

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
COORDENAÇÃO DE ENGENHARIA AMBIENTAL  
CURSO SUPERIOR DE ENGENHARIA AMBIENTAL

FERNANDA NASSER DORNELLES

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DE CÁDMIO E CHUMBO EM  
ÁGUAS, SEDIMENTOS E PEIXES. ESTUDO DE CASO: RIO  
APUCARANINHA NA TERRA INDÍGENA APUCARANA - PR**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2013

FERNANDA NASSER DORNELLES

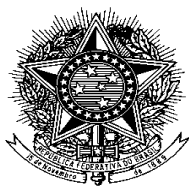
**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DE CÁDMIO E CHUMBO EM  
ÁGUAS, SEDIMENTOS E PEIXES. ESTUDO DE CASO: RIO  
APUCARANINHA NA TERRA INDÍGENA APUCARANA - PR**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação, apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II, do Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Câmpus Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes Oliveira  
Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Alessandra Furtado da Silva

LONDRINA

2013



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do**  
**Paraná**  
**Câmpus Londrina**  
**Coordenação de Engenharia Ambiental**



## TERMO DE APROVAÇÃO

**Avaliação da contaminação de cádmio e chumbo em águas, sedimentos e peixes. Estudo de caso: rio Apucarantina na Terra Indígena Apucarana - PR**

por

**Fernanda Nasser Dornelles**

Monografia apresentada no dia 30 de setembro de 2013 ao Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

---

**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Kátia Valéria Marques Cardoso Prates**  
(UTFPR)

---

**Prof. Dr. Maurício Moreira dos Santos**  
(UTFPR)

---

**Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira**  
(UTFPR)  
Orientador

---

**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Joseane Débora Peruço Theodoro**  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por abençoar meu caminho, aos meus pais e familiares por toda força e carinho.

Aos meus orientadores, Professor Dr. Edson Fontes de Oliveira e Professora Dr.<sup>a</sup> Alessandra Furtado da Silva pela parceria na realização desse trabalho.

A Professora Dr.<sup>a</sup> Sirlei Bennemann pela generosidade e pelo empenho em contribuir com a realização dessa pesquisa tão desejada.

Agradeço aos amigos pelo apoio e união, em especial ao Cristian Marcucci pela disposição em se aventurar na coleta.

Também aos membros da banca pela disposição e contribuições dedicadas ao trabalho.

## RESUMO

DORNELLES, Fernanda N. Avaliação da contaminação de cádmio e chumbo em águas, sedimentos e peixes. Estudo de caso: rio Apucarantina na Terra Indígena Apucarana - PR. 2013. 48 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2013.

A Terra Indígena (T.I.) Apucarana, localizada no norte do estado do Paraná, enfrenta em seu território os impactos ambientais decorrentes do represamento do rio Apucarantina, com a construção do reservatório de Fiú para geração de energia elétrica. A bacia de drenagem do reservatório abrange áreas urbanas e rurais fora dos limites da T.I. A qualidade ambiental do reservatório tem sido questionada e uma das necessidades prioritárias consiste na avaliação dos níveis de elementos traço em peixes rotineiramente consumidos pelos indígenas, visto que esses elementos apresentam riscos associados ao seu potencial tóxico e bioacumulativo. Neste estudo realizou-se uma avaliação preliminar da concentração de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em amostras de água e sedimento coletadas no reservatório de Fiú; e no fígado e musculatura de amostras de peixes da espécie *Astyanax altiparanae* provenientes de trechos do rio Apucarantina. A determinação dos elementos nas amostras de água foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (FAAS - *Flame Atomic Absorption Spectrometry*). Nas amostras de sedimento, fígado e musculatura dos peixes a determinação foi analisada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica em Forno de Grafite (ETAAS - *Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry*). A Análise em água apresentou níveis de Cd e Pb abaixo do limite de detecção da técnica utilizada. A concentração média de Cd e Pb em sedimento se apresentou abaixo do nível estabelecido pela Resolução CONAMA nº 334/2004, em que a probabilidade de efeitos adversos à biota é baixa. Na amostra de peixe, o Cd apresentou maior acúmulo no fígado do que na musculatura, enquanto que para o Pb, o maior acúmulo se apresentou na musculatura, inclusive a concentração média encontrada apresenta-se em torno de cinco vezes o limite permissível em peixe e produtos de peixe, segundo a Portaria nº 685/1998 da Secretária de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde (SVS-MS). Esses resultados são preocupantes já que a ingestão de alimentos contaminados com esses elementos carece de maiores investigações.

**Palavras-chave:** Terra Indígena Apucarana. Rio Apucarantina. Contaminação. Cádmio. Chumbo.

## ABSTRACT

DORNELLES, Fernanda N. Valuation of cadmio and lead contamination in waters, sediments and fishes. Study of case: Apucarantina River on the Apucarana Indigene Land, PR. 2013. 48 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2013.

The Apucarana Indigene Land (T.I.), localized on northern of Parana state, face the situation in its territories about the environmental impacts resulting from the restraining Apucarantina river, with the Fiú reservoir building for the electric power generation. The drainage basin of the reservoir covers urban and rural areas outside the boundaries of T.I. The environmental quality of the reservoir has been questioned and a priority needs is to assess the levels of trace elements in fish routinely consumed by Indians, as these items shows hazards associated with toxic and bioaccumulative potential. In this study we carried out a preliminary assessment of the concentration of cadmium (Cd) and lead (Pb) in water and sediment samples collected in the Fiú reservoir, and the liver and muscle samples of fish species *Astyanax altiparanae* from stretches of the river Apucarantina. The determination of the elements in the water samples was performed in Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (FAAS). The Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry (ETAAS) was used for the sediment samples, liver and muscle of fish. The results have showed water levels for Cd and Pb below the detection limit of the technique. The average concentration for Cd and Pb in sediments has presented below the level established by CONAMA Resolution No. 334/2004, where the probability is low for adverse effects to biota. In the fish sample, Cd showed higher accumulation in the liver than in muscle, whereas the greatest accumulation for Pb was found in the muscle, where the concentration found was around five times the allowed limit in fish and fish products, according to Decree No. 685/1998 of the Secretary of Health Surveillance of the Brazilian Ministry of Health. These results are worrying as the ingestion of food contaminated with these elements needs further investigations.

**Keywords:** Apucarana Indigene Land. Apucarantina river. Contamination. Cadmium. Lead.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	8
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	11
2.1 GERAL .....	11
2.2 ESPECÍFICOS .....	11
<b>3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	12
3.1 CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL .....	12
3.1.1 Contaminação por elementos traço .....	13
3.1.2 Elementos traço e o meio aquático .....	15
3.2 TOXICOLOGIA AMBIENTAL E ECOTOXICOLOGIA .....	17
3.2.1 Toxicidade do cádmio e do chumbo .....	19
3.3 SAÚDE AMBIENTAL .....	20
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	23
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	23
4.1.1 Terra Indígena Apucarana .....	23
4.1.2 Vulnerabilidade da Terra Indígena Apucarana .....	24
4.2 COLETA E ARMAZENAMENTO DAS AMOSTRAS .....	26
4.2.1 Água .....	28
4.2.2 Sedimento .....	29
4.2.3 Peixes .....	30
4.3.1 Água .....	31
4.3.2 Sedimento .....	31
4.3.3 Peixes .....	32
4.4 ANÁLISE DE CÁDMIO E CHUMBO NAS AMOSTRAS .....	33
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	35
5.1 Água .....	35
5.2 Sedimento .....	35
5.3 Peixes .....	38
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	43
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	45

## 1 INTRODUÇÃO

De maneira geral, toda a atividade humana envolve a alteração do meio natural, que por sua vez, está associada a alguma forma de perturbação dos processos metabólicos estabelecidos dentro de um ecossistema. Segundo Margalef (1983) essa perturbação ganha espaço nas vias metabólicas e mecanismos de transporte, mesmo não sendo ainda uma condição evolutivamente assimilada. Esse processo ocorre pela atuação de elementos, isótopos ou compostos químicos que ao passo que apresentam compatibilidade com moléculas vitais infiltram-se nas estruturas orgânicas, mesmo não revelando afinidade com o sistema biológico como um todo.

Mesmo assim, frente ao estranhamento inicial de um organismo diante de uma substância desconhecida, é possível que ocorram adaptações, as quais tornam as respostas biológicas e ecológicas diversificadas e imprevisíveis. Segundo Odum e Barret (2007), há casos em que os organismos não possuem história coevolutiva de adaptação e a menos que essas fontes de perturbações sejam reduzidas ou eliminadas, a saúde dos organismos e ecossistemas estará em risco.

Nesse contexto, torna-se fundamental o entendimento dos processos de geração, de transporte e transformação, bem como os efeitos e os destinos finais dos possíveis contaminantes químicos que vêm sendo continuamente incorporados aos ecossistemas terrestres e aquáticos por ações antrópicas (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). Um exemplo preocupante são os metais pesados ou de forma mais conceitualmente indicada, os chamados elementos traço.

São elementos que de um modo geral encontram-se em pequenas concentrações na natureza, alguns inclusive participando de funções vitais em organismos vivos. Todavia apresentam um limiar apropriado abaixo do qual apresentam riscos ao meio natural e aos organismos, sendo que alguns em particular não apresentam função biológica (ESTEVES, 1998) e despertam a atenção quanto ao seu efeito tóxico e bioacumulativo.

A mobilidade desses agentes tóxicos no meio aquático e o fato de não serem biodegradáveis, tem direcionado os estudos que avaliam a sua capacidade de acumulação nos compartimentos aquáticos, sobretudo na biota e ao longo da



cadeia alimentar. A ecotoxicologia de maneira geral estuda o comportamento dessas substâncias na dinâmica dos ecossistemas, enquanto a toxicologia ambiental investiga os possíveis efeitos adversos aos seres humanos (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Com o intuito de dimensionar a extensão dos efeitos promovidos por esses agentes tóxicos, ampliou-se a investigação de processos ecotoxicológicos, entre eles, a bioacumulação, que segundo Azevedo e Chasin (2003) corresponde à concentração de compostos químicos nos tecidos e órgãos dos organismos vivos em sua interação com o meio, considerando todas as vias e rotas de exposição. Na biota a concentração das substâncias é determinada pelo equilíbrio entre absorção, transformação e excreção, o que depende da substância e do próprio organismo.

Outro processo que tem sido analisado é a biomagnificação, correspondente ao gradual aumento da concentração destes resíduos ao longo das cadeias alimentares. Como o homem é um organismo tipicamente do topo de cadeia trófica, a preocupação é que ele possa ser potencialmente o ponto final de um processo biomagnificador, por exemplo, por elementos traço.

