

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ  
*CAMPUS* DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

ANA PAULA SARTÓRIO CHAMBO

**BIOINDICADORES PARA DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS NO  
RESERVATÓRIO DA ITAIPU BINACIONAL, PARANÁ, BRASIL**

Marechal Cândido Rondon

2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ  
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

ANA PAULA SARTÓRIO CHAMBO

**BIOINDICADORES PARA DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS NO  
RESERVATÓRIO DA ITAIPU BINACIONAL, PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, área de concentração em Produção e Nutrição Animal, para obtenção do título de “Mestre em Zootecnia”.

Orientador: Prof. Nilton Garcia Marengoni, *Ph.D.*  
Coorientador: Prof. Dr. Élcio Silvério Klosowski

Marechal Cândido Rondon

2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Biblioteca da UNIOESTE – Campus de Marechal Cândido Rondon – PR., Brasil)

C446b	<p>Chambo, Ana Paula Sartório</p> <p>Bioindicadores para determinação de metais pesados no reservatório da Itaipu Binacional, Paraná, Brasil / Ana Paula Sartório Chambo. - Marechal Cândido Rondon, 2011. 98 p.</p> <p>Orientador: Prof. Nilton Garcia Marengoni Coorientador: Prof. Dr. Élcio Silvério Klosowski</p> <p>Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Marechal Cândido Rondon, 2011.</p> <p>1. Reservatório da Itaipu Binacional - Qualidade da água. 2. <i>Eichhornia crassipes</i>. 3. <i>Egeria densa</i>. 5. <i>Limnoperla fortunei</i>. 6. <i>P. granulatus</i>. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.</p> <p>CDD 21.ed. 628.16 CIP-NBR 12899</p>
-------	---

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ  
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

ANA PAULA SARTÓRIO CHAMBO

BIOINDICADORES PARA DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS NO  
RESERVATÓRIO DA ITAIPU BINACIONAL, PARANÁ, BRASIL

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação *stricto sensu* em Zootecnia, Área de Concentração "Produção e Nutrição Animal", para a obtenção do título de "Mestre em Zootecnia".

Marechal Cândido Rondon, 26 de agosto de 2011.

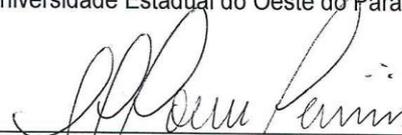
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Ph.D. Milton Garcia Marenboni  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná



Prof. Dr. Elcio Silvério Klosowski  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná



Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Junior  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná



Prof. Dr. Nelson Massaru Fukumoto  
Pontifícia Universidade Católica do Paraná

*À minha filha Maria Clara, que no alto de sua sabedoria, conferida aos seus seis anos, sempre me perguntava pacientemente:*

***“Mamãe, você já terminou agora podemos brincar?”***

*A meu marido e amigos que com ação e incentivo, tornou possível a realização deste sonho, compartilhou minhas alegrias e tristezas, fazendo meus dias verdadeiramente especiais.*

***DEDICO!***

## **Agradecimentos**

À Deus, pelo Dom da vida, por sempre estar ao meu lado e ouvir as minhas preces, me amparando nos momentos em que tudo parecia impossível.

À minha razão de viver, ao sol das minhas manhãs a minha princesa, Maria Clara S. Estevez, por trazer suavidade e paz a minha vida, pela qual eu acordo todos os dias e tudo a minha volta faz sentido e me faz feliz...

À minha mãe, Terezinha Sartório, pelo incentivo, confiança, esforços e sacrifícios para que eu pudesse chegar até aqui!

Ao meu marido, Rogério L. Estevez, pela efetiva participação na realização deste trabalho, pelo amparo e consolo nos momentos de dificuldade, obrigada pela sua compreensão, confiança e estímulo para que não desistisse dos meus propósitos.

Ao Professor Orientador, Nilton Garcia Marengoni, por toda ajuda e dedicação prestadas e também por toda sua compreensão e companheirismo.

Ao Prof. Dr. Cláudio Yuji Tsutsumi, pela paciência e disponibilidade em auxiliar na realização das análises estatística.

Aos membros da banca de qualificação, meu Co-orientador Prof. Dr. Élcio S. Klosowski, pelo apoio e confiança, e Prof. Dr. Nelson M. Fukumoto pela contribuição e correções sugeridas.

Ao coordenador do Laboratório de Química Ambiental e Instrumental, Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Junior, por ceder espaço e equipamentos para a realização das análises e obtenção dos resultados.

Ao técnico do Laboratório de Química Agrícola e Ambiental, Gilmar Divino Gomes, e, estagiários, em especial a Mayara Mitiko Yoshihara pela paciência, dedicação e auxílio.

Aos colegas Milton César de Moura, Ilson Mahl, Danielle Albuquerque Menezes, Tsiane Francielli Schmitt, Monique Bayer Wild, e Poliana C. S. Chambo que, de alguma forma, colaboraram para a concretização deste estudo.

À minha mais que amiga, Katiane Pimenta de Oliveira que foi meus olhos e meus braços quando não me podia fazer presente, obrigada pelo empenho e devoção na realização deste estudo.

À minha mais que amiga Marli Busanello, como se não bastassem às longas tardes de confidencias, ainda perdeu algumas noites de sono ao meu lado contribuindo para que tudo desse certo.

Às amigas Francieli B Silva, Priscilla C. Barros, Kelli C. Martini, Marta F. Bianchini e Cristiane Meinerz, pelos inesquecíveis momentos de distração, diversão, pela ajuda, companheirismo, cooperação e por seus ombros amigos ofertados nos momentos difíceis.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste), como entidade difusora do conhecimento científico, por possibilitar a realização deste trabalho e aos professores pela dedicação e ensinamentos adquiridos.

À Fundação Araucária pela concessão da bolsa de estudos que fomentou este estudo.

**Muito obrigada a todos, que direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho.**

## RESUMO

ANA PAULA SARTORIO CHAMBO; Universidade Estadual do Oeste do Paraná; Junho de 2011; **Bioindicadores para determinação de metais pesados no reservatório da Itaipu Binacional, Paraná, Brasil.** Orientador: Prof. Nilton Garcia Marengoni, *Ph.D.*, Coorientador: Prof. Dr. Elcio Silvério Klosowski

Este trabalho foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu Binacional, localizada na região oeste do Estado do Paraná, durante o período de abril/2009 a março/2010 e teve como objetivo o estudo sobre a composição química (macronutrientes, micronutrientes e metais pesados tóxicos), a bioacumulação de metais pesados biologicamente essenciais, cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn), e metais pesados tóxicos, cádmio (Cd), cromo (Cr) e chumbo (Pb), nos tecidos do armado (*P. granulosus*), moluscos (*L. fortunei*) e plantas aquáticas (*E. densa* e *E. crassipes*), além do estudo da qualidade da água e dos sedimentos em ambientes modificados, como os reservatórios de usos múltiplos, durante as estações do ano. Foram coletados mensalmente quinze peixes para determinação do fator de condição corporal relativo, o índice de víscera total, o índice de gordura visceral, o índice hepatossomático e o índice de poluição por metais, bem como amostras de sedimento, água e dos bioindicadores mexilhão dourado e duas espécies de macrófitas aquáticas *E. crassipes* e *E. densa*. Observou-se que a carcaça do armado bioacumulou os elementos na seguinte ordem decrescente Fe, Ca, Zn, Pb, Mn, K, Mg, Cr, Cu e Cd. O nitrogênio concentrou-se em maior proporção na carcaça (110,58 g kg<sup>-1</sup>) e no filé (109,96 g kg<sup>-1</sup>) e o fósforo no fígado (43,26 g kg<sup>-1</sup>). O Cd esteve presente em 50% das amostras de carcaça (1,20 mg kg<sup>-1</sup>) e pele (1,00 mg kg<sup>-1</sup>) e em 100% das amostras de brânquias (1,00 mg kg<sup>-1</sup>). O Cr foi detectado em 33% das amostras de carcaça (2,75mg kg<sup>-1</sup>) e brânquias (1,00 mg kg<sup>-1</sup>) e em 17% das amostras de filé (2,00 mg kg<sup>-1</sup>). A presença de chumbo foi constatada em 100% das amostras com teores variando entre 20,17 mg kg<sup>-1</sup> na carcaça e 7,83 mg kg<sup>-1</sup> no filé. A distribuição dos metais Cu, Fe, Zn e Mn no sedimento e na água não sofreram efeito sazonal. O método analítico utilizado não detectou a presença de Cu e Zn na água do reservatório. As variáveis físicas e químicas da água não oscilaram ao longo do ano. O índice de metais pesados calculado para a *E. densa* respondeu significativamente as oscilações sazonais, sendo que os maiores valores obtidos durante o verão seguidos pela primavera, inverno e outono. Os armados capturados durante o período experimental estavam contaminados pelos metais pesados Cd, Cr e Pb em níveis acima dos recomendados pela legislação vigente. O índice de contaminação por metais aponta que o fígado é o órgão que mais bioacumulou metais pesados no armado. As deposições de metais pesados no sedimento e na água não sofreram efeito sazonal. A amostragem dos sedimentos, *E. densa* e raiz da *E. crassipes* pode indicar a composição da contaminação do ambiente e a *E. densa* pode ser utilizado como bioindicador em áreas poluídas.

**Palavras-chave:** *Eichhornia crassipes*, *Egeria densa*, elemento traço, *Limnoperna fortunei*, *P. granulosus*, sazonalidade, tanques rede

## ABSTRACT

ANA PAULA SARTORIO CHAMBO; State University of West of Paraná, in June 2011;  
**Bioindicators for the determination of heavy metals in the reservoir of Itaipu, Paraná, Brazil.** Advisor: Prof. Nilton Garcia Marengoni, Ph.D., Committee member: Prof. Dr. Élcio Silvério Klosowski

This study was conducted in the reservoir of Itaipu Hydroelectric Plant, located in the western region of Paraná State, during the March/2010 to April/2009 and aimed to study the chemical composition (macronutrients, micronutrients and toxic heavy metals), the bioaccumulation of biologically essential metals, copper (Cu), iron (Fe), zinc (Zn) and manganese (Mn), and non-essential toxic heavy metals, cadmium (Cd), chromium (Cr) and lead (Pb) in tissues of the armado (*P. granulatus*), mollusks (*L. fortunei*) and aquatic plants (*E. densa* and *E. crassipes*), beyond the study of water quality and sediment under modified atmospheres, such as reservoirs for multiple uses, during the season the year. Fifteen fish were collected monthly to determine the factor relative corporal condition (Kn), the index of viscera total (IVT), visceral fat index (IGV), the hepatosomatic index (HSI) and the metal pollution index (MPI), as well as samples the sediment, water and the biomarkers golden mussel and two species of aquatic macrophytes, *E. crassipes* and *E. dense*. It was observed that the carcass of the armado bioaccumulate in the following order Fe, Ca, Zn, Pb, Mn, K, Mg, Cr, Cu e Cd. The nitrogen was concentrated in greater proportion in the carcass (110.58 g kg<sup>-1</sup>) and fillet (109.96 g kg<sup>-1</sup>) and phosphorus in the liver (43.26 g kg<sup>-1</sup>). The Cd was present in 50% of carcass samples (1.20 mg kg<sup>-1</sup>) and skin (1.00 mg kg<sup>-1</sup>) and 100% of the samples of gills (1.00 mg kg<sup>-1</sup>). The Cr was detected in 33% of carcass samples (2.75 mg kg<sup>-1</sup>) and gills (1.00 mg kg<sup>-1</sup>) and 17% of fillet samples (2.00 mg kg<sup>-1</sup>). The presence of lead was found in 100% of samples with levels ranging from 20.17 mg kg<sup>-1</sup> in the carcass and 7.83 mg kg<sup>-1</sup> in the fillet. The distribution of Cu, Zn and Mn in the sediment and water did not change seasonally. The analytical method used did not detect the presence of Cu and Zn in the water sample. The physical and chemical variables of water were not oscillated along the year season. The index calculated for the *E. densa* responded significantly seasonal fluctuations, with the highest rates were obtained during the summer followed by spring, winter and autumn. The armado captured during the experiment were contaminated by heavy metals Cd, Cr and Pb at levels above those recommended by current legislation. The rate of metal contamination suggests that the liver is the organ most bioaccumulate heavy metals in the gun. The deposition of heavy metals in sediment and water did not change seasonally, the sampling of sediment, *E. densa* and root of *E. crassipes* may indicate the composition of environmental contamination.

**Keywords:** *Eichhornia crassipes*, *Egeria densa*, trace element, *L. fortunei*, *P. granulatus*, seasonality, cages

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	12
2 Revisão de literatura.....	14
2.1 Perspectivas da aquicultura brasileira .....	14
2.2 Recursos hídricos continentais .....	15
2.3 Os reservatórios e o impacto ambiental .....	16
2.4 O reservatório da Itaipu e a atividade aquícola .....	17
2.5 Contaminação ambiental e a qualidade das águas.....	19
2.6 Aspectos sobre a contaminação de pescados por metais.....	21
2.7 Toxodinâmica e acúmulo de metais pesados em peixes .....	22
2.8 Metais em moluscos bivalves filtradores .....	24
2.9 Metais pesados em macrófitas aquáticas.....	25
2.10 Biomonitoramento.....	27
2.11 Considerações sobre os metais pesados .....	29
2.11.1 Cobre .....	29
2.11.2 Ferro .....	30
2.11.3 Zinco .....	31
2.11.4 Manganês .....	31
2.11.5 Cromo.....	32
2.11.6 Cádmio .....	32
2.11.7 Chumbo .....	33
2.12 Legislação .....	33
2.13 Referências .....	34
3 NUTRIENTES E METAIS PESADOS TÓXICOS EM ÓRGÃOS DE <i>Pterodoras granulosus</i> , CAPTURADOS NO RESERVATÓRIO DA ITAIPU BINACIONAL, PARANÁ, BRASIL.....	46
Resumo:.....	46
Palavras-chave.....	46
Abstract: .....	47
Keywords .....	47

3.1 Introdução .....	48
3.2 Material e métodos .....	50
3.2.1 Área experimental .....	50
3.2.2 Espécimes .....	50
3.2.3 Análise das amostras .....	52
3.2.4 Índice de Poluição por Metais (MPI) .....	53
3.2.5 Índices Corporais.....	53
3.2.6 Análise Estatística .....	54
3. 3 Resultados e discussão .....	55
3.4 Conclusões .....	68
3.5 Referências .....	69
Resumo:.....	76
Palavra-chave .....	76
Abstract: .....	77
Keywords .....	77
4.1 Introdução .....	78
4.2 Material e métodos .....	79
4.2.1 Área experimental .....	79
4.2.2 Amostragem .....	80
4.2.3 Análise das amostras .....	81
4.2.4 Variáveis físicas e químicas da água.....	81
4.2.5 Índice de Poluição por Metais (MPI) .....	82
4.2.6 Análise Estatística .....	82
4.3 Resultados e discussão .....	82
4.4 Conclusão.....	93
4.5 Referências .....	94
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	98

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 2.1 - Limites de tolerância para contaminantes em alimentos, peixes e produtos da pesca no Brasil (BRASIL, 1998) e no exterior (WHO, 1989; FAO, 1992), na água de acordo com a resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) para água doce CLASSE 1 e CLASSE 3 e nos sedimentos estabelecidas pela resolução 344 do CONAMA (BRASIL 2004) Nível 1 e Nível 2. 34
- Tabela 3.1 – Valores biométricos médios referentes a 15 peixes (n=15) coletados mensalmente durante o período de abril de 2009 a março de 2010 no reservatório da Itaipu. .... 52
- Tabela 3.2 - Análise centesimal da carcaça (n=3) do armado (*P. granulosus*), capturado no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010, com base na matéria seca..... 53
- Tabela 3.3 – Valores médios (n=15) e desvio padrão do fator de condição corporal relativo (Kn), índice de víscera total (IVT), índice de gordura visceral (IGV) e índice hepatossomático (IHS) do armado (*P. granulosus*), capturados no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010 ..... 54
- Tabela 3.4 - Sazonalidade do N, P, K e Ca (g kg<sup>-1</sup>) nos órgãos do *P. granulosus*, capturados no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010 ..... 55
- Tabela 3.5 - Sazonalidade dos níveis médios de zinco, ferro, cobre e manganês (mg kg<sup>-1</sup>) nos tecidos de *P. granulosus*, capturados no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010 ..... 59
- Tabela 3.6 - Correlação entre os macronutrientes e os micronutrientes na carcaça e no fígado do armado com o fator de condição corporal (Kn), índice de víscera total (IVT), índice de gordura visceral (IGV) e índice hepatossomático (IHS) ..... 63
- Tabela 4.1 - Resultado do monitoramento *in loco* dos parâmetros físicos e químicos da água durante o período de abril de 2009 a março de 2010 ..... 82
- Tabela 4.2- Sazonalidade do cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn) total no sedimento (mg kg<sup>-1</sup>), na água (mg L<sup>-1</sup>) e nos bioindicadores *E. densa*, *E. crassipes* parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado *L. fortunei* (mg kg<sup>-1</sup>), durante o período de abril de 2009 a março de 2010 ..... 84

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Local de captura dos exemplares de peixes estudados na bacia do Paraná III .....	50
Figura 3.2 - Exemplar do armado ( <i>Pterodoras granulosus</i> ). .....	51
Figura 3.3 - Valores médios da concentração de metais pesados tóxicos (Cd, Pb e Cr) na carcaça, brânquias, fígado, filé e pele do armado ( <i>Pterodoras granulosus</i> ). .....	65
Figura 3.4 - Índice de poluição por Metal (MPI) na carcaça, brânquias, fígado, filé e pele do armado ( <i>Pterodoras granulosus</i> ).....	67
Figura 4.1- Bioindicadores <i>Eichhornia crassipes</i> (A), parte aérea (A1) e raiz (A2); <i>Egeria densa</i> (B); <i>L. fortunei</i> (C).....	80
Figura 4.2 - Sazonalidade do cádmio (Cd) total no sedimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e nos bioindicadores <i>E. densa</i> , <i>E. crassipes</i> parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado <i>L. fortunei</i> ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), durante o período de abril de 2009 a março de 2010.....	88
Figura 4.3 - Sazonalidade do cromo (Cr) total no sedimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e nos bioindicadores <i>E. densa</i> , <i>E. crassipes</i> parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado <i>L. fortunei</i> ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), durante o período de abril de 2009 a março de 2010. ....	89
Figura 4.4 - Sazonalidade do chumbo (Pb) total no sedimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e nos bioindicadores <i>E. densa</i> , <i>E. crassipes</i> parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado <i>L. fortunei</i> ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), durante o período de abril de 2009 a março de 2010. ....	90
Figura 4.5 - Índice de poluição por metal (MPI) no sedimento, na água e nos bioindicadores <i>E. densa</i> , <i>E. crassipes</i> parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado <i>L. fortunei</i> durante o período de abril de 2009 a março de 2010. ....	92

## 1 INTRODUÇÃO

O setor aquícola mundial vem se destacando nos últimos 50 anos, superando as taxas de crescimento dos demais setores de produção de alimentos de origem animal. A produção mundial de peixes e produtos pesqueiros passou de 142 milhões de toneladas em 2008 para 145 milhões em 2009 (FAO, 2010).

O Brasil ocupa a 18<sup>a</sup> posição em relação à produção aquícola mundial e produz aproximadamente 1,25 milhões de toneladas de pescado, onde apenas 38% são de áreas cultivadas, entre os anos de 2007 e 2009 a piscicultura nacional cresceu 60,2%. Contudo, estes valores ainda são discretos quando comparados ao montante de 48,9 milhões de toneladas produzidas na China (IPEA, 2009; MPA, 2011).

O país apresenta elevado potencial aquícola, pois possui dimensões continentais, sendo o quinto maior país do mundo, apresentam 1,7% do território das terras emersas, contendo aproximadamente 13% de toda a água doce superficial do planeta, 8,4 mil quilômetros de costa marítima com Zona Econômica Exclusiva de 3,5 milhões de km<sup>2</sup> passíveis de exploração, e dispõe de reservatórios de hidrelétricas que alagam 5,5 milhões de hectares que permitem a aquicultura em tanques-rede (SEBRAE, 2008).

O Brasil está se adaptando para elevar a atual produção de 1,2 milhões de toneladas de pescado por ano, simplificando a legislação que regula o licenciamento ambiental para produção no mar, em rios, lagos e reservatórios de usinas hidrelétricas, incentivando a produção baseada na sustentabilidade e direcionando o uso do pescado para a segurança alimentar e erradicação da pobreza no mundo (MPA, 2011).

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2011), caracteriza o combate à pesca ilegal e a sustentabilidade na cadeia produtiva pesqueira, aquícola mundial importante para o desenvolvimento dos recursos pesqueiros. Os principais entraves para o desenvolvimento da aquicultura brasileira estão relacionados justamente a questões ambientais, dificuldade na regularização dos empreendimentos e falta de organização da cadeia produtiva (OSTRENSKY et al., 2008).

Embora a produção aquícola esteja em alta os recursos hídricos também são explorados com as finalidades de prover saneamento, geração de energia, agricultura, abastecimento industrial e diluição de efluentes. Esta diversidade de atividades faz com que a água seja atualmente o recurso natural mais intensamente utilizado pelo homem o que ocasiona elevada demanda, gerando conflito e competições devido aos usos múltiplos (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005).

A exploração dos recursos hídricos deprime a qualidade da água, incorporando elementos que são carregados até o ambiente natural alterando suas características químicas, físicas e biológicas em decorrência da poluição. De maneira geral a contaminação de rios e lagos originam-se de várias fontes pontuais, como lançamento de águas residuais domésticas, industriais e agricultura, ou por meio da poluição difusa.

A qualidade das águas residuais e a composição dos poluentes depende do tipo de atividade que exerce pressão sobre o ambiente natural da quantidade de resíduos, do potencial de diluição e da capacidade de suporte do ambiente. No entanto, de maneira geral apresentam quantidades consideráveis de matéria em suspensão, altos índices de demanda biológica de oxigênio e metais pesados.

Os organismos vivos podem bioacumular metais pesados provindo do ambiente, incorporando-os na cadeia trófica e atingindo grande parte dos diferentes extratos que constituem os ecossistemas aquáticos e a maioria desses poluentes apresentam potencial tóxico comprovado, ou seja, são capazes de induzir efeitos deletérios aos organismos vivos expostos (VIARENGO, 1989; DALLINGER e RAIMBOW, 1993).

Devido a sua íntima relação com o ambiente os produtos da pesca são fruto do local a que são expostos, sendo assim, plantas aquáticas, algas, crustáceos, moluscos, peixes, mamíferos, aves, e outros animais que dependem desse ecossistema para sobreviver, podem ser utilizados como bioindicadores, fornecendo informações sobre a contaminação ambiental e as consequências da poluição sobre os organismos vivos (AKAISHI et al., 2004).

Evidenciar sinais de degradação e risco ambiental ocasionado pela má utilização da água, por meio dos elementos que constituem esse ecossistema como os bioindicadores é essencial para o desenvolvimento sustentável, a proteção do ambiente e dos recursos pesqueiros. A saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio do ambiente aquático, não devem ser afetados em consequência da deterioração da qualidade das águas em função de seus usos pelo homem (BRASIL, 2005).

Diante do exposto surge à necessidade de estudos sobre a composição química (macronutrientes, micronutrientes e metais pesados tóxicos), bioacumulação de metais pesados biologicamente essenciais (Cu, Fe, Zn e Mn) e metais pesados tóxicos não essenciais (Cd, Cr e Pb), em organismos aquáticos como peixes, moluscos e plantas aquáticas. Além do estudo da qualidade da água e dos sedimentos em ambientes modificados como os reservatórios de usos múltiplos.

## 2 Revisão de literatura

### 2.1 Perspectivas da aquicultura brasileira

A composição da produção aquícola mundial de acordo com a FAO (2008), individualiza quatro grandes grupos, dos quais, a piscicultura se destaca de forma preponderante (48,86%), tendo em segundo e terceiro lugar, praticamente com a mesma participação relativa, as plantas aquáticas (22,59%) e os moluscos (21,13%), seguidos pelos crustáceos (6,74%) e outros organismos aquáticos (0,68%).

A produção de pescado no mundo passou de menos de um milhão de toneladas na década de 50 para 61,3 milhões em 2006, rendendo cerca de 85 bilhões de dólares (FAO, 2010). Impulsionando este crescimento está o aumento da população mundial, o crescimento da renda, o aumento da urbanização e a procura crescente por hábitos mais saudáveis os quais a alimentação é o mais importante.

O Brasil é um país de dimensões continentais, sendo o quinto maior país do mundo, com 1,7% do território das terras emersas e ocupando 47% do território da América do Sul. Abrange uma área total de 8.514.876,599 km<sup>2</sup>, sendo que 55,455 km<sup>2</sup> de água. Apresenta potencial para se tornar um grande produtor mundial de pescado por possuir 8,4 mil quilômetros de costa marítima com Zona Econômica Exclusiva de 3,5 milhões de km<sup>2</sup> passíveis de exploração. Além de deter a maior reserva de água doce do mundo, aproximadamente 13% de toda a água doce superficial do planeta. Possui reservatórios de hidrelétricas que alagam 5,5 milhões de hectares que permitem a pesca e a aquicultura em tanques-rede (MPA, 2010).

Frente as outras fontes de proteína animal o pescado no Brasil, apresenta aumento significativo de 15,7%, seguidos pelas aves 12,9% e suínos 9,2%, entretanto a produção bovina teve um decréscimo de menos 8,6% de 2007 a 2009. A piscicultura nacional teve um incremento de 90% em relação ao período de 2003 à 2009, em 2009 foi responsável por uma produção de 337.351,00 Mg, superando a produção de 2008 em 20%. A região nordeste contribuiu com a maior parcela do mercado 411.463 Mg, representando 34% da produção nacional, seguida pela região Sul e Norte que atingiram valores de 316.257 e 263.814 Mg, correspondendo a respectivamente 25% e 21% da produção. A região sudeste com 177.249 Mg (14%) e o Centro-oeste (6%) com 72.030 Mg (IBAMA, 2009).

## 2.2 Recursos hídricos continentais

O volume total de água na Terra é de aproximadamente 1,4 bilhão de km<sup>3</sup> sendo que 97,5% do volume total são de água salgada e encontra-se nos oceanos, cerca de 35 milhões de km<sup>3</sup> ou seja 2,5% é água doce e constituem as geleiras e calotas polares e menos de 1% deste total representa a água doce disponível no planeta que se encontra na atmosfera, lagos, rios, riachos, terras úmidas e água subterrânea. A forma de armazenamento mais acessíveis ao uso humano é a água doce contida em lagos e rios, o que corresponde a apenas 0,27% do volume de água doce da Terra e cerca de 0,007% do volume total de água (ANA, 2007).

Aproximadamente um terço da população mundial vive em países que sofrem de estresse hídrico entre moderado e alto, onde o consumo de água é superior a 10% dos recursos renováveis de água doce. O que representa que mais de 1 bilhão de pessoas não tem disponibilidade de água suficiente para consumo doméstico e se estima que, em 30 anos, haverá 5,5 bilhões de pessoas vivendo em áreas com moderada ou séria falta d'água. A previsão para 2020, é que o uso da água aumentará em 40% e que será necessário um adicional de 17% de água para a produção de alimentos, a fim de satisfazer as necessidades da população em crescimento (WWC, 2000).

Os recursos hídricos representam um estoque de bens fundamentais que garantem os ciclos biogeoquímicos, beneficiando direta ou indiretamente o equilíbrio e a sobrevivência dos organismos e do homem (HENRY, 1999). A água está relacionada ao longo da história das civilizações como provedora do desenvolvimento diretamente relacionada com a economia, podendo ser utilizada para uso doméstico, irrigação, uso industrial e geração de energia (TUNDISI, 2003; TUNDISI, 2008).

De acordo com a Lei da Água n.º 58 de 29 de Dezembro de 2005 (BRASIL, 2005), a definição de recursos hídricos compreende as águas superficiais e subterrâneas, abrangendo seus respectivos leitos e margens, zonas adjacentes, zonas de infiltração máxima e zonas protegidas. A Política Nacional de Recursos Hídricos, fundamentada pela Lei n.º 9.433, de 08 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), descreve a água como um bem de domínio público, sendo um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, cujo uso prioritário, em situações de escassez, é o consumo humano e a dessedentação de animais.

Contudo a responsabilidade de proteger o meio ambiente, combater a poluição em qualquer de suas formas, assim como legislar concorrentemente sobre a defesa do solo e dos recursos minerais, é de competência comum da União, Estados, Distrito Federal e Municípios (BRASIL, 1997).

### 2.3 Os reservatórios e o impacto ambiental

O Brasil, devido seu potencial hídrico é um dos países da América do sul com maior potencial para a construção de grandes reservatórios destinados a produção de energia elétrica. Esta prática teve auge no país, nas décadas de 1960 e 1970, quando foram construídas várias barragens em cascata nos rios Paranaíba, Grande, Tietê, Paranapanema e Paraná, possibilitando melhor aproveitamento dos recursos hídricos por meio dos usos múltiplos da água (TUNDISI, 2003; CARVALHO, 2006).

Os reservatórios tornam o potencial hidroelétrico dos rios aproveitável, viabilizam seu uso como vias navegáveis interiores e possibilitam a utilização mais racional da água através da regularização de vazões mantendo o progresso das populações e sustentabilidade do desenvolvimento econômico.

O Brasil é o maior produtor de hidroeletricidade da América Latina, possui aproximadamente 600 barragens e até 2015 está planejada a construção de 432 novas unidades, principalmente na bacia do rio Tocantins, na Amazônia e na região Sul (SILVA, 2001).

Os reservatórios são sistemas aquáticos modificados, extremamente complexos e dinâmicos, que apresentam as funções principais de manutenção da vazão dos cursos de água e atendimento às variações da demanda dos usuários (PRADO, 2002).

Devido a grande dimensão dessas obras e à mudança do uso do solo em seu entorno, ocorrem impactos ambientais na área atingida pelo lago artificial decorrentes a sua implantação. Tais mudanças referem-se principalmente a alterações hidrológicas, atmosféricas, biológicas e sociais na região atingida pela construção de estas barragens (CASAMITJANA et al., 2003).

O represamento interfere diretamente no funcionamento dos sistemas hidrológicos pela interrupção do fluxo natural do rio, e a acumulação de água através de barragens, com sistemas controlados de liberação de água pela jusante através de um sistema operacional (REBOUÇAS et al., 2002).

As alterações no funcionamento dos ecossistemas lóticos, provocados pelo rompimento dos gradientes contínuos longitudinais das massas de água, influenciam as características limnológicas físicas, químicas e biológicas, que refletem na estrutura e na composição das comunidades bióticas (TUNDISI, 2004; NOGUEIRA et al.; 2006; NALIATO et al., 2009).

