



**Universidade Federal de Uberlândia**  
**Instituto de Biologia**  
**Programa de Pós Graduação em Ecologia e**  
**Conservação de Recursos Naturais**



# **O PAPEL DA CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS ORGANOCLORADOS E METAIS NA ECOLOGIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.**

**RENATA DE MOURA GUIMARÃES SOUTO**

**2014**

RENATA DE MOURA GUIMARÃES SOUTO

# **O PAPEL DA CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS ORGANOCLORADOS E METAIS NA ECOLOGIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador

Prof. Dr. Giuliano Buzá Jacobucci (UFU)

Co-orientador

Prof. Dr. Juliano José Corbi (USP)

UBERLÂNDIA  
Novembro - 2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

---

S728p  
2014

Souto, Renata de Moura Guimarães, 1982-  
O papel da contaminação por compostos organoclorados e metais na  
ecologia de macroinvertebrados bentônicos / Renata de Moura  
Guimarães Souto. - 2014.  
66 f. : il.

Orientador: Giuliano Buzá Jacobucci.

Coorientador: Juliano José Corbi.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa  
de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Teses. 2. Ecossistemas aquáticos - Teses. 3.  
Sedimentos em suspensão - Teses. I. Jacobucci, Giuliano Buzá. II. Corbi,  
Juliano José. III. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. IV. Título.

---

CDU: 574

RENATA DE MOURA GUIMARÃES SOUTO

# **O PAPEL DA CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS ORGANOCLORADOS E METAIS NA ECOLOGIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

APROVADA em 27 de Novembro de 2014

**Banca Examinadora:**

Profa. Dra. Ariádine Cristine de Almeida (UFU)\_\_\_\_\_

Prof. Dr. Marcos Callisto de Faria Pereira (UFMG)\_\_\_\_\_

Profa. Dra. Nívia Maria Melo Coelho (UFU) \_\_\_\_\_

Prof. Dr. Roberto da Gama Alves (UFJF)\_\_\_\_\_

Prof. Dr. Giuliano Buzá Jacobucci  
UFU  
(Orientador)

UBERLÂNDIA  
Novembro-2014



## *Dedicatória*

*Dedico esta Tese os meus amados pais, Helena e Walter. Pelo essencial apoio e incentivo aos meus estudos e principalmente pelos exemplos de honestidade, bondade, retidão e amor. A vocês, queridos pais, todo meu amor e gratidão.*

## *Agradecimentos*

*Quando penso no apoio recebido para a concretização desta Tese um sentimento chamado GRATIDÃO vem à tona: muito a agradecer!*

*A Deus pela dádiva da vida, saúde, inspiração e forças para realizar cada etapa desta Tese.*

*Ao meu amado companheiro, meu esposo Wesley Nazareth, por estar sempre ao meu lado, tanto nas horas de contentamento a cada etapa que dava certo, como nos momentos em que me senti com poucas forças. Pela paciência e pelo total incentivo, sempre acreditando em mim. Também pelo apoio nas coletas e viagens a São Carlos para a realização dos testes.*

*À minha mãe, Helena, por me ouvir divagar sobre os capítulos, pela ajuda nas coletas e pelo essencial apoio de sempre, trazendo-me sempre muita luz e calma para meu interior.*

*Ao meu pai, Walter, pela enorme ajuda nos campos, sempre disposto a me ajudar, com muita alegria e disposição.*

*Só tenho a agradecer aos meus amados pais por tudo que fizeram por mim e pelas minhas irmãs, muitas vezes pensando mais em nós que em si mesmos.*

*Às minhas irmãs Núbia e Juliana e ao meu cunhado Roberto pelo companheirismo e torcida por mim para que tudo desse certo. Ao meu afilhadinho Francisco, que também muito ajudou a madrinha “Tatapu”, com sua alegria e carinho.*

*À minha sogra Marli Bárbara e à minha mãe que cuidaram do meu José (inúmeras vezes) para que eu pudesse trabalhar tranquila na Tese sabendo que ele estava sob excelentes cuidados.*

*Aos meus companheiros de coleta: Liliane, Wellington, Cyntia, meu pai, meu sogro José Nazareth e minha mãe: muito obrigada. Além de muito me ajudarem vocês tornaram meus campos muito divertidos.*

*Agradeço também o apoio recebido pelo DMAE (principalmente representado pelo Masterson), tanto no transporte e acesso aos pontos de coleta como pelas importantes informações do uso do solo, auxiliando dessa forma na escolha dos mesmos.*

*Ao vereador Doca Mastroiano pela disponibilização de motorista e veículo para as coletas e também do seu assessor Arnaldo, que muito me auxiliou em campo.*

*Agradeço também à professora Dra. Maria Olímpia e à Dra. Diva Maria Landgraf pelo auxílio nas análises de organoclorados no laboratório de Química Ambiental da USP.*