Populações tradicionais que estão intimamente próximas ao meio natural e que dele provêm sua subsistência, apresentam grande vulnerabilidade às transformações geradas pelos processos poluidores atuais. Um caso aplicável e complexo são as comunidades indígenas, que historicamente e culturalmente praticam a atividade da pesca, ficando totalmente vulneráveis aos parâmetros de qualidade da água dos rios que passam por suas Terras, podendo a mesma estar susceptível à contaminação antrópica ao longo da bacia hidrográfica.

As discussões em torno da saúde ambiental envolvem tanto a ampliação do conceito de saúde coletiva, como da “saúde” dos territórios. Segundo Golveia (1999), os processos saúde-doença sempre estiveram ligados às condições do meio ambiente, embora muitas vezes no campo científico essa ligação fosse negligenciada. Hoje retomam-se os esforços em torno da construção de uma saúde coletiva, seja nos aglomerados urbanos, no campo e nas florestas, reconhecendo os determinantes sócio-ambientais que permeiam os processos saúde-doença, e a sua relação com o modelo econômico e desenvolvimentista vigente.

A ampliação do conceito da saúde ambiental reconhece além do bem estar físico e mental, o direito à Terra, à cultura e às tradições (PORTO; PACHECO, 2009). É diante dessas discussões e esforços que solidifica-se a vertentes científica

e política da “justiça ambiental”, a qual busca assegurar o direito ao acesso justo e equitativo, direto e indireto, aos recursos ambientais do país; bem como garantir que nenhum grupo social, racial ou étnico suporte parcelas desproporcionais das consequências ambientais negativas oriundas do modelo econômico atual.

Portanto, o presente estudo se justifica primeiramente pela vulnerabilidade a que comunidades indígenas, que possuem uma relação sociocultural específica com o meio natural (o que inclui a sua subsistência) estão sujeitas ao longo dos anos diante dos processos de desenvolvimento no país. As formas de contaminação resultantes das atividades produtivas abrangem todos os constituintes da biosfera e se comporta de forma difusa e dispersa espacialmente. Avaliar a dinâmica dos elementos químicos manipulados pelo homem, nos ecossistemas é fundamental para estabelecer critérios de controle, monitoramento e manejo, visando à integridade dos organismos vivos e seus ambientes naturais.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

Avaliar a contaminação de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) presente na água, no sedimento e em peixes coletados no rio Apucarantina, sendo os últimos, parte da dieta alimentar da comunidade da Terra Indígena Apucarana.

### 2.2 ESPECÍFICOS

- Analisar a concentração de Cd e Pb presente na água e no sedimento, coletados no Reservatório de Fiú (Rio Apucarantina);
- Analisar a concentração de Cd e Pb presente no fígado e na musculatura de exemplares da espécie de peixe *Astyanax altiparanae*, provenientes do rio Apucarantina, comumente consumido pelos indígenas.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

Praticamente toda atividade humana constitui-se como fonte potencial de contaminação aos ambientes aquáticos e terrestres. Algumas fontes são passíveis de determinação no espaço e no tempo, as chamadas fontes pontuais. Já as fontes não pontuais, devido ao seu caráter difuso, dificultam a precisão de seu aporte nos ambientes naturais (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006; NHAMUNDO, 2007).

As pontuais quando em grandes concentrações e misturadas nos aglomerados urbanos e industriais, passam a se comportar como fontes difusas. Essa mistura de fontes poluentes também intensifica a complexidade tóxica desse material e, conseqüentemente, dificulta seu manejo (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

De maneira geral, toda contaminação é uma perturbação em um mecanismo de transporte ainda não assimilada evolutivamente. As mudanças percebidas como contaminação são inevitáveis em qualquer processo de mudança e evolução dentro de um ecossistema, interferindo nas vias metabólicas naturais, fato particularmente aplicável aos sistemas humanos. Trata-se de elementos, isótopos ou compostos químicos que não participaram da evolução de alguns ou de todos os organismos de um ecossistema e cujos efeitos não foram neutralizados por específicas adaptações evolutivas (MARGALEF, 1983).

Ao passo que apresentam compatibilidade com algumas moléculas vitais, a ponto de se infiltrar nas estruturas orgânicas, também não apresentam afinidade com o sistema biológico como um todo e acabam perturbando o seu funcionamento. Mesmo diante do estranhamento do primeiro contato de um organismo a uma certa substância (isso se aplica às espécies), é possível sua adaptação com o passar do tempo, embora em outro local essa substância pode estar se comportando como contaminante. Portanto, as respostas dos ecossistemas às diversas formas de contaminantes constituem-se uma ampla discussão ecológica e evolutiva (MARGALEF, 1983).

Por mais intensa que seja o grau de contaminação ambiental, é raro encontrar ambientes naturais completamente desprovidos de espécies, principalmente devido à elevada variabilidade genética natural das populações. Uma parcela da população tenderá a apresentar certa tolerância ou adaptação ao poluente, sendo mais provável a permanência de uma gama mais restrita de espécies, o que é comumente observado em locais com intensa intervenção antrópica (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

Begon, Townsend e Harper (2006) citam a perda de espécies, muitas vezes como primeiro indicativo de um nível considerável de poluição, sendo as mudanças na riqueza de espécies em lagos, rios ou áreas terrestres ferramentas de avaliação da intensidade da possível contaminação. Póvoa, Silva e Silva (2006) cita a relação entre as populações e a integridade ecológica total de um ecossistema, visto que “cada tipo de organismo apresenta seu limite de tolerância a contaminantes”. A perda de espécies mais sensíveis e o predomínio das mais tolerantes é um indicativo de contaminação.

Para Odum e Barret (2007), os ecossistemas têm capacidade de responder a eventuais perturbações antrópicas. No caso de perturbações crônicas (continuadas) os efeitos são mais prolongados, especialmente no caso de substâncias químicas provenientes dos processos produtivos industriais, expressivamente alheias aos processos naturais e vitais do ambiente. Nesses casos os organismos não possuem história coevolutiva de adaptação e a menos que essas fontes de perturbações sejam reduzidas ou eliminadas, a saúde dos ecossistemas e seres humanos estará em risco.

### 3.1.1 Contaminação por elementos traço

Um número restrito, dentre as várias substâncias químicas registradas na literatura, possuem seus efeitos tóxicos reconhecidos. É de grande importância o entendimento dos processos de geração, transporte e transformação, bem como os efeitos (respostas biológicas) e os destinos finais (acumulação nos compartimentos do ecossistema, órgãos e fluidos específicos da biota, etc.) dos possíveis

contaminantes químicos que vêm sendo continuamente incorporados aos ecossistemas terrestres e aquáticos. Essas informações são muito difíceis de serem obtidas, tendo em vista que esses processos biogeoquímicos na natureza são bem mais imprevisíveis, dificilmente atingindo o equilíbrio típico de ensaios controlados em laboratório (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Segundo Azevedo e Chasin (2003), a mobilidade destes agentes químicos se dá entre os diferentes compartimentos do meio ambiente (ar, água, superfície terrestre e organismos vivos) e as propriedades físico-químicas, tanto dos agentes químicos quanto do meio, determinam suas rotas. Conhecendo estas propriedades podemos prever a formação dos complexos entre os agentes químicos e os compartimentos (GALVÃO et al., 2009).

Azevedo e Chasin (2003) afirmam que esse transporte se deve aos fatores bióticos e abióticos, e que a estabilidade destes agentes está relacionada à sua estrutura e às condições ambientais. Essas características também irão determinar a velocidade de degradação desses compostos no meio ambiente, por meio de diferentes processos químicos. Algumas substâncias particularmente resistentes à degradação química ou bioquímica apresentam meia-vida longa no solo, água, sedimento e na biota. Galvão et al. (2009) sugerem que os dados sobre a ecologia das espécies, como o hábito alimentar e uso do habitat, são fundamentais para se buscar os alvos (espécies) dos contaminantes no ambiente.

Os elementos traço pertencem a uma classe de elementos químicos que de um modo geral se encontram em pequenas concentrações na natureza, da ordem de partes por bilhão a partes por milhão (ESTEVES, 1998). Alguns deles participam de funções vitais nos organismos vivos, ainda que em pequenas concentrações, como o Zinco (Zn), Manganês (Mn), Cobre (Cu), Cobalto (Co), entre outros. Elementos como o Mercúrio (Hg), Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd) não possuem função biológica conhecida e mesmo os que a possuem, apresentam um limite a partir do qual geram efeitos tóxicos aos organismos vivos (ESTEVES, 1998; MORAES; JORDÃO, 2002; PORTO; ETHUR, 2009; FERREIRA; HORTA; CUNHA, 2010). Entre os mais alarmantes quanto aos seus riscos ambientais em razão de seu amplo uso e dispersão, temos o Pb (BAIRD, 2002) e o Cd (BAIRD, 2002; WHO, 1992 apud GONÇALVES; GONÇALVES; FORNÉS, 2010).

Segundo Zagatto e Bertolletti (2006), ao se ligarem a átomos de carbono em um grupo orgânico, como o grupo metil ( $-\text{CH}_3$ ), os elementos traços originam os

chamados organometálicos. Os organometálicos neutros tendem a ser lipossolúveis, o que facilita sua mobilidade através das membranas biológicas, permanecendo intactos durante essa passagem e permitindo sua distribuição pelos sistemas celulares. Dentre os metais que se encontram na forma metilada, temos o Hg e o Pb. Este é um processo natural, responsável por grande parte da mobilidade ambiental de alguns elementos traços.

### 3.1.2 Elementos traço e o meio aquático

As vias naturais de aporte de elementos traço para os ambientes aquáticos se dão pela erosão do solo rico nesses elementos e pelo intemperismo de rochas (ESTEVES, 1998; NHAMUNDO, 2007). Por outro lado, as atividades industriais, de mineração, resíduos e efluentes domésticos e as águas superficiais provenientes de áreas cultivadas com adubos químicos e defensivos agrícolas (os quais contêm os mais variados elementos traço, como o Cd, Hg, Pb, Cu, entre outros) têm contribuído para suas dispersões em corpos de água. A elevação de suas concentrações pela contribuição antropogênica se tornou uma das mais alarmantes formas de poluição ambiental (ESTEVES, 1998; MORAES; JORDÃO, 2002; FERREIRA; HORTA; CUNHA, 2010).

