,73
42	<i>Satanoperca pappaterra</i>	64,46	13,5	0,54 ± 0,03	0,15 ± 0,06	5,56 ± 0,48	0,04 ± 0,01	13,42
43	<i>Satanoperca pappaterra</i>	61,26	13,5	1,06 ± 0,45	0,89 ± 0,16	7,63 ± 0,65	0,13 ± 0,04	8,01
44	<i>Satanoperca pappaterra</i>	54,38	12,5	0,29 ± 0,04	< 0,1	0,47 ± 0,05	9,58 ± 0,01	7,28
45	<i>Satanoperca pappaterra</i>	75,42	14,0	0,29 ± 0,02	< 0,1	0,45 ± 0,03	9,47 ± 0,03	9,36
46	<i>Satanoperca pappaterra</i>	78,6	15,5	0,69 ± 0,13	1,19 ± 0,23	6,56 ± 1,40	0,09 ± 0,01	13,65
47	<i>Satanoperca pappaterra</i>	59	13,5	0,71 ± 0,12	0,99 ± 0,06	6,81 ± 0,25	0,07 ± 0,005	8,19
48	<i>Satanoperca pappaterra</i>	94,15	15,0	0,73 ± 0,12	0,71 ± 0,01	7,43 ± 1,01	0,16 ± 0,07	9,46
50	<i>Satanoperca pappaterra</i>	65,36	14,5	0,41 ± 0,05	< 0,1	0,50 ± 0,06	1,96 ± 0,04	17,17
51	<i>Satanoperca pappaterra</i>	64,82	13,5	0,27 ± 0,03	0,48 ± 0,06	0,45 ± 0,02	9,14 ± 0,03	13,85
52	<i>Satanoperca pappaterra</i>	64,82	13,0	0,31 ± 0,03	< 0,1	0,42 ± 0,05	13,10 ± 0,02	14,75
53	<i>Satanoperca pappaterra</i>	62,63	14,0	0,54 ± 0,07	<0,1	7,32 ± 2,0	0,08 ± 0,02	8,63
54	<i>Satanoperca pappaterra</i>	66,22	14,5	0,99 ± 0,12	1,23 ± 0,05	6,55 ± 1,20	0,15 ± 0,08	23,45
55	<i>Satanoperca pappaterra</i>	55,85	12,5	0,59 ± 0,13	0,23 ± 0,05	6,60 ± 0,06	0,07 ± 0,01	16,83
56	<i>Satanoperca pappaterra</i>	62,24	13,5	0,77 ± 0,07	0,90 ± 0,09	5,88 ± 0,82	0,07 ± 0,001	14,13
2	<i>Schizodon altoparana</i>	184,94	23,0	0,23 ± 0,09	< 0,1	0,50 ± 0,04	16,41 ± 12,37	22,43
9	<i>Schizodon altoparana</i>	111,70	20,0	0,15 ± 0,04	< 0,1	0,80 ± 0,07	25,43 ± 5,64	5,52
12	<i>Schizodon altoparana</i>	184,30	24,0	< 0,04	1,35 ± 0,28	0,31 ± 0,13	14,76 ± 10,15	6,36
14	<i>Schizodon altoparana</i>	174,60	24,0	0,19 ± 0,05	0,34 ± 0,03	0,40 ± 0,14	19,56 ± 4,73	19,17
16	<i>Schizodon altoparana</i>	163,46	22,5	0,35 ± 0,09	< 0,1	0,46 ± 0,01	26,40 ± 0,05	3,10