Os reservatórios brasileiros em muitos casos apresentam padrões morfométricos tipo dentríticos, onde, a presença de rios tributários contribui com a entrada da carga de nutrientes, poluentes e sólidos em suspensão atuando sobre as características de heterogeneidade dos reservatórios (BORGES et al; SILVA, 2008).

A morfometria compartimentalizada que apresenta em especial o reservatório da Usina Hidrelétrica da Itaipu, devido seus numerosos braços que compõem suas margens, contribui para a formação de locais que se comportam como ambientes parcialmente independentes do corpo central, conferindo características próprias em termos de funcionamento, estrutura térmica e fluxo da água (IAP, 2009).

As intensas atividades humanas na bacia do rio Paraná acabam interferindo no ecossistema, elevando a carga de nutrientes oriundas dos esgotos domésticos e biocida de atividades agrícolas, assim como o desmatamento e a construção do reservatório, afetam o equilíbrio da biota tendo consequências na esfera econômica, política e social da região (AGOSTINHO et al., 2002).

#### 2.4 O reservatório da Itaipu e a atividade aquícola

A elevada demanda energética do país levou a construção de numerosas e consecutivas represas em todas as regiões do país, criando grupos de reservatórios que recebem e acumulam matéria orgânica e inorgânica dos sistemas adjacentes (RODGHER et. al., 2004). A hidrelétrica de Itaipu Binacional integra esse complexo de usinas em cascata, sendo a usina de jusante e receptora direta das aflúncias dos complexos hidrelétricos da bacia do rio Paranapanema e do rio Tietê (ONS, 2010).

O rio Paraná que abastece o reservatório da Usina hidrelétrica de Itaipu é o principal rio da bacia do Prata (Brasil, Bolívia, Paraguai, Uruguai e Argentina) e drena as regiões mais populosas da América do Sul. Suas águas são oriundas de uma ampla rede de drenagem desde as encostas dos Andes, a oeste, até a Serra do Mar, nas proximidades da costa atlântica (AGOSTINHO et al., 2004).

A bacia do rio Paraná abrange seis estados brasileiros e o Distrito Federal. Ao longo do seu percurso até a confluência com o rio Iguaçu percorre uma área de 879.860 km<sup>2</sup>, onde suas águas são destinadas a diversas finalidades, como atividades recreativas, navegação, industriais, e reservatórios para abastecimento público e usinas hidrelétricas de grande e médio porte (ITAIPU BINACIONAL, 2010).

Esta bacia hidrográfica apresenta maior capacidade energética instalada do país e também a maior demanda elétrica. Existem ao longo de sua extensão 57 grandes reservatórios, responsável pela manutenção do lago de Itaipu, é composta de 13 sub-bacias que se divide em microbacias e por 1.500 sangas e rios (IAP, 2010). Os principais rios são: São Francisco Verdadeiro, Guaçu, São Francisco Falso e Ocoí, totalizando uma área de 8.000 m<sup>2</sup>, abrangendo 28 municípios paranaenses (ITAIPU BINACIONAL, 2010).

O reservatório de Itaipu Binacional encontra-se na divisa entre o Brasil e o Paraguai, entre os paralelos 24°05'' e 25°33'' de latitude sul e os meridianos 54°00'' e 54°57'' de longitude oeste. Apresenta uma superfície de 1.350 km<sup>2</sup> em sua cota média de operação (220m), sendo 625 km<sup>2</sup> no Brasil e 835 km<sup>2</sup> no Paraguai. Estende-se por 151km até as cidades de Guairá (BR) e Salto del Guayrá (PY). O tempo médio de residência da água neste reservatório é de 40 dias, e velocidade de corrente pode chegar a 0,6m/s (AGOSTINHO et al., 1999).

O reservatório da Itaipu tem grande potencial para produção aquícola, em 2008 a Itaipu disponibilizou três novas plataformas para o manejo de 250 tanques-rede. Em 2009 o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) autorizou o licenciamento dos três primeiros parques aquícolas em águas interiores do país. Estima-se que a produção total no lago possa chegar a 50 mil toneladas de pescado por ano em condições sustentáveis (ITAIPU, 2008 e ITAIPU, 2009).

Segundo a Emater (2010), existem atualmente cerca de 700 famílias de pescadores atuando no lago de Itaipu. Atualmente o pescado do lago de Itaipu está em torno de 1.000 toneladas anuais, mas o potencial de produção baseados na avaliação de sua capacidade de suporte, somente nos três primeiros parques aquícolas, é de mais de 6.000 toneladas anuais.

O cultivo de peixes em tanques-rede é um sistema de produção intensivo de peixes que otimiza os recursos hídricos não apropriados para a prática da aquicultura convencional (ITAIPU, 2006). Porém, os impactos gerados por esta atividade ainda são desconhecidos, devendo-se realizar o monitoramento e controle destes cultivos para que não se ultrapasse a capacidade suporte do ambiente, causando eutrofização e consequentemente impactos negativos ao meio ambiente.

Embora este sistema produtivo seja altamente vantajoso, pode gerar alguns problemas como o incremento de alguns elementos poluentes como o nitrogênio (N) e fósforo (P), que são limitantes à produtividade primária em ambientes aquáticos naturais (ODUM, 1983).

## 2.5 Contaminação ambiental e a qualidade das águas

A poluição aquática consiste na adição de qualquer substância que altere sua composição química, temperatura ou composição microbiológica (VILÉLA et al., 2007). No Brasil esta condição tem-se agravado, devido ao aumento das cargas poluidoras urbanas e industriais, uso inadequado do solo e de insumos agrícolas, erosão, desmatamento e mineração. Estes fatores, associados à distribuição anual de chuvas e às características climáticas, levam ao aumento do transporte de sedimento e a contaminação orgânica e química das águas.

Derísio (1992), classifica cinco fontes poluentes em águas superficiais sendo elas: poluição natural, não associada à atividade humana, causada por chuvas, escoamento superficial, salinização, decomposição de vegetais e animais; poluição industrial, gerada por resíduos líquidos, sólidos e gasosos dos processos industriais; poluição urbana, oriunda dos esgotos domésticos; poluição agropastoril, causada pelo uso de defensivos agrícolas, fertilizantes, excremento de animais e erosão; poluição acidental que podem chegar aos corpos d'água.

De acordo com os dados do Instituto Internacional de Ecologia (IIE, 2000), nas últimas décadas o uso de fertilizantes e o despejo de esgotos domésticos têm acelerado o processo de eutrofização em reservatórios brasileiros. A contaminação de substâncias químicas através do lixo urbano e industrial é responsável pelas altas concentrações de substâncias tóxicas no ambiente aquático (CAVALCANTE, 2009). O excesso de nutrientes, especificamente o nitrogênio e o fósforo, serve de substrato para a proliferação de algas (BARROS, 2008).

A consequência aguda da eutrofização é um imediato desequilíbrio do balanço do oxigênio dissolvido na água, em consequência do aumento da população de algas e plantas a demanda por oxigênio aumenta. Nessa situação, ocorre a solubilização do fosfato, aumentando a concentração de gás sulfídrico, metano e amônia. Além disso, pode haver a floração de cianobactérias que produzem fortes odores e sabores à água e eventual liberação de toxinas e mortandade de peixes e outros animais (SPERLING, 1994; MOTA, 2006).

Um dos problemas a qualidade das águas são os metais, pois possuem baixa degradabilidade, alto poder de bioacumulação e toxicidade aos organismos vivos. Os elementos metálicos podem ter origem de fontes naturais ou antrópicas, como intemperismo de rochas, deposição atmosférica, lançamentos de efluentes urbanos, agrícolas e industriais, mineração, além de resíduos contaminados (FÖRSTNER; WITTMANN, 1983).

Os metais que apresentam número atômico superior a 22 são considerados metais pesados. Alguns desses elementos são considerados essenciais devido sua funcionalidade metabólica (sódio, potássio, cálcio, ferro, zinco, cobre, níquel e magnésio), e alguns não essenciais, pois não possuem função definida no organismo (arsênico, chumbo, cádmio, cromo, mercúrio, alumínio, titânio, estanho e tungstênio), no entanto ambos podem ser tóxicos, quando presentes em altas concentrações (MOKHTAR et al., 2009).

Em pesquisas relacionadas à contaminação por metais no ambiente é comum citar termos como metal pesado e metais tóxicos, associando seus efeitos a biota, porém estes são termos imprecisos uma vez que a densidade do elemento não define sua toxicidade, esta por sua vez é relativa a concentração do elemento contaminante no meio. A definição de metais traço é utilizada para caracterizar os metais encontrados em baixa concentração, com teor em torno de parte por milhão em massa ou elementos químicos que ocorra no solo em concentrações menores que 100 mg kg<sup>-1</sup>, englobando nesta classificação metais, metalóides e não metais. (IUPAC, 2002).

Alguns efluentes industriais contém metais pesados que desencadeiam respostas químicas, físicas e biológicas, ocasionando mudanças nos processos enzimáticos e acumulando-se nos tecidos, podendo causar efeitos adversos aos organismos aquáticos causando prejuízos (ESTEVEZ, 1998).

Além da água, os sedimentos têm sido reconhecidos como o maior depósito de poluentes no ambiente aquático mesmo quando as concentrações na água são baixas ou inexpressivas. O acúmulo de contaminantes nos sedimentos tende a ocorrer tanto por mecanismos físico-químicos, como a floculação e precipitação direta, quanto por adsorção no material particulado e posterior deposição no fundo. Por isso, a contaminação dos sedimentos é utilizada como um importante indicador ambiental de poluição, servindo para mapear, traçar e monitorar fontes antropogênicas de contaminação e/ou anomalias causadas por processos geoquímicos naturais (HORTELLANI et al., 2005).

Os conflitos de interesses com relação ao uso da água representados pelo setor hidrelétrico, pelos complexos industriais, pelas necessidades de abastecimento urbano, irrigação e adensamento urbano e industrial, evidenciam a necessidade de articulação interinstitucional para a adoção de política de gestão integrada de recursos hídricos.

A percepção do impacto ambiental ao qual estamos sujeitos, e de certa forma temos responsabilidade, é fundamental para se reduzir as fontes de contaminação e um desenvolvimento sustentável. As ações de gestão e sensibilização do setor industrial, da

população, na aplicação da redução de resíduos, reaproveitamento e reciclagem de materiais são imperativas à sustentabilidade.

Os ambientes aquáticos devem ser monitorados devido às contaminações resultantes de atividades industriais, agrícolas e outras atividades antropogênicas. A contaminação de substâncias químicas através do lixo urbano e industrial é parcialmente responsável pelas altas concentrações de substâncias tóxicas no ambiente aquático (CAVALCANTE, 2009).

A má utilização da água representa sérios problemas que ameaçam o desenvolvimento sustentável e a proteção do ambiente. Segundo Valenti (2002), a aquicultura depende fundamentalmente dos ecossistemas nos quais está inserida tornando-se impossível produzir sem provocar alterações ambientais. No entanto, pode-se reduzir o impacto sobre o meio ambiente a um mínimo indispensável. Este modelo refere ao conceito da "Aquicultura Sustentável", remetendo a forma desejável de se produzir organismos aquáticos, sem que ocorra a degradação do meio ambiente, com lucro e benefícios sociais.

## 2.6 Aspectos sobre a contaminação de pescados por metais

Os contaminantes metálicos contidos no pescado normalmente estão relacionados com a descarga de efluentes industriais em baías, rios, lagos e oceanos (ALMEIDA et al., 2000).

Independente da fonte, em um ambiente contaminado todas as formas de vida são afetadas pela presença de metais, no entanto, alguns desses elementos são essenciais dependendo da dose e da forma química, enquanto outros são extremamente danosos aos organismos vivos não desempenhando função biológica (TÜZEN, 2003).

A captação e o acúmulo, destes metais pelos organismos aquáticos, depende das propriedades químicas e físicas da água e do sedimento. Outros fatores que podem influenciar a sua bioacumulação são a idade e os hábitos alimentares dos animais e a biodisponibilidade e quantidade do metal na água (INÁCIO, 2006).

Os organismos aquáticos são capazes de concentrar metais pesados em níveis superiores aos encontrados na água, sendo assim, são responsáveis por grande parte da dinâmica destes poluentes no ambiente. Estes organismos tendem a acumular os contaminantes do meio aquático e por isso têm sido utilizados como bioindicadores e em estudos de segurança alimentar (TÜRKMEN et al., 2009).

Os efeitos tóxicos dos metais no ecossistema estão associados à capacidade de bioacumulação na cadeia trófica, sendo que seus efeitos podem ser letais ou subletais para todos os componentes da biota, tais como fitoplânctons, zooplânctons, bentos, peixes, pássaros e humanos (LIMA JUNIOR et al., 2002; FERREIRA et al., 2004).

## 2.7 Toxidinâmica e acúmulo de metais pesados em peixes

Os peixes absorvem os metais por meio de duas rotas: aparelho digestório, expondo-se por meio da dieta, e da superfície das brânquias, onde ocorre a absorção e filtração da água (INÁCIO, 2006). Os metais pesados distribuem-se por todo o organismo, afetando múltiplos órgãos e interagindo com enzimas, organelas e membranas celulares, podendo causar problemas neurológicos, hepáticos, câncer, malformações congênitas, anomalias reprodutivas e a morte (KLASSEN, 2006).

Os metais possuem a capacidade de formar complexos com substâncias orgânicas, ligando-se a grupos sulfidrílicos, hidroxílicos, carboxílicos, imidazol e resíduos aminos de proteínas, peptídeos e aminoácidos (WHITE; RAINBOW, 1985). Estes elementos são transferidos por meio do sangue para órgãos-alvo, onde se associam as estruturas celulares e alguns íons metálicos se ligam a metalotioneínas e se acumulam em lipofuscinas ou em grânulos amorfos, influenciando na distribuição destes elementos no organismo dos animais e afetando a biodisponibilidade dentro da célula (TÜRKMEN et al., 2009), reduzindo sua liberação pelo organismo vivo, fazendo com que alcancem concentrações até 1000 vezes maior que as do meio ambiente (LIMA JUNIOR et al., 2002).

As metalotioneínas são proteínas de baixa massa molecular, com um importante papel na homeostase de Zn e Cu, entre outros metais. Sua produção é aumentada pela exposição do animal a concentrações excessivas de determinados metais, com os quais possui afinidade. Estas proteínas e os lisossomos acumulam metais e são encontradas em maior abundância nos tecidos parenquimatosos que estão envolvidos na captação, acúmulo e excreção destes elementos. Os metais fixados nestas estruturas são considerados detoxificados, estando indisponíveis as células (INÁCIO, 2006).

Os íons metálicos ou seus compostos facilmente contaminam os peixes, a partir da cadeia alimentar aquática, tendo como importante sítio de captação o epitélio das brânquias, concentrando-se em músculos e vísceras abdominais, como fígado, rins e trato gastrintestinal (BJERREGAARD; ANDERSEN, 2007).

O contato direto das brânquias com o ambiente aquático a torna um órgão indicador no que diz respeito à contaminação ambiental, sendo particularmente sensíveis à presença de contaminantes no meio e os primeiros a reagir às condições desfavoráveis de um ambiente (BARRETO, 2007). Em estudos de impacto ambiental, as brânquias apresentam diversas alterações patológicas indicativas como hiperplasia das células de revestimento, o desenvolvimento do epitélio interlamelar e o início de fusão apical das lamelas (PEIXOTO et al., 2008; MIRON, 2008)

A brânquia é um órgão multifuncional, que participa do transporte de íons, trocas gasosas, regulação ácido-base e excreção. Também são consideradas importantes órgãos-alvo da intoxicação aguda por metais em peixes, constituem órgãos importantes na depuração de metais. Sendo consideradas como órgãos dominantes na depuração de alguns metais, em especial o zinco, o cobre e o cádmio, pela atuação de bombas protéicas de membrana, como as  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Na}^-$  e  $\text{K}^-$  ATPases e anidrases carbônicas (ALVORADO et al., 2006).

O fígado é um órgão alvo destes elementos, pois participa intensamente do metabolismo animal promovendo a síntese e detoxicação do metabolismo. Contudo em peixes super expostos a contaminantes pode se observar alterações histopatológicas no fígado como: presença de centro de melanomacrófagos, melanomacrófagos livres, hemorragia, infiltração leucocitária, vacuolização e necrose (BENFICA, 2006)

Santos (2004) observou no fígado de exemplares de tilápia do Nilo criadas em tanque-rede, em Guarapiranga, SP, área de densa atividade antropogênica e provedora de resíduos industriais, hepatócitos arranjados em cordões, com formas indefinidas, com ou sem vacuolização, núcleos com diâmetros variados e condensação de cromatina contendo ou não nucléolos. Notou-se também a presença de núcleos picnóticos progredindo para cariólise, citoplasma com granulações densas e focos de degeneração celular.

Alguns peixes apresentam concentrações de metais nos músculos permitidas para o consumo humano, porém suas vísceras podem conter acima do permitido, podendo causar problemas às indústrias de óleo de fígado e ração animal que utilizam essas vísceras. Assim sendo, pode-se delimitar o estudo de metais pesados em peixes pelas análises das brânquias, musculatura e vísceras (SANTOS, 2004).

## 2.8 Metais em moluscos bivalves filtradores

Os moluscos bivalves se deslocam com facilidade na coluna da água por serem sésseis e viver por um tempo relativamente longo, o que permite estudos de longo prazo; apresentam ampla distribuição geográfica, facilitando a inter-comparações de dados de regiões diferentes; aparecem frequentemente em alta densidade e de fácil colheita e tendem a acumular em seus tecidos concentrações de contaminantes acima das encontradas na fonte de contaminação sem apresentarem efeitos tóxicos (CUNNINGHAM, 1979).

Os mexilhões são organismos que se alimentam através de um processo de filtração da água, possuindo uma dieta de partículas heterogêneas e relativamente diluídas, podendo filtrar um volume de 5 L de água por hora. Por este motivo retém as partículas em suspensão, principalmente plâncton e matéria orgânica, substâncias e elementos potencialmente tóxicos da água, sofrendo de maneira intensa a bioacumulação de contaminantes, sendo utilizados mundialmente como indicadores do grau de poluição aquática (ANANDRAJ et al., 2002; WARD et al., 2004)

Os íons metálicos contidos na água normalmente estão associados ao material particulado em suspensão, complexados com ligantes orgânicos e inorgânicos, o que pode influenciar a disponibilidade para os organismos filtradores (SEIBERT, 2002), devido seu hábito alimentar, o que os tornam suscetíveis à incorporação de contaminantes, ingeridos pelo alimento e pela fração solúvel disponível na água (RAINBOW, 2002).

A capacidade dos moluscos bivalves em reter altas concentrações de compostos orgânicos e metálicos e sobreviver em ambientes contaminados (RAINBOW, 1995), relaciona-se à alta afinidade destes metais com as metalotioneínas e a baixa taxa de excreção dos grânulos onde ficam armazenados, mantendo estes elementos dentro das células (em formas não tóxicas), reduzindo a depuração (AMARAL et al., 2005).

Em moluscos bivalves os metais podem estar distribuídos em diferentes tecidos, associando-se a proteínas citosólicas em lisossomos, ou diluídos na hemolinfa (MARIGOMEZ et al., 2002). A concha é um depósito natural de metais em grãos amorfos que pode atingir concentrações superiores a da água (SIMKISS, 1993). A constituição calcítica da concha resulta em maior afinidade entre alguns metais como o Cd, devido à mesma carga elétrica e a proximidade entre os raios atômicos dos dois elementos. A semelhança na distribuição de elétrons na camada mais externa favorece a competição pelos mesmos sítios de ligação (BELCHEVA et al., 2006).

O bisso, é composto de filamentos protéicos (colágeno), resíduos de glicina e prolina, apresentando sítios de ligação em sua superfície para metais presentes na água, sendo também reconhecido como uma via de excreção destes elementos (COOMBS; KELLER, 1981; SZEFER et al., 2006). O manto é um tecido de acúmulo de metais pesados, sua superfície interior é composta por colágeno, células ciliadas, e células secretoras de muco (mucócitos), que são dedicadas ao acúmulo e transporte dos rejeitos da cavidade do manto (COAN et al., 2000).

O *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1856), vulgarmente conhecido como mexilhão dourado, é um molusco bivalve da família Mytilidae, é uma espécie exótica que acidentalmente foi introduzida no Brasil e vem invadindo principalmente os grandes rios, numa velocidade de cerca de 240 km/ano. Atualmente é um problema relevante no reservatório da Itaipu devido sua alta infestação e difícil controle. Esta espécie filtra a água para retirar o fitoplâncton, bioacumulando cianotoxinas e metais pesados (DARRIGRAN, 2002).

## 2.9 Metais pesados em macrófitas aquáticas

Alguns organismos possuem um mecanismo de detoxicação, acumulando elementos tóxicos na forma não danosa. A maioria das plantas é susceptível a níveis elevados de metais pesados, entretanto, algumas espécies são capazes de proliferar em ambientes contaminados. Neste caso, os efeitos do excesso de metais pesados são evitados por vários mecanismos de detoxificação conhecidos como: redução da absorção; imobilização dos íons tóxicos nas paredes celulares; quelação no citoplasma com cadeias polipeptídicas; compartimentalização e retranslocação (LARCHER, 2000).

As plantas vêm sendo pesquisadas como meio de remover agentes contaminantes como os metais do solo ou da água. De acordo com Flathman e Lanza, (1998) os mecanismos utilizados incluem a fitoacumulação, fitovolatilização fitodegradação, rizodegradação e fitoestabilização.

A capacidade de acumulação de metais em plantas é consequência das interações de vários fatores como adsorção, absorção, interação com sítios metabólicos, estocagem e eliminação do metal. A importância de cada um desses mecanismos na resposta da planta depende não só das características biológicas, mas também das condições ambientais (VALITUTTO, 2004).

Segundo Larcher, (2000), a absorção de elementos metálicos pelas células, particularmente pelas raízes, é facilitada por mecanismos próprios de transporte e acumulação, pois vários metais pesados são realmente necessários às plantas como micronutrientes, no entanto, a planta não pode evitar a entrada de elementos tóxicos pelos mesmos mecanismos.

O mecanismo de passagem dos metais através da membrana plasmática das células das plantas se dá através da formação de complexos entre íons metálicos com os as fitoquelatinas e ácidos orgânicos presentes nos organismos que conseguem capturar e acumular metais essenciais e tóxicos. Os ácidos orgânicos como ácido málico, ácido cítrico e outros ácidos, de baixo peso molecular, produzidos pelas plantas (CLEMENS, 2001), são considerados quelantes de íons metálicos, pois formam complexos com os mesmos, e estes, são compartimentalizados no vacúolo das células vegetais (TAIZ, 1998).

Além destes mecanismos, existem algumas adaptações presentes nas macrófitas aquáticas como o aumento dos tecidos responsáveis pela captura de gases e o aumento na capacidade de transpiração que podem facilitar a entrada de metais pesados na planta pelas folhas (MARTINS, 2005). Os metais podem penetrar nas células por diferentes sistemas de transporte existentes nas membranas, como difusão e osmose (HAIDER et al., 1983) e se distribuir entre os vários compartimentos intracelulares, em geral no vacúolo central (CLEMENS, 2001).

As macrófitas são classificadas como submersas, flutuantes ou emergentes e encontram-se distribuídas em vários ambientes, desde água doce até águas salinas e possuem diversas características favoráveis para acumulação de metais, tais como a alta densidade de biomassa. Sendo que as folhas e a epiderme atuam como sítios para sorção de íons metálicos e alta capacidade de absorver metais tanto pelas folhas como pelas raízes e rizomas podendo ser utilizados como indicadores (MARTINS, 2005).

A capacidade de assimilação de metais pelas macrófitas ocorre de forma bastante característica, embora todos os micronutrientes sejam absorvidos ativamente pelas raízes da *E. crassipes*, esta planta tem seu crescimento estimulado pela presença de Fe e Mn. Assim como as velocidades de absorção e translocação são diferentes para estes dois metais, onde o íon Mn se desloca para as folhas a uma velocidade dez vezes maior que o íon Fe (COOLEY et al., 1979).

O aparecimento destas plantas no ambiente pode ser decorrente da ação antrópica, devido à eutrofização dos cursos d'água que eleva a concentração de nutrientes essenciais para plantas aquáticas, principalmente N, P, K, C e Fe (CARVALHO, 2004). As elevadas taxas de

crescimento populacional favorecem a colonização de grandes áreas, afetando o uso múltiplo da água (THOMAZ, 2002).

As plantas aquáticas possuem elevada habilidade em remover metais pesados de áreas contaminadas e na maioria dos casos, os metais se concentram nas raízes das plantas e o processo de translocação para a parte aérea é normalmente lento (LOW; LEE, 1990).

O biomonitoramento da qualidade da água utilizando as macrófitas aquáticas, *E. crassipes* e *P. stratiotes*, como plantas acumuladoras e indicadoras, determinou que o teor de metais concentra-se principalmente na raiz da *E. crassipes*. Os níveis de Cu, Al, Cr, N e P na água e no tecido da planta foram atribuídos à agricultura, indústrias e a efluentes de origem urbana da região estudada (KLUMPP et al., 2002).

A capacidade de bioacumulação de Zn, Co, Fe e Cr, na parte aérea e na raiz de *E. crassipes* foi estudada por Zaranyika et al. (1994), obtendo valores de 170, 33, 8000 e 700, respectivamente, na planta como um todo e 270, 170, 15000 e 2000, respectivamente, na raiz. A bioacumulação foi maior na raiz que no topo, para todos os elementos e, tiveram um aumento na seguinte ordem:  $Co < Zn < Cr < Fe$  em ambas as partes da planta.

Grupos de plantas aquáticas foram examinadas por Samecka-Cymermam e Kempers (1996) a fim de verificar a correlação entre os elementos presentes nas plantas e as características químicas da água. Correlações altamente positivas foram encontradas entre Cu na água e Zn e Cd nas plantas; entre Cu e Cd nas plantas; entre Co e Ni nas plantas; entre Ni na água e Cu nas plantas; entre Zn na água e Cu nas plantas e entre Cd e Ni nas plantas. Correlações negativas foram encontradas entre Cd na água e Zn na planta; entre Co na água e Cd nas plantas e entre Zn na água e Co nas plantas.

As macrófitas *E. azurea* e *E. crassipes* são consideradas boas indicadoras biológicas, sendo que a concentração de metal nessas plantas apresentam associação com a distribuição do metal no meio. Em estudos realizados por Pfeiffer et al. (1986) a *E. azurea* e *E. crassipes* acumularam nas folhas e nas raízes, a seguinte ordem crescente dos metais:  $Cr < Pb < Zn < Cu$  e  $Cr < Pb < Cu < Zn$ , respectivamente para as macrófitas estudadas.

## 2.10 Biomonitoramento

O biomonitoramento ambiental consiste da avaliação da resposta biológica expressa pelo organismo vegetal ou animal, em relação a um determinado ambiente e a presença de

poluentes (UNEP, 1991; WHO, 1996). Esta prática estima o nível de poluição, por meio da análise da concentração do poluente em espécies acumuladoras ou bioindicadores.

O termo bioindicador é utilizado para espécies sentinelas, ou seja, aquela que reflete os primeiros efeitos da contaminação de seu habitat (ADAMS, 2002). A avaliação ambiental utilizando espécies acumuladoras é baseada na capacidade que muitas plantas e animais possuem em bioacumular alta quantidade de poluição do ambiente (RAVERA et al., 2003).

A fração biologicamente disponível de contaminantes persistentes no ambiente pode ser identificada por espécies com capacidade de acumular poluentes sem apresentarem respostas tóxicas, auxiliando na identificação de como a contaminação se distribue no ambiente. As espécies bioindicadoras são aquelas que possibilitam o estabelecimento de uma relação estatística simples entre a concentração encontrada na fonte de contaminantes (sedimento, água, particulado em suspensão, etc), e a observada em seu tecido (BEEBY, 2001).

As plantas aquáticas, algas, crustáceos, moluscos, peixes, mamíferos, aves e outros animais que dependem do meio aquático, são considerados bioindicadores e podem ser estudados contribuindo com o levantamento da poluição ambiental das águas e a sua gravidade. O bioindicador, no entanto, deve possuir algumas características como, sobreviver em ambientes saudáveis, mas também apresentar resistência relativa ao contaminante que está exposto, ser abundante no ambiente e de fácil captura, adaptando-se facilmente a ensaios laboratoriais (AKAISHI, 2004).

Organismos pertencentes ao topo da cadeia alimentar são comumente utilizados como bioindicadores, pois possuem intrínseca relação com todos os níveis tróficos, indicando respostas de efeitos crônicos, acumulativos e persistentes no nível de cadeia e efeitos diretos no indivíduo (LINS et al., 2010).

Nos ecossistemas aquáticos, os peixes são preferencialmente utilizados como indicadores de qualidade da água por serem organismos sensíveis aos efeitos da poluição e constituírem os produtos finais de um sistema complexo formado pelo ambiente (SISINNO et al., 2000; MARTINEZ et al., 2004).

A avaliação dos efeitos de contaminantes nos ecossistemas aquáticos vem sendo alvo de várias pesquisas na área da ecotoxicologia (VILÉLA et al., 2007). Em geral, o uso de bioindicadores em estudos sobre os metais pesados podem ser importantes do ponto de vista da saúde pública e do ambiente aquático (MOKHTAR et al., 2009).

O conhecimento das concentrações de metais presentes nos peixes torna-se importante para a população humana, pois, estes metais podem causar intoxicações agudas ou

crônicas, ou acumulem-se no organismo, muitas vezes manifestando-se tardiamente (SOUZA, 2003; REIS et al., 2009).

## 2.11 Considerações sobre os metais pesados

Os metais pesados podem ser classificados como essenciais e não essenciais ou potencialmente tóxicos (ULUOZLU et al., 2007). São tidos como metais pesados essenciais, aqueles que são requeridos pelo metabolismo biológico dos organismos em níveis traço. O Ca, K, Na, Mg, Fe, Z, Cu, Mn, Co, Mo, Se, Cr, Ni, Sn, Li e V podem ser classificados como essenciais (ICRP, 1974). O Hg (mercúrio), Pb (chumbo), As (arsênico) e Cd (cádmio), entre outros metais, não são necessários aos organismos em nenhuma quantidade, sendo somente tóxico (OGA et al., 2008).

Os metais tóxicos podem ser altamente prejudiciais à saúde dos animais mesmo em baixas concentrações e os metais essenciais também podem produzir efeitos tóxicos quando em excesso (CELIK; OEHLENSCHLAGER, 2007). No entanto, ressalta-se que a faixa de concentração que preenche os requisitos biológicos necessários dos metais essenciais e a faixa de concentração na qual estes metais possuem efeito tóxico são bem próximas (LIMA; PEDROZO, 2001).