Nos ecossistemas aquáticos estes elementos podem ser encontrados sob a forma iônica, complexada (principalmente a moléculas orgânicas) e particulada (principalmente como componente de detritos e da biomassa), sendo seu transporte em rios realizado principalmente sob a forma diluída ou agregada ao material particulado em suspensão. No caso de rios com grande carga de rejeitos das atividades humanas predomina a forma dissolvida, já os lagos, devido ao seu caráter deposicional, revelam maior potencial de acúmulo desses elementos, colocando em risco a integridade desses ambientes e das populações que utilizam seus recursos (ESTEVES, 1998).

Hoje se têm um grande interesse ambiental sobre a ação química desses elementos. Por não apresentarem caráter biodegradável, permanecem em ciclos biogeoquímicos globais, nos quais as águas naturais são seus principais meio de

condução (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006), podendo-se acumular, sobretudo em sedimentos e na biota aquática em níveis elevados (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006; FERREIRA; HORTA; CUNHA, 2010; CARMO; ABESSA; NETO, 2011).

Seu caráter acumulativo em sedimentos tem estimulado investigações, analisando-o não apenas como um ambiente de deposição de elementos químicos, mas como um compartimento ativo e dinâmico que desempenha um papel fundamental na redistribuição desses elementos na cadeia trófica, através de processos de remobilização abióticos e/ou bióticos (JESUS et al., 2004; COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006; GALVÃO et al., 2009). Rocha, Pereira e Pádua (1985); Ferreira, Horta e Cunha (2010); Carmo, Abessa e Neto (2011) alertam para relatividade na obtenção de baixas concentrações desses elementos em água. Por exemplo, em condições anaeróbias há a formação de sais insolúveis e posterior precipitação e sedimentação.

Para López (2003), mesmo que as frações normalmente detectadas na biota sejam superiores às encontradas no meio físico, uma adequada avaliação do grau de contaminação deve envolver tanto a análise do meio físico quanto da biota. Segundo Galvão et al. (2009), ao avaliarmos as concentrações desses compostos na biota, monitoramos seus níveis da fração biodisponível nos ecossistemas.

Organismos pertencentes ao topo da cadeia alimentar são comumente utilizados por possuírem intrínseca relação com toda a cadeia inferior, indicando respostas de efeitos crônicos, acumulativos e persistentes no nível de cadeia, além de efeitos diretos no nível do indivíduo (LINS et al., 2004).

A acumulação de elementos traço envolve sérios riscos à integridade dos organismos vivos e efeitos de toxicidade, carcinogenicidade e mutagenicidade ao longo da cadeia alimentar (CARMO; ABESSA; NETO, 2011). O ecossistema aquático e os sedimentos são os compartimentos de destaque nas análises ambientais no âmbito da ecotoxicologia (PÓVOA; SILVA; SILVA, 2006).



### 3.2 TOXICOLOGIA AMBIENTAL E ECOTOXICOLOGIA

A Toxicologia Ambiental e a Ecotoxicologia são vertentes científicas que procuram avaliar os efeitos adversos causados aos organismos vivos perante agentes tóxicos liberados no ambiente. A Ecotoxicologia de maneira geral estuda o comportamento dessas substâncias na dinâmica dos ecossistemas, enquanto a Toxicologia Ambiental abrange os possíveis efeitos adversos desses agentes aos seres humanos (AZEVEDO; CHASIN, 2003; STERNENSE, 2004 apud COSTA, 2008).

Na avaliação do risco à exposição de um toxicante, a disponibilidade química, ou seja, sua concentração na interação com os sistemas biológicos deve ser considerada. Para os elementos traço, a disponibilidade depende de sua espécie e das características do meio, como pH, potencial de oxi-redução na água e concentração de ligantes orgânicos e inorgânicos, aos quais o elemento pode se complexar ou se adsorver (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Para Baird (2002), essas interações como a complexação ou adsorção, dependentes das características do meio, podem remover satisfatoriamente alguns íons metálicos e eliminar sua atividade biológica potencial, interferindo em sua concentração no meio. Segundo Azevedo e Chasin (2003), a adsorção aos constituintes do solo, sedimento ou água favorece a persistência do componente nessa matriz. Quanto maior a disponibilidade do elemento, maior o potencial tóxico ou a bioacumulação da substância, conceituada como a rede de adsorção dessa substância pelos organismos vivos em sua interação com o meio, considerando todas as vias e rotas de exposição.

Póvoa, Silva e Silva (2006) se referem ao potencial tóxico de um elemento químico considerando não só suas propriedades físico-químicas, a magnitude da exposição e as vias de introdução, mas também a duração da exposição e a susceptibilidade dos organismos, estando esta última diretamente interligada aos processos toxicocinéticos e toxicodinâmicos.

Segundo Spacie et al. (1995) apud Zagatto e Bertoletti (2006), a quantidade total de um contaminante químico no organismo de um indivíduo é denominado resíduo corporal, enquanto a bioconcentração é conceituada como a razão entre a concentração de um resíduo químico no tecido animal e na água. Por outro lado, a

biomagnificação é o gradual aumento da concentração destes resíduos dentro da cadeia alimentar, processo acumulativo devido à dieta dos organismos.

Para um mesmo elemento traço haverá variações de concentração entre os níveis tróficos. Na biota, a concentração das substâncias é determinada pelo equilíbrio entre absorção, transformação e excreção, o que depende da substância e do organismo (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Segundo Virga, Geraldo e Santos (2007) os organismos vivos incorporam, regulam, bioacumulam, detoxificam e excretam esses elementos de maneiras diferentes, isso se deve tanto a fatores intrínsecos ao organismo em questão (tamanho, concentração do metal, sexo, dieta) como por fatores da localidade.

Em meio aquático, por exemplo, Margalef (1983) sugere que diferentes concentrações de elementos traços geram diferentes respostas dos organismos. Já em seres humanos, as diferentes respostas frente à incorporação de elementos traço podem estar associadas à idade, ao sexo (VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007), estado de saúde, genética e fatores antropométricos (MOREIRA; MOREIRA, 2004). De forma geral, o mecanismo da toxicidade desses contaminantes provém de sua forte afinidade com o enxofre, componente dos grupos sulfrídrica, os quais atuam nas atividades enzimáticas das reações metabólicas de importância crítica no corpo humano. A ligação resultante metal-enxofre afeta a enzima como um todo, desfavorecendo a saúde humana (BAIRD, 2002; VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007).

Em síntese, como expõem Póvoa, Silva e Silva (2006), a ecotoxicologia corrobora com as discussões em torno da degradação ambiental, da saúde pública e da preservação de recursos naturais. Dessa forma orienta análises que buscam a compreensão das respostas dos sistemas naturais à ação de inúmeros contaminantes, além de realizar a avaliação do risco ambiental, fundamentando as estratégias de proteção de gestão ambiental.

A toxicologia ambiental estuda o conceito de risco potencial, avaliando curvas dose x efeito e fontes nocivas à saúde e ao meio ambiente, capazes de provocar dano, doença ou morte para seres vivos quando em concentrações superiores àquelas que estes possam assimilar em condições normais (CALDAS, 1999).

### 3.2.1 Toxicidade do cádmio e do chumbo

Excluindo-se a exposição ocupacional, a ingestão por alimentos é umas das formas predominantes de incorporação dos elementos Cd (OKADA et al., 1997; CHASIN; CARDOSO, 2003) e Pb (OKADA et al, 1997; MOREIRA; MOREIRA, 2004) em organismos humanos. Segundo Okada et al. (1997), devido à sua elevada toxicidade, as autoridades sanitárias mundiais já promovem medidas de redução da concentração desses dois elementos nas indústrias alimentícias, mesmo em nível de traços, como medida preventiva voltada a saúde coletiva.

O Cd é um elemento de descoberta relativamente recente, sendo registrado pela primeira vez em 1817. Não possui função biológica alguma em animais, podendo ser altamente tóxico em níveis que excedam suas concentrações naturais no meio ambiente. O acréscimo de sua disponibilidade em meio natural provém de seu uso em atividades industriais, como a galvanoplastia, fabricação de ligas e baterias (PÓVOA; SILVA; SILVA, 2006; CARDOSO; CHASIN, 2001), bem como na agricultura, como constituinte de fertilizantes fosfatados (CHASIN; CARDOSO, 2003; PÓVOA; SILVA; SILVA, 2006; BIZARRO; MEURER; TATSCH, 2008).

Uma vez incorporado, o Cd absorvido se distribui pelo organismo, concentrando-se preferencialmente nos rins e fígado (CHASIN; CARDOSO, 2003). A exposição oral pode ocasionar danos no sistema hematológico, causando redução na absorção de ferro; debilidades no sistema esquelético, relacionadas à perda de cálcio, principalmente em indivíduos com alimentação deficiente; além de danos aos sistemas hepático e renal (ATSDR, 1997 apud CARDOSO; CHASIN, 2001). A absorção do Cd pelo organismo humano através da dieta varia de 3 a 8%, contudo, sua permanência no organismo é estimada em 30 anos (GOYER, 1996 apud AFONSO, 2009).

O Pb também não apresenta função biológica nos organismos vivos e seu uso data de milhares de anos, em diversas atividades industriais que intensificam sua liberação no meio natural (MOREIRA; MOREIRA, 2004). Uma vez liberado no ambiente, sua tendência é acumular de maneira bem mais expressiva que os demais elementos traço (PÓVOA; SILVA; SILVA, 2006).

Quanto ao Pb, após a sua incorporação no metabolismo humano, o mesmo pode ser encontrado no sangue, tecidos moles ou mineralizado. A absorção do

chumbo no trato gastrointestinal varia de 2% a 16%, mulheres grávidas e crianças absorvem 45% a 50% do chumbo presente na dieta. Sua toxicidade está associada, sobretudo aos sistemas nervoso e hematopoiético, estando também relacionada a problemas renais, cardiovasculares e na reprodução. Não existem evidências concretas da relação desse elemento com a carcinogenicidade em humanos (ATSDR, 1999; ATSDR, 1992 apud MOREIRA; MOREIRA, 2004).

Segundo Moreira e Moreira (2004) todos os órgãos e sistemas do organismo estão susceptíveis a toxicidade do Pb, devido à habilidade desse elemento em inibir ou imitar a ação do cálcio e de interagir com proteínas. Qualquer que seja a rota de exposição, os efeitos biológicos serão os mesmos, uma vez que há interferência no funcionamento normal da célula e em inúmeros processos fisiológicos.

### 3.3 SAÚDE AMBIENTAL

Segundo Azevedo e Chasin (2003), a percepção de que a sociedade contemporânea deve se remodelar a um “desenvolvimento sustentável”, inclui a percepção de fatores e situações ambientais, globais e locais, que impactam sobre a saúde da população. Essa conscientização coloca o ambiente como um dos elementos mais importantes no plano da saúde coletiva.