17	<i>Schizodon altoparana</i>	183,04	24,5	0,39 ± 0,07	< 0,1	< 0,02	9,26 ± 0,06	13,0
18	<i>Schizodon altoparana</i>	111,60	20,0	0,33 ± 0,28	2,53 ± 0,40	0,39 ± 0,14	35,43 ± 16,22	14,03
19	<i>Serrasalmus maculatus</i>	72,53	13,5	0,22 ± 0,06	0,74 ± 0,73	0,57 ± 0,07	43,03 ± 14,12	15,14
20	<i>Serrasalmus maculatus</i>	63,0	14,5	< 0,04	0,94 ± 0,10	0,50 ± 0,04	28,86 ± 11,81	13,62
27	<i>Serrasalmus maculatus</i>	44,3	11,5	1,04 ± 0,04	< 0,1	10,30 ± 2,55	0,10 ± 0,01	15,18
4	<i>Serrasalmus Marginatus</i>	352,40	24,0	0,38 ± 0,02	< 0,1	4,02 ± 0,08	0,03 ± 0,01	114,73
33	<i>Serrasalmus Marginatus</i>	373,71	22,5	0,36 ± 0,25	< 0,1	4,77 ± 0,69	0,06 ± 0,004	110,89

Quadro 08 - Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentração de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Preto em Julho de 2010.

Amostra	Espécie	Massa	Comp.	[Cu] (mg kg ⁻¹)	[Ni] (mg kg ⁻¹)	[Zn] (mg kg ⁻¹)	[Cr] (µg kg ⁻¹)	[Hg] (µg kg ⁻¹)
39	<i>Prochilodus lineatus</i>	1485,4	47	< 0,04	1,01 ± 0,10	0,14 ± 0,01	9,46 ± 0,13	89,10
1	<i>Schizodon nasutus</i>	182,0	22,5	< 0,04	0,73 ± 0,05	0,21 ± 0,02	9,61 ± 0,32	1,02
2	<i>Schizodon nasutus</i>	154,3	22	0,28 ± 0,03	0,47 ± 0,09	0,81 ± 0,05	27,08 ± 7,28	118,53
3	<i>Schizodon nasutus</i>	255,6	25,5	0,23 ± 0,05	< 0,1	0,42 ± 0,19	19,03 ± 9,78	4,83
4	<i>Schizodon nasutus</i>	150,3	23,5	< 0,04	0,84 ± 0,06	< 0,1	9,52 ± 0,15	5,97
5	<i>Schizodon nasutus</i>	299,0	26,5	< 0,04	1,44 ± 0,07	0,17 ± 0,03	9,32 ± 0,18	1,02
6	<i>Schizodon nasutus</i>	150,6	23,0	0,15 ± 0,02	1,01 ± 0,05	0,24 ± 0,06	9,52 ± 0,03	8,35
7	<i>Schizodon nasutus</i>	118,0	21,0	< 0,04	1,36 ± 0,16	0,21 ± 0,01	9,46 ± 0,05	1,02
8	<i>Schizodon nasutus</i>	279,3	27,0	0,16 ± 0,06	1,12 ± 0,07	0,26 ± 0,07	10,42 ± 1,23	9,08
9	<i>Schizodon nasutus</i>	152,0	21,5	0,15 ± 0,02	0,61 ± 0,09	0,13 ± 0,01	9,14 ± 0,86	24,09
10	<i>Schizodon nasutus</i>	308,7	27,0	0,26 ± 0,02	0,33 ± 0,01	0,58 ± 0,02	22,12 ±11,52	1,02
11	<i>Schizodon nasutus</i>	242,2	26,0	0,15 ± 0,02	0,32 ± 0,04	0,15 ± 0,07	12,59 ± 3,33	67,67
12	<i>Schizodon nasutus</i>	212,0	25,0	0,14 ± 0,02	1,37 ± 0,15	0,26 ± 0,06	9,29 ± 0,08	18,45
13	<i>Schizodon nasutus</i>	141,2	21,5	0,39 ± 0,13	0,34 ± 0,02	0,62 ± 0,20	13,11 ± 2,49	5,37
14	<i>Schizodon nasutus</i>	216,0	23,5	0,33 ± 0,08	0,33 ± 0,01	0,73 ± 0,04	25,60 ±11,61	22,34
15	<i>Schizodon nasutus</i>	207,3	24,5	0,29 ± 0,05	< 0,1	0,51 ± 0,03	17,86 ± 6,00	36,12
16	<i>Schizodon nasutus</i>	217,1	27,5	< 0,04	1,06 ± 0,04	0,12 ± 0,01	9,58 ± 0,04	36,77
17	<i>Schizodon nasutus</i>	151,0	21,5	0,25 ± 0,02	0,35 ± 0,02	0,70 ± 0,02	12,16 ± 3,32	21,13
18	<i>Schizodon nasutus</i>	338,5	27,5	0,32 ± 0,08	0,40 ± 0,07	0,65 ± 0,05	17,45 ± 1,93	1,02
19	<i>Schizodon nasutus</i>	178,6	203,5	0,30 ± 0,03	0,40 ± 0,07	0,88 ± 0,03	29,15 ± 6,01	28,93
20	<i>Schizodon nasutus</i>	163,3	22,5	0,28 ± 0,06	0,34 ± 0,01	0,67 ± 0,01	35,34 ±16,98	12,97
21	<i>Schizodon nasutus</i>	262,6	26,0	0,15 ± 0,02	0,33 ± 0,01	0,25 ± 0,02	18,89 ± 7,16	22,11