### 2.11.1 Cobre

O Cu é amplamente distribuído na natureza no estado elementar, como sulfetos, arsenitos, cloretos e carbonatos. Industrialmente é muito utilizado na fabricação de ligas, fios condutores, galvanoplastia, utensílios, tubulações, inseticidas, fungicidas, algicidas, conservantes de madeiras, baterias, pigmentos, entre outros (GUNTHER, 1998).

O sulfato de cobre tem sido utilizado nas dosagens de 0,5 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de cobre, ou 0,125 mg L<sup>-1</sup> de Cu para controle do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), mantendo operacionais os sistemas de água que vinham entupindo com frequência após a invasão do Lago Guaíba (COLARES, 2003). Esta técnica também é utilizada pela Usina hidrelétrica de Itaipu, no entanto, acaba por incrementar cobre na água sendo uma fonte de poluição.

Na água o Cu pode estar dissolvido ou associado aos colóides ou materiais particulados e possui grande afinidade com matéria orgânica (LIMA; PEDROZO, 2001). Ele ocorre geralmente nas águas, naturalmente em concentrações inferiores a  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  (CETESB, 2007).

É um metal traço essencial para diversas funções orgânicas, sendo utilizado como cofator de diversas enzimas celulares (LIMA; PEDROZO, 2001). Em altas concentrações é tóxico para os peixes, provocando alterações na estrutura celular e reduzindo sua capacidade de locomoção (SIMÃO, 1985; MARTINEZ-LÓPEZ et al., 2007).

Níveis excessivos de cobre inibem os grupos sulfidrilas das enzimas, tais como glicose-6-fosfatase e glutatión redutase, os quais são responsáveis por proteger os organismos contra os danos provocados pelos radicais livres. A inibição da glicose-6-fosfatase leva a hemólise, podendo ainda ser observadas, alterações hemorrágicas gastrointestinais e hepatotoxicidade (WHO, 1998). Participa como cofator da enzima ALA-desidrogenase, a qual participa na síntese do grupamento heme em sua incorporação no pigmento hemoglobina (FELDMAN et al., 2000).

O fígado é o órgão de armazenamento e, portanto, o mais susceptível a toxicidade (KATOH et al., 2002). Os órgãos mais ricos em cobre são o fígado, cérebro e cerca de 1/3 encontram-se na musculatura e nos ossos (BRITO, 1988).

### 2.11.2 Ferro

O ferro é muito utilizado industrialmente, por atividades como a metalurgia, siderurgia (fabricação de ligas metálicas, sendo o aço a mais importante liga de ferro), fabricação de ímãs, tintas, pigmentos e soldagem de metais. O comportamento do ferro no meio ambiente e a sua disponibilidade para os animais são determinadas pela forma físico-química e pelo seu estado de oxidação  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$ , sendo este último, insolúvel em água (LIMA; PEDROZO, 2001).

Este metal exerce função essencial no organismo dos seres vivos, como cofator nas reações de transferência e conservação de energia, além de participar de vários outros processos como o transporte de oxigênio e síntese de biomoléculas como a hemoglobina (SIQUEIRA et al., 2006). Os metais de transição essenciais, como o zinco e principalmente o ferro, funcionam como catalizadores de reações bioquímicas atuando sobre as enzimas

carboxipeptidase A e B; anidrase carbônica; deidrogenase e piruvato carboxilase (WITTMANN, 1981).

A disposição do ferro é regulada por um mecanismo complexo para manter a homeostase, e geralmente de 2 a 15% da dose do metal ingerida é absorvida pelo trato gastrointestinal (LIMA; PEDROZO, 2001). O fígado é um dos órgãos mais afetados pelos altos níveis de ferro no organismo, pois as células hepáticas constituem o principal sítio de armazenamento desse elemento (SIQUEIRA et al., 2006).

### 2.11.3 Zinco

O zinco ocorre naturalmente na crosta terrestre, ocorrendo em vários minerais e em diferentes formas como sulfetos ou carbonatos de Zn. O principal uso industrial do Zn é na galvanização de produtos de ferro (Fe), proporcionando uma cobertura resistente à corrosão (DUARTE; PASQUAL, 2000).

Este metal possibilita várias funções bioquímicas do organismo. Atua como componente de inúmeras enzimas, participa na divisão celular, expressão genética, processos fisiológicos como crescimento e desenvolvimento, transcrição genética, morte celular, age como estabilizador de estruturas, membranas e componentes celulares, e participa da função imune (MAFRA; COZZOLINO, 2004).

O zinco é o microelemento intracelular mais abundante encontrado em todos os tecidos corpóreos, porém 85% do seu total estão concentrados nos músculos e nos ossos (KING et al., 2000). Acumula-se também no pâncreas, induzindo a produção de metalotioneínas que reduz a toxicidade de outros metais, tais como Cd, Cu e Hg (ONOSAKA et al., 2002).

### 2.11.4 Manganês

Aproximadamente 90% do manganês extraído dos minérios no mundo são empregados em ligas de Fe/Mn e Fe/Si/Mn utilizadas na fabricação de aço. O descarte de líquidos e/ou resíduos sólidos contendo manganês pode contribuir para a contaminação do ar, do solo e da água (MARTINS; LIMA, 2001).. Entre as outras aplicações industriais destacam-se na fabricação de fósforos de segurança, pilhas secas, ligas não ferrosas, esmalte

porcelanizado, fertilizantes, fungicidas, catalizadores, vidros, tintas, cerâmicas, materiais elétricos, produtos farmacêuticos, entre outros (OGA et al., 2008).

#### 2.11.5 Cromo

O cromo é utilizado na indústria sendo empregado em ligas metálicas ácido-resistentes, tintas anti-corrosivas, em operações de cromagem (ácido crômico) e na impregnação de madeira (OGA et al., 2008). Este metal pode apresentar-se na natureza em várias combinações com outras substâncias, os íons são encontrados na forma bivalente, trivalente ou hexavalente (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006).

O cromo existe no ambiente aquático como cromato ( $\text{Cr}^{6+}$ ) e é assimilado pelos fitoplânctons. Sob condições reduzidas de oxigênio, ele pode ser reduzido a  $\text{Cr}^{3+}$ , contudo o  $\text{Cr}^{6+}$  é a espécie predominante em águas marinhas, sendo acumulado nas espécies aquáticas por difusão passiva (SEIBERT, 2002).

Como metal essencial o cromo potencializa a ação da insulina e assim, influencia no metabolismo de carboidratos, lipídeos e proteínas. Em altas concentrações é tóxico (FRANCO, 1999). A ação tóxica do cromo hexavalente causa danos ao material genético, má formação fetal, problemas reprodutivos e câncer (SILVA, 2003).

#### 2.11.6 Cádmio

A ocorrência natural de cádmio esta relacionada com mineralizações de sulfetos, no entanto este pode ser incluso em águas naturais, por fontes de poluições antropogênicas como descargas de efluentes industriais, principalmente as galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes, acessórios fotográficos e inseticidas. A queima de combustíveis fósseis, especialmente de carvão mineral e lignito, também consiste em fonte de cádmio para o ambiente. O Cd está presente em águas doces em concentrações traços, geralmente inferiores a  $1\mu\text{g L}^{-1}$ . É um metal de elevado potencial tóxico, que se acumula em organismos aquáticos, possibilitando sua entrada na cadeia alimentar (CETESB, 2007).

O cádmio é um metal pesado potencialmente tóxico bioacumulável em tecidos animais. A bioconcentração deste elemento pode causar lesões renais, provocar carência de cálcio em peixe, problemas reprodutivos e redução temporária do crescimento (EUROPEAN COMMISSION - COWI, 2002; WHO, 1991; AMAP, 1998).

#### 2.11.7 Chumbo

O chumbo é um elemento abundante em toda a crosta terrestre, as concentrações de chumbo no meio ambiente cresceram de forma alarmante de acordo com o aumento do seu uso industrial. A sua principal aplicação é o fabrico de baterias elétricas para automóveis e aditivos para gasolina. Os sais solúveis de chumbo, cloretos, nitratos e acetatos, são venenos muito ativos (CETESB, 2007).

Quando em grandes concentrações, o contato humano com esse metal pode levar a distúrbios de praticamente todas as partes do organismo. O sistema nervoso central, sangue e rins são órgãos que normalmente sofrem muito com os efeitos tóxicos do chumbo, culminando com a morte do animal (WHO, 2000).

O chumbo não é bioacumulável na grande maioria dos organismos, mas pode contaminar organismos que ocupam lugar crucial na base da cadeia alimentar aquática, por exemplo, mexilhões e larvas comprometendo toda a cadeia (MARTINS, 2004).

#### 2.12 Legislação

Existem poucos estudos que fundamentam os níveis aceitáveis para os metais no ambiente e nos bioindicadores. Ainda não é possível encontrar guias ou padrões para a maioria dos metais em tecidos de peixes justamente pela falta de referência e informações sobre a contaminação, seus níveis e seus efeitos sobre a biota.

Porém, algumas informações podem ser encontradas em documentos do *Codex Alimentarius Commission* reunidas sobre o patrocínio da United Nations Food and Agriculture Organization (FAO) e a Organização Mundial de Saúde – World Health Organization (WHO). Padrões nacionais para a presença de contaminantes em alimentos podem ser encontrados nas resoluções da Agência Nacional de Vigilância Sanitária

(ANVISA), e os teores de metais presentes na água e no sedimento nas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Na Tabela 2.1 são apresentados os limites máximos de tolerância para contaminantes em alimentos, peixes e produtos de pesca no Brasil (BRASIL, 1998) e no exterior (FAO e WHO) e, os limites máximos de tolerância para contaminantes no sedimento no Brasil, conforme a Resolução 344 de 25/03/04 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) - Ministério do Meio Ambiente, o qual estipula dois limites: a) Nível 1, referente ao limiar abaixo do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota; b) Nível 2, referente ao limiar acima do qual se prevê provável efeito adverso à biota (BRASIL, 2004). Assim como os limites tolerância para os metais pesados estipulados pela resolução CONAMA nº 357, de 17/03/2005, para águas CLASSE 1 e CLASSE 3, destinadas ao consumo humano após prévio tratamento.

**Tabela 2.1** - Limites de tolerância para contaminantes em alimentos, peixes e produtos da pesca no Brasil (BRASIL, 1998) e no exterior (WHO, 1989; FAO, 1992), na água de acordo com a resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) para água doce CLASSE 1 e CLASSE 3 e nos sedimentos estabelecidas pela resolução 344 do CONAMA (BRASIL 2004) Nível 1 e Nível 2

Metal	Água (mg L <sup>-1</sup> )		Sedimento (mg kg <sup>-1</sup> )		Alimento (mg kg <sup>-1</sup> )		
	CONAMA 357		COMANA 344		FAO	ANVISA	WHO
	Classe 1	Classe 3	Nível 1	Nível 2			
Cobre	0,009	0,013	35,7	197	10-100	30	30
Ferro	0,3	5,0	-	-	-	-	100
Zinco	0,18	5,0	123	315	30-100	50	100
Manganês	0,1	0,5	-	-	1	-	-
Cádmio	0,001	0,01	0,6	3,5	0,05 -5,5	1,0	1,0
Chumbo	0,01	0,033	35	91,3	0,5-6,0	2,0	2,0
Cromo	0,05	0,05	37,3	90	1,0	0,1	50

### 2.13 Referências

- ADAMS, S.M. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. **American Fisheries Society**, v.3, n.1, p.104-112, 2002.
- AGOSTINHO, A.A.; OKADA, E.K.; GREGORIS, J. A pesca no reservatório de Itaipu: Aspectos sócios-econômicos e impactos do represamento. In: HENRY, R. (Ed). **Ecologia de reservatórios: estruturas, função e aspectos sociais**. FUNDIBIO/FAPESP. p.279-320. 1999.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; NAKATANI, K. A planície de inundação do Alto rio Paraná - Site 6. In: SEELIGER, U.; CORDAZZO, C.; BARBOSA, F.A.R. (Ed.). **Os sites e**

- o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração.** Belo Horizonte: UFMG. Programa PELD. p.101-124, 2002.
- AGOSTINHO, A.A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L.C. et al. **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain: LTER- Site 6 (PELD-Sítio 6).** Maringá: EDUEM, 2004. 275p. Disponível em: <<http://www.ppgcb.unimontes.br/file.php/6/artigos/peld-6.pdf>>. Acessado em 5 de maio de 2011.
- AKAISHI, F.M.; SILVA DE ASSIS, H.C.; JAKOBI, S.C.G. et al. Morphological and neurotoxicological findings in tropical freshwater fish (*Atyanax* sp.) after waterborne and acute exposure to water soluble fraction (WSF) of crude oil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.46, n.2, p.244-253, 2004.
- ALMEIDA, J.A.; NOVELLI, E.L.B.; SILVA, M.D.P. et al. Environmental cadmium exposure and metabolic responses of the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Environmental Pollution**, v.114, n.2, p.169-175, 2000.
- ALVARADO, N.E.I.; QUESADA, K.; HYLLAND, I. et al. Quantitative changes in metallothionein expression in target cell-types in the gills of turbot (*Scophthalmus maximus*) exposed to Cd, Cu, Zn and after a depuration treatment. **Aquatic Toxicological**, v.77, n.1, p.64-77, 2006.
- AMAP. ARCTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME. **Assessment report: arctic pollution issues.** Oslo: arctic monitoring and assessment programme, 1998. 859p. Disponível em:< <http://amap.no/documents/index.cfm?dirsub=/AMAP%20Assessment%20Report%20-%20Arctic%20Pollution%20Issues>>. Acessado em 23 de junho de 2011.
- AMARAL, M.C.R.; REBELO, M.F.; TORRES, J.P.M. et al. Bioaccumulation and depuration of Zn and Cd in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*, Guilding, 1828) transplanted to and from a contaminated tropical coastal lagoon. **Marine Environmental Research**, v.59, n.2, p.277-285, 2005.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Evolução da rede hidrometeorológica nacional.** Superintendência de Administração da Rede Hidrometeorológica. v. 1, n. 1, Brasília, 2007. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/inf hidrologicas/Evolucao daRedeHidrometeorologicaNacional.pdf>>. Acessado em 9 de julho de 2011.
- ANANDRAJ, A.; MARSHALL, D.J.; GREGORY, M.A. et al. Metal accumulation, filtration and O<sub>2</sub> uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup>. **Comparative Biochemistry and Physiology - Part C: Toxicology e Pharmacology**, v.132, n.1, p.355-363, 2002.
- ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados.** Engenharia Sanitaria e Ambiental, v.10, n.2, 2005, 95p.
- BARRETO, T. de R. **Alterações morfofuncionais e metabólicas no teleósteo de água doce matrinxã, *Brycon cephalus* (GÜNTHER, 1869) exposto ao organofosforado metil paration (Folisuper 600 BR®).** 2007. 105f. Dissertação (Mestrado em Ciências Fisiológicas) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

- BARROS, A.M. de L. **Aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca**. 2008. 193f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- BEEBY, A. What do sentinels stand for environmental pollution. **Journal of Environmental Quality**, v.112, n.2, p.285-298, 2001.
- BELCHEVA, N.N.; ZAKHARTSEV, M.; ALLA, V. et al. Relationship between shell weight and cadmium content in whole digestive gland of the Japanese scallop *Patinopecten yessoensis* (Jay). **Marine Environmental Research**, v.61, n.4, p.396–409, 2006.
- BENFICA, C. **Biomonitoramento das lagoas estuarinas do Camacho - Jaguaruna (SC) e Santa Marta – Laguna (SC); utilizando *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae)**. 2006. 112f. Dissertação (Mestrado em Genética) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- BJERREGAARD, P.; ANDERSEN, O. Ecotoxicology of metals – sources, transport, and effects in the ecosystem. In: NORDBERG, G.F. et al. (Ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. 3.ed. San Diego, California: Elsevier, Cap.13, p.251-280, 2007.
- BORGES, P.A.F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v.607, n.1, p.63-74, 2008.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1998. Disponível em :<[http:// www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685\\_98.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm)>. Acessado em 15 de abril de 2011.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução 344, de 25 de março de 2004**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2004. Disponível em:<[http:// www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml)> Acessado em 15 de abril de 2011.
- BRASIL. **Lei n.9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em:<<http://www.ana.gov.br/Institucional/Legislacao/leis/lei9433.pdf>>. Acessado em: 23 de junho de 2011.
- BRASIL. **Lei n.º 58/2005. DR 249 SÉRIE I-A de 2005**. Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. Disponível em: <<http://www.povt.qren.pt/tempfiles/20080213151154moptc.pdf>>. Acessado em: 12 de julho de 2011.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **Plano agrícola e pecuário, 2011 – 2012**. 2011. Secretaria de Política Agrícola. – Brasília: Mapa/SPA, 2011. 92p. Disponível em:<[http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Ministerio/Plano%20Agr%C3%ADcola%20e%20Pecu%C3%A1rio/Plano\\_agricola\\_e\\_pecuario2011-12.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Ministerio/Plano%20Agr%C3%ADcola%20e%20Pecu%C3%A1rio/Plano_agricola_e_pecuario2011-12.pdf)>. Acessado em 10 de abril de 2011.
- BRITO, F.D. **Toxicologia Humana e Geral**, 2ª ed. Rio de Janeiro: Atheneu. 1988. 678p.

- CARVALHO, J.M. **Prospecção e pesquisa de recursos hídricos no Maciço antigo Português: Linhas Metodológicas**. 2006. Tese (Doutorado em ciências) - Universidade Aveiro, Aveiro, Portugal. Disponível em: <<http://biblioteca.sinbad.ua.pt/teses/2007000122>>. Acessado em 17 de março de 2011.
- CARVALHO, S.L. Eutrofização artificial: um problema em rios, lagos e represas. **Correio de Três Lagoas**, Três Lagoas, MS, 2004. Disponível em: <<http://www.agr.feis.unesp.br/ctl28082004.php>>. Acessado em: 20 junho de 2011.
- CASAMITJANA, X.; SERRA, T.; COLOMER, J. et al. Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. **Hydrobiologia**, v.504, n.1, p.21-28. 2003.
- CAVALCANTE, A.L.M. **Parâmetros sanguíneos de tilápia (*Oreochromis niloticus*) no monitoramento ambiental do chumbo**. 2009.70f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, RJ.
- CELIK, U.; OEHLENSCHLAGER, J. High contents of cadmium, lead, zinc and cooper in popular fisher products sold in Turkish supermarkets. **Food Control**, v.18, n.1, p.258-261, 2007.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Variáveis de qualidade das águas. São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variáveis.asp>>. Acessado em 26 de junho de 2011.
- CLEMENS, S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. **Planta**, v.212, n.1, p.475-486, 2001.
- COAN, E.V.; VALENTICH-SCOTT, P.; BERNARD, F.R. et al. Bivalve seashells of western north america - Marine bivalve mollusks from arctic Alaska to Baja California, Santa Barbara. **Marine Environmental Research**, v.51, n.2, p.9-40, 2000.
- COLARES, E.R.C.; SUMINSKI, M.; BENDATI, M.M.A. Diagnóstico e controle do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei*, em sistemas de tratamento de água em Porto Alegre (RS, Brasil). In: VI SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Vitória (ES) **Anais...** Simpósio Ítalo- Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.
- COOLEY, L.B.; JOHNSON, W.H.; KRAUSE, S. Phosphorylation of paramyosin and its possible role in the catch mechanism. **Journal of Biological Chemistry**, v.254, n.7, p.2195-2198, 1979.
- COOMBS, P.J.; KELLER, T.L. *Mytilus* byssal threads as an environmental marker for metals. **Aquatic Toxicology**, v.1, n.4, p.291-300, 1981.
- COWI. EUROPEAN COMMISSION. **Heavy metals in waste**: final report. Denmark: Cowi A/S, 2002. Disponível em: <[http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/heavy\\_metalsreport.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/heavy_metalsreport.pdf)>. Acessado em: 20 de junho de 2011.
- CUNNINGHAM, P.A. The use of bivalve mollusks in heavy metal pollution research. In: VERNBERG, W.C.; CALABRESE, A. et al. (ed.) Marine pollution: functional responses. **Academic Press Inc**, p.183-221, 1979.

- DALLINGER, R.; RAIMBOW, P.S. **Ecotoxicology of metals in invertebrates**. Society of environmental toxicology and chemistry special publication series, Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 461p.
- DARRIGRAN, G. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. **Biological Invasions**, v.4, n.1, p.145-156, 2002.
- DERISIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1992, 201p.
- DUARTE, R.S.; PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na Agricultura**, v.15, n.1, p.46-58, 2000.
- EMATER. INSTITUTO PARANAENSE DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL. **Aquicultura e pesca, 2010**. Disponível em:<<http://www.emater.pr.gov.br/emater.php?emater=1 &mid=89>>. Acessado em 10 de julho de 2011.
- ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 601p.
- FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura, 2008**. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/i0250s/i0250s.pdf>>. Acessado em 15 de junho de 2011
- FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **OECD-FAO Agricultural outlook 2010-2019 highlights**. 2010. Disponível em:<[https://www.fao.org/download/OECDFAO\\_AgriculturalOutlook20102019.pdf](https://www.fao.org/download/OECDFAO_AgriculturalOutlook20102019.pdf)>. Acessado em 20 de junho de 2011.
- FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Report on a Regional Study and Workshop on the Environmental Assessment and Management of Aquaculture Development, 1992**. Disponível em:<<http://www.fao.org/docrep/field/003/ac279e/ac279e00.htm>>. Acessado em 05 abril. 2011.
- FELDMAN, D.M.; ZINK, J.G.; JAIN, N.C. **Schalm's veterinary hematology**. 5.ed. Philadelphia: Donna Balado. 2000. 1344p.
- FERREIRA, G.A.; MACHADO, A.L.S.; ZALMON, I.R. Temporal and spatial variation on heavy metal concentrations in the bivalve *Perna perna* (LINNAEUS, 1758) on the Northern Coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.47, n.2, p.319-327, 2004.
- FLATHMAN, P.E.; LANZA, G.R. Phytoremediation: current views on an emerging green technology. **Journal of Soil Contamination**, v.7, n.4, p.415-432, 1998.
- FÖRSTNER, U; WITTMANN, G.T. **Metal pollution in the aquatic environment**. Berlin: Springer-Verlag, 1983. 486p.
- FRANCO, G. **Tabela de composição química dos alimentos**. 9.ed. São Paulo: Editora Atheneu, 1999. 307p.
- GUNTHER, W.M.R. **Contaminação ambiental por disposição inadequada de resíduos industriais contendo metais pesados: estudo de caso**. São Paulo, 1998. 129f. Tese

(Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

HAIDER, M.A.; DUBE, S.; SARKAR, P.K. **Biochemical and biophysical research communications**, v.112, n.1, p.221-227, 1983.

HENRY, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP-FUNDRIO. 1999. 800p

HORTELLANI, M.A.; SARKIS, J.E.S.; BONETTI, J. et al. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos - São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v.16, n.6, p.1140-1149, 2005.

IAP. INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **O reservatório da Itaipu, 2010**. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/rel\\_monit\\_qual\\_aguas\\_reserv\\_9904\(1\).pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/rel_monit_qual_aguas_reserv_9904(1).pdf)>. Acessado em 22 de julho 2011.

IAP. INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Qualidade das águas: Reservatórios do estado do Paraná 2005-2008**. 2009. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/boletins/RELATORIO\\_AGUA/relatorio\\_RESERVATORIOS\\_2005\\_2008.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/boletins/RELATORIO_AGUA/relatorio_RESERVATORIOS_2005_2008.pdf)>. Acessado em 22 de julho 2011.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS. **O milagre da multiplicação dos peixes**. 2009. Disponível em: <<http://desafios2.ipea.gov.br/sites/000/17/edicoes/54/pdfs/rd54not05.pdf>>. Acessado em 10 de junho de 2011.

ICRP. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. The concept and use of reference animals, and plants for the purposes of environmental protection: Publication 23. **Annals of the ICRP**. 1974. Disponível em: <[http://www.icrp.org/docs/Environm\\_ICRP\\_found\\_doc\\_for\\_web\\_cons.pdf](http://www.icrp.org/docs/Environm_ICRP_found_doc_for_web_cons.pdf)>. Acessado em 15 de abril de 2011.

IIE. INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA **Lagos e reservatórios. Qualidade da água: O impacto da eutrofização**. São Paulo: RiMa, v.3. 2000. 28p.

INÁCIO, A.F. **Metalotioneína e metais em *Geophagus brasiliensis* – Acará**. 2006. 54f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro - RJ.

IPEA. INSTITUTO DA PESCA E ABASTECIMENTO. **Milagre da multiplicação dos peixes**. 2009. Disponível em: <<http://desafios2.ipea.gov.br/sites/000/17/edicoes/54/pdfs/rd54not05.pdf>>. Acessado em: 20 de junho de 2011.

ITAIPU BINACIONAL. **Boas práticas de manejo em aquicultura**, 2006. Disponível em: <[http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/Manual\\_de\\_Boas\\_Práticas\\_em\\_Aqüicultura.pdf](http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/Manual_de_Boas_Práticas_em_Aqüicultura.pdf)>. Acessado em: 10 julho de 2011.

ITAIPU BINACIONAL. Cultivando Água Boa. **Um novo modo de ser para a sustentabilidade: Metodologia e Resultados 2003-2009**. Foz do Iguaçu, v.1, p. 56 – 57. 2009. Disponível em: <[http://www.itaipu.gov.br/userfiles/file/JornalCAB3\\_0\\_baixa.pdf](http://www.itaipu.gov.br/userfiles/file/JornalCAB3_0_baixa.pdf)> . Acessado em: 3 junho de 2011.

- ITAIPU BINACIONAL. **Relatório de sustentabilidade 2008**. Foz do Iguaçu. v.1, p.120-122, 2008. Disponível em: <[http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/rs\\_2008\\_ptb.pdf](http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/rs_2008_ptb.pdf)>. Acessado em 3 junho de 2011.
- ITAIPU BINACIONAL. **Relatório de sustentabilidade**, 2010. Disponível em:<[http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/2010\\_relatorio\\_sustentabilidade.pdf](http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/2010_relatorio_sustentabilidade.pdf)>. Acessado em 3 junho de 2011.
- IUPAC. International Union of Pure and Applied Chemistry. Chemistry And Human Health Division Clinical Chemistry. “Heavy metals”— a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**. v. 74, n. 5, p. 793–807, 2002. (IUPAC Technical Report). Disponível em: <[iupac.org/publications/pac/pdf/2002/pdf/7405x0793.pdf](http://iupac.org/publications/pac/pdf/2002/pdf/7405x0793.pdf)>. Acesso em: 20 junho. 2011.
- KATOH, Y.; SATO, T.; YAMAMOTO, Y. Determination of multielement concentration in normal human organs from Japanese. **Biological Trace Element Research**. v.90, n.3, p.57-70, 2002.
- KING, J.C.; SHAMES, D.M.; WOODHOUSE, L. Zinc homeostasis in humans. **Journal of Nutrition**, v.130, n.5(Suplemento), p.1360-1366, 2000.
- KLASSEN, C.D. **Metais pesados e antagonistas dos metais pesados**. In: GILMAN e GOODMAN. As bases farmacológicas da terapêutica. Rio de Janeiro: Guanabara-Koogan, 2006. 323p.
- KLUMPP, A.; BAUER, K.; FRANZ-GERSTEIN, C. et al. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**, v.28, n.3, p.165-171, 2002.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2000, 531p.
- LIMA, I.V.; PEDROZO, M.F.M. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos**. Salvador: Centro de Recursos Ambientais - CRA, (Séries Caderno de Referências Ambientais), v.2, 2001, 128p. Disponível em: <<http://web.cena.usp.br/apostilas>>. Acesso em: 11 de junho de 2011.
- LIMA-JUNIOR, S.E.; CARDONE, I.B.; GOITEIN, R. Determination of a method for calculation of Allometric Condition Factor of fish. **Acta Scientiarum**, v.24, n.2, p.397-400, 2002.
- LINS, J.A.P.N.; KIRSCHNIK, P.G.; QUEIROZ, V.S. et al. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, v.8, n.4, p.469-484, 2010.
- LOW, K.S.; LEE, C.K., Removal of arsenic from solution by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Pertanika**, v.13, n.1, p.129-131, 1990.
- MAFRA, D.; COZZOLINO, S.M.F. Importância do zinco na nutrição humana: recentes observações. **Revista de Nutrição**, v.17, n.1, p.79-87, 2004.
- MARIGOMEZ, I; SOTO, M.; CAJARAVILLE, M.P. et al. Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. **Microscopy Research and Technique**, v.56, n.5, p.358-392, 2002.