Segundo Golveia (1999), o conceito de “saúde ambiental” está relacionado aos agravos à saúde em decorrência de fatores físicos, químicos e biológicos mais diretamente relacionados com a poluição, o que atribui um caráter eminentemente ecológico ao processo saúde-doença. Até pouco tempo, predominava-se o distanciamento das concepções do processo saúde-doença do conceito de meio ambiente. A degradação desse meio trazia discussões de caráter ambientalista, sem ter a saúde como prioridade. Recentemente é que essas duas vertentes voltaram a convergir, em resposta ao agravo da degradação ambiental e seus efeitos diretos na saúde coletiva.

Moraes e Jordão (2002) entendem que as necessidades de saúde da população vão além daquelas que podem ser satisfeitas com a garantia de cobertura dos serviços de saúde. Sua dimensão pode ser estimada quando se examinam, por

exemplo, os níveis de contaminação hídrica, atmosférica, do solo, do subsolo e alimentar.

Para Freitas, Barcellos e Porto (2004), a discussão dos problemas referentes à saúde ambiental no Brasil evidencia a relação entre vários processos saúde-doença com determinantes de caráter sócio-ambiental, e o modelo de desenvolvimento predominante no país estabelece os espaços aonde se materializam as desigualdades sócio-ambientais. A condição de vulnerabilidade a qual algumas populações são expostas decorre dos projetos de desenvolvimento, empreendimentos econômicos e políticas públicas que são incapazes de legitimar o direito coletivo à cidadania, à saúde e a ambientes saudáveis.

Segundo Acserald (2010), a questão ambiental sempre esteve investida de dois sentidos distintos, o utilitário e o contracultural. A razão utilitária percebe o meio ambiente como provedor de recursos naturais, atribuindo-lhe um caráter de unicidade que descarta particularidades socioculturais. Assim, pressupõe-se um risco ambiental único, que seria a ruptura da providência de recursos energéticos e materiais, o que inviabilizaria a continuidade do sistema de produção e da urbanidade capitalista.

Segundo o autor supracitado, a vertente da contracultura considera o meio ambiente múltiplo em qualidades socioculturais. Por não haver ambiente sem sujeito, ele tem distintas significações e lógicas de uso conforme os padrões das distintas sociedades e culturas. Portanto, em nossa sociedade, tanto os benefícios como os riscos ambientais são diferenciados e desigualmente distribuídos. Para Cartier et al. (2009), o conceito de vulnerabilidade social no campo ambiental abre discussão para uma exposição diferenciada frente aos riscos, expondo as dificuldades adicionais que certas regiões, sociedades e populações enfrentam diante da degradação ambiental, inclusive quanto a sua previsão.

Para Azevedo e Chasin (2003), risco pode ser entendido como a probabilidade de ocorrência de um fato indesejado e/ou adverso à saúde humana ou ao meio ambiente. Seu gerenciamento possibilita avaliar e entender de que forma os indivíduos e comunidades podem ter possíveis perdas e vulnerabilidades associadas ao risco. O entendimento dos efeitos se configura em um necessário complexo processo científico, técnico, sócio-cultural, político e econômico.

Considerando que a injustiça social e a degradação ambiental têm a mesma raiz, haveria que se alterar o modo de distribuição – desigual – de poder sobre os recursos ambientais e retirar dos poderosos a capacidade de transferir os custos ambientais do desenvolvimento para os mais despossuídos. Donde a ação decorrente, visando combater a desigualdade ambiental, é dar igual proteção ambiental a todos os grupos sociais e étnicos (ACSERALD, 2010).

A Rede Brasileira de Justiça Ambiental (RBJA) define injustiça ambiental como o mecanismo pelo qual sociedades desiguais, do ponto de vista econômico e social, destinam a maior carga dos danos ambientais do desenvolvimento às populações de baixa renda, aos grupos sociais discriminados, aos povos étnicos tradicionais, aos bairros operários, às populações marginalizadas e vulneráveis (PORTO; PACHECO, 2009).

Os autores supracitados propõem uma ponte entre o mapeamento da injustiça ambiental no Brasil com a Vigilância em Saúde Ambiental numa perspectiva mais ampla, participativa e intersetorial. Diagnósticos ou estudos epidemiológicos, são fundamentais para dar visibilidade a muitos problemas de saúde enfrentados por parcelas da população, mas além da saúde básica, devem ser garantidos direitos humanos e culturais mais amplos necessários ao resgate da dignidade dessas populações atingidas, bem como recuperar a vitalidade dos ecossistemas dos quais os seres humanos como um todo dependem, em especial as populações tradicionais. Freitas e Porto (2006) propõem a relação direta da saúde das populações com uma visão mais ampla de saúde dos territórios, por meio de modelos de desenvolvimento que respeitem a integridade das populações e dos ecossistemas.

Os problemas oriundos da crise ambiental necessitam de visões amplas de análise, com a construção de múltiplos diálogos e decisões acertadas. As discussões científicas, decisões governamentais devem estar à luz da aprovação e participação popular, visto que as populações, principalmente as tradicionais e o meio natural em seu entorno são ditadas por múltiplos aspectos culturais, históricos, políticos e econômicos (QUEZADA et al., 2011).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

#### 4.1.1 Terra Indígena Apucarana

A Terra Indígena Apucarana (T.I. Apucarana) localiza-se em Tamarana (região metropolitana de Londrina), no norte do Estado do Paraná. Criada pelo Decreto Estadual nº. 6 de 05/07/1900, inicialmente com o nome de Posto Dr. Xavier da Silva e posteriormente renomeada para Posto Indígena Apucarana.

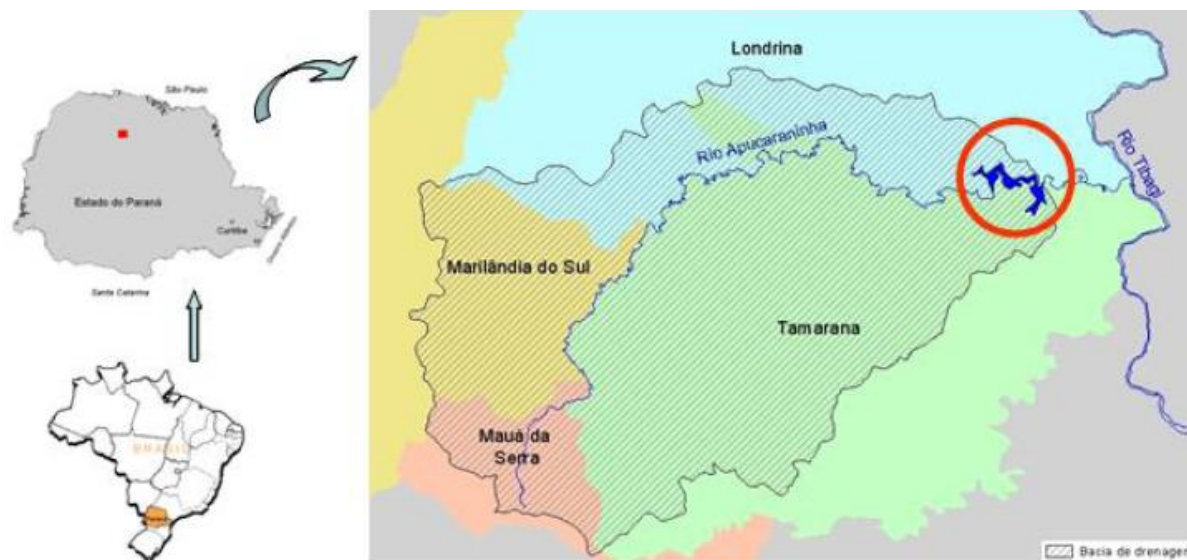
A T.I. Apucarana compreendia uma área de 80.000 ha. até o ano de 1949, quando foi drasticamente reduzida para 6.300 ha., como resultado de um “acordo” entre o Ministério da Agricultura e o Governo do Paraná. O critério justificado foi de 100 ha. para cada família e 500 ha. para a sede do Posto. Atualmente compreende uma área de aproximadamente 5.640 ha., portanto com supressão de 660 ha. (VIRGILIO; BARROS, 2007). Nesta área há dois núcleos habitacionais, aonde vivem aproximadamente 1.120 indígenas.

Localizada no baixo curso da Bacia do Tibagi, é uma área abundante em rios, sendo os principais o rio Apucarantina no limite norte, o Apucarana no limite sul e o rio Tibagi no limite leste (RODRIGUEZ et al., 2005).

Em 1958, pelo barramento do rio Apucarantina (RODRIGUEZ et al., 2005) e como parte da Usina Hidrelétrica de Apucarantina, formaram-se os reservatórios de Apucarantina e de Fiú. O reservatório de Fiú localiza-se a jusante do primeiro, tem maior porte e função de regularização da usina. A usina é operada pela Companhia Paranaense de Energia (COPEL) e localiza-se nos limites da T.I. Apucarana. Esse represamento produziu alterações físicas, químicas e biológicas em parte desse recurso hídrico.

A dimensão do reservatório de Fiú é de 2 Km<sup>2</sup> e sua bacia de drenagem, com aproximadamente 530 Km<sup>2</sup>, abrange parte dos municípios de Londrina,

Tamarana, Marilândia do Sul e Mauá da Serra (Figura 1). A agricultura é a atividade predominante na área da bacia, atingindo 60% do uso e ocupação do solo, o restante distribuiu-se em floresta (26%), campo (13%) e corpos de água e área urbanizada (1%) (KISHI; SILVA; RIBEIRO, 2005).



**Figura 1 - Localização do Reservatório de Fiú, bacia do rio Apucarantina.**

**Fonte: Kishi, Silva e Ribeiro, 2005.**

O rio Apucarantina está presente em extensa porção da T.I., sendo um recurso amplamente utilizado pelos indígenas. Muitos têm o costume de pescar para sua alimentação no reservatório de Fiú, principalmente mulheres e crianças, que em práticas culturais rotineiras passam o dia na beira do reservatório pescando. A espécie mais pescada pelas mulheres é o lambari *Astyanax altiparanae*, sendo igualmente a espécie mais consumida em relatos de indígenas abordados em Diagnóstico Socioambiental da T.I., realizado por equipe da Universidade Estadual de Londrina (UEL) de junho de 2010 a junho de 2011 (UEL, comunicação pessoal)<sup>1</sup>.

#### 4.1.2 Vulnerabilidade da Terra Indígena Apucarana

<sup>1</sup> Professora Dr.<sup>a</sup> Sirlei Bennemann do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da UEL.