22	<i>Schizodon nasutus</i>	119,94	21,0	0,19 ± 0,04	0,39 ± 0,13	0,20 ± 0,10	8,53 ± 0,37	4,37
23	<i>Schizodon nasutus</i>	269,90	25,5	0,16 ± 0,03	< 0,1	0,24 ± 0,01	9,72 ± 1,01	13,73
24	<i>Schizodon nasutus</i>	339,0	28,0	< 0,04	0,33 ± 0,01	0,33 ± 0,06	35,09±10,79	20,21
25	<i>Schizodon nasutus</i>	224,8	23,0	< 0,04	0,33 ± 0,01	0,27 ± 0,04	9,31 ± 0,16	26,37
26	<i>Schizodon nasutus</i>	237,6	25,0	0,24 ± 0,08	0,36 ± 0,03	0,28 ± 0,04	12,30 ± 5,33	1,02
27	<i>Schizodon nasutus</i>	206,1	24,5	0,15 ± 0,02	0,42 ± 0,08	0,22 ± 0,05	15,20 ± 5,58	24,74
28	<i>Schizodon nasutus</i>	118,9	21,5	< 0,04	0,35 ± 0,02	0,31 ± 0,03	15,07 ± 2,63	58,40
29	<i>Schizodon nasutus</i>	109,7	19,5	0,17 ± 0,02	0,46 ± 0,15	0,17 ± 0,04	10,82 ± 3,31	20,74
30	<i>Schizodon nasutus</i>	108,8	19,5	0,16 ± 0,02	< 0,1	0,45 ± 0,12	15,17 ± 6,98	1,02
31	<i>Schizodon nasutus</i>	301,0	21,5	0,15 ± 0,04	< 0,1	0,20 ± 0,02	47,60±66,45	40,41
32	<i>Schizodon nasutus</i>	270,1	27,0	0,17 ± 0,03	0,40 ± 0,03	0,19 ± 0,02	15,12 ±10,05	10,65
34	<i>Schizodon nasutus</i>	392,6	29,0	0,14 ± 0,01	0,38 ± 0,10	0,29 ± 0,04	8,90 ± 0,45	1,02
35	<i>Schizodon nasutus</i>	458,6	30,0	0,17 ± 0,03	0,38 ± 0,08	0,16 ± 0,01	11,77 ± 4,18	1,02
36	<i>Schizodon nasutus</i>	263,4	23,0	0,15 ± 0,04	0,36 ± 0,06	0,08 ± 0,03	15,47 ± 7,87	1,31
37	<i>Schizodon nasutus</i>	484,57	30,0	< 0,04	0,44 ± 0,14	0,15 ± 0,02	8,64 ± 0,18	1,02
38	<i>Schizodon nasutus</i>	235,61	23,0	0,15 ± 0,02	0,42 ± 0,07	0,22 ± 0,04	9,43 ± 0,10	8,63
40	<i>Schizodon nasutus</i>	417,8	29,5	< 0,04	0,41 ± 0,07	0,23 ± 0,01	9,14 ± 0,26	14,65
41	<i>Schizodon nasutus</i>	472,5	25,0	0,28 ± 0,06	0,39 ± 0,10	0,69 ± 0,12	36,80 ±23,98	76,54
42	<i>Schizodon nasutus</i>	468,9	29,0	0,27 ± 0,04	< 0,1	0,77 ± 0,07	31,45 ±17,08	13,10
43	<i>Schizodon nasutus</i>	362,8	30,0	0,21 ± 0,01	0,33 ± 0,01	0,69 ± 0,04	25,01 ± 3,82	45,34
44	<i>Schizodon nasutus</i>	389,4	29,0	0,13 ± 0,01	0,32 ± 0,02	0,29 ± 0,04	17,08 ± 7,03	9,23
45	<i>Schizodon nasutus</i>	249,0	26,0	0,15 ± 0,04	< 0,1	0,28 ± 0,04	9,08 ± 0,01	8,55
46	<i>Schizodon nasutus</i>	291,1	26,5	0,17 ± 0,07	0,32 ± 0,01	0,34 ± 0,02	9,78 ± 1,04	1,02
47	<i>Schizodon nasutus</i>	438,4	28,0	< 0,04	0,33 ± 0,01	0,34 ± 0,05	15,41±10,68	21,41
48	<i>Schizodon nasutus</i>	357,0	28,0	0,16 ± 0,06	0,55 ± 0,37	0,28 ± 0,01	16,11 ± 6,79	21,78