- MARTINEZ, C.B.R.; NAGAE, M.Y.; ZAIA, C.T.B.V. et al. Acute morphological and physiological effects of lead in the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.4, p.797-807, 2004.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, B., MONTES, C.; BENAYAS, J. The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. **Biological Conservation** v.139, n.3, p.67-82, 2007.
- MARTINS, D.; VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E. et al. Controle de *Egeria densa* e *Egeria najas* em caixa d' água utilizando o herbicida diquat. **Planta Daninha**, v.23, n.2, p.381-385, 2005.
- MARTINS, I.; LIMA, I.V. de. **Ecotoxicologia do manganês e seus compostos**. Salvador: Centro de Recursos Ambientais- CRA, (Série Cadernos de Referência Ambiental). v.7, 2001, 121p. Disponível em: <<http://www.intertox.com.br/toxicologia/manganes.pdf>>. Acessado em 21 de abril de 2010.
- MARTINS, R.J.E. **Acumulação e libertação de metais pesados por briófitas aquáticas**. 2004. 650f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade do Porto, Porto, Portugal.
- MIRON, D.S.; MORAES, A.G.; BECKER, M. et al. Ammonia and pH effects on some metabolic parameters and gill histology of silver cat fish, *Rhamdia quelen* (Heptapteridae). **Aquaculture**, v.277, n.4, p.192-196, 2008.
- MOKHTAR, B.M.; ARIS, A.Z.; MUNUSAMY.Z. Assessment level of heavy metals in *Penaeus Monodon* and *Oreochromis Spp* In: Selected aquaculture ponds of high densities development area. **European Journal of Scientific Research**, v.30, n.3 p.348-360, 2009.
- MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 419p.
- MPA. MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura no Brasil 2008-2009**. 2010. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/Jonathan/mpa3/docs/anu%20rio%20da%20pesca%20completo2.pdf>>. Acessado em 22 de junho de 2011.
- MPA. MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. **Possibilidade de investimentos em aquicultura no Brasil**. 2011. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/Jonathan/mpa3/docs/Possibilidade%20de%20Investimentos%20em%20Aquicultura%20no%20BrasilCapa.pdf>>. Acessado em 22 de junho de 2011.
- MUNIZ, D.H.F.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos deletérios sobre a saúde e meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v.4, n.1, p.83-100, 2006.
- NALIATO, D.A.O; NOGUEIRA, M.G.; PERBICHE-NEVES, G. Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical river (SE Brazil). **Lakes e reservoirs: research e management**, v.14, n.4, p.301-314, 2009.
- NOGUEIRA, M.G.; JORCIN, A., VIANNA, N.C.E; BRITTO, Y.C.T. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). Cap. 4. In:

- NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.E JORCIN, A. (Eds). **Ecologia de reservatórios: Impactos Potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª ed. São Carlos: Rima. 83-126p. 2006.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1983. 434p.
- OGA, S.; CAMARGO, M.M.A.; BATISTUZZO, J.A.O. **Fundamentos de toxicologia**. 3.ed. São Paulo: Atheneu, 2008, 690p.
- ONOSAKA, S.; TETSUCHIKAHARA, N.; MIN. K.S. Paradigm shift in zinc: metal pathology. **Tohoku Journal of Experimental Medicine**. v.196, n.1, p.1-7, 2002.
- ONS. OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA. **Desenho esquemáticos das usinas hidrelétricas do SIN**. 2010. Disponível em: <[http://www.ons.org.br/conheca\\_sistema/mapas\\_sin.aspx](http://www.ons.org.br/conheca_sistema/mapas_sin.aspx)>. Acessado em: 15 de julho de 2011.
- OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J.R.; SOTO, D. **Aquicultura no Brasil: O desafio é crescer**. Brasília, 2008. 276p.
- PEIXOTO, M.N.H; CRUZ, C.; GOMES, G.R. et al. Toxicidade aguda e efeitos histopatológicos do herbicida diquat na brânquia e no fígado da tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.30, n.1, p.77-82, 2008.
- PFEIFFER, W.C.; FISZMAN, M.; MALM, O. et al. Heavy metal pollution in the Paraíba do Sul River, Brazil. **The Science of The Total Environment**, v.58, n.1, p.73-79, 1986.
- PRADO, R.B. Manejo integrado de reservatórios destinados a uso múltiplo como perspectiva de recuperação da qualidade da água. In: **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: RiMa, v.1, 2002, 360p.
- RAINBOW, P.S. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v.31, n.4, p.183-192, 1995.
- RAINBOW, P.S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates why and so what. **Environmental Pollution**, v.120, n.2, p.497-507, 2002.
- RAVERA, O.; CENCI, R.; BEONE, G.M., et al. Trace element concentrations in freshwater mussels and macrophytes as related to those in their environment. **Journal Limnology**, v.62, n.1, p.61-70, 2003.
- REBOUÇAS, A.C. “Aspectos relevantes do problema da água”, cap. 22, p. 687-703, In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.E TUNDISI, J.G.; **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2ª ed, São Paulo: Atheneu, 2002. 703p.
- REIS, A.B.; SANT'ANA, D.M.G.; AZEVEDO, J.F. et al. Alterações do epitélio branquial e das lamelas de tilápias (*Oreochromis niloticus*) causadas por mudanças do ambiente aquático em tanques de cultivo intensivo. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v.29, n.4, p.303-311, 2009.
- RODGER, S.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; ROCHA, O. et al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River. São Paulo-Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.65, n.4, p.697-710, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v65n4/a17v65n4.pdf>>. Acessado em 25 junho de 2011.

- SAMECKA-CYMERMAN, A.; KEMPERS, A.J. Elemental composition of aquatic bryophytes from amphibolites areas. **Polish Archives of Hydrobiology**. v.43, n.1, p.323-334, 1996
- SANTOS, A.A.; RANZANI-PAIVA, M.J.T.; FELIZARDO, N.N. et al. Análise histopatológica de fígado de tilápia-do-Nilo, *Oreochromis niloticus*, criada em tanque-rede na represa de Guarapiranga, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**, v.30, n.2, p.141-145, 2004.
- SEBRAE. SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS. **Estudo de Mercado Aquicultura e Pesca: Tilápia**. 2008. Disponível em:<[http://www.gipescado.com.br/arquivos/sebrae\\_tilapia.pdf](http://www.gipescado.com.br/arquivos/sebrae_tilapia.pdf)>. Acessado em 22 de junho de 2011.
- SEIBERT, E.L. **Determinação de elementos traço em amostras de água do mar, sedimento, mexilhões e ostras, da região costeira da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil, por Espectrometria de Massa com Fonte de Plasma Indutivamente Acoplado**. 2002, 166f. Tese (Doutorado em Química)-Centro de Ciências Físicas e Matemáticas – UFSC, Santa Catarina, SC.
- SILVA, da S.C. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório de Guarapiranga**. 2008. 113f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, SP.
- SILVA, L.M.C. **Açudes e Reservatórios: Mecanismos Técnicos, Legais e Institucionais para uma Gestão Sustentável**. 2001. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília. Disponível em:<<http://www.unbcds.pro.br/publicacoes/LucianoMeneses.pdf>>. Acessado em 15 de julho de 2011.
- SILVA, P.A. Avaliação de risco à saúde humana por metais pesados no município de Santo Amaro da Purificação, Bahia. 2003. **Caderno de saúde pública**, v.2, p.1725-1736. Disponível em:<[http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/resumo\\_executivo\\_sto\\_amaro.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/resumo_executivo_sto_amaro.pdf)>. Acessado em 15 de junho de 2011.
- SIMÃO, A.M. **Aditivos para alimentos sob o aspecto toxicológico**. São Paulo: Nobel, 1985. 274p.
- SIMKISS, K. Amorphous minerals in biology. **Bulletin Institute Oceanographic**, v.14, n.especial, p.49-54, 1993.
- SIQUEIRA, E.M.A.; ALMEIDA, S.G.; ARRUDA, A. Papel adverso do ferro no organismo. **Comunicação em Ciência da Saúde**, v.17, n.3, p.229-236, 2006.
- SISINNO, C.L.S.; OLIVEIRA-FILHO, E.C.; DUFROYER, M.C. et al. Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish Acute Tests. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicological**, v.64, n.1, p.107-113, 2000.
- SOUZA, G.R; GARCEZ, M.A.P; SANTOS, V.C.G. et al. Quantificação de metais pesados em peixes de um pesqueiro localizado na cidade de Umuarama-PR. **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia**, v.12, n.1, p.61-66, 2003.
- SPERLING, E.V. Avaliação do estado trófico de reservatórios tropicais. Bioengenharia sanitária e ambiental. **Encarte Técnico**, ano III, p.68-76, 1994.

- SZEFER, P.; FOWLER, S.W.; IKUTA, K. et al. A comparative assessment of heavy metal accumulation in soft parts and byssus of mussels from subarctic, temperate, subtropical and tropical marine environments. **Environmental Pollution**, v.139, n.1, p.70–78, 2006.
- TAIZ, L. **Plant physiology**, 2<sup>a</sup> ed, Massachusetts: Sinauer, 1998, 470p.
- THOMAZ, S.M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v.20, n.especial, p.21-34, 2002.
- TUNDISI, J.G. Gerenciamento integrado de Bacias Hidrográficas e reservatórios: estudos de casos de perspectivas. In: **Ecologia de reservatórios: Impactos Potencias, ações de manejo e sistemas em cascatas**. Instituto de Biociências-Unesp. Avaré-SP. 2004. 11p.
- TUNDISI, J.G. **Recursos hídricos no futuro: Problemas e soluções**. Estudos avançados, v.22, n.63, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/v22n63a02.pdf>>. Acessado em: 12 de julho de 2011.
- TUNDISI, J.G. **Recursos hídricos. O futuro dos recursos**. Multi Ciência, 2003. Disponível em:< [http://www.multiciencia.unicamp.br/artigos\\_01/A3\\_tundisi\\_prot.pdf](http://www.multiciencia.unicamp.br/artigos_01/A3_tundisi_prot.pdf)>. Acesso em: 12 de julho de 2011.
- TURKMEN, M.; TURKMEN, A.; TEPE, Y. et al. Determination of metals in fish species from Aegean and Mediterranean Seas, **Food Chemistry**, v.113, n.1, p.233–237, 2009.
- TÜZEN, M. Determination of heavy metals in fish Samples of the MidDane Lake and Black Sea (Turkey) by graphite furnace atomic absorption spectrometry. **Food Chemistry**, v.80, n.3, p.119-123, 2003.
- ULUOZLU, O.D.; TUZEN, M.; MENDIL, D. et al. Trace metal content in nine species of fish from the Black and Aegean Seas, Turkey. **Food Chemistry**, v.104, n.2, p.835-840, 2007.
- UNEP. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Determinations of petroleum hydrocarbons in sediments. **Reference methods for marine pollution studies**, 1991. Disponível em: <<http://iwlearn.net/publications/regional-seas-reports/reference-methods-for-marine-pollution-studies-no.20>>. Acessado em 03 e maio de 2011.
- VALENTI, W.C. Aquicultura sustentável. In: Congresso de Zootecnia, 12<sup>o</sup>, Vila Real, Portugal, Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. **Anais...**p.111-118, 2002. Disponível em: <<http://www.caunesp.unesp.br/Publicacoes/Artigos/Valenti/Aquicultura%20Sustentavel.PDF>>. Acessado em 7 de maio de 2011.
- VALITUTTO, R. **Acumulação de poluentes inorgânicos por macrófitas aquáticas nos reservatórios de Santana e Vigário**. 2004. 73f. Dissertação. (Mestrado em Química) - Universidade Federal Fluminense Barra do Piraí-RJ. Niterói.
- VIARENGO, A. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. **Review of Aquatic Sciences**, v.1, n.5, p.295-317. 1989.
- VILELA, M.B.F.A; RIBEIRO, A.M.; MARTINEZ, C.B.B. et al. Parâmetros de estresse oxidativo no peixe *Prochilodus lineatus* após exposição aguda ao chumbo. In: VIII Congresso SETAC LA "Ecotoxicologia y desarrollo sustentable", 2007, Montevideo. **Anais...** Ecotoxicologia y desarrollo sustentable, 2007. p.65.

- WARD, J.E.; LEVINTON, J.S.; SHUMWAY, S. E. et al. Particle sorting in bivalves: in vivo determination of the pallial organs of selection. **Marine Biology**, v.131, n.2, p.283-292, 2004.
- WHITE, S.L.; RAINBOW, P.S. On the metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. **Marine Environmental Research**, v.16, n.1, p.215–229, 1985.
- WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Bulletin of the world health organization**, 2000. v.78, n.9, p.1068-1077, 2000. Disponível em: < <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2560844/> > Acessado em 8 de abril de 2011.
- WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION **Environmental Health Criteria 200**: Cooper. Geneva, 1998. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>>. Acessado em 12 de julho de 2011.
- WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Biological monitoring of chemical exposure in the workplace**. Geneva: ONU, v.2, 1996. Disponível em: < [http://whqlibdoc.who.int/hq/1996/WHO\\_HPR\\_OCH\\_96.2.pdf](http://whqlibdoc.who.int/hq/1996/WHO_HPR_OCH_96.2.pdf)>. Acessado em 8 de abril de 2011.
- WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental health criteria 118**: inorganic mercury. Geneva: ONU, 1991. Disponível em :<<http://www.who.int/phe/news/Mercury-flyer.pdf>> Acessado em 15 de julho de 2011.
- WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. Technical Report Series, 1989. Food safety issues associated with product from aquaculture. WHO Technical Report Series 883.
- WITTMANN, E.C. Effect of heavy metals on growth population of a fecal coliform bacterium *Escherichia coli* in aquatic environment. **The Science of the Total Environment**, v.102, n.3, p.88-95, 1981.
- WWC. WORLD WATER COUNCIL. **World Water Vision Commission Report: A Water Secure World. Vision for Water, Life and the Environment**. 2000. World Water Council. Disponível em: <[http://www.worldwatercouncil.org/fileadmin/wwc/Library/Publications\\_and\\_reports/Visions/CommissionReport.pdf](http://www.worldwatercouncil.org/fileadmin/wwc/Library/Publications_and_reports/Visions/CommissionReport.pdf) >. Acessado em 12 de junho de 2011.
- ZARANYIKA, M.F.; MUTOKO, F.; MURAHWA, H. Uptake of Zn, Co, Fe and Cr by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Lake Chivero, Zimbabwe, **The Science of the Total Environment**, v.153, n.2, p.117-121, 1994.

### **3 NUTRIENTES E METAIS PESADOS TÓXICOS EM ÓRGÃOS DE *Pterodoras granulosus*, CAPTURADOS NO RESERVATÓRIO DA ITAIPU BINACIONAL, PARANÁ, BRASIL**

**Resumo:** Com o presente estudo objetivou-se caracterizar a composição química e quantificar a bioacumulação de metais pesados biologicamente essenciais, zinco (Zn), ferro (Fe), cobre (Cu) e manganês (Mn) e os metais pesados tóxicos não essenciais, chumbo (Pb), cádmio (Cd) e cromo (Cr) nos tecidos do armado (*Pterodoras granulosus*), capturados no reservatório da Itaipu Binacional no município de Entre Rios do Oeste, Paraná, Brasil, durante o período de abril de 2009 a março de 2010. Os peixes foram mensurados para determinação do fator de condição corporal relativo (Kn), do índice de víscera total (IVT), do índice de gordura visceral (IGV), do índice hepatossomático (IHS) e do índice de poluição por metais (MPI). A determinação dos metais foi realizada por meio da digestão nítrico-perclórica e a leitura por meio da espectrometria de absorção atômica. Para avaliar a relação das estações do ano sobre a concentração dos metais nos órgãos do armado procedeu-se uma análise fatorial 4 x 5 e para a correlacionar o Kn, IGV, IHS e IVT com os metais nos órgãos a correlação de Pearson a 5%. A carcaça do armado é constituída de 51% Fe, 22,69% Ca, 10,71% Zn, 6,08% Pb, 3,54% Mn, 2,48% K, 1,5% Mg, 0,83% Cr, 0,50% Cu e 0,03% Cd. O Cd esteve presente em 50% das amostras de carcaça e pele e em 100% das amostras de brânquias. O Cr foi detectado em 33% das amostras de carcaça e brânquias e em 17% das amostras de filé. A presença de chumbo foi constatada em 100% das amostras com teores variando entre 20,17 mg kg<sup>-1</sup> na carcaça e 7,83 mg kg<sup>-1</sup> no filé. Os armados capturados durante o período experimental estavam contaminados pelos metais pesados Cd, Cr e Pb em níveis acima dos recomendados pela legislação vigente. O índice de contaminação por metais aponta o fígado como órgão que mais bioacumulou metais pesados.

**Palavras-chave:** armado, bioacumulação, elemento traço, pescado, poluição ambiental

## NUTRIENTS AND TOXIC HEAVY METALS IN ORGANS OF *Pterodoras granulosus* CAUGHT IN THE ITAIPU RESERVOIR IN PARANÁ, BRAZIL

**Abstract:** The present study aimed to characterize the chemical composition and quantify the bioaccumulation of biologically essential heavy metals, zinc (Zn), iron (Fe), copper (Cu) and manganese (Mn) and non-essential toxic heavy metals, lead (Pb), cadmium (Cd) and chromium (Cr) in the tissues of armado (*P. granulosus*), caught in the Itaipu reservoir in the city of Entre Rios do Oeste, Paraná, Brazil, during the period April 2009 to March 2010, featuring the seasons. The fish were measured to determine the factor relative corporal condition (Kn), the index of viscera total (IVT), visceral fat index (IGV), the hepatosomatic index (HSI) and the metal pollution index (MPI). The determination of metals held by nitric-perchloric digestion and reading by means of atomic absorption spectrometry. To assess the relationship of the seasons on the concentration of metals in the organs of the armado, proceeded to factorial analysis a 4 x 5 and the correlation of Kn, IGV, IHS and IVT with metals in the organs, the Pearson correlation to 5% . The carcass of the armado consists of 51% Fe, 22.69% Ca, 10.71% Zn, 6.08% Pb, 3.54% Mn, 2.48% K, 1,5% Mg, 0.83% Cr, 0.50% Cu e 0.03% Cd. The Cd was present in 50% of the carcass and samples skin and in 100% the of gills. The Cr was detected in 33% of the samples of carcass and gills and in 17% of filet samples. The presence of lead was found in 100% of samples with levels ranging from 20.17 mg kg<sup>-1</sup> in the carcass and 7.83 mg kg<sup>-1</sup> in fillet. The armado captured during the experiment were contaminated by heavy metals Cd, Cr and Pb at levels above those recommended by current legislation. The indexes of metal contamination suggests the liver as the organ most bioaccumulate heavy metals

**Keywords:** armado, bioaccumulation, trace element, fish, environmental pollution

### 3.1 Introdução

A atividade aquícola mundial vem crescendo consideravelmente nos últimos 50 anos, superando as taxas dos demais setores de produção de alimentos de origem animal. As projeções indicam que até no ano 2030 o consumo per capita de pescado no mundo, será de 22,5 kg por ano representando um aumento de 36% (FAO, 2008).

O Brasil apresenta grande potencial para a produção intensiva de pescado, possui reservatórios hídricos naturais e artificiais, estimados em 5,3 milhões de hectares de lâmina d'água e condições climáticas favoráveis (AYROZA et al., 2006). Caso o país produzisse intensivamente em apenas 1% dessa área, com uma densidade média de 150 kg m<sup>-3</sup> de peixe por ano, com dois ciclos anuais, seria gerado um total de 82,5 milhões de toneladas, o que colocaria o Brasil em segundo lugar na produção aquícola mundial (LEONHARDT, 2007).

O reservatório da usina hidroelétrica de Itaipu Binacional possui 170 km de extensão e uma superfície de 135 mil quilômetros quadrados, é o sétimo mais extenso do Brasil, no entanto apresenta o maior índice de eficiência em produção de energia. Abrange dezesseis municípios, e é de essencial importância para aproximadamente 1.850 pessoas que sobrevivem diretamente da pesca na região (SANTOS, 2005). Recentemente, no ano de 2008 os pescadores artesanais alocados nas margens do lago da Itaipu receberam a outorga de uso das águas da União para a prática da aquicultura. O projeto contemplou 72 pescadores incluindo comunidades indígenas e alguns assentados (ITAIPU BINACIONAL, 2010).

Com a legalização da utilização dos reservatórios de águas públicas para a produção aquícola em tanques-rede torna-se o monitoramento destas áreas uma ferramenta para a quantificação da influência destes sistemas de cultivo sobre o ecossistema, auxiliando na definição dos limites de capacidades de suporte do ambiente e na manutenção dos biomas do reservatório (ONO; KUBITZA, 2003).

O processo de intensificação da produção é preocupante porque pode incorporar componentes químicos indesejáveis ao meio ambiente, como o nitrogênio (N) e o fósforo (P), responsáveis pelo processo de eutrofização. Os metais pesados essenciais cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), e ferro (Fe), e os metais pesados não essenciais como o cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), necessitam de atenção especial por serem biocumulativos, extremamente tóxicos ao organismo (WOOD, 1974).

Entre as espécies recorrentes durante a captura no reservatório da usina hidroelétrica da Itaipu Binacional, o armado, armão, abotoado ou mandi-capeta (*Pterodoras granulosus*), descrito em 1833 por Valenciennes é uma das principais espécies da pesca comercial neste

local, representando cerca de 70% do total extraído, podendo ser encontrado em grandes cardumes nos canais e rios na região do alto rio Paraná (AGOSTINHO et al., 2003; AGOSTINHO et al., 2004; MINOZZO, 2010). Considerado um peixe onívoro com tendências à herbivoria, possui hábito de explorar o fundo dos corpos d'água, característico dos Doradidae, que utilizam a bentofauna como fonte de alimento, assim como outros representantes desta família como: *Oxydoras niger*, *Trachydoras paraguayensis* e *Megalodoras* sp. (LAUZANNE e LOUBENS, 1985; HAHN et al., 1991; SABAJ e FERRARIS Jr., 2003).

Devido ao fato de revolverem o fundo dos rios estes peixes são responsáveis por grande parte da dinâmica dos poluentes no ambiente, estando mais expostos aos materiais sedimentados como os metais pesados. Esta exposição faz com que bioacumulem os contaminantes ambientais com maior facilidade, concentrando elementos traços em níveis superiores aos encontrados na água, podendo ser utilizado como bioindicadores (TÜRKMEN et al., 2009).

A bioacumulação de metais nos organismos aquáticos estão relacionados as características do ambiente como as propriedades químicas e físicas da água, dos sedimentos e da biodisponibilidade dos metais. A absorção destes elementos em peixes ocorre por meio da dieta ou da exposição da superfície das brânquias e pele à água contaminada, no entanto, alguns fatores podem afetar seu acúmulo no organismo dos animais como a idade e os hábitos alimentares (PTASHYNSKI et al., 2002; INÁCIO, 2006; FURUYA, 2010).

No ambiente aquático, os contaminantes podem expressar seu potencial poluente nos sedimentos, apresentando efeitos letais ou subletais, nas plantas (fitoplâncton) e animais (zooplâncton), bioacumulando-se ao longo da cadeia alimentar atingindo níveis tróficos superiores incluindo peixes, aves e humanos. Alteram o equilíbrio da biota aquática, por meio da contaminação ambiental e os distúrbios decorrentes da superexposição (LIMA JUNIOR et al., 2002).

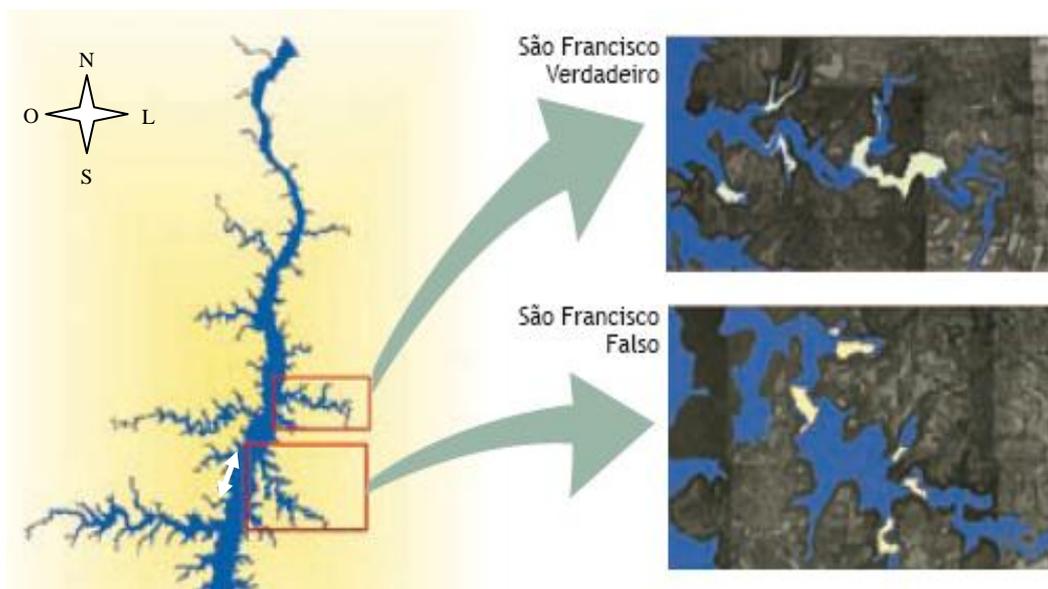
Os efeitos da toxicidade dos metais pesados no organismo animal, associado à capacidade de formar complexos com substâncias orgânicas bioacumulando concentrações até 1000 vezes superior as presentes no meio ambiente, justificam o monitoramento dos níveis destes elementos em organismos aquáticos (LIMA JUNIOR et al., 2002; FERREIRA et al., 2004). Sendo assim, o presente estudo teve como objetivo caracterizar a composição química (macronutrientes, micronutrientes e metais pesados tóxicos) e quantificar a bioacumulação de metais pesados biologicamente essenciais (Zn, Fe, Cu, Mn) e metais pesados tóxicos não essenciais (Pb, Cd e Cr), nos órgãos do armado (*Pterodoras granulosus*), capturado no

reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu Binacional no município de Entre Rios do Oeste, Paraná, Brasil.

### 3.2 Material e métodos

#### 3.2.1 Área experimental

Durante o período de abril de 2009 à março de 2010 realizou-se um estudo ao longo da bacia do Paraná III localizada na zona de transição do reservatório da usina hidroelétrica da Itaipu Binacional, entre os rios São Francisco Verdadeiro localizado no município de Entre Rios do Oeste e São Francisco Falso localizado no município de Santa Helena, região Oeste do Paraná. A área de captura na bacia do Paraná III corresponde às coordenadas geográficas 24°43'07.01''S 54°19'59,92''O (Figura 3.1).



**Figura 3.1** - Local de captura dos exemplares de peixes estudados na bacia do Paraná III (ITAIPU BINACIONAL, 2011).

#### 3.2.2 Espécimes

Com a ajuda da colônia de pescadores intitulada P-45, localizada no município de Entre Rios do Oeste, foram capturados mensalmente 15 exemplares de armado, *P. granulosus* (Figura 3.2), para avaliar os teores dos macronutrientes, micronutrientes e metais

pesados presentes, na carcaça, fígado, pele, brânquias e filé. Os exemplares foram capturados por meio de redes de pesca tipo arrasto multifilamento com malha de 12 mm, que foram deixadas estrategicamente em três pontos distando aproximadamente 50 m das margens brasileiras. As redes eram soltas no início da noite por volta 17 horas e recolhidas 12 horas após. As coletas foram realizadas sempre no início de cada mês e sucederam-se durante 12 meses.



**Figura 3.2** - Exemplar do armado (*Pterodoras granulosus*).

O montante das três redes, resultado da pesca, era submetido a uma seleção onde, somente 15 exemplares sem lesões aparentes, manchas ou sinais de desnutrição, independente do tamanho e sexo, foram utilizados para amostragem. Os demais espécimes foram aproveitados pela colônia de pescadores juntamente com as outras espécies capturadas para a comercialização oficial permitida.

Os peixes selecionados foram transportados vivos, em caixa térmica contendo gelo e água, para o laboratório da Unioeste *Campus* Marechal Cândido Rondon, onde praticou-se o abate por meio do deslocamento da coluna cervical de acordo com os Princípios Éticos da Experimentação Animal, adotados pelo Colégio Brasileiro de Experimentação Animal (COBEA) e foram aprovados pelo Comitê de Ética na Experimentação Animal e Aulas Práticas (CEEAAP/Unioeste) por meio do protocolo nº 81/2009.

Os exemplares coletados foram mensurados por meio de um ictiometro e de uma balança semianalítica de precisão de modo a se obter o comprimento padrão, comprimento total, massa média, massa média das vísceras, massa média do fígado e massa média da gordura. As médias encontradas para estes valores referentes a cada mês de coleta encontram-se na Tabela 3.1.

Os peixes foram seccionados longitudinalmente e divididos em duas partes iguais, uma metade da carcaça (meia carcaça direita) foi preservada (limpa sem vísceras e brânquias), e a outra metade (meia carcaça esquerda) foi fracionada em pele, brânquias e filés.

**Tabela 3.1** – Valores biométricos médios referentes a 15 peixes (n=15) coletados mensalmente durante o período de abril de 2009 a março de 2010 no reservatório da Itaipu.

Mês/Ano	Biometria					
	Massa (g)				Comprimento (cm)	
	Peixe (BW)	Vísceras	Fígado	Gordura	Total (TL)	Padrão (BL)
Abr/2009	139,65±27,26	17,40±6,83	1,83±0,49	0,54±0,20	22,05±2,76	17,10±1,61
Mai/2009	130,83±42,21	15,05±3,72	1,13±0,36	0,19±0,10	22,15±1,99	16,85±1,84
Jun/2009	118,21±27,26	11,74±4,13	1,60±0,34	0,30±0,16	21,96±1,78	16,29±1,46
Jul/2009	121,93±29,30	21,14±6,95	1,62±0,47	0,23±0,07	21,44±1,73	15,86±1,23
Ago/2009	138,65±21,24	28,08±9,75	1,60±0,48	0,34±0,22	22,43±1,73	16,10±1,06
Set/2009	159,35±58,53	35,02±18,34	1,82±0,93	0,43±0,31	22,73±2,60	16,43±1,83
Out/2009	132,07±31,88	19,95±4,91	2,99±0,75	0,30±0,12	22,09±2,20	16,64±1,55
Nov/2009	197,41±54,52	23,87±8,28	3,12±0,96	0,35±0,09	25,77±2,49	19,36±1,89
Dez/2009	176,97±32,71	20,21±5,01	2,51±0,48	0,33±0,07	24,91±1,53	18,50±1,36
Jan/2010	156,37±33,50	19,42±3,49	2,17±0,43	0,61±0,27	23,50±1,53	17,85±1,56
Fev/2010	146,35±22,44	22,50±3,81	2,07±0,55	0,51±0,21	23,20±1,53	17,20±1,62
Mar/2010	171,23±36,48	26,20±8,63	2,22±0,49	0,40±0,21	24,95±2,28	18,35±1,42
Média	147,07	21,30	2,04	0,37	22,93	17,10

### 3.2.3 Análise das amostras

As carcaças, brânquias, peles, filés e os fígados foram submetidas à secagem sob temperatura de 65°C por 72 h em estufa com ventilação forçada, posteriormente moídos e preparados para a determinação dos macronutrientes, micronutrientes e metais no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental para análise centesimal no Laboratório de Nutrição Animal da Universidade Estadual do Oeste do Paraná *Campus* de Marechal Cândido Rondon.

A determinação dos teores totais dos metais foi realizada por meio de digestão nítrico-perclórica (AOAC, 1990) das amostras e leitura por meio da espectrometria de absorção atômica (WELZ e SPERLING, 1999), modalidade chama utilizando-se aparelho da marca GBC, modelo 932 AA.

Para a quantificação de nitrogênio total (N) utilizou-se a digestão sulfúrica e para o fósforo total (P) a digestão nítrico-perclórica das amostras e determinação destes teores pelos métodos de Kjeldahl e ultravioleta visível (UV-vis), respectivamente (TEDESCO et al., 1995).