O diagnóstico (2010/2011) mencionado revela aspectos de degradação e empobrecimento tanto no reservatório de Fiú quanto nos trechos a jusante que antecipam a usina de Apucarantina. Nas margens do reservatório há extensas porções com ausência de vegetação, o que diminui a oferta e a variedade de alimento alóctone aos peixes.

O diagnóstico registrou variação na composição de espécies quando comparada a dois estudos anteriormente realizados no rio Apucarantina (1995/1999 e 2001/2002), indicando que ao longo dos anos houve diminuição no número de espécies e na abundância de algumas populações. O consumo do lambari *Astyanax altiparanae* pode estar comprometido diante de indicativos de contaminação por elementos traço de outras duas espécies de peixes coletados no reservatório de Fiú no período de elaboração do diagnóstico (2010/2011), trazendo a necessidade de uma investigação da amplitude dessa contaminação.

Tommasino (2002) em seu estudo sobre a ecologia dos Kaingang da bacia do rio Tibagi, etnia e localidade a que pertence à T.I. Apucarana enfatiza a importância vital dos ecossistemas dos vales do rio Tibagi e de seus afluentes para a sobrevivência física e continuidade do patrimônio cultural desse povo. Mesmo diante dos processos integracionistas e da modernização introduzida nas reservas indígenas, os Kaingangs continuam pautando suas ações a partir dos princípios estruturais e simbólicos de sua cultura tradicional.

A piora na qualidade ambiental do rio Apucarantina somada a uma possível contaminação de origem antrópica, resultantes de atividades externas aos limites da T.I. (represamento do rio Apucarantina para geração de energia elétrica, monocultura predominante na área rural de Tamarana, bem como outros usos e ocupações do solo que correspondem ao modelo de desenvolvimento atual) merecem investigação e monitoramento como resposta ao direito de sobrevivência e dignidade da população indígena.

Os limites da contaminação ambiental tem se mostrado cada vez mais dinâmicos e os riscos envolvidos ultrapassam as discussões em torno da integridade dos recursos naturais necessários ao desenvolvimento humano. Ainda assim, quando se discutem as ameaças à biodiversidade e a saúde coletiva, pouco se pensa nos riscos que essa dinâmica imprevisível pode trazer às populações socialmente e ambientalmente vulneráveis, com características culturais e

ecológicas próprias e completamente dependentes da integridade do meio natural, como é o caso do povo indígena.

O modo de vida Kaingang, baseia-se em relações sociais e com a natureza muito específicas, de acordo com representações historicamente elaboradas que conferem sentido às suas práticas materiais e simbólicas (TOMMAZINO, 2002). A autora defende que as matas, os rios, os acidentes geográficos são parte do saber indígena. Os peixes e outros animais aquáticos são conhecidos e classificados, fazendo parte de um universo simbólico mais amplo que compõem o imaginário desse povo. Toda a prática da pesca, incluindo a distribuição e o consumo coletivo segue o universo das regras Kaingang, como parte de seu contexto sócio-cultural.

A necessária ampliação do conceito da saúde ambiental, como sugere Porto (2009), encontra como ponto de partida as mobilizações, conflitos e demandas levantadas por populações atingidas e movimentos sociais por justiça ambiental, construindo para a formação de uma vertente que vai além de processos pontuais de poluição e/ou carências no saneamento básico, pautando juntamente com o bem estar físico e mental, o direito a terra, a cultura e as tradições.

Lembrando que dentro do conceito da “justiça ambiental” tem-se como pressuposto que nenhum grupo social, de qualquer origem étnica, racial ou social deva arcar de forma desproporcional com os agravos na degradação ambiental resultantes dos projetos econômicos e desenvolvimentistas, incluindo decisões políticas federais, estaduais ou locais, ou ainda pela falta delas (RBJA, 2002 apud PORTO, 2009).

## 4.2 COLETA E ARMAZENAMENTO DAS AMOSTRAS

Inicialmente realizou-se a descontaminação prévia dos recipientes utilizados na coleta e armazenamento das amostras de água e sedimento de forma similar ao descrito por Cota, Rezende e Piovani (2006). Para tanto, foi realizada lavagem comum com detergente neutro, seguida de imersão por 48 horas em solução de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) a 30% (v/v) e enxágue por 3 vezes com água deionizada.

As coletas das amostras de água e de sedimento foram realizadas às 12 horas do dia 10 de setembro de 2012 no reservatório de Fiú, a montante da barragem do reservatório, em local de fácil acesso e de permanência rotineira dos indígenas como anteriormente comentado (Figura 2). Os procedimentos de coleta e armazenagem das amostras seguiram os critérios estabelecidos pela NBR 9898/1987 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.



**Figura 2 - Local de coleta das amostras de água e sedimento (Reservatório Fiú, bacia do rio Apucarantina).**

**Fonte: Autoria própria.**

A figura 3 ilustra os pontos aonde realizou-se a coleta das amostras de água e de sedimento. No dia da coleta a umidade do ar era baixa e a temperatura alta, com registro de mais de um mês e meio sem a ocorrência de precipitação pluviométrica na região.



**Figura 3 – Localização dos pontos de coleta das amostras de água e sedimento (Reservatório Fiú, bacia do rio Apucarantina).**

**Fonte: Google Earth, 2013.**

A amostra de peixes foi cedida pela comunidade indígena, devido a um momento de conflito interno na T.I., o que tornou imprópria a permanência de não-indígenas nos limites da mesma.

#### 4.2.1 Água

As coletas foram realizadas em dois pontos nas proximidades da margem do reservatório de Fiú, em dois a mais ou menos 15 metros da margem e em dois outros pontos a 30 metros da margem do reservatório. Em cada ponto coletou-se uma amostra de 1000 mL de água, mergulhando-se uma a garrafa de polietileno a uma profundidade aproximada de 30 cm da superfície (Figura 4).





**Figura 4 - Coleta da amostra de água em um dos pontos a aproximadamente 30 m da margem do reservatório de Fiú (Bacia do rio Apucarantina).**

**Fonte: Autoria própria.**

#### 4.2.2 Sedimento

Uma amostra de aproximadamente 500 gramas de sedimento foi coletada a cerca de 15 metros da margem e outra a aproximadamente 30 metros da margem do reservatório. Para a tomada do material utilizou-se uma Draga de *Van Veen*. O material de cada ponto foi armazenado em sacos plásticos, tomando-se o devido cuidado para que apenas o material do centro da amostra fosse aproveitado, descartando o sedimento em contato com as paredes metálicas da draga (Figura 5). Após a coleta, as amostras foram congeladas.



**Figura 5 - Retirada da amostra de sedimento do interior da Draga de Van Veen no reservatório Fiú (Bacia do rio Apucarantina).**

**Fonte: Autoria própria.**

#### 4.2.3 Peixes

A amostra de peixes foi coletada pelos próprios moradores que costumam pescar e distribuir os peixes para a alimentação dos demais indígenas. Sendo assim a coleta da amostra não seguiu um critério definido, mas reproduziu a retirada de material proveniente do rio Apucarantina para o consumo da comunidade. A amostra foi coletada utilizando-se tarrafa, sendo posteriormente congelada.

### 4.3 PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS PARA ANÁLISE

Os recipientes, utensílios e vidraria utilizados para o tratamento das amostras de sedimento e peixes, também passaram por descontaminação prévia de forma similar ao descrito por Cota, Rezende e Piovani (2006). Com exceção dos utensílios de aço inoxidável, os quais receberam apenas lavagem comum e enxágue com água deionizada por 3 vezes.

O tratamento das amostras foi realizado no Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada (LETA) da UTFPR – Câmpus Londrina, com exceção do tratamento ácido das amostras que foi realizada no Laboratório de Ecofisiologia Animal (LEFA 1), da Universidade Estadual de Londrina (UEL).

#### 4.3.1 Água

Imediatamente após a coleta, as amostras foram filtradas em membrana filtrante de porosidade de 45  $\mu\text{m}$  com o auxílio de um filtrador de bomba a vácuo. Por fim as amostras foram acidificadas com  $\text{pH} < 2$ , com a adição de 2 ml de  $\text{HNO}_3$  65% em cada amostra e submetidas à refrigeração até posterior análise.

#### 4.3.2 Sedimento

Na preparação para análise, as amostras de sedimento foram descongeladas em estufa a 25  $^{\circ}\text{C}$  devido à baixa temperatura ambiente e levadas em estufa a 60  $^{\circ}\text{C}$  por aproximadamente 72 horas, similar ao processo realizado por Carmo, Abessa e Neto (2011).

Após a secagem realizou-se a maceração das amostras com auxílio de cadinho e pistilo, seguida de peneiramento, em peneira de aço inoxidável com abertura de 75  $\mu\text{m}$ . Esse procedimento foi adotado com intuito de homogeneizar a

distribuição do Cd e Pb em toda a amostra, em razão das frações mais finas apresentarem as maiores concentrações de elementos traço no material sedimentado (JESUS et al., 2004; FIEDLER, 1995 apud COTTA; REZENDE, PIOVANI, 2006).

As amostras de sedimento foram tratadas com ácido clorídrico (HCl) 0,1 M, seguindo a metodologia proposta por Mozeto (2000). Para cada amostra da margem e fundo do reservatório, pesou-se em torno de 1 g de sedimento em balança analítica, em triplicata, acrescentando-se 25 ml do ácido. A mistura permaneceu no agitador horizontal por 2 horas para realização da lixiviação, objetivando tornar disponíveis os possíveis elementos traço presentes nas amostras. Em seguida a solução foi filtrada em membrana de 8 µm para realização da análise.

#### 4.3.3 Peixes

No laboratório os peixes foram descongelados em temperatura ambiente, identificados e medidos com o auxílio de um ictiômetro. Foram retirados o fígado e uma porção de músculo da região dorsal de 15 indivíduos da espécie *Astyanax altiparanae* (Figura 6), com o uso de instrumentos cirúrgicos de aço inoxidável. Justifica-se a análise da musculatura, por ser a parte predominantemente consumida do animal, já a análise do fígado deve-se ao fato do mesmo ser um órgão-alvo para avaliação de acumulação de elementos traço (ROMÉO, 1999).





**Figura 6 – Indivíduo da espécie *Astyanax altiparanae*.**

**Fonte: Castro e Casatti, 1997.**

Em seguida, fígados e músculos foram levados à estufa a 60 °C por 48 horas e posteriormente macerados com o auxílio de cadinho e pistilo. Assim como procedeu Carmo, Abessa e Neto (2011), devido à umidade ainda presente no material, o mesmo foi levado em estufa a 60 °C por mais 48 horas. Posteriormente foram peneirados separadamente, em peneira de aço inoxidável com abertura de 75 µm, para homogeneização do material.