49	<i>Schizodon nasutus</i>	305,8	29,0	0,19 ± 0,05	0,33 ± 0,01	0,28 ± 0,04	10,22 ± 1,76	18,16
50	<i>Schizodon nasutus</i>	380,8	29,0	0,19 ± 0,10	0,32 ± 0,01	0,25 ± 0,02	25,88±20,09	8,11
51	<i>Schizodon nasutus</i>	375,08	28,0	< 0,04	< 0,1	0,25 ± 0,03	9,15 ± 0,12	19,24
52	<i>Schizodon nasutus</i>	190,0	23,5	0,29 ± 0,09	1,08 ± 0,14	0,29 ± 0,03	10,39 ± 2,54	11,15
33	<i>Serrasalmus Marginatus</i>	340,4	22,5	0,20 ± 0,06	0,58 ± 0,03	0,22 ± 0,02	25,09 ± 8,98	35,00

Quadro 09 - Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentração de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Grande em Fevereiro de 2010.

Amostra	Espécie	Massa	Comp.	[Cu] (mg kg ⁻¹)	[Ni] (mg kg ⁻¹)	[Zn] (mg kg ⁻¹)	[Cr] (µg kg ⁻¹)	[Hg] (µg kg ⁻¹)
3				< 0,04	< 0,1	0,33 ± 0,07	38,96 ± 2,03	123,05
1	<i>Astyanax Altiparanae</i>	46,0	13,0	0,23 ± 0,09	< 0,1	0,55 ± 0,05	16,50 ± 4,74	21,67
2	<i>Astyanax Altiparanae</i>	43,74	12,5	0,36 ± 0,17	0,59 ± 0,16	0,41 ± 0,08	1,99 ± 0,02	42,71
4	<i>Galeocharax Knerii</i>	148,11	24,5	0,47 ± 0,24	0,79 ± 0,02	0,52 ± 0,14	19,78 ± 9,04	332,30
5	<i>Galeocharax Knerii</i>	180,40	26,0	0,21 ± 0,02	0,35 ± 0,04	0,20 ± 0,03	32,84±0,05	393,20
6	<i>Galeocharax Knerii</i>	103,1	22,5	0,18 ± 0,02	0,32 ± 0,01	0,38 ± 0,13	27,52 ± 7,09	262,84
7	<i>Schizodon Borelli</i>	197,93	24,0	0,16 ± 0,03	0,53 ± 0,03	0,34 ± 0,06	13,66 ± 4,36	29,63
8	<i>Schizodon Borelli</i>	172,6	22,5	0,72 ± 0,03	0,56 ± 0,10	0,32 ± 0,17	2,05 ± 0,02	19,91
9	<i>Schizodon Borelli</i>	262,63	28,0	0,63 ± 0,02	< 0,1	0,36 ± 0,06	27,02 ± 3,02	45,70
10	<i>Schizodon Borelli</i>	168,44	22,5	0,37 ± 0,03	0,45 ± 0,17	0,47 ± 0,05	96,54 ± 0,03	27,96
11	<i>Schizodon Borelli</i>	144,0	22,0	0,40 ± 0,25	0,56 ± 0,05	0,38 ± 0,06	25,03± 22,23	16,60
12	<i>Schizodon Borelli</i>	151,84	20,5	0,27 ± 0,09	< 0,1	0,28 ± 0,02	26,48 ± 3,04	25,15
13	<i>Schizodon Borelli</i>	132,0	19,5	< 0,04	< 0,1	0,35 ± 0,07	26,70 ± 9,92	23,00
14	<i>Schizodon Borelli</i>	177,0	22,5	0,21 ± 0,02	0,42 ± 0,05	0,38 ± 0,16	22,27 ± 3,44	12,50