A análise dos teores de matéria seca (MS), proteína bruta (PB), extrato etéreo (EE) e matéria mineral (MM) foram realizados de acordo com a AOAC (2005) e os valores médios encontrados estão relacionados na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2** - Análise centesimal da carcaça (n=3) do armado (*P. granulosus*), capturado no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010, com base na matéria seca

Mês/Ano	Matéria Seca (%)	Matéria Mineral (%)	Extrato Etéreo (%)	Proteína Bruta (%)
Abr/2009	23,43 ± 0,70	3,94 ± 0,42	2,44 ± 0,51	16,65 ± 0,99
Mai/2009	23,53 ± 0,78	4,31 ± 0,47	3,08 ± 0,43	17,07 ± 1,41
Jun/2009	25,01 ± 1,26	4,71 ± 0,67	2,65 ± 0,53	18,41 ± 1,65
Jul/2009	25,50 ± 1,75	4,50 ± 0,56	2,19 ± 0,76	19,20 ± 0,44
Ago/2009	20,48 ± 1,27	3,90 ± 0,34	2,35 ± 0,68	14,16 ± 1,60
Set/2009	21,68 ± 1,20	3,88 ± 0,66	3,13 ± 0,68	13,62 ± 0,44
Out/2009	22,36 ± 0,59	4,01 ± 0,47	2,86 ± 0,59	10,64 ± 0,32
Nov/2009	22,33 ± 0,48	3,95 ± 0,41	3,96 ± 0,81	14,04 ± 0,72
Dez/2009	22,05 ± 0,70	3,43 ± 0,51	3,34 ± 0,69	15,80 ± 0,44
Jan/2010	22,07 ± 0,72	3,38 ± 0,56	3,18 ± 0,43	16,09 ± 0,83
Fev/2010	22,30 ± 0,50	3,80 ± 0,44	3,01 ± 0,76	16,50 ± 0,74
Mar/2010	22,35 ± 0,48	4,05 ± 0,61	3,21 ± 0,46	16,99 ± 1,43
Média	22,75	3,94	2,95	15,76

### 3.2.4 Índice de Poluição por Metais (MPI)

A fim de avaliar o índice de poluição por metais do ambiente por meio do bioindicador *P. granulosus*, calculou-se o Índice de Poluição por Metais (MPI) de acordo com a equação sugerida por Usero et al. (1996).

$$\text{MPI} = (\text{CF}_2 \times \text{CF}_1 \times \text{CF}_3 \dots \dots \text{CF}_n)^{1/n}$$

Onde,  $\text{CF}_n$  = concentração de metal na amostra n.

### 3.2.5 Índices Corporais

Os exemplares foram medidos e pesados para a obtenção do comprimento total (TL) e massa corpórea total (BW). Foram coletados as vísceras, gordura visceral e fígado que foram pesados em balança semianalítica de precisão e por meio destes dados biométricos, foram determinados, o fator de condição corporal relativo  $\text{Kn}$ , calculado de acordo com as definições de Le Cren (1951), o índice de víscera total  $\text{IVT} = \{[\text{massa víscera (g)} / \text{massa}$

corporal (g)]x100}, o índice de gordura visceral IGV = {[ massa gordura (g)/ massa corporal (g)]x100}, e o índice hepatossomático IHS = {[ massa fígado (g)/ massa corporal (g)]x100} (Tabela 3.3).

**Tabela 3.3** – Valores médios (n=15) e desvio padrão do fator de condição corporal relativo (Kn), índice de víscera total (IVT), índice de gordura visceral (IGV) e índice hepatossomático (IHS) do armado (*P. granulosus*), capturados no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010

Mês/Ano	Índices corporais			
	Kn	IVT (%)	IHS (%)	IGV (%)
Abr/2009	1,30 ± 0,37	12,46 ± 2,14	1,31 ± 0,41	0,39 ± 0,18
Mai/2009	1,20 ± 0,27	11,50 ± 1,18	0,86 ± 0,56	0,15 ± 0,06
Jun/2009	1,12 ± 0,19	9,93 ± 0,98	1,35 ± 0,45	0,25 ± 0,04
Jul/2009	1,24 ± 0,31	17,34 ± 7,02	1,33 ± 0,43	0,18 ± 0,03
Ago/2009	1,23 ± 0,30	20,25 ± 9,93	1,15 ± 0,25	0,25 ± 0,04
Set/2009	1,35 ± 0,42	21,97 ± 4,45	1,14 ± 0,24	0,27 ± 0,06
Out/2009	1,22 ± 0,29	15,11 ± 4,79	2,26 ± 1,36	0,23 ± 0,02
Nov/2009	1,15 ± 0,22	12,09 ± 1,77	1,58 ± 0,68	0,18 ± 0,03
Dez/2009	1,14 ± 0,21	11,42 ± 1,10	1,42 ± 0,52	0,19 ± 0,02
Jan/2010	1,20 ± 0,27	12,42 ± 2,10	1,39 ± 0,49	0,39 ± 0,18
Fev/2010	1,17 ± 0,24	15,37 ± 5,05	1,41 ± 0,51	0,35 ± 0,14
Mar/2010	1,10 ± 0,17	15,30 ± 4,98	1,30 ± 0,40	0,23 ± 0,02
Média	1,20	14,60	1,38	0,26

### 3.2.6 Análise Estatística

Para a realização da análise estatística considerou-se a média mensal de 15 exemplares de *P. granulosus*, sendo utilizado ao longo do experimento um total de 180 peixes provindos da pesca comercial. Avaliaram-se as médias dos metais incorporados no fígado, brânquias, pele, filé e na carcaça ao longo de 12 meses de coleta por meio do teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o Statistical Analyses System (SAS, 2000). De modo a estudar a influência das estações do ano sobre a concentração dos metais nos diversos órgãos do armado procedeu-se uma análise fatorial 4 x 5, onde o primeiro fator é constituído pelas quatro estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) e o segundo fator os órgãos estudados (carcaça, fígado, brânquias, pele e filé).

Para correlacionar o fator de condição corporal relativo, o índice de vísceras total o índice de gordura visceral e o índice hepatossomático com os metais no fígado e na carcaça, utilizou-se a correlação de Pearson a 5% de probabilidade.

### 3. 3 Resultados e discussão

O armado (*P. granulosus*) apresentou um perfil de distribuição de N reportando à carcaça e ao filé uma maior ( $P < 0,05$ ) concentração deste nutriente em relação à pele e o fígado (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 - Sazonalidade do N, P, K e Ca (g kg<sup>-1</sup>) nos órgãos do *P. granulosus*, capturados no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010

Época	Carcaça	Fígado	Brânquias	Filé	Pele	Médias					
<b>Nitrogênio</b>											
Verão	115,87	94,21	NA	NA	NA	105,04	AB				
Outono	110,43	94,50	NA	NA	NA	102,47	AB				
Inverno	97,13	92,17	93,63	104,71	86,34	94,79	B				
Primavera	118,89	97,13	113,46	115,21	101,21	109,18	A				
Médias	110,58	a	94,50	b	103,54	ab	109,96	a	93,77	b	
CV(%)	11,12										
<b>Fósforo</b>											
Verão	23,18	45,26	NA	NA	NA	34,22					
Outono	24,41	45,48	NA	NA	NA	34,94					
Inverno	30,72	43,26	28,02	9,47	20,10	26,31					
Primavera	30,52	40,36	27,35	8,60	22,31	25,82					
Médias	27,20	b	43,25	a	27,68	b	9,03	c	21,20	b	
CV(%)	18,67										
<b>Potássio</b>											
Verão	7,73	45,14	NA	NA	NA	26,43					
Outono	7,70	42,48	NA	NA	NA	25,09					
Inverno	9,16	43,26	9,00	16,90	5,16	16,69					
Primavera	8,36	40,36	7,36	16,90	5,86	15,76					
Médias	8,24	b	42,76	a	8,18	b	16,90	ab	5,51	b	
CV(%)	24,91										
<b>Cálcio</b>											
Verão	74,21	4,58	NA	NA	NA	39,40					
Outono	77,33	3,65	NA	NA	NA	40,49					
Inverno	73,98	8,50	56,80	12,23	42,33	38,77					
Primavera	75,20	6,91	56,68	10,23	47,13	39,23					
Médias	75,18	a	5,91	e	56,74	b	11,23	d	44,73	c	
CV(%)	16,18										
<b>Magnésio</b>											
Verão	8,45	Aa	4,17	Ab	NA	NA	NA	6,31			
Outono	8,53	Aa	4,80	Ab	NA	NA	NA	6,67			
Inverno	1,86	Ba	1,50	Aa	2,33	Aa	2,30	Aa	2,13	Aa	2,02
Primavera	2,00	Ba	1,70	Aa	1,90	Aa	2,40	Aa	1,90	Aa	1,98
Médias	5,21	a	3,04	a	2,11	a	2,35	a	2,01	a	
CV(%)	32,25										

\* Médias seguidas da mesma letra minúscula, nas linhas, e médias seguidas da mesma letra maiúscula, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. CV = Coeficiente de Variação. NA = não avaliado.

Os teores de N nas brânquias, no entanto, não diferiram significativamente dos demais tecidos analisados. Entre os elementos N, P, K, Ca e Mg, apenas a deposição do N e de Mg nos tecidos do armado foi influenciada pelas estações do ano (Tabela 3.4). Na primavera promoveu-se maior concentração de N em relação ao inverno ( $P < 0,05$ ), independente do órgão analisado, não diferindo das demais estações ( $P > 0,05$ ).

O inverno tende a apresentar temperaturas mais amenas, peixes submetidos a esta condição desencadeiam ciclos endógenos que diminuem o metabolismo, interferindo no apetite e no consumo de alimentos. De acordo com Cook et al. (2000) a manutenção dos processos vitais ocorre por meio da mobilização das reservas energéticas endógenas, resultando em perda de peso corporal e massa muscular podendo explicar o menor valor de N observado durante este período (WEATHERLEY; GILL, 1987; BOUJARD; LEATHERLAND, 1992; BORGHETTI; CANZI, 1993).

O N é um componente fundamental para as funções vitais por fazer parte dos ácidos nucleicos e de biomoléculas como aminoácidos, bases nitrogenadas, porfirinas e alguns lipídios, portanto, deve estar presente em todos os tecidos corporais. A carcaça e o filé apresentam maior concentração de N em comparação ao fígado e a pele, pois está relacionado à constituição destes tecidos. Considerando que os músculos são compostos de 95% de proteínas, o filé e a carcaça necessariamente apresentaram teores elevados de N. A presença deste nas brânquias é justificada pelo fato da degradação dos aminoácidos que é realizada pelo fígado por um processo de transaminação e desaminação oxidativa, gerar metabolitos secundários como a amônia que é liberada na corrente sanguínea e carreada até as brânquias de onde vai ser excretada (MOTTA; UIEDA, 2005).

Os níveis mais elevados ( $P < 0,05$ ) de P (Tabela 3.4) foram verificados no fígado, enquanto que os teores obtidos na carcaça, brânquias e na pele não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ), porém foram superiores ( $P < 0,05$ ) aos encontrados no filé.

Diferindo dos resultados encontrados no presente trabalho, que obteve valores mais elevados de P, sobretudo no fígado, Stone e Haedy (1986) relatam que a quantidade de fósforo no pescado fresco pode variar entre 1,1 a 2,5% na carne de cavala e 0,8 a 1,4% na carne de linguado. Além disto, destacam que as vísceras do pescado contêm entre 0,17 e 0,32% de P na matéria seca, sendo que no peixe inteiro contém mais P que a carne ou as vísceras, em razão da presença de ossos, ricos nesse elemento. Tais variações estão associadas com numerosos fatores incluindo idade e sexo do peixe, como também o teor de cálcio na água (SMITH, 1977).

Silva e Cozzolino (2007) relatam que este nutriente pode variar de 7,8 a 20,2 mg g<sup>-1</sup> de proteínas, exceto nos tecidos especializados que possuem alta concentração de ácidos ribonucléicos (RNA) como o fígado, e nos tecidos nervosos composto por mielina onde o P é abundante, justificando os níveis mais elevados de P no fígado (Tabela 3.4).

O potássio foi encontrado em abundância ( $P < 0,05$ ) no fígado (42,77 g kg<sup>-1</sup>) e no filé (19,90 g kg<sup>-1</sup>), e em menor quantidade nos demais tecidos avaliados (Tabela 3.4). Provavelmente porque em circunstâncias de estresse ou de hiperglicemia há a transferência de potássio para muitos tecidos, sobretudo para o fígado e músculo esquelético desempenhando um papel importante na eletrofisiologia das membranas musculares e neurais controlando a bomba iônica sódio-potássio-ATPase (Na-K-ATPase). O K também pode ser encontrado em abundância na parte aquosa do plasma sanguíneo e na bile, que é produzida pelo fígado em um processo que transforma a hemoglobina em bilirrubina (CUNNINGHAM, 2004).

A distribuição de Ca apresentou uma forma distinta ( $P < 0,05$ ), para cada órgão estudado (Tabela 3.4), obedecendo à seguinte ordem decrescente, carcaça, brânquias, pele, filé e fígado. Estes resultados estão de acordo com Stone e Hardy (1986) que afirmam que os teores de Ca são extremamente variáveis entre as espécies, assim como entre os tecidos avaliados obtendo diferenças entre a carne e as vísceras. O peixe inteiro tem um teor muito mais alto de Ca que a carne ou as vísceras de peixe, pois a riqueza de Ca é associada com o esqueleto e as escamas, os quais contêm ambos, fosfato tricálcico e carbonato de cálcio (KOMPIANG et al., 1980).

Os teores de Mg não diferiram ( $P > 0,05$ ) entre os tecidos estudados (Tabela 3.4), apresentando concentração média variando entre 5,21 e 2,02 g kg<sup>-1</sup>. Os valores médios de Mg encontrados na carcaça durante o verão e o outono não apresentaram diferença significativa, porém foram superiores ( $P < 0,05$ ), aos valores encontrados no inverno e na primavera, estas duas estações, no entanto, não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ). Os teores elevados de Mg ( $P < 0,05$ ) durante o verão e o outono podem estar relacionados ao regime de chuva e a temperatura, em regiões de clima tropical o verão tendem a ser mais quente e chuvoso, carreando elemento químico durante este período expondo a biota a concentrações elevadas de metais (Tabela 3.4). O Mg também é facilmente precipitado em temperaturas elevadas. Segundo Fukuzawa (2008) este elemento ocorre em rochas na forma de anfibólitos e outros compostos associando-se com o Ca, sendo assim, a litologia regional pode influenciar na liberação de Mg para o ambiente, além de ser utilizados em fertilizantes (CETESB, 2009).

O mecanismo homeostático é inibido em algumas estações do ano permitindo uma maior absorção e menor excreção de Mg (WEATHERLEY; GILL, 1987; BORGHETTI; CANZI, 1993; EASTWOOD; COUTURE, 2002).

Hanh et al. (1997) estudando a atividade alimentar anual da curvina, na planície de inundação do alto rio Paraná (município de Porto Rico-PR) e no reservatório da Itaipu observaram que as variações anuais desses indicadores foram mais pronunciadas no reservatório de Itaipu e a atividade alimentar foi sempre mais elevada nos períodos mais quentes, em contraste com o inverno, fato também observado no presente trabalho (Tabela 3.4).

Marengoni e Santos (2006) analisando duas espécies de peixes encontraram valores médios para o N, P, K e Mg no músculo do piavuçu de 105,61; 5,16; 14,57 e 1,32 g kg<sup>-1</sup> e para a tilápia do Nilo de 128,25; 5,81; 18,13 e 1,43 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. No presente estudo verificaram-se valores similares somente para o nitrogênio cujo valor máximo obtido foi de 110,58 g kg<sup>-1</sup>, os demais elementos foram encontrados em concentrações superiores.

Em pesquisa realizada com juvenis de tilápia do Nilo os resultados obtidos por Signor et al. (2007) foram inferiores ao deste trabalho, apresentando níveis de cálcio de 28,2 g kg<sup>-1</sup> e de fósforo 2,21 g kg<sup>-1</sup>. Neste contexto, em trabalhos realizados com alevinos de piavuçu (*Leporinus macrocephalus*), Dias (2007) obteve valores médios ainda menores para Ca (0,22 g kg<sup>-1</sup>) e P (0,52 g kg<sup>-1</sup>).

Embora os níveis obtidos neste trabalho para N, P, K, Ca e Mg estejam a cima dos encontrados na literatura, não existem limites máximos e mínimos estipulados na legislação para estes nutrientes em alimentos, sobretudo em peixes.

As variações ocorridas pelos teores dos metais zinco (Zn), ferro (Fe), cobre (Cu), manganês (Mn), ao longo das estações do ano encontram-se na Tabela 3.5.

Os teores de Zn não diferiram (P>0,05) entre o fígado e as brânquias, no entanto estes valores foram superiores (P<0,05) aos encontrados na carcaça, filé e na pele. Porém, os níveis verificados na carcaça, filé e a pele não diferiram entre si (Tabela 3.5).

Segundo Porter (1974) o Zn é um metal biologicamente essencial para o metabolismo sendo assim, tanto o excesso quanto a ausência, podem ser nocivos ao organismo e bioacumular no fígado de peixes sem necessariamente causar efeitos tóxicos.

Neste contexto Mafra e Cozzolino (2004) relatam que o Zn possibilita várias funções bioquímicas do organismo, atua como componente de inúmeras enzimas participa na divisão celular, expressão genética, processos fisiológicos como crescimento e desenvolvimento,

transcrição genética, morte celular, age como estabilizador de estruturas, membranas e componentes celulares, e participa da função imune.

**Tabela 3.5** - Sazonalidade dos níveis médios de zinco, ferro, cobre e manganês (mg kg<sup>-1</sup>) nos tecidos de *P. granulosus*, capturados no reservatório da Itaipu durante o período de abril de 2009 a março de 2010

Época	Carcaça		Fígado		Brânquias		Filé		Pele		Médias
<b>Zinco</b>											
Verão	28,66	Ab	79,66	Ba	NA		NA		NA		54,16
Outono	26,00	Ab	75,00	Ba	NA		NA		NA		50,50
Inverno	42,66	Ab	137,66	Aa	106,00	Ab	23,00	Ac	38,66	Abc	69,60
Primavera	44,66	Ac	126,66	Aa	85,33	Bb	24,33	Ad	33,66	AcD	62,93
Médias	35,50	b	104,75	a	95,67	a	23,67	b	36,16	b	
CV(%)	9,95										
<b>Ferro</b>											
Verão	138,00	Ab	1065,33	Ba	NA		NA		NA		601,67
Outono	204,66	Ab	1109,66	Ba	NA		NA		NA		657,16
Inverno	191,66	Ac	1547,33	Aa	592,66	Ab	111,00	Ac	87,66	Ac	506,06
Primavera	144,06	Ac	1618,33	Aa	856,66	Ab	182,00	Ac	270,66	Ac	614,34
Médias	169,59	c	1335,16	a	724,66	b	146,50	c	179,16	c	
CV(%)	17,19										
<b>Cobre</b>											
Verão	0,33		833,66		NA		NA		NA		417,00 A
Outono	0,33		870,33		NA		NA		NA		435,33 A
Inverno	3,00		1060,00		13,66		1,00		1,33		215,80 B
Primavera	3,00		994,66		10,66		1,00		4,66		202,80 B
Médias	1,66	b	939,66	a	12,16	b	1,00	b	2,99	b	
CV(%)	24,87										
<b>Manganês</b>											
Verão	9,33	Aa	10,00	Aa	NA		NA		NA		9,67
Outono	10,33	Aa	8,00	Aa	NA		NA		NA		9,17
Inverno	14,00	Aa	7,33	Aa	10,66	Ba	3,00	Aa	9,33	Aa	8,86
Primavera	13,33	Ab	17,00	Aab	32,33	Aa	6,33	Ab	14,33	Ab	16,66
Médias	11,75	ab	10,58	ab	21,50	a	4,67	b	11,83	ab	
CV(%)	44,46										

\* Médias seguidas da mesma letra minúscula, nas linhas, e médias seguidas da mesma letra maiúscula, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. CV = Coeficiente de Variação. NA = não avaliado.

De acordo com Bury et al. (2003), as rotas de assimilação do Zn mais importantes são as brânquias e o hepatopâncreas. Existem mais de 200 tipos de metaloproteínas que utilizam o Zn como cofator realizando processos de proliferação, diferenciação e apoptose celular que resulta na regulação de proteínas envolvidas na estocagem e tráfego intracelular de zinco (MANDAL et al., 2006).

Desta maneira, como o Zn é abundante nos sedimentos a presença elevada deste metal nas brânquias do armado pode estar relacionada ao fato de ser absorvido prioritariamente nas brânquias e no intestino, acumulando-se ao longo do tempo (ZHANG; WANG, 2005). Além disto, segundo Alcorlo et al. (2006) o organismo é detoxicado pelas metalotioneínas que carregam os metais até serem eliminados por excreção por meio das fezes, urina ou brânquias, tornando-as uma porta de entrada e saída deste elemento.

No Brasil, o decreto n° 55.871 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária, publicada em 26 de março de 1965 padroniza limite máximo de tolerância para o Zn de 50,00 mg kg<sup>-1</sup>, sendo assim, somente as brânquias e o fígado possuem níveis que superam este valor (Tabela 3.5). O risco de superexposição e efeitos tóxicos ao homem por meio deste pescado é remoto, pois estes órgãos geralmente não são consumidos. No entanto, caracteriza a presença deste elemento em altas concentrações no peixe o que justifica o seu constante monitoramento.

O Zn quando em concentrações maiores que os valores máximos permitidos diariamente na dieta, provocam efeitos sistêmicos, dérmicos e oculares, efeitos imunológicos, neurológicos e gastrointestinais, podendo causar até a morte (ROCHA et al., 1985; HEIN, 2003).

Os teores médios de Fe no fígado foram maiores ( $P < 0,05$ ) que os obtidos nos demais órgãos, sendo que as brânquias obtiveram valores superiores ( $P < 0,05$ ) aos da carcaça, pele e filé. O filé apresentou os menores valores, no entanto, não diferiu da pele e da carcaça. Estes valores estão de acordo com a afirmação de Siqueira et al. (2006), pois o fígado é um dos órgãos mais afetados pelos altos níveis de Fe no organismo, pois as células hepáticas constituem o principal sítio de armazenamento deste elemento. Os altos níveis de Fe encontrados nas brânquias se justificam por estas serem ricas em células sanguíneas responsáveis pelas trocas gasosas que são mediadas por este elemento (Tabela 3.5).

De acordo com o Ministério da Saúde (2009) a ingestão diária de Fe recomendada para adultos é de 14 mg, o consumo de 100 g de filé do armado utilizado neste estudo (Tabela 3.5), já seria suficiente para suprir estes níveis, a adição de qualquer outra fonte de Fe ou a ingestão de uma quantidade superior a 100 g seriam suficientes para criar uma sobrecarga deste metal no organismo.

Os valores médios de Cu foram superiores ( $P < 0,05$ ) no fígado em relação aos outros órgãos. Os teores obtidos na carcaça, brânquias pele e filé não apresentaram diferença significativa. A distribuição corporal do Cu manifestou um comportamento bastante peculiar, sendo observado em concentrações exorbitantes no fígado sendo 562,67 vezes superior aos valores encontrados na carcaça (Tabela 3.5).

Andrighetto et al. (1990) relatam que o fígado é o principal órgão armazenador de Cu e a sua concentração pode variar de acordo com a espécie e a concentração deste metal na dieta. Como este órgão é responsável pelo armazenamento deste metal acaba se tornando, portanto, o mais susceptível a toxicidade (KATOH et al., 2002).

Carmo et al. (2011) estudaram a presença de metais nas brânquias e no fígado da espécie *Mugil curema* em dois rios do estado de São Paulo, obtendo no Rio Branco valores médios para Fe, Zn, Cu e Mn de 270,57 e 24,37, 85,83 e 103,49, ND e 998,68 e 2,09 e 7,67 mg kg<sup>-1</sup>, sendo que no Rio Mariana valores médios de 195,08 e 6,56, 88,10 e 98,16, 0,09 e 156,38 e 28,69 e 8,64 e mg kg<sup>-1</sup> para estes órgãos, respectivamente. Os valores de Zn e Mn no fígado e nas brânquias assim como o Cu no fígado são semelhantes aos valores encontrados neste trabalho. Contudo, os teores de Fe nestes órgãos diferem pelo fato de terem sido observados em menor concentração pelos autores acima citados, sendo que o Cu nas brânquias não foram detectados.

No ano de 2006, valores elevados de Cu foram encontrados no fígado desta mesma espécie na área estudada, contudo os exemplares foram capturados após uma elevada mortalidade de armado no reservatório. Devido ao excesso de Cu os peixes estavam com anemia e provavelmente morreram em consequência deste fato (ITAIPU, 2008). Níveis excessivos de cobre inibem os grupos sulfidrilas das enzimas, tais como glicose-6-fosfatase e glutathione redutase. A inibição da glicose-6-fosfatase leva a hemólise, podendo ainda ser observadas, alterações hemorrágicas gastrointestinais e hepatotoxicidade (WHO, 2000).

Os limites máximos, preconizados pela Anvisa (1998) para o Cu, em alimentos é de 30,00 mg kg<sup>-1</sup>, utilizando este valor como referência somente os teores encontrados no fígado estaria além do limite (Tabela 3.5).

O manganês foi observado em maior ( $P < 0,05$ ) concentração nas brânquias diferindo apenas do filé para o qual se obteve valores menores (Tabela 3.5). De acordo com Adams et al. (1997) a transferência do Mn entre os tecidos pode ocorrer primeiro nas nadadeiras, ossos, guelras e depois em tecidos moles. Muitas das variações na concentração deste metal em alimentos podem ser provocadas por inúmeros fatores, tais como nível e disponibilidade do metal no solo e na água, uso de substâncias químicas na agricultura, contaminação do ambiente e captação pelas diferentes espécies (WHO, 2000).

Diferindo dos resultados obtidos nesta pesquisa, De Angelis et al. (1979) sugerem que o manganês tende a se acumular no fígado onde as principais funções incluem a ativação da fosforilação oxidativa, sendo necessária para a formação dos mucopolissacarídeos, utilização

da glicose, síntese e metabolismo dos lipídios, incluindo o colesterol, para o desenvolvimento normal do pâncreas, contração muscular, prevenção de defeitos ósseos e da esterilidade.

Assemelhando-se aos valores encontrados no presente trabalho (Tabela 3.5), Costa e Hartz (2009) estudando a espécie *Leporinus obtusidens* no Lago Guaíba no ano de 2003, obtiveram resultados médios similares aos do Zn no fígado e na carcaça (97,77 e 24,34 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente).

No entanto, Porto e Ethur (2009) analisando vísceras das espécies *Aucheinpateridae*, *Heptapteridadae* e *Pimeladidae*, nos rios da Bacia Hidrográfica de Butuí-Icamaquã. Kamaruzzama (1994) avaliando o músculo, fígado e o intestino de peixes em um rio da Malásia, encontrou valores médios de Zn variando entre 1,72; 1,66 e 2,43 mg kg<sup>-1</sup> nas vísceras e 12,74; 9,91 e 5,05 mg kg<sup>-1</sup> no músculo, fígado e intestino respectivamente, diferindo dos resultados obtidos nesta pesquisa que apresentaram os maiores valores relacionados ao fígado (Tabela 3.5). Também observaram valores médios de Cu distintos, obtendo níveis médios variando entre 30,82 e 0,93 mg kg<sup>-1</sup> no fígado e na carcaça, respectivamente.

Marengoni et al. (2008) encontraram valores mais elevados de Zn e Fe e teores de Cu e Mn similares aos obtidos na carcaça do armado, estudando três linhagens de tilápia GIFT, Bouaké e Chitralada, em duas fases, inicial e final da produção de juvenis, encontrando na carcaça resultados médios para o Zn de 115,5, 116,87 e 112,75 mg kg<sup>-1</sup>, Fe de 1040,75, 542,12 e 306,5 mg kg<sup>-1</sup>, Cu de 1,00, 1,00 e 0,07, Mn de 10,75, 8,62 e 12,62 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

Em relação a sazonalidade dos metais nos tecidos do armado, o Zn teve maior (P<0,05) deposição durante o inverno em relação à primavera (Tabela 3.5). O Mg, no entanto apresentou uma relação inversa acumulando valores mais elevados (P<0,05) durante a primavera. Sobretudo cabe ressaltar que para este órgão apenas estas duas estações foram avaliadas.

A concentração de Zn e Fe no fígado (Tabela 3.5) é alterada por influência das épocas do ano, sendo que as maiores (P<0,05) concentrações destes metais foram observadas durante a primavera e o inverno que mantiveram um mesmo padrão comportamental, sendo superiores (P<0,05) aos valores encontrados durante o verão e o outono, que por sua vez também não diferiram (P>0,05).

O metal Cu, independentemente dos órgãos avaliados, apresentou valores de maior expressão durante o verão e o outono não diferindo entre si (P>0,05), contudo foram superiores (P<0,05) aos teores obtidos no inverno e na primavera. Durante o inverno e a primavera não foram identificadas diferenças significativas.

Valores diferentes destes (Tabela 3.5) foram encontrados por Costa e Hartz (2009) que relacionando os dados dos metais obtidos no músculo e no fígado da espécie *Leporinus obtusidens* com as estações do ano, encontraram níveis médios de Zn de 89,34 e 99, 53 mg kg<sup>-1</sup> na primavera, 76,89 e 102,48 mg kg<sup>-1</sup> no verão, 36,11 e 29,23 mg kg<sup>-1</sup> no outono e 15,84 e 16,27 mg kg<sup>-1</sup> no inverno e para o metal Cu níveis de 21,66 e 30,49 mg kg<sup>-1</sup> na primavera, 24,30 e 33,43 mg kg<sup>-1</sup> no verão, 0,97 e 1,17 mg kg<sup>-1</sup> outono e 0,82 0,79 mg kg<sup>-1</sup> no inverno, respectivamente.

Estudo realizado por Fukuzawa (2008) sobre a influência litológica em águas e no solo no estado de Minas Gerais, concluiu que houve diferença na concentração dos metais durante as estações do ano, sendo que o Zn, Cu, Fe e Mn apresentaram valores máximos de 119,0, 10,05, 1179,0 e 97,3 mg L<sup>-1</sup> no período de chuva e níveis de 10,92, 5,74, 434,7 e 3,73 mg L<sup>-1</sup> nos períodos mais secos. Corroborando com as oscilações dos metais ao longo das estações do ano observadas neste trabalho.

O fator de condição corporal relativo (Kn) e o índice de vísceras total (IVT), não apresentaram correlação significativa com a concentração dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) e micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn), quando analisadas as variáveis carcaça e fígado (Tabela 3.6).