Realizou-se o tratamento ácido das amostras de fígado e músculo com NH<sub>3</sub> 5 M, 1:5 (m/v), baseado na metodologia descrita por Alves e Wood (2006). Para a amostra de fígado pesou-se 61 mg em balança analítica, acrescentados 305 µL de NH<sub>3</sub> e para amostra da musculatura pesou-se 106 mg acrescentando 530 µL do ácido, permaneceram por 48 horas na estufa a 60 °C para posterior análise.

#### 4.4 ANÁLISE DE CÁDMIO E CHUMBO NAS AMOSTRAS

A determinação da concentração de Cd e Pb nas amostras de água foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (*FAAS - Flame Atomic Absorption Spectrometry*) marca *Thermo Scientific*, modelo Solaar S4, no Laboratório de Pesquisa Multiusuário A302 da UTFPR – Câmpus Londrina, com corretor de fundo com lâmpada de deutério.

A determinação da concentração de Cd e Pb nas amostras de sedimento e peixe foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica em Forno de Grafite (*ET AAS - Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry*) marca *PerkinElmer*, modelo *A Analyst 700*, no LEFA 1 da UEL, também com corretor de fundo com lâmpada de deutério.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Água

As amostras de água dos seis pontos apresentaram as concentrações de Cd e Pb abaixo do limite de detecção do *FAAS*. As amostras de água não puderam ser novamente analisadas, desta vez no *ET AAS*, devido a problemas técnicos (validade da amostra) no período em que foi firmada a parceria com a UEL.

Normalmente as concentrações encontradas na água são inferiores as encontradas no sedimento e na biota. Rocha, Pereira e Pádua (1985) ao analisar elementos traço presentes na água da Represa Billings (SP) registraram concentrações próximas aos limites permissíveis à vida aquática e em níveis sempre mais baixos dos encontrados na análise do pescado. Para a mesma área de estudo em 1973, concentrações mais apreciáveis desses elementos em sedimento haviam sido detectadas, constatação corroborada em 1979.

### 5.2 Sedimento

A tabela 1 apresenta os resultados obtidos no presente estudo das concentrações (mg/kg) de Cd e Pb nas amostras de sedimento coletadas a aproximadamente 15 metros distante da margem e nas amostras coletadas mais ao centro do reservatório de Fiú (aproximadamente 30 metros da margem).

**Tabela 1 – Concentrações de Cd e Pb (mg/kg) encontradas nas amostras de sedimento coletadas no Reservatório de Fiú (Bacia do rio Apucarantina) (média e desvio padrão da triplicata da amostra).**

Elemento	Locais		
	15 m da margem	30 m da margem	N <sub>1</sub> *
Cd	0,29 ±0,03	0,25 ±0,01	0,6
Pb	5,59 ±1,1	3,62 ±0,82	35

\* Nível 1: Limiar (mg/kg) abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, segundo a Resolução do CONAMA nº 334 de 2004.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 344 de 2004 (CONAMA, 2004) corresponde ao único documento legal brasileiro referente à qualidade ambiental de sedimentos aquáticos. O referido documento estabelece as concentrações de contaminantes inorgânicos a partir das quais se prevê baixa (Nível 1) ou alta (Nível 2) probabilidade de efeitos adversos à biota. Para ambos os elementos analisados no presente estudo, os valores encontrados estão abaixo dos níveis legalmente estabelecidos.

As concentrações do elemento Pb detectadas nas amostras de sedimento foram superiores às concentrações de Cd, dado similarmente encontrado por Belluta et al. (2008); Bevilacqua, Silva e Masini (2009); Souza, Fadini e Pereira-Filho (2009); Bonai et al. (2009); Belo, Quináia e Pletsch (2010).

A concentração de Cd não variou entre a amostra de sedimento coletada a aproximadamente 15 m da margem e a amostra coletada a mais ou menos 30 m da margem do reservatório, porém a concentração de Pb se mostrou um pouco maior na amostra coletada próxima a margem quando comparada a mostra coletada mais ao centro do reservatório.

Quanto à distribuição dos elementos traço ao longo de uma área, Santos et al. (2003) mapeou o padrão de distribuição de alguns elementos em sedimentos superficiais na Lagoa Mirim (RS), concluindo que alguns assemelham-se no seu comportamento distributivo, enquanto outros apresentam comportamento peculiar. Para o elemento Pb, as concentrações de sua distribuição ao longo da Lagoa foram dependentes do pH e da composição mineral do sedimento, já o Cd apresentou comportamento indeterminado, distribuindo-se igualmente ao longo da Lagoa.

O Relatório Ambiental realizado pela COPEL referente à Usina Hidrelétrica de Apucarantina (COPEL, 1999) pontuou as atividades desenvolvidas no entorno do reservatório de Fiú. Além das práticas agropecuárias na área do reservatório, a

montante do mesmo e em ambas as margens do rio Apucarantina, dois empreendimentos foram relatados, o lixão de Tamarana e uma fábrica de papel, papelão e celulose.

Santana e Barroncas (2007) em seu estudo na Bacia do Tarumã – Açu (AM) obtiveram concentrações (mg/kg) do elemento Pb acima dos valores recomendados legalmente, variando de 47 a 421 nos diferentes pontos amostrados. Outro fato observado foi que as maiores concentrações dos elementos se deram em pontos coletados na área de influência de um aterro sanitário. Rietzler, Fonseca e Lopes (2001) ao monitorar os teores de elementos traço na Bacia da Pampulha (MG) também encontraram maiores concentrações de Pb e Cd em água de um Córrego próximo aonde está situado o aterro sanitário de Belo Horizonte.

A mistura de resíduos plásticos, metais e orgânicos acarreta na formação de um chorume rico em elementos traço (OYGARD et al., 2004 apud SANTANA; BARRONCAS, 2007). Jesus et al (2004) cita como fonte de Pb para o meio ambiente as pilhas presentes nos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros sanitários. Castro-González et al. (2008) apud Lopes (2009) cita o chorume de resíduos sólidos municipais como importantes fonte de Cd para os corpos d'água, além dos fertilizantes agrícolas e o seu carreamento (CASTRO-GONZÁLEZ et al., 2008 apud LOPES, 2009; CHASIN; CARDOSO, 2003; PÓVOA; SILVA; SILVA, 2006; BIZARRO; MEURER; TATSCH, 2008).

Jesus et al (2004) cita o Pb como componente do efluente gerado na atividade de produção de papel, celulose e produtos de papel. A presença desses empreendimentos merece maior investigação, visto que já se passaram mais de dez anos da realização do Relatório Ambiental referente à Usina Hidrelétrica de Apucarantina (COPEL, 1999). Em Relatório referente à disposição final dos resíduos sólidos no Paraná realizado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2012), a informação que consta para a cidade de Tamarana é que a mesma ainda dispõe seus resíduos sólidos em um lixão, sendo pouco provável a mudança desse local até a data do relatório supracitado.

### 5.3 Peixes

Quando presentes nos corpos hídricos, os elementos traço atingem facilmente os peixes devido a sua mobilidade ao longo da cadeia alimentar aquática ou tendo como importante sítio de captação o epitélio das brânquias, concentrando-se em músculos e vísceras abdominais, como fígado, rins e trato gastrointestinal (BJERREGAARD; ANDERSEN, 2007 apud PORTO; ETHUR, 2009).

Segundo Walker (2001) apud Azevedo e Chasin (2003) alguns fatores ambientais interferem na fisiologia de um organismo e afetam sua atividade de absorção, como por exemplo, peixes em águas pobres em oxigênio dissolvido tendem a aumentar o volume de água filtrada pelas brânquias para atingir sua demanda respiratória, portanto haverá maior oferta de água contaminada passando pelas brânquias e maior absorção do contaminante.

Na tabela 2 estão especificadas as concentrações médias (mg/kg) encontradas no fígado e na musculatura da espécie *Astyanax altiparanae*. Os níveis de Pb detectados, tanto no fígado como na musculatura, foram superiores aos níveis de Cd. Inclusive o nível de Pb detectado na musculatura apresenta-se acima do limite legalmente permissível para peixes e produtos de pesca segundo a Portaria nº 685 de 1998 da Secretária de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde (BRASIL, 1998).

**Tabela 2 – Média das concentrações de Cd e Pb (mg/kg) encontradas nas amostras de peixes no Reservatório de Fiú (Bacia do rio Apucarantina).**

Elemento	Fígado	Musculatura	SVS*
Cd	0,05	0,001	1,0
Pb	0,19	10,17	2,0

\* Portaria nº 685/1998 segundo a Secretaria de Vigilância Sanitária – Ministério da Saúde (SVS/MS), que estabelece o limite máximo (mg/kg) de tolerância para contaminantes inorgânicos em peixes e produtos de pesca.

Como parte dos resultados apresentados no Diagnóstico de 2011 realizado pela UEL, tem-se a detecção de concentrações (mg/kg) de Cd e Pb acima do limite legalmente estabelecido em amostra de musculatura da espécie *Geophagus aff. brasiliensis*, bem como de Pb em amostra da espécie *Rhamdia quelen*, ambas coletadas no reservatório de Fiú.

Em concordância com os resultados do presente trabalho, alguns autores também encontraram maiores níveis de Pb em relação ao Cd ao analisarem a acumulação desses elementos em peixes. Teles (2008), ao avaliar a musculatura de peixes de interesse comercial do rio Caiapó (GO), obteve concentração (mg/kg) de 1,83 para Pb, enquanto que para o Cd a concentração esteve abaixo do limite de detecção.

Filho (2001) ao analisar a musculatura da espécie *Mugil brasilienses* (Tainha) obteve a concentração (mg/kg) de 0,12 para o Cd e 1,09 para o Pb. Na espécie *Centropomus undecimalis* (Robalo) a concentração (mg/kg) de Cd e Pb encontrada foi de 0,11 e 0,99, respectivamente. Santos (2011) também analisou a concentração (mg/kg) de Cd e Pb na musculatura dessas duas espécies, obtendo para a espécie de tainha valores de 0,014 a 0,79 e de 0,01 a 0,81, respectivamente. Em robalos as concentrações (mg/kg) variaram de 0,073 a 0,075 para Cd e de 0,01 a 0,81 para o Pb.