15	<i>Schizodon Borelli</i>	111,08	20,0	0,30 ± 0,13	< 0,1	0,27 ± 0,09	27,21 ± 9,24	72,60
16	<i>Schizodon Borelli</i>	392,0	29,5	0,25 ± 0,15	< 0,1	0,40 ± 0,10	25,09 ± 3,25	20,65
17	<i>Schizodon Borelli</i>	210,8	24,0	< 0,04	0,35 ± 0,03	0,35 ± 0,16	27,89 ±12,16	83,72
18	<i>Schizodon Borelli</i>	185,06	22,5	0,23 ± 0,06	< 0,1	0,43 ± 0,11	25,36±13,21	25,70
19	<i>Schizodon Borelli</i>	110,90	19,0	0,30 ± 0,19	0,55 ± 0,04	0,53 ± 0,02	33,89±13,89	48,91

Quadro 10 - Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentração de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Grande em Julho de 2010.

Amostra	Espécie	Massa	Comp.	[Cu] (mg kg ⁻¹)	[Ni] (mg kg ⁻¹)	[Zn] (mg kg ⁻¹)	[Cr] (µg kg ⁻¹)	[Hg] (µg kg ⁻¹)
1	<i>Cichla temensis</i>	133,1	21,5	< 0,04	0,44 ± 0,12	0,10 ± 0,01	14,20 ± 4,42	13,82
2	<i>Cichla temensis</i>	110,2	21,5	< 0,04	< 0,01	0,19 ± 0,01	9,98 ± 1,40	6,61
3	<i>Cichla temensis</i>	86,6	18,5	< 0,04	0,70 ± 0,16	0,26 ± 0,04	31,70 ± 36,88	9,98
4	<i>Cichla temensis</i>	170,4	23,5	< 0,04	0,57 ± 0,10	0,11 ± 0,04	9,79 ± 2,22	7,72
5	<i>Cichla temensis</i>	113,7	20,5	< 0,04	0,55 ± 0,24	0,16 ± 0,10	15,78 ± 6,01	8,62
6	<i>Cichla temensis</i>	160,8	22,5	< 0,04	< 0,1	0,14 ± 0,02	15,54 ± 3,25	7,92
7	<i>Cichla temensis</i>	108,8	19,5	< 0,04	< 0,1	0,19 ± 0,16	10,22 ± 0,82	< 0,001
8	<i>Cichla temensis</i>	92,7	15,5	< 0,04	< 0,1	0,16 ± 0,10	20,57 ± 2,51	< 0,001
9	<i>Cichla temensis</i>	103,0	19,5	< 0,04	< 0,1	0,16 ± 0,10	13,45 ± 22,74	6,43
10	<i>Cichla temensis</i>	102,4	20,5	< 0,04	< 0,1	0,27 ± 0,20	12,03 ± 4,21	9,96
11	<i>Cichla temensis</i>	112,5	19,5	< 0,04	0,70 ± 0,21	0,17 ± 0,10	19,16 ± 6,67	11,99
12	<i>Satanoperca pappaterra</i>	74,5	16,5	< 0,04	< 0,1	0,22 ± 0,20	22,84 ± 12,78	12,53
13	<i>Satanoperca pappaterra</i>	115,12	19,5	< 0,04	< 0,01	0,19 ± 0,10	10,06 ± 0,67	6,88

Quadro 11 - Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentração de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Turvo em Fevereiro de 2010.