**Tabela 3.6** - Correlação entre os macronutrientes e os micronutrientes na carcaça e no fígado do armado com o fator de condição corporal (Kn), índice de víscera total (IVT), índice de gordura visceral (IGV) e índice hepatossomático (IHS)

Fator	Tecido	Macronutriente (g/kg)					Micronutriente (mg/kg)			
		N	P	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn
Kn	Carcaça	-0,328	-0,623	0,028	0,077	-0,072	-0,530	0,269	-0,147	-0,342
	Fígado	0,297	0,030	0,930	0,811	0,825	0,076	0,397	0,647	0,275
IVT (%)	Carcaça	0,047	0,543	0,549	-0,293	0,449	-0,542	-0,553	-0,070	-0,513
	Fígado	0,884	0,068	0,065	0,355	0,143	0,068	0,062	0,828	0,088
IGV (%)	Carcaça	-0,212	-0,285	-0,135	-0,038	0,107	-0,332	0,212	0,063	-0,343
	Fígado	0,508	0,368	0,674	0,904	0,740	0,291	0,508	0,844	0,274
IHS (%)	Carcaça	-0,023	0,320	0,322	-0,211	0,356	-0,230	-0,194	-0,071	-0,330
	Fígado	0,942	0,310	0,308	0,510	0,255	0,471	0,545	0,825	0,294
IHS (%)	Carcaça	0,140	-0,326	-0,475	-0,522	0,364	-0,120	-0,524	0,343	-0,187
	Fígado	0,663	0,300	0,118	0,081	0,245	0,710	0,080	0,275	0,560
IHS (%)	Carcaça	0,410	-0,054	-0,059	0,087	0,313	-0,277	0,067	0,583*	-0,002
	Fígado	0,185	0,866	0,853	0,788	0,322	0,382	0,834	0,046	0,993
IHS (%)	Carcaça	-0,727**	0,397	0,234	-0,200	-0,047	0,541	0,015	0,059	0,521
	Fígado	0,007	0,201	0,464	0,531	0,883	0,069	0,963	0,855	0,082
IHS (%)	Carcaça	0,311	-0,594*	-0,577*	0,631*	-0,249	0,036	0,449	-0,299	0,497
	Fígado	0,324	0,041	0,049	0,027	0,435	0,910	0,143	0,343	0,100

\* = P<0,05; \*\* = P<0,01

O índice de gordura visceral (IGV) não se correlaciona significativamente entre nenhum dos metais presentes na carcaça ( $P > 0,05$ ). No fígado este índice somente apresenta analogia significativa e positiva para o elemento Mn (Tabela 3.6). Este fato pode estar relacionado a este elemento fazer parte da ativação de enzimas que atuam no metabolismo dos lipídeos, carboidratos e proteínas normalizando os níveis de glicose no sangue e atuando como antioxidantes (FIORINI, 2008).

Há correlação entre o índice hepatossomático (IHS) a carcaça e a maioria dos nutrientes avaliados (Tabela 3.6), exceto para o N que conferiu correlação negativa para este índice ( $P < 0,01$ ). Esta interação explica-se considerando que o IHS é calculado entre uma relação do tamanho fígado e da carcaça, quanto maior for este índice maior será o tamanho do fígado e menor a proporção de carcaça, onde se depositam os músculos.

A analogia feita entre o índice hepatossomático e o teor de, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn nos tecidos não apresentaram correlação significativa. No entanto este índice apontou correlação significativa e negativa para o N na carcaça e P e K no fígado. Quando o fígado apresenta maior volume em relação à carcaça supostamente se tem um maior índice hepatossomático. O P, exerce funções críticas no organismo e está presente nas membranas celulares, na estrutura dos ossos, no metabolismo dos glicídios e na contração muscular, atuando na bomba de Na e K regulando todas as funções do músculo, justificando esta negatividade da correlação (Tabela 3.6).

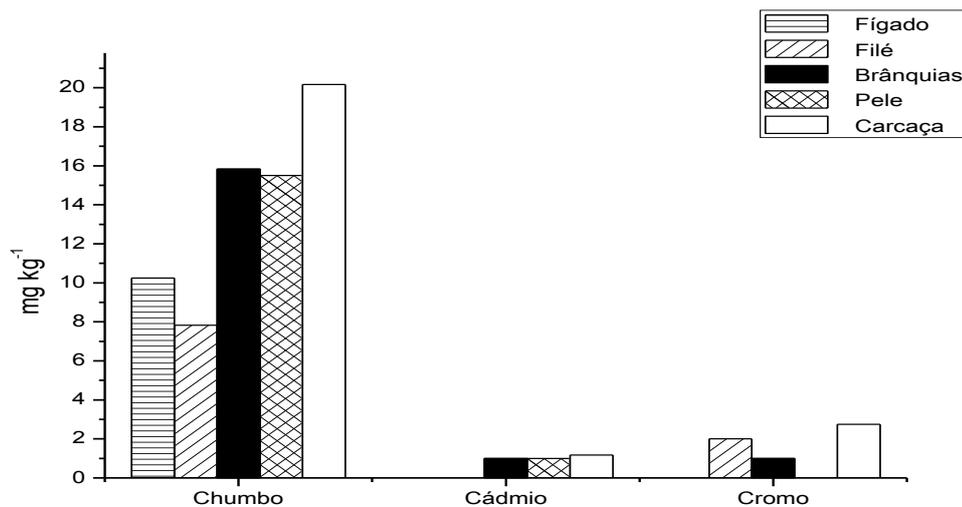
O Índice hepatossomático apresenta correlação positiva ( $P < 0,05$ ) com o teor de Ca no fígado (Tabela 3.6), considerando que este órgão possui grande número de células sanguíneas e os níveis de Ca no sangue podem ter sido responsáveis por este resultado.

Marengoni e Santos (2006) avaliando o rendimento e a composição de filés de tilápia do Nilo e piavuçu, cultivados em pesque-pague detectaram correlação entre o fator de condição e estas duas espécies, encontrando variação para o N, P, K, Mg e Zn, sendo estas, as mesmas variáveis que manifestaram significância no presente trabalho.

Canli e Atli (2003) ao analisarem a correlação entre tamanho de seis espécies de peixes do mediterrâneo e a concentração dos metais (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb e Zn) em músculo, fígado e brânquias, observaram, na maioria dos casos, relações negativas, sendo que as discrepâncias entre a idade dos peixes pode ter afetado a atividade metabólica e possibilitado este resultado. Widianarko et al. (2003) verificaram que o acúmulo de metais, principalmente os essenciais, é maior em exemplares de menor idade e, portanto de menor tamanho, contrariando a teoria da bioacumulação.

Segundo Canli e Atli (2003) o tamanho dos peixes pode ser relacionado com a concentração de alguns metais nos tecidos, segundo a teoria de bioacumulação quanto maior o animal, mais tempo de vida e supostamente sofreu uma exposição contínua a contaminantes bioacumuláveis, sobretudo, para os metais pesados.

Não foi detectada a presença de cádmio (Cd) no fígado e no filé assim como, o cromo (Cr) no fígado e na pele do armado (Figura 3.3).



**Figura 3.3** - Valores médios da concentração de metais pesados tóxicos (Cd, Pb e Cr) na carcaça, brânquias, fígado, filé e pele do armado (*Pterodoras granulosus*).

O Cd esteve presente em 50% das amostras de carcaça e pele e em 100% das amostras de brânquias, sendo que os valores médios obtidos para este metal foi de 1,20 mg kg<sup>-1</sup> na carcaça e 1,00 mg kg<sup>-1</sup> nas brânquias e na pele, isto se justifica devido ao fato deste metal acumular-se principalmente em estruturas que contenham cálcio (ossos, brânquias, conchas e outros), provocando colapso no esqueleto, toxicidade e carcinogênese. Normalmente os músculos de peixes contém Cd, em menos de 0,01 mg kg<sup>-1</sup>, enquanto que o fígado contém até 0,5 mg kg<sup>-1</sup> (EISLER, 1981; LEI et al., 1994).

A WHO (1989); BRASIL (1998) e a FAO (1992) estipulam um limite de segurança para o Cd nos alimentos de 1,00 mg kg<sup>-1</sup> e 0,05 à 5,50 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. De acordo estas legislações os valores apresentados (Figura 3.3) estão no limite máximo, o que representa um alerta, pois podem oferecer risco ao consumidor. Apesar da retenção do cádmio ser baixa (1-2%) e sua acumulação lenta não representando perigo eminente, os valores observados nesta pesquisa estão próximos ao limite máximo, sendo assim, é importante que

haja maior empenho em monitorar as condições ambientais para que a contaminação não aumente desordenadamente.

Os teores de Cr são inferiores somente ao limite de  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  preconizados pela WHO e não foram encontrados no fígado e na pele, porém esteve presente em 33% das amostras de carcaça e brânquias e em 17% das amostras de filé, seus teores médios foram de 1,00, 2,00 e de  $2,75 \text{ mg kg}^{-1}$ , nas brânquias, no filé e na carcaça respectivamente. Para todos os órgãos onde foram detectadas a presença de Cr o seu teor foi igual ou superior aos limites de segurança estipulados pela ANVISA (BRASIL, 1998) e pela FAO (2008) que é de  $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$  (Figura 3.3).

Doses acima de  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cr hexavalente na dieta são suficientes para intoxicação do organismo, afetando o trato gastrointestinal, os rins e o sistema hematológico (MUNIZ, OLIVEIRA-FILHO, 2006). Também existem relatos de danos ao material genético, podendo levar a má formação fetal, problemas reprodutivos e câncer (SILVA, 2003). O  $\text{Cr}^{6+}$  é predominante em águas marinhas, sendo acumulado nas espécies aquáticas por difusão passiva (SEIBERT et al., 2001).

A presença de Pb foi constatada em 100% das amostras (Figura 3.3) e apresentou valores elevados na carcaça ( $20,17 \text{ mg kg}^{-1}$ ), nas brânquias ( $15,83 \text{ mg kg}^{-1}$ ), na pele ( $15,50 \text{ mg kg}^{-1}$ ), no fígado ( $10,25 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e no filé ( $7,83 \text{ mg kg}^{-1}$ ). A carcaça apresenta teores mais elevados que o filé, pois o Pb, tende a se acumular em maior proporção nos ossos retendo cerca de 90% a 95% do conteúdo corpóreo total de Pb, que é qualitativamente um análogo biológico do Ca.

Os níveis de Pb no armado estudado encontram-se muito acima do recomendado pela ANVISA, WHO ( $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e FAO ( $0,5$  à  $6,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Apesar dos metais no filé terem sido relativamente mais baixos que nos demais tecidos, ainda assim são preocupantes e merecem atenção especial por ser a porção mais consumida, podendo vir a causar efeitos deletérios ao animal e o homem. Sua toxicidade está relacionada principalmente aos sistemas nervoso e hematopoiético, podendo ocorrer efeitos renais, cardiovasculares e na reprodução (Figura 3.3).

A concentração de elementos traço varia de acordo com os órgãos e tecidos, como músculos e vísceras abdominais em potencial o fígado, além do epitélio das brânquias, serem os principais sítios de acúmulo dessas substâncias. A presença de metais tóxicos em qualquer um desses órgãos infere que há algum risco de contaminação em humano devido o consumo destes peixes (PORTO; ETHUR, 2009).

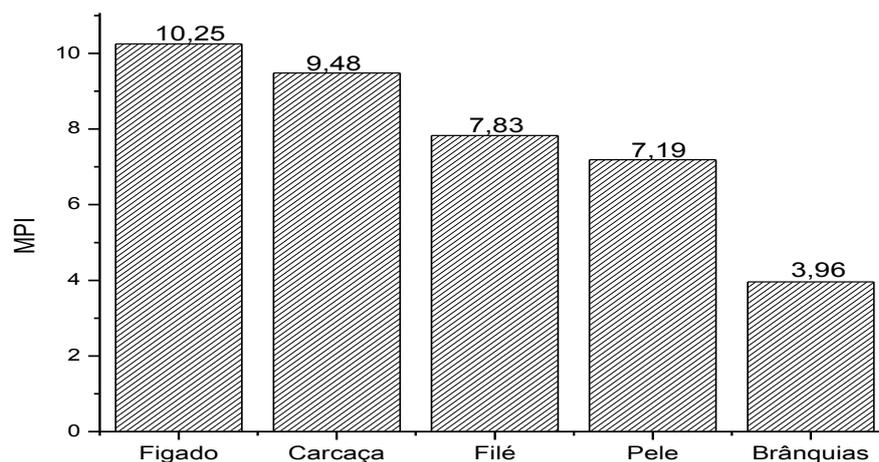
Os valores observados nesta pesquisa são relativamente menores que os observados pelos autores supracitados que encontraram valores de cádmio (0,03, 0,01 e 0,04 mg kg<sup>-1</sup>) e cromo (0,04, 0,03 e 0,04 mg kg<sup>-1</sup>), estudando três espécies de peixes *Aucleinpateridae*, *Heptapteridadae* e *Pimeladidae*.

Valores similares ao deste estudo, também foram encontrados por Carmo et al. (2011) que obtiveram valores para o Cd de 2,32 mg kg<sup>-1</sup> no fígado não sendo detectado no músculo e para o Cr de 0,08 e 0,01 mg kg<sup>-1</sup> no fígado e no músculo, respectivamente.

Os resultados obtidos por Marengoni et al. (2008) em estudos realizados com três linhagens de tilápia são similares a este trabalho em relação aos níveis Pb (15,25, 20,16 e 15,75 mg kg<sup>-1</sup>), superiores aos de Cd (13,12, 12,62 e 14,37 mg kg<sup>-1</sup>); e inferiores aos Cr (0,50, 0,05 e 0,03 mg kg<sup>-1</sup>). Diferindo também dos teores de Pb obtidos por Kamaruzzama (2004), que verificou valores médios para o Pb de 0,24, 0,23 e 0,06 mg kg<sup>-1</sup> no músculo, fígado e intestino, respectivamente.

Carmo et al. (2011) relataram valores extremamente elevados para o cromo (102,82 e 98,0 mg kg<sup>-1</sup>) nas brânquias de *Mugil curema*, enquanto que no fígado este metal não foi detectado.

Na Figura 3.4 observa-se o ranking dos órgãos que possuem o maior índice de poluição por metais pesados.



**Figura 3.4** - Índice de poluição por Metal (MPI) na carcaça, brânquias, fígado, filé e pele do armado (*Pterodoras granulosus*).

Este ranking sugere a exposição a que foi submetido o bioindicador e quais órgãos foram afetados pela bioacumulação de metais. Os resultados corroboram com inúmeras

pesquisas que têm demonstrado que as concentrações de Cu, Cd e Zn são normalmente elevados no fígado de teleósteo, quando comparado ao tecido muscular (HELLOU et al., 1992; RAYA-RODRIGUEZ; MOZETO, 1995; MOISEENKO; KUDRYAVTSEVA, 2011).

Valores próximos aos desta pesquisa (Figura 3.4) foram demonstrados por Mokhtar et al. (2008) avaliando a concentração de metais em duas espécies distintas em Bandar e Jugra na Malásia, encontraram valores de MPI mais elevados em tilápias que camarão-tigre-gigante (Bandar 14,3 e 1,61; Jugra 16,9 e 1,9), respectivamente.

Semelhantes aos resultados encontrados nesta pesquisa, Usero et al. (1996) observaram diferença significativa entre o MPI de amostras colhidas em dois locais distintos na Espanha, sendo que os níveis encontrados em Huelva são maiores que os de Cadiz, e os elementos mais bioacumulados foram o Cu, Zn, Pb, Hg, Cd e Mg.

Nos países desenvolvidos, o controle das fontes de poluição por metais pesados em especial para o Pb vem sendo implantado gradativamente, com uma intensa atuação dos órgãos ambientais e da saúde pública. No Brasil, o controle é praticamente inexistente, devido à falta de dados sobre a exposição do ambiente e da população.

### 3.4 Conclusões

Diante dos resultados pode-se concluir que o armado se caracteriza como um eficiente indicador de poluição ambiental.

De acordo com o índice de poluição por metais (MPI) os órgãos críticos no armado, que mais sofrem com os efeitos da poluição ambiental em ordem decrescente são, o fígado, a carcaça, o filé, a pele e as brânquias.

A deposição de N, Fe, Cu, Zn e Mn nos tecidos do armado oscilam com os efeitos da sazonalidade.

Os índices corporais avaliados indicam que o IHS possui correlação com o a deposição de N, P, K e Ca e o IGV com a deposição de manganês.

Os teores de Cu no fígado e Zn no fígado e na carcaça são superiores ao nível de segurança estipulado pela ANVISA para a presença deste metal em alimentos.

Os níveis obtidos para os metais pesados tóxicos Cd e Cr em alguns tecidos indicam alerta, pois estão próximos ao limite máximo de tolerância previsto pela ANVISA e pela FAO.

Todos os órgãos do bioindicador utilizado estão contaminados com o elemento traço Pb em proporções superiores aos preconizados pela legislação, indicando superexposição da biota e contaminação ambiental.

### 3.5 Referências

- ADAMS, S.M. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. **American Fisheries Society**, v.3, n.1, p.104-112, 2002.
- AGOSTINHO, A.A.; BINI, L.M.; GOMES, H.I. et al., Fish Assemblages. In: THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, p.223-246, 2004.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SUZUKI, H.I. et al. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: **Migratory fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status**. Canadá: World Fisheries Trust, p.19-98, 2003.
- ALCORLO, P.; OTERO, M.; CREHUET, M. et al. The use of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard) as indicator of the bioavailability of heavy metals in environmental monitoring in the River Guadiamar (SW, Spain). **Science of the Total Environment**, v. 366, n.2, p. 380–390, 2006.
- ANDRIGUETTO, J.M.; PERLY, L.; MINARDI, I. et al. **Nutrição animal**. São Paulo: Nobel, v.1, 1990, 395p.
- AOAC. ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analysis**. 15.ed. Washington: AOAC, 1990, 1298p.
- AYROZA, D.M.M.R.; FURLANETO, F.B.B.; AYROSA, L.M.S. **Regularização dos projetos de tanques-rede em águas públicas continentais de domínio da união no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesca, n.36, 2006. (Boletim Técnico n. 36).
- BORGHETTI, J.R.; CANZI, C. The effect of water temperature and feeding rate on the growth rate of pacu (*Piaractus mesopotamicus*) raised in cages. **Aquaculture**, v.114, n.2 p.93-101, 1993.
- BOUJARD, T.; LEATHERLAND, J.F. Demand-feeding behaviour and diel pattern of feeding activity in *Oncorhynchus mykiss* held under different photoperiod regimes. **Journal of Fish Biology**, v.40, n.4, p. 535-544, 1992.
- [br/userfiles/file/Encarte\\_Piscicultura\\_web.pdf](br/userfiles/file/Encarte_Piscicultura_web.pdf)>. Acessado em: 04 maio 2011.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1998. Disponível em :<[http:// www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685\\_98.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm)>. Acessado em 15 de abril de 2011.

- BRASIL. **Decreto nº 55871 de 26 de março de 1965** - Ministério da Saúde. Referente às normas regulamentadoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691 de 3 de março de 1962. Diário Oficial. Brasília, 9 de abril de 1965. Seção 1, 3611p.
- BURY, N.R.; WALKER, P.A.; GLOVER, C.N. Nutritive metal uptake in teleost fish. **The Journal of Experimental Biology**, v. 206, n.7, p.11–23, 2003.
- CANLI, M.; ATLI, G. The relationship between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. **Environmental Pollution**, v.121, n.1, p. 129-136, 2003.
- CARMO, C.A.; ABESSA, D.M.Z.; NETO, J.G.M. Metais em águas, sedimentos e peixes coletados no estuário de São Vicente-SP, Brasil. **O Mundo da Saúde**, v.35, n.1, p. 64-70, 2011.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Variáveis de qualidade das águas. São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variáveis.asp>>. Acessado em 26 de junho de 2011.
- COOK, J.T.; SUTTERLIN, A.M.; MCNIVEN, M.A. Effect of food deprivation on oxygen consumption and body composition of growth-enhanced transgenic Atlantic salmon (*Salmo salar*). **Aquaculture**, v.188, n.1, p.47-63, 2000.
- COSTA, S.C.; HARTZ, S.M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.52, n.1, p.241-250, 2009.
- CUNNINGHAM, V.L. Special characteristics of pharmaceuticals related to environmental fate. In: KÜMMERER, K., ed. **Pharmaceuticals in the environment**. 2.ed. Berlin, Springer-Verlag, p.13-24, 2004.
- DEANGELIS, D.L; COX, D.K.; CONTANT, C.C. Cannibalism and size dispersal in young-of-the-year largemouth bass: experiment and model. **Ecological Model**, v.8, n.1, p. 133-148, 1979.
- DIAS, P.G. **Uso de fitase microbiana em rações com alimentos vegetais para o piavuçu *Leporinus macrocephalus*: desempenho, digestibilidade e qualidade de água**. 2007, 53f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia)-Universidade Estadual de Maringá, PR.
- EASTWOOD, S.; COUTURE, P. Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca flavescens*) from a metal-contaminated environment. **Aquatic Toxicology**, v.58, n.1, p.43-56, 2002.
- EISLER, R. **Trace Metal Concentrations in Marine Organisms**. Pergamon Press, New York, NY, USA, 1981, 687p.
- FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura, 2008**. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/i0250s/i0250s.pdf>>. Acessado em 15 de junho de 2011
- FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Report on a Regional Study and Workshop on the Environmental Assessment and**

- Management of Aquaculture Development, 1992.** Disponível em:<<http://www.fao.org/docrep/field/003/ac279e/ac279e00.htm>>. Acessado em 05 abril. 2011.
- FERREIRA, G.A.; MACHADO, A.L.S.; ZALMON, L.R. Temporal and Spatial Variation on Heavy Metal Concentrations in the bivalve *Perna perna* (LINNAEUS, 1758) on the Northern Coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.47, n. 2, p.319-327, 2004.
- FIORINI, L.S. Dossiê: Os minerais na alimentação. **Food Ingredients Brasil**, n.4, 2008. Disponível em <<http://www.revista-fi.com/materiais/52.pdf>>. Acessado em: 21 de julho de 2011.
- FUKUZAWA C.M. **Influência na litologia nas águas do Rio Piranga – formador do Rio Doce.** 2008. 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Ouro Preto, MG.
- FURUIA, W.M. **Tabelas brasileiras para a nutrição de tilápias.** Toledo: GFM, 2010, 100p.
- GASPAROTTO, F.A. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da Água de Nascentes Urbanas no Município de Piracicaba-SP.** 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Nuclear na Agricultura)- Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- GBEM, T.T.; BALOGUN, J, K.; LAWAL, F.A. et al. Trace metal accumulation in *Clarias gariepinus* (Teugels) exposed to sublethal levels of tannery effluent. **Science of the Total Environment**, v.271, n.1, p.1-9, 2001.
- HAHN, N.S.; AGOSTINHO, A.A.; GOITEIN, R. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico floodplain. **Acta Limnologia Brasileira**, v. 9, n.3, p. 11-22, 1997.
- HAHN, N.S.; FUGI, R.; ANDRIAN, I.F. Espectro e atividade alimentar do armadinho, *Trachydoras paraguayensis* (DORADIDAE; SILURIFORMES) em distintos ambientes do rio Paraná. **Revista UNIMAR**, v.13, n.2, p. 176-193, 1991.
- HAHN, N.S.; MONFREDINHO JÚNIOR, A.; FUGI, R. et al. Aspectos da alimentação do armado, *Pterodoras granulosus* (Ostariophysi, doradidae) em distintos ambientes do alto rio Paraná. **Revista UNIMAR**, v.14 (Suplemento), p.163-176, 1992.
- HEIN, M.S. Copper deficiency anemia and nephrosis in zinc-toxicity: a case report. **South Dakota Journal Medicine**, v.56, n.4, p.143-147, 2003.
- HELLOU, J.; WARREN, W. G.; PAYNE, J. F. et al. Heavy metals and other elements in three tissues of cod *Gadus morhua* from the Northwest Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v.24, n.9, p.452-458, 1992.
- INÁCIO, A.F. **Metalotioneína e Metais em Geophagus brasiliensis –Acará.** 2006. 78f. Dissertação (Mestrado em Ciências)-Escola Nacional de Saúde Pública. FIOCRUZ, Rio de Janeiro, RJ.
- ITAIPU BINACIONAL. **Aquicultura no Reservatório da Itaipu. II Caderno Aquicultura – Informativo Cultivando Água Boa.** 2010. Disponível em: < [http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/2010\\_relatorio\\_sustentabilidade.pdf](http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/2010_relatorio_sustentabilidade.pdf)>. Acessado em 3 junho de 2011.

- ITAIPU BINACIONAL. **Relatório de sustentabilidade 2008**. Foz do Iguaçu. v.1, p.120-122, 2008. Disponível em: <[http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/rs\\_2008\\_ptb.pdf](http://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/rs_2008_ptb.pdf)>. Acessado em 3 junho de 2011.
- KAMARUZZAMAN, B.Y. Distribution of heavy metals concentration in bottom sediment of terengganu river estuary, Terengganu, Malaysia. *Sains Malaysiana*, v.33, n.4, p.147-156. 2004.
- KAMARUZZAMAN, K.Y. **A Study of some Physico-Chemical Parameters in the Estuarine System of Chukai-Kemaman Rivers**. 1994. 222f. Terengganu. Theses-Universiti Putra Malaysia.
- KATOH, Y.; SATO, T.; YAMAMOTO, Y. Determination of multielement concentration in normal human organs from Japanese. *Biological Trace Element Research*, v.90, n.3, p.57-70, 2002.
- KOMPIANG, I. P.; ARIFUDIN, R.; RAA, J. Nutritional value of ensilaged by-catch fish from Indonesian shrimp trawlers. In: **Advances in Fish Science and Technology** (J. J. Connell, ed.). Fishing News Books Ltd., Surrey, UK. p.349-351, 1980.
- LAUZANNE, L.; LOUBENS, G. **Peces Del rio Mamoré**. (Collection Travaux et Documents). Paris: Orstom-Cordebene-Utb., 1985, 116p.
- LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, v.20, n.13, p.201-219, 1951.
- LEI, X.G.; KU, P.K.; MILLER, E.R. *et al.* Calcium level affects the efficacy of supplemental microbial phytase in corn-soybean meal diets of weanling pigs. *Journal Animal Science*, v.72, n.1, p.139-143, 1994.
- LEONHARDT, J.H. Sustentabilidade da produção agroecológica de peixes. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ZOOTECNIA, 4., 2007. Londrina. **Anais...** Londrina: UEL, p.99-103, 2007.
- LIMA-JUNIOR, S.E.; CARDONE, I.B.; GOITEIN, R. Determination of a method for calculation of Allometric Condition Factor of fish. *Acta Scientiarum*, v.24, n.2, p.397-400, 2002.
- MAFRA, D.; COZZOLINO, S.M.F. Importância do zinco na nutrição humana: recentes observações. **Revista de Nutrição**, v.17, n.1, p.79-87, 2004.
- MANDAL, D.; BOLANDER, M. E.; MUKHOPADHYA, Y. *et al.* The use of microorganisms for the formation of metal nanoparticles and their application. **Journal Applied Microbiology and Biotechnology**, v.69, n.5, p.485-492, 2006.
- MARENGONI, N.G.; SANTOS, R. S. Rendimento e composição de filés de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e piavuçu (*Leporinus macrocephalus*) cultivados em pesque-pagues. **Arquivo de Zootecnia**, v.55, n.211, p.227-238, 2006.
- MARENGONI, N.G.; POSSAMAI, M.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C. *et al.* Performance e retenção de metais pesados em três linhagens de juvenis de tilápia-do-Nilo em hapas **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 30, n. 03, p.351-358, 2008.

- MINOZZO, M.G.; WASZCZYNSKYJ, N.; BOSCOLO, W.R. Obtenção de patê de armado (*Pterodoras granulosus*) e a sua caracterização microbiológica, sensorial e físico-química. **Brazilian journal of food technology**, v.13, n.3, p.182-188, 2010.
- MOISEENKO, T.I.; KUDRYAVTSEVA, L.P. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Koal Region [J]. Russia. **Environmental Pollution**, v.114, n.6, p.285–297, 2011.
- MOKHTAR, M.B.; ARIS, A.Z.; MUNUSAMY, V. et al. Assessment Level of Heavy Metals in *Penaeus monodon* and *Oreochromis* Spp in Selected Aquaculture Ponds of High Densities Development Area. **European Journal of Scientific Research**, v.30, n.3, p. 348-360, 2008.
- MOTTA, R.L.; UIEDA, V.S. Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. **Revista Brasileira de Zootecias**, v.6, n.2, p. 191-205, 2005.
- MUNIZ, D.H.F.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos deletérios sobre a saúde e meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v.4, n.1, p.83-100, 2006
- ONO, E.A; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. Jundiaí: E.A. Ono, 2003. 112p.
- PORTER H. The particulate half-cystine-rich copper protein of newborn liver. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 56, n.3, p. 661-668, 1974.
- PORTO, L.C.S.; ETHUR, E.M. Elementos Traços na água em víceras de peixes da Bacia Hidrográfica do Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil, **Ciência Rural**, v.39, n. 9, p.2512-2518, 2009.
- PTASHYNSKI, M.D.; PEDLAR, R.M.; EVANS, R.E. et al. Toxicology of dietary nickel in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). **Aquatic Toxicology**, v.58, n.3, p.229–247, 2002.
- RAYA-RODRIGUEZ, M.T.; MOZETO, A. A. Elementos-traço em compartimentos bióticos da lagoa Emboaba, Osório, RS. **Boletim do Instituto de Biociências**, v.54, n.1, p.57-74, 1995.
- ROCHA, A.A.; PEREIRA, D.N.; PADUA, H.B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo (Brasil). **Revista Saúde Pública**, v.19, n.3, p.401-410, 1985.
- SABAJ, M.H.; FERRARIS JR, C. J. Família Doradidae (Thorny catfishes). In: REIS, R.E., KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR, C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS. p. 456-482, 2003.
- SANTOS, V.V. **Relatório de estágio supervisionado realizado na hidrelétrica de Itaipu Binacional**. 2005. 25f. Monografia (Trabalho para obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Pesca)-Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo, PR.
- SAS. STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM. Guia do usuário. Cary, Estados Unidos da América, Versão 8.0, 2000.

- SEIBERT, C.S.; GUERRA-SHINOHARA, E.M.; CARVALHO, E.G. et al. Red blood cell parameters and osmotic fragility curve of *Colossoma macropomum* (Pisces, Osteichthyes, Mileinae) in captivity. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.23, n.2, p.515-520, 2001.
- SIGNOR, A.; PEZZATO, L.E.; FALCON, D.R. et al. Parâmetros hematológicos da tilápia-do-nilo: efeito da dieta suplementada com levedura e zinco e do estímulo pelo frio. **Ciência Animal Brasileira**. v.11 n.3, p.509-519, 2007.
- SILVA, A.Y.H.; COZZOLINO, S.M.F. Fósforo. In: COZZOLINO, S.M.F. **Biodisponibilidade de nutrientes**. 2.ed. Manole Interesse Geral, Barueri, SP, p. 447-458, 2007.
- SILVA, C.S. Cromo. In: AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. **Metais: gerenciamento da Toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003, 554p.
- SIQUEIRA, E.M.A.S.; ALMEIDA, S.G.; ARRUDA, S.F. Papel Adverso do Ferro no organismo. **Ciência Saúde**, v.17, n.3, p.229-236, 2006.
- SMITH, K. J. Soybean meal: production, composition and utilisation. **Feedstuffs**, v.49, n.4, p.22-25, 1977.
- STONE, F. E.; HARDY, R.W. Nutritional value acid stabilized silage and liquefied fish protein. **Journal of Science and Agriculture**, v.37, n.8, p.797-803, 1986.
- TEDESCO, M.J. **Análise de solo, plantas e outros minerais**. UFRGS: Depto. de Solos. Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, 1995. 174 p.
- TURKMEN, M.; TURKMEN, A.; TEPE, Y. et al. Determination of metals in fish species from Aegean and Mediterranean Seas, **Food Chemistry**, v.113, n.1, p.233-237, 2009.
- USERO, J.; GONZALEZ-REGALADO, E.; GRACIA, I. Trace metals in the bivalve mollusc *Chamelea gallina* from the Atlantic coast of southern Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, n.3, p. 305-310, 1996.
- WEATHERLEY, A.H.; GILL, H.S. **The biology of fish growth**. London, Academic Press, 1987, 443p.
- WELZ, B.; SPERLING, M. **Atomic absorption spectrometry**. Weinheim: Wiley-VCH, 1999. 941p.
- WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Bulletin of the world health organization**, 2000. v.78, n.9, p.1068-1077, 2000. Disponível em: < <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2560844/> > Acessado em 8 de abril de 2011
- WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION **Environmental Health Criteria 200**: Cooper. Geneva, 1998. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>>. Acessado em 12 de julho de 2011.
- WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. Technical Report Series, 1989. Food safety issues associated with product from aquaculture. WHO Technical Report Series 883.