Porto e Ethur (2009) em suas análises da concentração de elementos traço em vísceras abdominais (fígado, trato intestinal) de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã (RS), registraram concentrações de Cd acima dos limites legalmente indicados pela Organização Mundial de Saúde em três diferentes famílias de peixes. Os autores sugerem que essa análise em razão das vísceras abdominais serem conhecidos sítios de acumulação de elementos traço.

Segundo Rocha, Pereira e Pádua (1985), a musculatura é a parte de maior aproveitamento como alimento, mas em se tratando de peixes de porte pequeno, no momento do consumo, muitas vezes a evisceração é incompleta e juntamente com a musculatura partes do trato digestivo contaminado é ingerido. Ao analisar os produtos de pesca na Represa Billings (SP), os autores supracitados encontraram concentrações de Cd e Pb um pouco mais altas nas vísceras que na musculatura. Para seis diferentes espécies de peixes estudadas (traíra, tilápia, carpa, acará, mandi e lambari) a concentração de Cd (mg/kg) variou de 0,02 a 0,5 nas vísceras e 0,01 a 0,1 na musculatura, enquanto a concentração de Pb (mg/kg) nas vísceras variou de 0,25 a 11,4 e na musculatura de 0,24 a 0,94.

Afonso (2009) em sua análise dos produtos de pesca da Costa Portuguesa, verificou valores para Cd (mg/kg) entre 0,001 e 0,025 na musculatura e 0,05 e 6,27 no fígado. Para o Pb, a concentração (mg/kg) na musculatura variou de 0,01 a 0,08 e de 0,001 a 0,23 no fígado. Roméo et al. (1999) registraram acumulação de Cd

mais expressiva no fígado em comparação à musculatura, em quatro diferentes espécies monitoradas na Costa Maurítania (África), assim como Andreas et al. (2000) ao monitorarem quatro espécies do rio Lot (França).

Segundo Matsuo e Val (2007), a bioacumulação de elementos traço em peixes através da dieta alimentar pode ocorrer em altas taxas, sem levar os indivíduos necessariamente à morte. Ao expor uma espécie de peixe de valor comercial, nativa da Amazônia (tambaqui, *Colossoma macropomum*) a dietas enriquecidas com Cd, o autor evidenciou maior acúmulo desse elemento no fígado do que na musculatura do animal e, além disso, a concentração de Cd nos tecidos amostrados aumentou ao longo do tempo de exposição.

Ao final da exposição, Matsuo e Val (2007) obtiveram concentração máxima de 3 (mg/kg) no tecido muscular da espécie, enquanto na análise no fígado, órgão envolvido na desintoxicação do organismo, a concentração máxima obtida foi de 140 (mg/kg). Inclusive, ao comparar com dados referentes à acumulação de Cd em outras espécies de peixes de águas continentais, os autores verificaram que o tambaqui apresentava uma capacidade de acumulação em seus tecidos mais expressiva que as demais. Os autores atribuíram essa variação às diferentes dinâmicas metabólicas inerentes a cada espécie.

Os resultados obtidos no presente trabalho indicam maior acumulação do elemento Cd no fígado da espécie *Astyanax altiparanae* do que na musculatura. Já para o elemento Pb o resultado se mostra o inverso, com expressiva acumulação desse elemento na musculatura.

Afonso (2009) encontrou concentrações mais altas no fígado em relação à musculatura, tanto para o Cd como para o Pb em diversas espécies analisadas, diferindo em partes dos resultados encontrado para a espécie *Astyanax altiparanae*. Em contrapartida, a autora observou que a razão entre o teor de Cd no fígado e músculo se mostrou maior do que a verificada para o Pb, atribuindo essas diferenças aos distintos mecanismos que envolvem o sequestro dos elementos químicos no organismo do peixe.

O cádmio, uma vez absorvido, acumula-se no fígado devido à sua ligação neste órgão com as metalotioneínas (GAŠPIĆ et al., 2002), um tipo de proteína, de baixo peso molecular, que segundo várias hipóteses atua na estocagem, armazenamento e detoxificação de elementos traço, como o Cd (INÁCIO, 2006; HAMILTON; MEHRLE, 1986 apud ROMÉO et al., 1999). Quanto ao chumbo, não há



proteína de baixo peso molecular específica com a qual este elemento tenha grande afinidade. Assim, o chumbo absorvido é rapidamente distribuído por outros tecidos e órgãos, como ossos, rim e musculatura, não ocorrendo necessariamente sua acumulação no fígado (GAŠPIĆ et al., 2002).

A acumulação do Cd e do Pb nos peixes pode variar bastante e alguns fatores precisam ser considerados, como o nível de exposição, concentração do elemento no meio, comportamento e hábito alimentares, potencial de absorção, metabolização e eliminação inerente ao organismo. O que sugere que as diferenças verificadas no processo de assimilação e distribuição destes elementos traço são específicas da espécie (CELIK et al., 2004 apud AFONSO, 2009). Há ainda indicativos que ocorram respostas individuais dentro de uma mesma população ao processo de contaminação, às quais carecem de investigações mais refinadas.

Teles (2008) verificou que a concentração do Pb (assim como outros elementos) variou entre espécies carnívoras e não-carnívoras (detritívoras e herbívoras), já que a dieta pode influenciar na acumulação dos elementos traço (ROMÉO et al., 1999; ANDRES et al., 2000). O Pb apresentou-se em maior concentração nas espécies não carnívoras, bem como variações nas concentrações em relação às diferentes espécies.

A profundidade comumente explorada por uma espécie na coluna de água também é importante quando se avalia a predisposição da espécie para a concentração destes contaminantes. De um modo geral as espécies que vivem a profundidades mais elevadas apresentam maiores concentrações destes elementos que espécies que habitam zonas pelágicas menos profundas (GAŠPIĆ et al., 2002). Provavelmente esse fato esteja relacionado com o hábito alimentar tipicamente bentônico apresentado por essas espécies de fundo, as quais possuem invertebrados bentônicos filtradores como componente importante de suas dietas. Nesse caso, as concentrações dos elementos traço investigados nos itens alimentares da espécie-alvo devem ser investigadas.

Os poluentes acumulados em organismos aquáticos podem ser subsequentemente transferidos para o homem, por meio da cadeia alimentar (CARMO; ABESSA; NETO, 2011). O processo da biomagnificação ainda é muito discutido, Andres et al. (2000) sugerem que a relação entre a acumulação do Cd e os níveis tróficos é complexa, sendo influenciada principalmente pela biodisponibilidade do elemento e pela potencialidade de acumulação do organismo.

São vários os estudos (ROCHA; PEREIRA; PÁDUA, 1985; FILHO, 2001; MATSUO; VAL, 2006; VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007; TELES, 2008; AFONSO, 2009; GALVÃO et al., 2009; PORTO; ETHUR, 2009; SANTOS, 2011) realizados em peixes e produtos de pesca que justificam os riscos envolvidos no consumo desses alimentos pela população. O peixe é um alimento importantíssimo na subsistência indígena, sendo também muito apreciado por esse povo e componente especial de sua lógica cultural e simbólica de relacionamento com o meio natural, portanto, a integridade física, química e biológica desse meio é algo que deve ser tratado com prioridade nos processos decisórios que norteiam a gestão das áreas indígenas legalmente estabelecidas.

Os resultados da pesquisa indicam a necessidade de um estudo mais completo da contaminação por elementos traço e outros tipos de poluentes no reservatório e em trechos do rio Apucarantina que venham a influenciar a T.I. Apucarana. Sugere-se a ampliação dos pontos de coleta ao longo de toda a bacia do rio Apucarantina, e não apenas no âmbito do reservatório de Fiú, aprimoramento das metodologias de preparação e realização da análise, além de investigação direta do nível de exposição da população indígena a essa contaminação, por meio de dados fornecidos por um protocolo de estatística pesqueira atrelada ao consumo dos peixes.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como uma avaliação preliminar da contaminação por Cd e Pb no reservatório de Fiú no rio Apucarantina, os resultados do presente estudo indicam perturbações nos níveis naturais de Cd e Pb nesse local. As preocupações se devem principalmente ao registro da concentração de Pb na musculatura (parte consumida do animal) da espécie de peixe analisada acima do limite permitido legalmente.

As investigações sobre a dinâmica metabólica e os efeitos decorrentes do consumo de alimentos contaminados com Cd e Pb por organismos humanos ainda não foram esgotadas. Como também não se esgotaram as análises que envolvem as transformações e as consequências da contaminação por esses dois elementos na dinâmica dos ecossistemas aquáticos. É preciso avançar nas análises da dinâmica ambiental dos dois elementos em ambas as vertentes, para que possamos diagnosticar com mais precisão os efeitos ambientais diretos e indiretos desses contaminantes.

Fato importante é que ambos os elementos não apresentam função biológica nos animais e humanos e são potencialmente tóxicos e bioacumuladores (PÓVOA; SILVA; SILVA, 2006). Algumas informações são pertinentes ao alerta referente ao consumo desses peixes com níveis consideráveis de Cd e Pb pela população indígena, sobretudo pelas crianças.

O sistema nervoso é o conjunto de órgãos mais sensível aos efeitos do Pb, tanto em adultos como crianças. Na infância, além da ausência de um limite preciso da exposição ao elemento, sua toxicidade pode trazer consequências permanentes como a redução do quociente de inteligência e deficiência cognitiva (SARYAN; ZENZ, 1994 apud MOREIRA; MOREIRA, 2004).

Embora os ossos sejam os maiores depósitos de chumbo do organismo, os dados disponíveis sobre seu efeito e mecanismo de ação nesses depósitos são poucos e inconclusivos. As crianças são mais vulneráveis aos efeitos do chumbo por razões neurológicas, metabólicas e comportamentais (MOREIRA; MOREIRA, 2004). Devido a fase de crescimento, o Pb depositado em seus ossos fica em constante mobilidade, além disso na primeira infância, o expressivo aumento da massa do

esqueleto proporciona maior acumulação do elemento (MURTA et al, 1993 apud OKADA et al, 1997).

A discussão vai além da presença desses dois elementos traço e precisa abordar também as demais pressões externas sobre o território Kaingang, que datam de longo tempo e sempre refletiram de forma negativa na integridade do meio natural desse território.

A sobrevivência cultural e física da população indígena já se faz comprometida com a nova forma de viver em terras limitadas. Essa limitação não condiz com a dinâmica ecológica e cultural do indígena, estreitamente relacionada com a sua mobilidade, até como forma de garantir o processo natural de regeneração da área e/ou recurso natural explorado para sua subsistência. Portanto a integridade completa dos recursos naturais nos territórios indígenas deve ser primordialmente garantida para preservação da cultura e da autonomia desse povo.