Amostra	Espécie	Massa	Comp.	[Cu] (mg kg ⁻¹)	[Ni] (mg kg ⁻¹)	[Zn] (mg kg ⁻¹)	[Cr] (µg kg ⁻¹)	[Hg] (µg kg ⁻¹)
1	<i>Geophagus proximus</i>	69,18	15,5	< 0,04	< 0,1	0,71 ± 0,19	16,12 ± 0,61	0,19
2	<i>Geophagus proximus</i>	128,0	17,5	0,20 ± 0,09	< 0,1	0,37 ± 0,16	< 0,04	0,52
3	<i>Geophagus proximus</i>	149,78	21,0	, 0,04	< 0,1	0,33 ± 0,1	< 0,04	0,12
6	<i>Geophagus proximus</i>	111,95	17,0	0,17 ± 0,03	< 0,1	0,69 ± 0,3	< 0,04	0,17
7	<i>Geophagus proximus</i>	125,9	16,5	0,16 ± 0,04	< 0,1	0,36 ± 0,16	< 0,04	0,23
8	<i>Geophagus proximus</i>	110,42	16,5	< 0,04	< 0,1	0,26 ± 0,09	15,94 ± 11,03	0,17
9	<i>Geophagus proximus</i>	144,26	19,5	< 0,04	< 0,1	0,34 ± 0,10	< 0,04	0,19
10	<i>Geophagus proximus</i>	133,1	19,5	0,18 ± 0,04	< 0,1	0,25 ± 0,04	< 0,04	0,39
11	<i>Geophagus proximus</i>	110,90	18,5	< 0,04	< 0,1	0,37 ± 0,03	17,79 ± 7,42	0,34
12	<i>Geophagus proximus</i>	74,88	16,0	< 0,04	< 0,1	0,22 ± 0,01	11,78 ± 3,79	0,62
13	<i>Geophagus proximus</i>	114,3	17,5	< 0,04	< 0,1	0,23 ± 0,04	12,68 ± 2,69	0,24
14	<i>Geophagus proximus</i>	113,84	18,0	< 0,04	< 0,1	0,28 ± 0,04	17,96 ± 6,82	0,32
15	<i>Geophagus proximus</i>	111,8	17,5	0,21 ± 0,02	< 0,1	0,38 ± 0,14	< 0,04	0,18
16	<i>Geophagus proximus</i>	139,51	19,0	< 0,04	< 0,1	0,23 ± 0,02	28,88 ± 10,67	2,68
17	<i>Geophagus proximus</i>	100,1	15,0	0,15 ± 0,05	< 0,1	0,28 ± 0,09	13,37 ± 7,22	6,11
18	<i>Geophagus proximus</i>	103,57	15,5	0,16 ± 0,06	< 0,1	0,39 ± 0,05	14,50 ± 9,37	27,76
4	<i>Serrasalmus marginatus</i>	153,95	19,0	0,19 ± 0,07	< 0,1	0,52 ± 0,01	< 0,04	0,96
19	<i>Serrasalmus marginatus</i>	51,6	14,5	0,30 ± 0,19	< 0,1	0,31 ± 0,13	< 0,04	19,10
20	<i>Serrasalmus marginatus</i>	101,0	15,5	0,33 ± 0,09	< 0,1	0,36 ± 0,05	< 0,04	33,38
21	<i>Serrasalmus marginatus</i>	43,93	12,5	0,43 ± 0,1	< 0,1	0,35 ± 0,1	< 0,04	18,18
22	<i>Serrasalmus marginatus</i>	149,06	18,0	0,15 ± 0,08	< 0,1	0,21 ± 0,02	< 0,04	2,68
23	<i>Serrasalmus marginatus</i>	89,47	16,0	0,32 ± 0,1	< 0,1	0,38 ± 0,07	< 0,04	6,11

Quadro 12 - Espécies, massa (g), comprimento (cm) e concentração de metais das amostras de peixes coletadas no Rio Turvo em Julho de 2010.