- WIDIANARKO, B.; VAN GESTEL, C. A. M.; VERWEIJ, R. A. et al. Spatial distribution of trace metals in sediments from urban streams of Semarang, Central Java, Indonesia. **Ecotoxicology and Environmental**, v.46, n.1, p.101–107, 2000.
- WOOD, J. M. Biological cycle of toxic elements in the environment. **Science**, v.183, n.1, p. 1049-1052, 1974.
- ZHANG, L.; WANG, W.X. Effects of Zn pre-exposure on Cd and Zn bioaccumulation and metallothionein levels in two species of marine fish. **Aquatic Toxicology**, v.73, n.4, p. 353-369, 2005.

#### 4 SAZONALIDADE DOS METAIS PESADOS NA ÁGUA, SEDIMENTO, MEXILHÃO DOURADO E MACRÓFITAS AQUÁTICAS COLETADAS EM ÁREA AQUÍCOLA NO RESERVATÓRIO DA ITAIPU

**Resumo:** O presente trabalho teve como objetivo quantificar a bioacumulação de metais pesados no mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), em duas de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Egeria densa*), no sedimento e na água de uma área aquícola destinada ao cultivo experimental de peixes em tanques rede, instalado no reservatório da Itaipu Binacional, localizada na área de refúgio Biológico na região Oeste do Paraná no município de Santa Helena, Brasil, durante o período de abril de 2009 a março de 2010, caracterizando as estações do ano. A determinação dos metais nas amostras realizou-se por meio da digestão nítrico-perclórica e a leitura por meio da espectrometria de absorção atômica. A sazonalidade da bioacumulação dos metais pesados na água, sedimento e nos bioindicadores foi avaliada por meio de uma análise fatorial 4 x 6. A distribuição dos metais cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn) no sedimento e na água não sofreram efeito sazonal. As variáveis físicas e químicas da água não oscilaram ao longo do ano, obtendo valores médios de pH (7,57) temperatura (24,50 °C), condutividade (55,05  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e transparência (1,81 m). O índice de metais pesados calculado para a *E. densa* respondeu significativamente as oscilações sazonais, sendo que os maiores índices foram obtidos durante o verão seguidos pela primavera, inverno e outono. As deposições de metais pesados no sedimento e na água não sofreram efeito sazonal. A amostragem dos sedimentos, *E. densa* e raiz da *E. crassipes* pode indicar a composição da contaminação do ambiente. A *E. densa* pode ser utilizado como bioindicador em áreas poluídas. A raiz da *E. crassipes* concentra maior quantidade de metais que a parte aérea.

**Palavra-chave:** área aquícola, bioindicador, elemento traço, estações do ano, índices de poluição

## SEASONALITY OF HEAVY METALS IN WATER, SEDIMENT, GOLDEN MUSSEL AND AQUATIC MACROPHYTES, COLLECTED IN AQUACULTURE AREA OF IN THE ITAIPU RESERVOIR

**Abstract:** This study aimed to quantify the bioaccumulation of heavy metals in the mussel (*L. fortunei*) in two aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes* and *Egeria densa*) in the sediment and the water in an area dedicated to growing aquaculture experimental fish in the net cages, installed in the reservoir of Itaipu, located in the area of Biological refuge in western Paraná in Santa Helena, Brazil, during the period April 2009 to March 2010, characterizing the seasons. The determination of metals in the samples was carried out by nitric-perchloric digestion and reading by means of atomic absorption spectrometry. The seasonality of bioaccumulation of heavy metals, in water, in sediment and biological indicators was evaluated using a analysis factorial 4 x 6. The distribution of the metals Cu, Fe, Zn and Mn in sediment and water did not change seasonally. The distribution of the metals Cu, Fe, Zn and Mn in sediment and water did not change seasonally. The physic and chemical variables of water is not fluctuated over the years, obtaining average values of pH (7.57) temperature (24.50 °C), conductivity (55.05 mS cm<sup>-1</sup>) and transparency (1.81 m). The index calculated for the heavy metals in *E. densa*, responded significantly the seasonal fluctuations, where the highest rates were obtained during the summer followed by spring, winter and autumn. The deposition of heavy metals in sediment and water did not change seasonally. Sampling of sediments, *E. densa*, *E. crassipes* of root may indicate the composition of environmental contamination. *E. densa*, can be used as bioindicators in polluted areas. The root of *E. crassipes* concentrated most amount of the metal.

**Keywords:** aquaculture area, bioindicators, trace element, seasons, pollution indexes

## 4.1 Introdução

Os reservatórios são sistemas aquáticos modificados, extremamente complexos e dinâmicos (PRADO, 2002) que possibilitam melhor aproveitamento dos recursos hídricos por meio dos usos múltiplos da água (TUNDISI, 2003; CARVALHO, 2006). O lago de Itaipu apresenta grande potencial para a aquicultura, podendo chegar a mais de 6.000 toneladas anuais, nos três parques aquícolas instalados (EMATER, 2010).

O cultivo de peixes em tanques-rede é um sistema de produção intensivo que otimiza os recursos hídricos não apropriados para a prática da aquicultura convencional (ITAIPU, 2006). Porém, os impactos gerados por esta atividade ainda são desconhecidos, sendo assim, o monitoramento e controle destes cultivos são indispensáveis para que não se ultrapasse a capacidade de suporte da área aquícola, causando eutrofização e conseqüentemente impactos negativos ao meio ambiente.

A exploração dos recursos hídricos, independente da atividade, tende a deprimir a qualidade da água por meio da incorporação de elementos que são carreados até o ambiente natural alterando suas características químicas, físicas e biológicas em decorrência da poluição.

A contaminação do solo ou da água ocorre quando são encontrados elementos químicos que não existiam originalmente ou sua concentração e a estrutura molecular é alterada. De acordo com os dados do Instituto Internacional de Ecologia (IIE, 2000), nas últimas décadas o uso de fertilizantes e o lançamento de resíduo de esgotos domésticos têm acelerado o processo de eutrofização em reservatórios brasileiros, pois o excesso de nutrientes, especificamente o nitrogênio e o fósforo, serve de fertilizantes para a proliferação de algas (BARROS, 2008).

Um dos problemas à qualidade das águas são os metais, devido a baixa degradabilidade, alto poder de bioacumulação e toxicidade aos organismos vivos. Os elementos metálicos podem ter origem de fontes naturais ou antrópicas, como intemperismo de rochas, deposição atmosférica, lançamentos de efluentes urbanos, agrícolas e industriais, mineração, além de resíduos contaminados (FÖRSTNER; WITTMANN, 1983).

Os organismos vivos podem bioacumular metais pesados provindo do ambiente, incorporando-os na cadeia trófica e atingindo grande parte dos diferentes extratos que constituem os ecossistemas aquáticos e a maioria desses poluentes apresentam potencial tóxico comprovado, ou seja, são capazes de induzir efeitos deletérios aos organismos vivos expostos (VIARENGO, 1989; DALLINGER e RAIMBOW, 1993).

Devido a sua íntima relação com o ambiente os pescados são frutos do local a que são expostos, sendo assim, plantas aquáticas, algas, crustáceos, moluscos, peixes, mamíferos, aves, e outros animais que dependem desse ecossistema para sobreviver, podem ser utilizados como bioindicadores, fornecendo informações sobre a contaminação ambiental e as consequências da poluição sobre os organismos vivos, uma vez que estes são os primeiros a se manifestar em resposta a um poluente.

A fração biologicamente disponível de contaminantes persistentes no ambiente pode ser identificada por espécies com capacidade de acumular poluentes sem apresentarem respostas tóxicas, auxiliando na identificação da contaminação e sua distribuição no ambiente. As espécies bioindicadoras são aquelas que possibilitam o estabelecimento de uma relação estatística simples entre a concentração encontrada na fonte de contaminante, e a observada em seu tecido (BEEBY, 2001).

O bioindicador, no entanto, deve possuir algumas características como, sobreviver em ambientes saudáveis, mas também apresentar resistência relativa ao contaminante que está exposto, ser abundante no ambiente e de fácil captura, adaptando-se facilmente a ensaios laboratoriais (AKAISHI, 2004). As plantas aquáticas, algas, crustáceos, moluscos, peixes, mamíferos, aves e outros animais que dependem do meio aquático, são considerados bioindicadores e podem ser estudados contribuindo com o levantamento da poluição ambiental das águas e a sua gravidade.

Contudo, o conhecimento das concentrações de metais pesados presentes nos organismos aquáticos torna-se importante para a população humana, pois, estes metais podem causar intoxicações agudas ou crônicas (REIS et al., 2009). Diante disto, o objetivo do presente trabalho foi quantificar a bioacumulação de metais pesados no mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), em duas espécies de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Egeria densa*), no sedimento e na água em uma área aquícola do reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu Binacional.

## **4.2 Material e métodos**

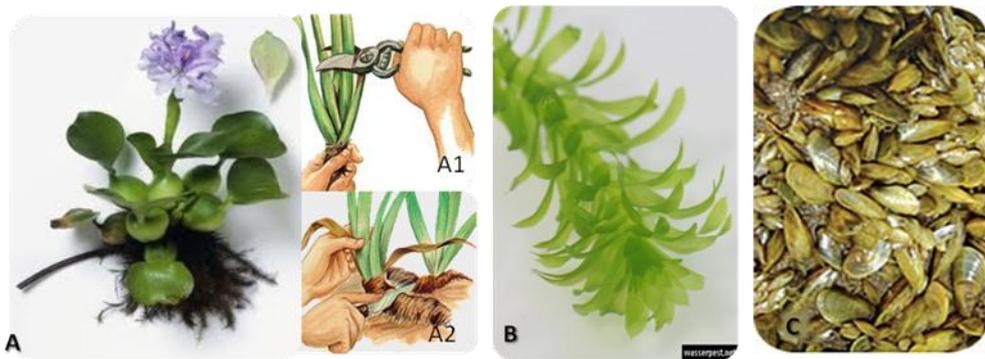
### **4.2.1 Área experimental**

O trabalho foi realizado durante o período de abril de 2009 a março de 2010 em uma área aquícola para cultivo experimental de peixes em tanques rede, instalado no reservatório

da Usina Hidrelétrica de Itaipu Binacional, localizada na área de refúgio Biológico na região Oeste do Estado do Paraná no município de Santa Helena, Brasil. A área do reservatório faz parte da zona de transição no rio Paraná, com as coordenadas geográficas W54°21'196'', S24°51'105'', W54°21'078'', S24°51'192'', e W54°21'224'', S24°51'143''.

#### 4.2.2 Amostragem

Os teores dos metais pesados foram coletadas mensalmente amostras de sedimento e água, e dos bioindicadores mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) e duas de macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* (Figura 4.1).



**Figura 4.1-** Bioindicadores *Eichhornia crassipes* (A), parte aérea (A1) e raiz (A2); *Egeria densa* (B); *L. fortunei* (C) (Google imagens, 2011).

As amostras de sedimento e água foram coletadas em cinco pontos demarcados, próximos as unidades de cultivo, por um GPS modelo Etrex Legend da marca Garmim, cujas coordenadas registradas foram de 24°51'198''S e 54°21'100''WE; 24°50'970''S e 54°21'285''WE; 24°51'071''S e 54°21'335''WE; 24°51'230''S e 54°21'396''WE; 24°51'043''S e 54°21'544''WE para os pontos 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. O sedimento foi coletado por meio de uma draga modelo Birge-Ekman<sup>®</sup>. A água foi coletada em profundidade igual a transparência de secchi por meio de uma Garrafa de Van Dorn horizontal com capacidade de dois litros. As amostras de sedimento e água foram acondicionadas em frascos de polipropileno.

O mexilhão dourado foi coletado em dois pontos, no tanque rede localizado no centro da área aquícola e em uma bóia náutica entre 50 a 100 metros das linhas de cultivo. As macrófitas foram obtidas a uma distância média de 50 a 150 metros nos entornos dos tanques

rede, de acordo com sua área de ocorrência anual. Tanto o mexilhão quanto as macrófitas foram previamente lavadas com água do reservatório de modo a retirar todas as partículas aderidas em sua superfície.

As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas contendo gelo e transportadas ao laboratório da Unioeste. A macrófita *Eichhornia crassipes* teve suas raízes separadas da parte aérea. As amostras de tecido vegetal, *Eichhornia crassipes* parte aérea e raiz e a *Egeria densa* foram cortadas com auxílio de uma faca em fragmentos de aproximadamente 2 cm de comprimento, facilitando a acomodação e secagem. As amostras de sedimento, macrófita e mexilhão foram secas em estufa de circulação de ar forçada a 65°C por 72 h e posteriormente moídos para a determinação dos metais.

#### 4.2.3 Análise das amostras

A análise de metais pesados foi realizada no Laboratório de Química Ambiental e instrumental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *Campus* de Marechal Cândido Rondon. A determinação dos teores dos metais foi realizada por meio de digestão nítrico-perclórica das amostras de acordo com AOAC (2005) e determinação por meio da espectrometria de absorção atômica modalidade chama utilizando-se aparelho da marca GBC, modelo 932 AA (WELZ, 1999).

Para a quantificação de nitrogênio e do fósforo total utilizou-se a digestão sulfúrica das amostras e a determinação dos teores de N e P pelos métodos de Kjeldahl e ultravioleta visível (UV-vis), respectivamente (TEDESCO, 1995).

#### 4.2.4 Variáveis físicas e químicas da água

Durante as coletas realizou-se o monitoramento *in loco* da água nos cinco pontos demarcados, onde foram obtidas as variáveis de temperatura da água com um termômetro digital. O potencial hidrogeniônico (pH) foi mensurado por meio do potenciômetro de campo modelo pH Master, fabricado pela empresa Gultron do Brasil Ltda. A transparência da água foi medida pelo disco de Secchi e a condutividade, com aparelhos digitais portáteis da Alfakit®, modelos AT-110 e AT-130, respectivamente.

#### 4.2.5 Índice de Poluição por Metais (MPI)

O índice de poluição por metais do ambiente foi calculado por meio das amostras de mexilhão dourado (*L. fortunei*), macrófitas aquáticas (*E. densa* e *E. crassipes* raiz e parte aérea), água e do sedimento. O Índice de Poluição por Metais (MPI) foi calculado de acordo com a equação sugerida por Usero et al., (1996).

$$\text{MPI} = (\text{CF}_2 \times \text{CF}_1 \times \text{CF}_3 \dots \dots \text{CF}_n)^{1/n}$$

Onde,  $\text{CF}_n$  = concentração de metal pesado tóxico na amostra n.

#### 4.2.6 Análise Estatística

A avaliação da sazonalidade da bioacumulação dos metais pesados na água, sedimento e nos bioindicadores procedeu-se através de análise fatorial 4 x 6, onde o primeiro fator é constituído pelas quatro estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) e o segundo fator pelas amostras de sedimento, água, mexilhão dourado (*L. fortunei*), parte aérea e a raiz da *E. crassipes* e a *E. densa*. As análises foram realizadas com auxílio do programa *Software Statistical Analysis System* (SAS, 1999).

### 4.3 Resultados e discussão

Os resultados do monitoramento do pH, temperatura, condutividade e transparência da água estão descritos na Tabela 4.1.

**Tabela 4.1** - Resultado do monitoramento *in loco* dos parâmetros físicos e químicos da água durante o período de abril de 2009 a março de 2010

Parâmetro	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Limites*
pH	7,35±0,21	7,50±0,24	7,95±0,32	7,51±0,22	6,0 – 9,0
Temperatura (°C)	24,27±0,78	23,30±0,84	25,20±0,73	25,17±0,75	-
Condutividade (uS cm <sup>-1</sup> )	52,00±1,08	54,99±1,19	56,97±1,11	56,14±0,71	< 100 µS cm <sup>-1</sup>
Transparência (m)	1,29±0,50	2,22±0,28	1,90±0,21	1,83±0,16	1,20- 3,30 m

n=15, \* Resolução n°. 357 do CONAMA (BRASIL, 2005)

As variáveis físicas e químicas da água indicam valores de pH variando de 7,95 na primavera e 7,35 no outono, temperatura 25,20 °C na primavera e 23,30 °C no inverno, condutividade elétrica de 56,97  $\mu\text{S cm}^{-1}$  na primavera e 52,00  $\mu\text{S cm}^{-1}$  no outono e transparência de 2,22 m no inverno e de 1,29 m no outono (Tabela 4.1). Contudo, estes valores, estão dentro dos padrões de qualidade de água estabelecidos pela resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Os valores encontrados neste estudo são similares aos obtidos por Alves et al. (2010), para o pH 6,12 e 7,87 e a temperatura da água 23,1°C e 26,4°C. Milazzo et al. (2011) observaram médias de pH (7,53) similares a este trabalho, no entanto, os valores médios de temperatura (32,7°C) foram superiores e para condutividade elétrica (38,9  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) inferiores. Belluta et al. (2008), também observou médias próximas de pH (7,5), porém a temperatura (19,82°C) foi inferior e condutividade elétrica (102,01  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) elevada. A discrepância entre alguns deste dados é característica do meio em estudo, pois trata-se de comparações entre dois ambientes distintos (água salgada e doce).

Os teores médios obtidos para os metais pesados, Cu, Fe, Zn e Mn no sedimento, na água e nos bioindicadores encontram-se na Tabela 4.2.

A distribuição dos metais Cu, Fe, Zn e Mn no sedimento e na água não sofreram efeito sazonal. O método analítico utilizado não detectou a presença de Cu e Zn na água do reservatório. Os teores médios dos metais Mn e Fe na água obtiveram médias variando de 0,004 a 0,008  $\text{mg L}^{-1}$  e 0,54 a 0,78  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente (Tabela 4.2). Estes valores estão dentro dos limites máximos estipulados pela resolução n° 357 do CONAMA que é de 5,0  $\text{mg L}^{-1}$  (BRASIL, 2005).

Não existem níveis preconizados para Mn e Fe no sedimento, no entanto, os teores de Cu e Zn estão de acordo com os valores estabelecidos na legislação para contaminantes no sedimento no Brasil, conforme a Resolução 344 de 25/03/04 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) - Ministério do Meio Ambiente, o qual estipula dois limites: a) Nível 1, referente ao limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota; b) Nível 2, referente ao limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota (BRASIL, 1998).

Os teores dos metais Fe (1,98  $\text{mg L}^{-1}$ ) e Mn (0,11  $\text{mg L}^{-1}$ ) encontrados por Milazzo et al. (2011) analisando a concentração de metais no estuário da Baía de Todos os Santos foram superiores aos da presente pesquisa. Cabe ressaltar que o estudo em questão por si só difere do presente trabalho, por se tratar de água salgada, que apresenta padrões de pH,

condutividade entre outros fatores que influenciam na qualidade da água e na concentração de metais.

**Tabela 4.2-** Sazonalidade do cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn) total no sedimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e nos bioindicadores *E. densa*, *E. crassipes* parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado *L. fortunei* ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), durante o período de abril de 2009 a março de 2010

Local/Estação	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Média
<b>Cu</b>					
<i>L. fortunei</i>	3,83 Bb	4,33 Bb	23,00 BCa	22,33 BCa	13,37
<i>E. densa</i>	24,33 Ab	12,33 Ab	76,00 Aa	60,33 Aa	43,25
<i>E. crassipes</i> (II)	8,33 ABb	13,33 Ab	35,00 Ba	40,33 ABa	24,25
<i>E. crassipes</i> (I)	0,66 Bb	2,00 Bb	14,33 CDa	11,00 CDa	7,00
Sedimento	19,70 Aa	17,50 Aa	17,45 CDa	17,96 CDa	18,15
Água	ND	ND	ND	ND	ND
Média	11,37	9,89	33,15	30,39	21,20
CV(%)	6,92				
<b>Fe</b>					
<i>L. fortunei</i>	973,00 Ab	920,83 Ab	1639,16 ABa	1583,33 Aa	1279,08
<i>E. densa</i>	1274,33 Ab	1160,00 Ab	1895,33 Aa	1865,00 Aa	1548,66
<i>E. crassipes</i> (II)	1162,00 Aa	901,00 Aa	1369,66 BCa	1564,66 Aa	1249,33
<i>E. crassipes</i> (I)	162,66 Bb	119,33 Bb	777,33 Da	612,66 Ca	418,00
Sedimento	1144,80 Aa	1129,60 Aa	1127,06 Ca	1136,20 Ba	1134,41
Água	0,78 Ca	0,66 Ca	0,54 Ea	0,63 Da	0,65
Média	786,26	705,23	1134,85	1127,08	938,35
CV(%)	3,24				
<b>Zn</b>					
<i>L. fortunei</i>	6,83 BCb	7,33 BCb	39,66 Ba	39,16 Ba	23,25
<i>E. densa</i>	21,00 Ab	20,66 Ab	62,00 Aa	51,66 Aa	38,83
<i>E. crassipes</i> (II)	7,66 BCb	12,33 ABb	36,33 Ba	21,66 Cab	19,49
<i>E. crassipes</i> (I)	3,33 Cb	3,66 Cb	17,00 Ca	15,00 Cab	9,75
Sedimento	13,23 ABa	10,67 Ba	12,22 Ca	12,69 Ca	12,20
Água	ND	ND	ND	ND	ND
Média	10,41	10,93	33,44	28,03	20,70
CV(%)	5,76				
<b>Mn</b>					
<i>L. fortunei</i>	88,00 Bb	52,33 Bb	275,00 Ca	254,33 Ca	167,41
<i>E. densa</i>	647,00 Ab	613,33 Ab	961,33 Aa	948,00 Aab	792,41
<i>E. crassipes</i> (II)	288,00 ABa	353,33 Aa	454,00 BCa	486,00 BCa	395,33
<i>E. crassipes</i> (I)	95,00 Ba	118,33 Ba	207,00 Ca	184,66 Ca	151,25
Sedimento	578,66 Aa	454,86 Aa	510,00 Ba	505,00 Ba	512,13
Água	0,004 Ca	0,007 Ca	0,007 Da	0,008 Da	0,007
Média	282,77	265,36	401,22	396,33	336,42
CV(%)	4,75				

\* Médias seguidas da mesma letra minúscula, nas linhas, e médias seguidas da mesma letra maiúscula, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

O presente estudo não detectou a presença dos metais traços Cu e Zn, diferindo dos resultados encontrados pelos autores supracitados que encontraram valores de Cu e Zn na água de 0,10 mg L<sup>-1</sup> e 0,05 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Diferindo do presente estudo, com relação ao sedimento Alves et al. (2010) ao avaliarem os metais no córrego Monte Alegre em Ribeirão Preto-SP, obtiveram menores valores para o Cu (1.176,850 mg kg<sup>-1</sup>) e o Mn (13.763,957 mg kg<sup>-1</sup>) e maiores para o Zn (1.293,861 mg kg<sup>-1</sup>).

A deposição de Cu, Fe, Zn e Mn nos bioindicadores (Tabela 4.2) foi maior na primavera e no verão em relação o outono e o inverno (P<0,05), exceto para os teores de Mn nos tecidos da *E. crassipes* e o Fe na raiz desta planta que não sofreu os efeitos da sazonalidade (P>0,05), o Zn nos tecidos da *E. crassipes* que obteve os maiores valores para a primavera e os menores no outono e inverno (P<0,05), não diferindo, no entanto, do verão (P>0,05).

A deposição de Cu durante o outono obteve as maiores médias na *E. densa* e no sedimento e os menores valores no *L. fortunei* e na parte aérea da *E. crassipes* (P<0,05), não diferindo significativamente dos valores encontrados na raiz. Durante o inverno as médias mais elevadas de Cu foram observadas na *E. densa*, na raiz da *E. crassipes* e nos sedimentos e as menores médias no *L. fortunei* e na parte aérea da *E. crassipes* (P<0,05). Na primavera a *E. densa* apresentou os teores mais elevados de Cu (P<0,05), seguidos pela raiz da *E. crassipes* e o *L. fortunei*, sendo que o mexilhão não difere (P>0,05) da parte aérea da *E. crassipes* e do sedimento que obtiveram as menores (P<0,05) médias. A *E. densa* e a raiz da *E. crassipes* bioacumularam as maiores (P<0,05) concentrações de Cu durante o verão, seguidos pelo *L. fortunei*, sedimento e a parte aérea da *E. crassipes* (Tabela 4.2).

A *E. densa*, o *L. fortunei* e a raiz da *E. crassipes* apresentaram as maiores (P<0,05) concentrações de Fe durante as estações do ano, sendo que os menores (P<0,05) valores correspondem à água. Contudo, a raiz da *E. crassipes* durante a primavera apresentou valores similares aos do sedimento (P>0,05), inferiores à *E. densa* e superiores aos da parte aérea da *E. crassipes* e da água (Tabela 4.2).

Durante o outono e o inverno foram observados níveis elevados (P<0,05) de Zn na *E. densa* seguidos pelo sedimento, raiz da *E. crassipes* e o *L. fortunei*. Os menores (P<0,05) teores deste elemento foram registrados na parte aérea da *E. crassipes*. Na primavera a *E. densa* apresentou os maiores (P<0,05) valores de Zn, seguido pelo *L. fortunei* e a raiz da *E. crassipes* (P>0,05). A parte aérea da *E. crassipes* e sedimento obtiveram os menores (P<0,05) valores de Zn. A bioacumulação durante o verão foi maior na *E. densa*, seguida pelo *L.*

*fortunei* ( $P < 0,05$ ) e os menores valores foram encontrados nos tecidos da *E. crassipes* e no sedimento (Tabela 4.2).

Os níveis de Mn no outono e no inverno foram encontrados em maiores ( $P < 0,05$ ) concentrações na *E. densa*, no sedimento e na raiz da *E. crassipes*, seguidos pela parte aérea da *E. crassipes* e o *L. fortunei*, sendo que os menores ( $P < 0,05$ ) teores foram observados na água. A deposição de Mn durante a primavera e o verão apresentou a seguinte ordem decrescente ( $P < 0,05$ ) *E. densa*, sedimento e raiz da *E. crassipes* ( $P > 0,05$ ), *L. fortunei* e a parte aérea da *E. crassipes* ( $P > 0,05$ ) e a água (Tabela 4.2).

Para a maioria dos elementos a *E. densa* se mostrou eficiente em absorver os metais pesados em seus tecidos uma vez que esta planta é submersa e que todos os seus processos fisiológicos tem íntima relação com as condições do ambiente é plausível a admissão desta como um eficiente bioindicador.

A utilização de macrófitas aquáticas como fitorremediação já vem sendo utilizada a muitos anos com sucesso, as macrófitas de maneira geral tendem a absorver e acumular compostos metálicos do ambiente em seus tecido sem que estes sejam prejudicados. Cada tecido em si, tem um mecanismo de alocar estes metais e podem ocorrer variações na sua composição, como denota esta pesquisa. Quando comparada a parte aérea da *E. crassipes* e a sua raiz, verifica-se que a raiz que está submersa e, é responsável pela captação de nutrientes da água e concentra estes elementos em maior proporção.

A concentração dos metais no ambiente geralmente influencia na concentração destes metais nos tecidos das plantas que acumulam estes elementos em estruturas sem que ocorra danos aos seus tecidos. As plantas aquáticas possuem elevada habilidade em remover metais pesados de áreas contaminadas e na maioria dos casos, os metais se concentram nas raízes das plantas e o processo de translocação para a parte aérea é normalmente lento (LOW; LEE, 1990).

Assim como no presente trabalho, Klumpp et al. (2002) avaliando a qualidade da água utilizando as macrófitas aquáticas, *E. crassipes* e *P. stratiotes*, como plantas acumuladoras e indicadoras, determinaram que o teor de metais concentram-se principalmente na raiz da *E. crassipes*. No entanto, estes autores atribuíram os níveis de cobre, alumínio, cromo, nitrogênio e fósforo na planta às concentrações destes elementos na água.

Resultados semelhantes a presente pesquisa também foram observados por Zaranyika et al. (1994) que estudando a capacidade de bioacumulação de Zn, Cu, Fe e Cr, na parte aérea e na raiz de *E. crassipes* obtiveram valores de 170, 33, 8.000 e 700 mg kg<sup>-1</sup> na planta como um todo e 270, 170, 15000 e 2000 mg kg<sup>-1</sup> na raiz, respectivamente.

Henry-Silva e Camargo (2006) avaliando a composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de carcinicultura encontraram valores maiores para o Zn, Mg e Fe na *E. crassipes* que os da presente pesquisa obtendo médias de 81,83, 1233,33 e 5425,00 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, e valores inferiores para o Cu (25,83 mg kg<sup>-1</sup>).

Soltan e Rashed (2003) estudaram em laboratório a sobrevivência de aguapé sobre várias concentrações de metais pesados e observaram que igualmente a esta pesquisa os teores de metais presentes nas raízes da *E. crassipes* foram maiores que as da parte aérea. Porém como o experimento supracitado prezava o limite máximo de absorção de metais por estas plantas os valores encontrados nas duas partes da *E. crassipes*, raiz e parte aérea foram superiores aos do presente trabalho, sendo que após o murchamento completo das macrófitas os níveis médios obtidos para o Cu, Mn e Zn foram de 142 e 43, 1.485 e 615 e 295 e 11 mg kg<sup>-1</sup> na raiz e parte aérea, respectivamente.