## REFERÊNCIAS

ACSELRAD, Henry. Ambientalização das lutas sociais – O caso do movimento por justiça ambiental. **Estudos avançados**, v. 24, n. 68, 2010.

AFONSO, Cláudia I. M. **Produtos da pesca capturados na Costa Portuguesa: benefícios e perigos associados ao seu consumo**. 2009. 262 f. Tese (Doutorado em Farmácia) – Faculdade de Farmácia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2009.

ALVES, Lara C.; WOOD, Chris M. The chronic effects of dietary lead in freshwater juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed elevated calcium diets. **Aquatic Toxicology**, v. 78, p. 217-232, 2006.

ANDRES, S. et al. Interspecific comparison of cadmium and zinc contamination in the organs of four fish species along a polymetallic pollution gradient (Lot River, France). **The Science of the Total Environment**, v. 248, p. 11-25, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

AZEVEDO, Fausto A. de; CHASIN, Alice A. da M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RiMa, 2003.

BAIRD, Colin. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 344, de 15 de março de 2004, que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 07 mai. 2004.

-----. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998, que aprova o Regulamento Técnico “Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos” e seu Anexo: “Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos”. **Diário Oficial da União**. Brasília, 28 ago. 1998.

BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R.; HARPER, John L. **Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BELO, Andressa; QUINÁIA, Sueli P.; PLETSCHE, Adelmo L. Avaliação da contaminação de metais em sedimentos superficiais das praias do Lago de Itaipu. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 613-617, 2010.

BELLUTA, Ivalde 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.

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

BIZARRO, Veridiana G.; MEURER, Egon J.; TATSCH, Fernanda R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Revista Ciência Rural**, v. 38, n. 1, 2008.

BONAI, N. C. et al. Distribution of metals in the sediment of the Itá Reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 2, p. 245-250, 2009.

CALDAS, Luiz Q. de A. Risco Potencial em Toxicologia Ambiental. In: **Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental**. Rio de Janeiro, editora FIOCRUZ, 1999, p. 93-117.

CARDOSO, Luíza M. N.; CHASIN, Alice A. da M. **Ecotoxicologia do Cádmio e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001.

CARMO, Carolina A. do; ABESSA, Denis M. de S.; NETO, Joaquim 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.

CARTER, Ruy et al. Vulnerabilidade social e risco ambiental: uma abordagem metodológica para avaliação de injustiça ambiental. **Caderno de Saúde Pública**, v. 25, n. 12, p. 2695-2704, 2009.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the Upper Parana River Basin, southern Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwat.**, v. 7, p. 337-352, 1997.

CHASIN, Alice A. da M.; CARDOSO, Luíza M. N. Cádmio. In: **Metais: gerenciamento da toxicidade**. São Paulo, Atheneu, 2003, p. 263-298.

COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA ELÉTRICA. **Relatório ambiental: Usina Hidrelétrica Apucarantina**. Londrina, 1999.

COSTA, Carla R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Revista Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COTA, Jussara A. O.; REZENDE, Maria O. O.; PIOVANI, Mônica R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - Petar, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40-45, 2006.

ESTEVES, Francisco de A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERREIRA, Aldo P.; HORTA, Marco, A. P.; CUNHA, Cynara de L. N. da. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 2, p. 229-241, 2010.

FILHO, Edmar A. C. **Avaliação Preliminar dos níveis de Cádmio, Cromo, Cobre, Chumbo e Zinco em peixes do Sistema Estuarino da Baía de Vitória-ES**. 2001. 56 f. Monografia (Especialização em Ecologia e Recursos Naturais) – Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

FREITAS, Carlos M.; PORTO, Marcelo F. S. **Saúde, ambiente e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Ed. Fiocruz, 2006.

FREITAS, Carlos M.; BARCELLOS, Christovam; PORTO, Marcelo F. S. Justiça ambiental e saúde coletiva. In: **Conflitos ambientais no Brasil**. Rio de Janeiro, Relume Dumará, 2004, p. 245-294.

GALVÃO, Petrus M. A. et al. Bioacumulação de metais em moluscos bivalves: aspectos evolutivos e ecológicos a serem considerados para a biomonitoração de ambientes marinhos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 13, n. 2, p. 59-66, 2009.

GAŠPIĆ, Kljaković Z. et al. Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from the Adriatic Sea. **Water Research**, v. 36, p. 5023-5028, 2002.

GOLVEIA, Nelson. Saúde e meio ambiente nas cidades: os desafios da saúde ambiental. **Saúde e Sociedade**, v. 8, n. 1, p. 49-61, 1999.

GONÇALVES, Renata M.; GONÇALVES, José R.; FORNES, Nélida S. Cádmio no leite materno: concentração e relação com o estilo de vida da puérpera. **Revista Brasileira de Ginecologia e Obstetrícia**, v. 32, n. 7, p. 340-345, 2010.

INÁCIO, Alan F. **Metalotioneína e Metais em *Geophagus brasiliensis* – Acará**. 2006. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2006.

JESUS, Honório C. de et al. Distribuição de metais pesados em sedimentos do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Revista Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378-386, 2004.

KISHI, Regina T.; SILVA, Henrique L. G. da; RIBEIRO, Luiza H. L. Modelagem bidimensional da qualidade da água do Reservatório de Fiú. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005.

LINS, José A. P. N. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Ciências Agrárias e Ambientais**. v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.

LOPES, Ana M. R. M. **Avaliação da contaminação em metais pesados no pescado: Análise da situação do pescado comercializado em Portugal e dos alertas emitidos pelo sistema RASFF (Rapid Alert System for Food and Feed)**. 2009. 181 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Segurança Alimentar) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2009.

LOPEZ, Marcos P. Niveles de Plomo e Cadmio em Agua Marina y Lapas (*Patella Vulgata* L.) de la Ría de Vigo. **Revista de Toxicología**, v. 20, n. 1, p. 19-22, 2003.

MARGALEF, Ramón. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, S. A., 1983.

MATSUO, A. Y. O.; VAL, A. L. Dietary tissue cadmium accumulation in an amazonian teleost (Tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818). **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 657-661, 2007.



MORAES, Danielle S. de L.; JORDÃO, Berenice Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos a saúde humana. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 300-374, 2002.

MOREIRA, Fátima R.; MOREIRA, Josino C. A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, v. 9, n. 1, p. 167-181, 2004.

MOREIRA, Fátima R.; MOREIRA, Josino C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 15, n. 2, p. 119-129, 2004.

MOZETO, Antônio A. Sedimentos e particulados lacustres: amostragens e análises biogeoquímicas. In: **Amostragem em Limnologia**, São Carlos, Rima, 2006, p. 295-317.

NHAMUNDO, Lúcio P. **Determinação de metais pesados em águas da barragem de Massingir e seus efeitos ambientais**. 2007. 84 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Curso Superior de Licenciatura em Química. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

ODUM, Eugene P.; BARRETT, Garry. W. **Fundamentos da Ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2008.

OKADA, Isaura A. et al. Avaliação dos níveis de Chumbo e Cádmio em leite em decorrência de contaminação ambiental na Região do Vale do Paraíba, Sudeste do Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 31, n. 2, p. 140-143, 1997.

PARANÁ (Estado). Instituto Ambiental do Paraná. **Relatório da situação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no Estado do Paraná**. Curitiba, 2012. 51 p.

PORTO, Luiz C. S.; ETHUR, Eduardo M. Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Ciência Rural**, v. 39, n. 9, p. 2512-2518, 2009.

PORTO, Marcelo F. S.; PACHECO, Tania. Conflitos e injustiça ambiental em saúde no Brasil. **Tempus Acta em Saúde Coletiva**, v. 4, n. 4, p. 26-37, 2009.

PÓVOA, Isabel C. F.; SILVA, Newton S. da; SILVA, Maria R. de A. A crise ambiental e a ecotoxicologia: uma ferramenta na conservação da diversidade biológica. **Revista Univap**, v. 13, n. 23, p. 65-73, 2006.

QUEZADA, Pablo A. et al. La emergencia de nuevas subjetividades frente a la crisis ambiental: un acercamiento a la Red Hñahñu. **Política y Cultura**, n. 36, p. 259-282, 2011.

RIETZLER, A. C.; FONSECA, A. L.; LOPES, G. P. Heavy metals in tributaries of Pampulha Reservoir, Minas Gerais. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 3, p. 363-370, 2001.

ROCHA, Aristides A.; PEREIRA, Denise N.; PÁDUA, Helcias B. de. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). **Revista de Saúde Pública**, n. 19, p. 401-410, 1985.

RODRIGUES, Liliana et al. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005.

ROMÉO, Michèle et al. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. **The Science of the Total Environment**, v. 232, p. 169-175, 1999.

SANTANA, Genilson P.; BARRONCAS, Priscila de S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Revista Acta Amazônica**, v. 37, n. 1, p. 111-118, 2007.

SANTOS, Isaac R. dos et al. Metais pesados em sedimentos superficiais da Lagoa Mirim, fronteira Brasil-Uruguai. **Geochimica Brasiliensis**, v. 17, n. 1, p. 37-47, 2003.

SANTOS, Luís F. P. **Avaliação dos teores de Cádmio e Chumbo em pescado proveniente de São Francisco do Conde, Bahia**. 2001. 76 f. Dissertação (Mestrado em Alimentação, Nutrição e Saúde) - Escola de Nutrição, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2001.

SOUZA, Silvéria N. de P. e; FADINI, Pedro S.; PEREIRA-FILHO, Edénir R. Determinação de Cd e Pb: Avaliação de sedimentos do rio Jundiá-SP e ribeirão Piraí-SP e lodo proveniente de uma estação de tratamento de esgoto. **Química Nova**, v. 32, n. 9, p. 2367-2372, 2009.

TELES, Leonardo T. **Elementos traço em peixes de interesse comercial do rio Caiapó (Goiás – Brasil) em área sob impacto ambiental**. 2008. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Saúde) – Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2008.

TOMMASINO, Kimiye. A ecologia dos Kaingang da bacia do rio Tibagi. In: **A bacia do rio Tibagi**, Londrina, M. E. Medri, 2002, p. 81-100.

VIRGA, Rossana H. P.; GERALDO, Luiz P.; SANTOS, Fabiana H. do. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência, Tecnologia e Alimento**, v. 27, n. 4, p. 779-785, 2007.

VIRGILIO, Haroldo; BARROS, Miriam V. F. SIG aplicado á caracterização socioambiental da Reserva Indígena Apucarana – PR. **Estudos Geográficos**, v. 5, n. 1, 2007, p. 47-62, 2007.

ZAGATTO, Pedro A.; BERTOLETTI, Eduardo. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.