Amostra	Espécie	Massa	Comp.	[Cu] (mg kg ⁻¹)	[Ni] (mg kg ⁻¹)	[Zn] (mg kg ⁻¹)	[Cr] (µg kg ⁻¹)	[Hg] (µg kg ⁻¹)
3	<i>Astyanax Altiparanae</i>	164,9	23,0	< 0,04	0,24 ± 0,08	0,26 ± 0,03	38,33 ± 3,37	48,95
4	<i>Astyanax Altiparanae</i>	161,0	21,0	< 0,04	0,45 ± 0,20	0,24 ± 0,04	42,76 ± 8,13	8,65
17	<i>Astyanax Altiparanae</i>	42,3	12,5	< 0,04	0,37 ± 0,10	0,59 ± 0,08	30,65 ± 7,47	18,72
18	<i>Astyanax Altiparanae</i>	43,5	12,5	< 0,04	< 0,1	0,79 ± 0,11	27,49 ± 3,15	
1	<i>Galeocharax knerii</i>	311,5	29,0	< 0,04	0,29 ± 0,05	0,37 ± 0,05	27,63 ± 7,17	45,89
2	<i>Galeocharax knerii</i>	194,5	27,0	< 0,04	0,42 ± 0,25	0,22 ± 0,01	39,89 ± 4,52	1,02
5	<i>Leporinus Friderici</i>	181,06	25,5	< 0,04	0,19 ± 0,04	0,30 ± 0,07	45,72 ± 7,29	41,58
6	<i>Leporinus Friderici</i>	167,1	26,0	< 0,04	0,31 ± 0,09	0,26 ± 0,04	38,07 ± 3,08	59,18
14	<i>Leporinus Friderici</i>	122,0	21,0	< 0,04	< 0,1	0,28 ± 0,22	11,10 ± 1,49	8,25
15	<i>Leporinus Friderici</i>	151,6	22,5	< 0,04	< 0,1	0,48 ± 0,11	33,84 ± 19,50	22,08
16	<i>Leporinus Friderici</i>	134,5	21,5	< 0,04	0,39 ± 0,11	0,40 ± 0,03	44,87 ± 11,22	63,70
19	<i>Leporinus Friderici</i>	151,5	22,5	< 0,04	< 0,1	0,41 ± 0,07	33,28 ± 5,47	
20	<i>Leporinus Friderici</i>	117,3	21,0	< 0,04	< 0,1	0,40 ± 0,10	34,60 ± 4,50	33,93
10	<i>Leporinus obtusidens</i>	154,5	24,5	< 0,04	0,28 ± 0,05	0,26 ± 0,01	45,47 ± 9,16	32,84
11	<i>Leporinus obtusidens</i>	186,7	25,5	< 0,04	0,33 ± 0,16	0,32 ± 0,05	41,32 ± 5,36	4,12
12	<i>Leporinus obtusidens</i>	161,0	24,5	< 0,04	0,33 ± 0,01	0,45 ± 0,10	13,92 ± 7,37	33,81
13	<i>Leporinus obtusidens</i>	163,2	24,5	< 0,04	< 0,1	0,41 ± 0,02	< 0,04	50,72
9	<i>Salminus brasiliensis</i>	2500,0	54,5	< 0,04	0,38 ± 0,05	0,28 ± 0,01	45,78 ± 8,46	235,61
7	<i>Serrasalmus Marginatus</i>	225,0	25,5	< 0,04	0,35 ± 0,02	0,21 ± 0,05	41,56 ± 7,26	35,25
8	<i>Serrasalmus Marginatus</i>	278,5	28,5	< 0,04	0,37 ± 0,12	0,21 ± 0,01	49,10 ± 7,12	