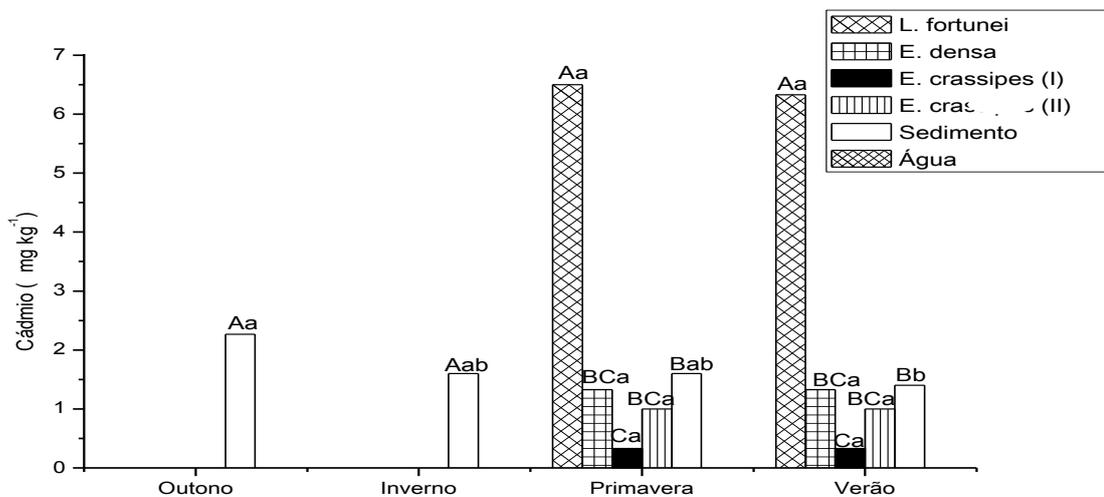
Corrêa et al. (2003), ao avaliarem a composição química e bromatológica da *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum* durante o verão e o inverno no reservatório da usina hidrelétrica de Jupiá, encontraram na *E. densa* valores de 2537,0 e 2154,90 mg kg<sup>-1</sup> para o Fe, respectivamente e 102,9 mg kg<sup>-1</sup> para o Zn no verão, sendo estes superiores aos observados no presente trabalho. Contudo, durante estas estações os teores de Cu (20,7 e 5,9 mg kg<sup>-1</sup>) relatados por estes autores foram inferiores.

Os valores de Cu, Fe e Mn obtidos neste trabalho para o mexilhão dourado são superiores aos encontrados por Carvalho et al. (2001), que estudando a contaminação ambiental por metais pesados através do mexilhão *Perna perna*, na Ilha de Santana encontraram valores para estes elementos de 5,10, 567,00 e 8,20 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, e níveis inferiores de Zn (83,0 mg kg<sup>-1</sup>).

Kehrig et al. (2007), avaliando a contaminação por metais pesados em peixes e nos tecidos moles do mexilhão *Perna perna* da Baía de Guanabara –RJ encontraram valores similares aos desta pesquisa para o Zn (28,0 mg kg<sup>-1</sup>) e inferiores para o Cu e Fe (1,4 e 31,6 mg kg<sup>-1</sup>).

Embora o mexilhão dourado não seja considerado um alimento, este é um organismo aquático que faz parte da cadeia alimentar de um grupo restrito de peixes e esta intimamente relacionado com o ambiente. Sendo assim, em relação aos teores estipulados pela legislação para produtos da pesca, os valores de Cu e Zn encontram-se dentro dos padrões estipulados pela FAO (10 a 100 e 30 a 100 mg kg<sup>-1</sup>), WHO (30 e 100 mg kg<sup>-1</sup>) e ANVISA (30 a 50 mg kg<sup>-1</sup>) (FAO, 1992; WHO, 1989; BRASIL, 1998).

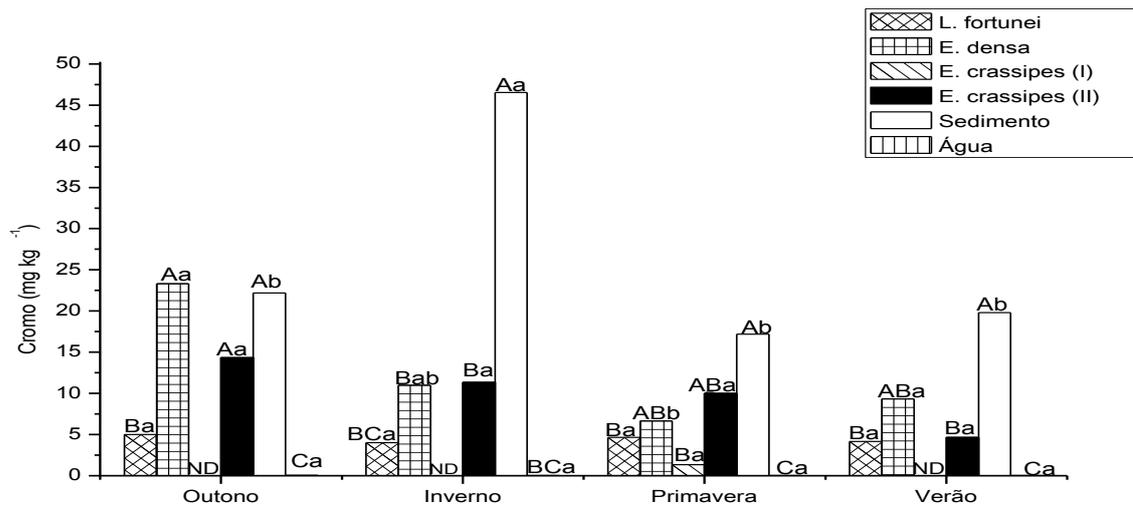
A metodologia aplicada não detectou a presença de Cd nos bioindicadores durante o outono e o inverno. Verificou-se a presença deste metal na água apenas no verão ( $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ ). O teor de Cd no sedimento foi maior ( $P < 0,05$ ) no outono ( $2,26 \text{ mg kg}^{-1}$ ) do que no verão ( $1,40 \text{ mg kg}^{-1}$ ), não diferindo das demais estações. O Cd no *L. fortunei* durante a primavera ( $6,50 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e o verão ( $6,33 \text{ mg kg}^{-1}$ ) obtiveram as maiores médias ( $P < 0,05$ ) seguidas da *E. densa* e da raiz da *E. crassipes* ( $P > 0,05$ ) e as menores médias ( $P < 0,05$ ) corresponderam a parte aérea da *E. crassipes* (Figura 4.2).



**Figura 4.2** - Sazonalidade do cádmio (Cd) total no sedimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e nos bioindicadores *E. densa*, *E. crassipes* parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado *L. fortunei* ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), durante o período de abril de 2009 a março de 2010.

Barras seguidas da mesma letra minúscula relacionam-se com as estações do ano e letra maiúscula com o bioindicador dentro de cada estação, não diferindo pelo Teste de Tukey a 5%.

A deposição do Cr no *L. fortunei*, na *E. crassipes* e na água não sofreram efeito sazonal ( $P > 0,05$ ). A bioacumulação deste elemento na *E. densa* foi maior ( $P < 0,05$ ) no outono que na primavera. No sedimento observaram-se médias mais elevadas ( $P < 0,05$ ) durante a primavera. Durante o outono a *E. densa*, o sedimento e a raiz da *E. crassipes* obtiveram as maiores médias seguidas pelo *L. fortunei* e a água. No inverno, na primavera e no verão os níveis mais ( $P < 0,05$ ) elevados de Cr foram observados no sedimento e os menores ( $P < 0,05$ ) na água (Figura 4.3).



**Figura 4.3** - Sazonalidade do cromo (Cr) total no sedimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e nos bioindicadores *E. densa*, *E. crassipes* parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado *L. fortunei* ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), durante o período de abril de 2009 a março de 2010.

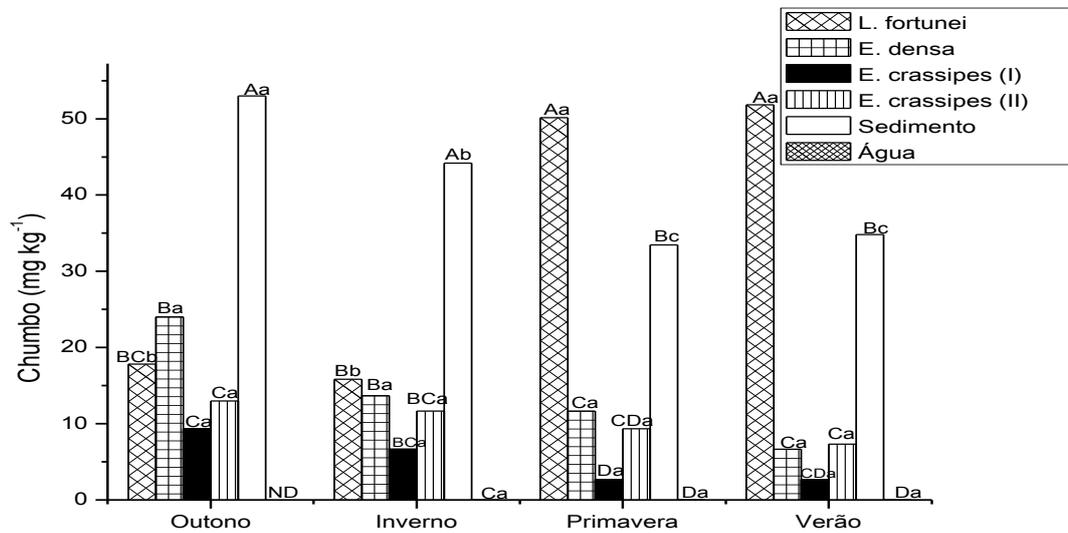
Barras seguidas da mesma letra minúscula relacionam-se com as estações do ano e letra maiúscula com o bioindicador dentro de cada estação, não diferindo pelo Teste de Tukey a 5%.

A bioacumulação do Pb em *L. fortunei* foi maior ( $P < 0,05$ ) na primavera e verão (Figura 4.4). Embora os teores da maioria dos elementos no mexilhão tenham sido discretas o Pb apresentou média elevadas. Os mexilhões são organismos filtradores, podendo reter matéria orgânica e elementos potencialmente tóxicos da água, sofrendo de maneira intensa a bioacumulação de contaminantes (ANANDRAJ et al., 2002; WARD et al., 2004).

Em estudos com moluscos utilizados na alimentação humana normalmente as análises se concentram no músculo, porém no caso do mexilhão dourado considerou-se durante a amostragem a concha e a musculatura. Contudo, a concha é um depósito natural de metais cuja constituição calcífica resulta em maior afinidade entre alguns metais como o Cd e o Pb, devido à carga elétrica e a proximidade entre os raios atômicos destes elementos que favorecem a competição pelos mesmos sítios de ligação (BELCHEVA et al., 2006) e a deposição destes metais em estruturas que contenham cálcio.

A capacidade dos moluscos bivalves em reter altas concentrações de compostos orgânicos e metálicos, sobrevivendo em ambientes contaminados (RAINBOW, 1995), deslocando-se com facilidade na coluna da água, vivendo por um tempo relativamente longo, apresentando ampla distribuição geográfica, facilitando a inter-comparações de dados de regiões diferentes; aparecendo frequentemente em alta densidade e de fácil colheita

(CUNNINGHAM, 1979), faz com que estes sejam utilizados mundialmente como indicadores do grau de poluição aquática (ANANDRAJ et al., 2002; WARD et al., 2004).



**Figura 4.4** - Sazonalidade do chumbo (Pb) total no sedimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e nos bioindicadores *E. densa*, *E. crassipes* parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado *L. fortunei* ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), durante o período de abril de 2009 a março de 2010.

Barras seguidas da mesma letra minúscula relacionam-se com as estações do ano e letra maiúscula com o bioindicador dentro de cada estação, não diferindo pelo Teste de Tukey a 5%.

A deposição de Pb durante o outono foi maior ( $P < 0,05$ ) no sedimento seguidos pela *E. densa* e pela parte aérea da *E. crassipes*, os teores obtidos para o *L. fortunei* e a raiz da *E. crassipes* foram inferiores ( $P < 0,05$ ) aos do sedimento. No inverno este elemento concentrou-se em maior ( $P < 0,05$ ) proporção no sedimento seguido pelo *L. fortunei*, *E. densa* e raiz da *E. crassipes* que não diferiram entre si, contudo, foram superiores ( $P < 0,05$ ) aos níveis da parte aérea da *E. crassipes* e da água para a qual se obteve a menor ( $P < 0,05$ ) concentração. Os maiores ( $P < 0,05$ ) níveis de Pb encontrados durante a primavera e o verão referem-se ao *L. fortunei* seguidos pelo sedimento, *E. densa*, raiz da *E. crassipes*, parte aérea da *E. crassipes* e água (Figura 4.4).

A resolução 344 do CONAMA, prevê um limite máximo para Cd, Pb e Cr no sedimento de 0,6, 35,0 e 37,3  $\text{mg kg}^{-1}$ , sendo assim, as médias obtidas para o Cd em todas as estações, Pb no outono e no inverno e o Cr no inverno estão acima do estipulado para o Nível 1, que indica baixa probabilidade de efeitos adversos a biota (BRASIL, 2004).

Os teores de Cd, Pb e Cr detectados no mexilhão dourado estão acima dos limites máximos previstos pelos padrões nacionais e internacionais (BRASIL 2004; FAO 1992;

WHO,1989), exceto os limites de Cr aceitos pela WHO para alimentos de qualquer origem que é de  $50 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Diferindo deste trabalho, Belluta et al. (2008) estudando no córrego do Cinta em Botucatu –SP, encontraram valores superiores de Cd ( $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ ) e Pb ( $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ ) na água e valores inferiores para o sedimento  $1,09 \text{ mg L}^{-1}$  e  $16,4 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente para estes metais.

Alves et al. (2010) em estudo realizado no córrego Monte Alegre em Ribeirão Preto - SP, observaram concentrações inferiores ao presente trabalho para o Cd na água ( $0,0000343 \text{ mg L}^{-1}$ ) e no sedimento ( $0,303 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e para o Cr ( $0,000405 \text{ mg L}^{-1}$ ) na água. Contudo, os teores de Pb obtidos por estes autores foram superiores na água ( $0,012006 \text{ mg L}^{-1}$ ), no sedimento ( $462,092 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e para o Cr no sedimento ( $403,71 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

Os valores dos metais pesados tóxicos encontrados para a *E. densa* nesta pesquisa são superiores aos observados por Sampaio e Oliveira (2005) que analisaram a espécie *E. densa* na bacia hidrográfica do rio São Francisco e verificaram médias de 0,8, 7,7 e  $7,3 \text{ mg kg}^{-1}$  para o Cd, Cr e Pb, respectivamente.

Níveis de Cr similares aos desta pesquisa foram identificados por Klumpp et al. (2002), durante estudos sobre a variação das concentrações de nutrientes e metais em macrófitas aquáticas ao longo do Rio Cachoeira na Bahia, obtendo médias de 0,89 e  $6,35 \text{ mg kg}^{-1}$ , para a parte aérea e raiz da *E. crassipes*, respectivamente.

Soltan e Rashed (2003) testando a resistência das macrófitas aquáticas por metais pesados encontraram valores similares a este estudo para o Cd na raiz ( $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e na parte aérea ( $0,30 \text{ mg kg}^{-1}$ ) da *E. crassipes* e superiores para o Cr ( $100$  e  $4 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Pb ( $185$  e  $41 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

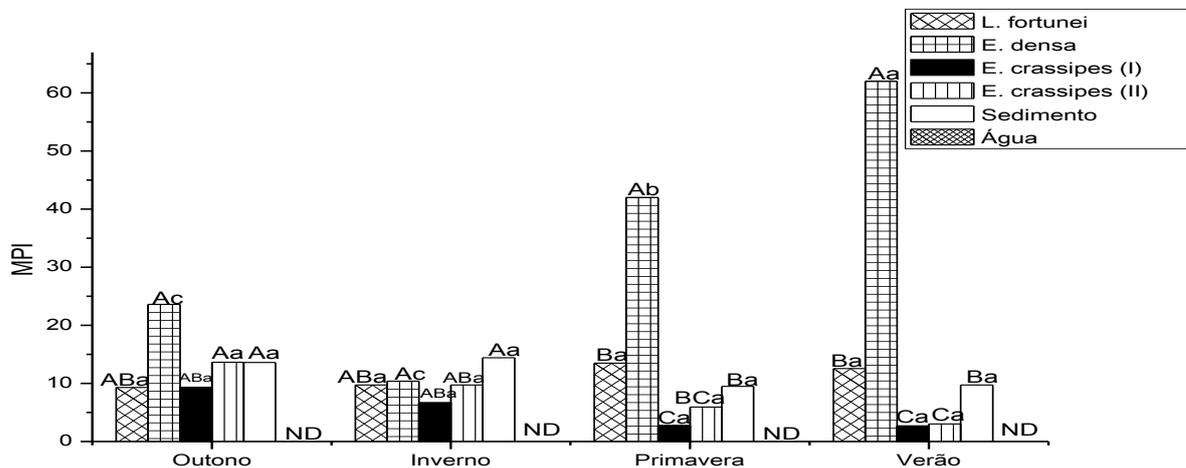
O mexilhão dourado avaliado nesta pesquisa apresentou níveis de Cd, Cr e Pb superiores aos encontrados por Carvalho et al. (2001) que ao estudarem a contaminação por metais pesados por meio do mexilhão *Perna perna* na Ilha de Santana relataram valores de 1,80, 1,25 e  $0,38 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente para estes metais.

Neste mesmo contexto, Bellotto et al. (2005) estudando o biomonitoramento ativo de metais traço e seus efeitos biológico no mexilhões *Perna perna* transplantados para área de influência de efluentes da indústria de beneficiamento de aço durante a primavera e o inverno em Itajaí- SC, observaram menores médias para o Cr ( $0,84$  e  $1,15 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Cd ( $1,17$  e  $1,33 \text{ mg kg}^{-1}$ ) em ambas as estações.

O índice de poluição por metais pesados calculado para a água, o sedimento e os bioindicadores coletados no reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu encontram-se na

Figura 4.5. Apenas o índice calculado para a *E. densa* respondeu significativamente as oscilações sazonais, sendo que os maiores índices foram obtidos durante o verão seguidos pela primavera e os menores ( $P < 0,05$ ) valores acumulados foram no inverno e no outono que por sua vez não diferiram entre si.

Durante o outono e o inverno o índice de poluição por metais foi maior ( $P > 0,05$ ) na macrófita *E. densa*, na raiz da *E. crassipes* e no sedimento, seguido pelo *L. fortunei* e parte aérea da *E. crassipes*. Na primavera este índice, foi elevado ( $P < 0,05$ ) na *E. densa* e os menores valores foram encontrados na parte aérea da *E. crassipes*. A concentração de metais pesados tóxicos no verão foi maior ( $P < 0,05$ ) na *E. densa*, seguidas pelo *L. fortunei* e sedimento que por sua vez não diferem entre si. As menores ( $P < 0,05$ ) médias foram encontradas nos tecidos da *E. crassipes* (Figura, 4.5).



**Figura 4.5** - Índice de poluição por metal (MPI) no sedimento, na água e nos bioindicadores *E. densa*, *E. crassipes* parte aérea (I) e raiz (II) e no mexilhão dourado *L. fortunei* durante o período de abril de 2009 a março de 2010.

Barras seguidas da mesma letra minúscula relacionam-se com as estações do ano e letra maiúscula com o bioindicador dentro de cada estação, não diferindo pelo Teste de Tukey a 5%.

O MPI é uma ferramenta interessante para avaliar a bioacumulação em amostras de diferentes origens, neste caso para o cálculo deste índice utilizou-se somente os metais pesados tóxicos (Cd, Cr e Pb). De acordo com a Figura 4.5 pode-se observar que os índices bioacumulados destes metais sofrem grande variação ao longo do ano e que independente da estação do ano a *E. densa*, que é uma planta aquática totalmente dependente do meio onde vive por não possuir raízes vivendo submersa na água, apresentou os maiores índices de bioacumulação de metais sem apresentar sinais de degradação. Esta planta ocorre em vários

pontos da área estudada, produz grande quantidade de biomassa e é de fácil coleta, caracteriza-se como bioindicador eficiente.

Corroborando com esta pesquisa Mokhtar et al. (2008), estudando duas espécies distintas o camarão-tigre-gigante e a tilápia em Bandar e Jugra na Malásia, encontraram valores de MPI mais elevados em tilápias que no camarão-tigre-gigante, podendo assim sugerir que a tilápia é um bioindicador mais eficiente do que o camarão *Penaeus monodon*.

Usero et al., (1996) quando propôs a equação que calcula o índice de poluição por metais, pretendia comparar a bioacumulação em ambientes distintos e encontraram diferença significativa entre o MPI de amostras colhidas em dois locais na Espanha.

Adeniyi et al. (2008) sugerem que para melhor avaliação das condições de poluição do ambiente a amostragem deve ter componentes bióticos e abióticos coletados em uma mesma área, durante diferentes épocas do ano. Isto permite a observação e interpretação da poluição por metais e a comparação com a concentração dos poluentes em diferentes locais.

Contudo nos últimos anos, tem-se investido muito em pesquisas para a determinação de metais pesados no ambiente e suas fontes poluidoras, porém estes ainda são insuficientes e pouco relatam sobre a situação dos recursos hídricos em especial no Brasil. De qualquer forma pesquisas como esta que salientam a importância do biomonitoramento, são fundamentais para a manutenção da qualidade das águas e sustentabilidade da aquicultura.

#### **4.4 Conclusão**

Sobre as condições estudadas a *E. densa* sobressaiu-se aos demais bioindicadores, podendo ser utilizada como um eficiente indicador em áreas poluídas.

Os teores Cd, Pb e Cr no sedimento estão acima do estipulado pela resolução 344 do CONAMA Nível 1, que indica baixa probabilidade de efeitos adversos a biota. Bem como o mexilhão dourado está contaminado por estes metais pesados tóxicos em níveis superiores aos limites máximos previstos pelos padrões nacionais e internacionais (ANVISA, FAO e WHO).

As deposições de metais pesados no sedimento e na água não sofreram efeito sazonal.

A amostragem dos sedimentos, *E. densa* e raiz da *E. crassipes* podem indicar a composição da contaminação do ambiente. A raiz da *E. crassipes* é mais eficiente em bioacumular compostos metálicos que a parte aérea.

#### 4.5 Referências

- ADENIYI, A.A.; YUSUF, K.A.; OKEDEYI, O.O. Assessment of the exposure of two fish species to metals pollution in the Ogun river catchments, Ketu, Lagos, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.137, n.1, p. 451- 458, 2008.
- AKAISHI, F.M.; SILVA DE ASSIS, H.C.; JAKOBI, S.C.G. et al. Morphological and neurotoxicological findings in tropical freshwater fish (*Atyanax* sp.) after waterborne and acute exposure to water soluble fraction (WSF) of crude oil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 46, n. 2, p. 244-253, 2004.
- ALVES, R.I.S.; TONANI, K.A.A.; NIKAIDO, M. et al. Avaliação das concentrações de metais pesados em águas superficiais e sedimentos do Córrego Monte Alegre e afluentes. **Ambi-Agua**, v. 5, n. 3, p. 122-132, 2010.
- ANANDRAJ, A.; MARSHALL, D. J.; GREGORY, M. A. et al. Metal accumulation, filtration and O<sub>2</sub> uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup>. *Comparative Biochemistry and Physiology - Part C: Toxicology e Pharmacology*. v.132, n.7, p.355-363, 2002.
- AOAC. ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analysis**. 15.ed. Washington: AOAC, 1990.
- BARROS, A.M.L. **Aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca**. 2008. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.
- BEEBY, A. What do sentinels stand for Environmental Pollution. **Journal of Environmental Quality**, v.112, n.4, p.285-298, 2001.
- BELCHEVA, N.N.; ZAKHARTSEV, M.; ALLA, V. et al. Relationship between shell weight and cadmium content in whole digestive gland of the Japanese scallop *Patinopecten yessoensis* (Jay). **Marine Environmental Research**, v.61, n.4, p.396–409, 2006.
- BELLOTTO, V.R.; DE BRITO, P.C.; MANZONI, G. et al. Biomonitoramento ativo de metais traço e efeito biológico em mexilhões transplantados para área de influência de efluente de indústria de beneficiamento de aço - fase I. *Brazilian Journal of Aquatic Sciences*, v.9, n.2, p.33-37, 2005.
- BELLUTA, I.; TOFOLI, L.A.; CORRÊA, L.C. et al. Impactos provocados por metais potencialmente tóxicos dissolvidos em água e em sedimentos no córrego do Cintra-Botucatu - SP. **Salusvita**, v.27, n.2, p.239-258, 2008.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1998. Disponível em :<[http:// www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685\\_98.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm)>. Acessado em 15 de abril de 2011.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1998. Disponível em :<[http:// www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685\\_98.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm)>. Acessado em 15 de abril de 2011.

- BRASIL. **Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Portaria n° 518, de 25 de março de 2004.** Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005.
- BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama n° 357, de 17 de março de 2005.** Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/port/conama/res/res35705.pdf>> Acessado em: 15 março de 2011.
- CARVALHO, C.E.V.; CAVALCANTE, M.P.O.; GOMES, M.P. et al. Distribuição de metais pesados em mexilhões (*Perna perna*, L.) da Ilha de Santana, Macaé, SE, Brasil. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, v.4, n.1, p.1-5, 2001.
- CARVALHO, J. M. **Prospecção e pesquisa de recursos hídricos no Maciço antigo Português: Linhas Metodológicas.** 2006. 98f. Tese (Doutorado em hidrologia). Universidade Aveiro, Portugal.
- CORRÊA, M.R.; VELINI, E.D.; ARRUDA, D.P. Composição química e bromatológica de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v. 21, n.esp., p.7-13, 2003.
- CUNNINGHAM, P.A. The use of bivalve mollusks in heavy metal pollution research. In: VERNBERG, W.C.; CALABRESE, A., et al (ed.) **Marine pollution: functional responses.** Academic Press. p. 183-221, 1979.
- DALLINGER, R.; RAIMBOW, P.S. **Ecotoxicology of metals in invertebrates.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1993.
- EMATER. INSTITUTO PARANAENSE DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL. **Histórico.** 2010. p.1. Disponível em:<[www.emater.pr.gov.br](http://www.emater.pr.gov.br)>. Acessado em: 10 de julho de 2011.
- FAO . FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura.** Roma. 3p., 2008. Disponível em:<<http://www.ftp.fao.org/docrep/fao/011/i0250s/i0250s.pdf>>. Acessado em:7 de abril de 2011.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T. **Metal pollution in the aquatic environment.** Berlin, Springer-Verlag, 1983. 486p.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Chemical composition of floating aquatic macrophytes used to treat of aquaculture wastewater. **Planta Daninha**, v.24, n.1, p. 21-28, 2006.
- IIE - INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA **Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização.** RiMa, São Paulo, Brasil, v.3, 2000. 28p.
- ITAIPU BINACIONAL, **Boas práticas de manejo em aquicultura**, 2006.
- KEHRIG, H. A.; COSTA, M.; MALM, O. Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhão da baía de Guanabara - Rio de Janeiro. **Tropical Oceanography**, v.35, n.1, p.32-50, 2007.
- KLUMPP, A.; BAUER, K.; FRANZ-GERSTEIN, C. et al. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil), **Environment International**, v.28, n.3, p. 165-171, 2002.

- LOW, K. S., LEE, C. K., HENG, L. L. Sorption of basic dyes by *Hydrilla verticillata*. **Environmental Technology**, v.14, n.1 p. 115-124, 1994.
- MILAZZO, A. D.D.; RIOS, M.C.; FRAGUEIRO, O.M. et al. Concentração de metais em águas superficiais do estuário do rio São Paulo, Baía de todos os Santos. **Cadernos de Geociências**, v.8, n.1, p.111-116, 2011.
- MOKHTAR, B.M.; ARIS, A.Z.; MUNUSAMY.Z. Assessment level of heavy metals in *Penaeus Monodon* and *Oreochromis Spp* In: Selected aquaculture ponds of high densities development area. **European Journal of Scientific Research**, v.30, n.3 p.348-360, 2009.
- PRADO, R. B. Manejo integrado de reservatórios destinados a uso múltiplo como perspectiva de recuperação da qualidade da água. In: **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. Ed. RiMa, São Carlos. 2002.
- RAINBOW, P. S. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin** v. 31, n.3, p. 183–192, 1995.
- RAINBOW, P.S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates why and so what. **Environmental Pollution**. v.120, n.3, p.497–507, 2002.
- REIS, A.B.; SANT'ANA, D.M.G.; AZEVEDO, J.F. et al. Alterações do epitélio branquial e das lamelas de tilápias (*Oreochromis niloticus*) causadas por mudanças do ambiente aquático em tanques de cultivo intensivo. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 29, n. 4, p. 303-311, 2009.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; OLIVEIRA, N.M.B. Aproveitamento da macrófita aquática *Egeria densa* como adubo orgânico. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 169-174, 2005.
- SAS. STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM. Guia do usuário. Cary, Estados Unidos da América, Versão 8.0, 1999.
- SOLTAN. M.E.; RASHED, M.N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations. **Advances in Environmental Research**, v.7, n.2, p.321–334, 2003.
- TEDESCO, M.J. **Análise de solo, plantas e outros minerais**. UFRGS: Departamento de Solos. Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, 1995. 174p.
- TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. Editora RiMa, IIE. 2003, 248p.
- USERO, J.; GONZALEZ-REGALADO. E.; GRACIA, I. Trace metals in the bivalve mollusc *Chamelea gallina* from the Atlantic coast of southern Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, n.3, p.305-310, 1996.
- VIARENGO, A. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. **Reviews in Aquatic Sciences**, v.1, n. 5, 1989. 295p.
- WARD, J.E.; LEVINTON, J.S.; SHUMWAY, S.E. et al. Particle sorting in bivalves: in vivo determination of the pallial organs of selection. **Marine Biology**, v.131, n.1, p. 283-292, 2004.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Technical Report Series**, Food safety issues associated with product from aquaculture. WHO Technical Report Series 883, 1989.

ZARANYIKA, M. F.; MUTOKO, F.; MURAHWA, H. Uptake of Zn, Co, Fe and Cr by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Lake Chivero, Zimbabwe, **The Science of the Total Environment**, v. 153. n.4, p.117-121, 1994.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentro das condições estudadas, é possível inferir que a prática que estima o nível de poluição dos recursos hídricos por meio da concentração de poluentes em espécies acumuladoras como a *E.densa*, a *E. crassipes*, o *L. fortunei* e o *P. granulatus* bem como em fatores abióticos são importante do ponto de vista da saúde humana e ambiental. Pois, possibilita o monitoramento da concentração dos metais pesados em alimentos contribuindo com a segurança alimentar.

Os bioindicadores possibilitam avaliar de uma forma simples e direta por meio da concentração dos metais presentes em seus tecidos os níveis de contaminação do ambiente, no entanto os peixes como são produtos finais de um ecossistema complexo são preferencialmente utilizados como bioindicadores, porém não são únicos e todos os componentes deste ambiente respondem de maneira particular a contaminação.

A utilização dos recursos hídricos para a produção de peixes depende da integridade deste ecossistema, contudo para a viabilização da produção de pescado é essencial que se conheça o perfil do ambiente em que se trabalha e o potencial de poluição desta atividade garantindo a sustentabilidade da produção.