*À Fernanda (Laboratório de Nutrição Animal – UFU) por disponibilizar a mufla para tornar a areia inerte para os testes toxicológicos.*

*À Daise e Francesca (Tchesca) por cederem água destilada para os testes toxicológicos.*

*À Adele, por gentilmente ter ajudado na liofilização das amostras. À Laice Sousa Rabelo pelo apoio, me ajudando sempre que precisei.*

*Às minhas amigas que sempre estão na torcida por mim, trazendo-me muita alegria: Liliane, Ana Flávia, Raquel, Simone, Regina Célia, Cyntia, Carina Mara, Karina Farnezi, Adriane. Muito obrigada minhas queridas; é muito bom ter vocês na minha vida. Especialmente à Liliane, à Carina Mara e à Ana Flávia pelo essencial apoio nesta reta final da redação da Tese.*

*À querida Gesiane Agostinho Barbosa, sem palavras para descrever seu significado ao longo desses 4 anos de Doutorado!*

*Um agradecimento especial ao meu amado José, meu filho que chegou para mim no meio do meu doutorado e que trouxe muita luz para minha vida. Uma felicidade e um amor jamais antes sentido. Minha inspiração, minha vontade de ser melhor a cada dia. Obrigada meu filho por você existir.*

*Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Giuliano Buzá Jacobucci pela orientação, suporte e apoio de sempre. Também pela autonomia recebida e pela confiança em meu trabalho*

*Ao meu Co-orientador Prof. Dr. Juliano José Corbi pela orientação e por me receber em seu laboratório me permitindo aprender novas metodologias de pesquisa.*

*A Maria Angélica pelos inúmeros esclarecimentos sobre normas do programa de Pós Graduação e também pelo apoio e torcida de sempre.*

*Aos professores componentes da minha banca, pela participação e pelas correções/ sugestões que certamente serão muito proveitosas.*

*À CAPES pela bolsa de estudos concedida, à FAPEMIG pelo auxílio para realização das análises de organoclorados, ao INBIO e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais – UFU - pela oportunidade da realização do Doutorado e por toda a estrutura e apoio recebidos ao longo desses 4 anos.*

*A todos o meu MUITO OBRIGADA!*

Senhor, Tu m sondas e me conheces.

Tu conheces o meu sentar e o meu levantar, de longe penetras o meu pensamento.

Examinas o meu andar e o meu deitar, todos os meus caminhos Te são familiares.

A palavra ainda não me chegou à língua, e Tu, Senhor, conhece-la perfeitamente.

Tu me envolves por detrás e pela frente, e sobre mim colocas a tua mão.

É um saber maravilhoso que me ultrapassa, é alto de mais: não posso atingi-lo!

Para onde irei, longe do teu sopro? Para onde fugirei, longe da tua presença?

Se subo ao céu, Tu lá estás. Se desço ao abismo, lá Te encontro.

Se levanto vôo para as margens da aurora, se emigro para os confins do mar,

aí me alcançará a tua esquerda, e a tua direita me sustentará.

Se eu digo: “ao menos as trevas me cubram, e a luz se transforme em noite ao meu redor”, mesmo as trevas não são trevas para Ti, e a noite é clara como o dia.

Sim! Pois Tu formaste os meus rins, Tu me teceste no seio materno.

Eu Te agradeço por tão grande prodígio, e maravilho-me com as tuas maravilhas!

Conhecias até o fundo da minha alma, e os meus ossos não Te eram escondidos.

Quando eu era formado, em segredo, tecido na terra mais profunda,

os teus olhos viam as minhas ações e eram todas escritas no teu livro. Os meus dias já estavam calculados, antes mesmo que chegasse o primeiro.

Mas, para mim, são difíceis os teus projetos! meu Deus, como é grande a soma deles!

Se os conto... são mais numerosos que a areia! E, ao despertar, ainda estou contigo!...

...Sonda-me, ó Deus, e conhece o meu coração! Prova-me, e conhece os meus sentimentos!

Vê se ando por um caminho errado, e conduz-me pelo caminho eterno.

**Salmo 139**

# SUMÁRIO

	Página
RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	viii
INTRODUÇÃO GERAL DA TESE .....	01
Referências Bibliográficas .....	08
CAPÍTULO 1: Diagnóstico ambiental de organoclorados em sedimentos e invertebrados bentônicos de bacias hidrográficas do Triângulo Mineiro, Minas Gerais, Brasil .....	
1 - Resumo .....	11
2 - Abstract .....	11
3 – Introdução .....	11
4 - Material e Métodos .....	14
4.1 Área estudada .....	14
4.2 Sedimento.....	14
4.3 Fauna .....	15
5 – Resultados.....	15
5.1 Sedimentos .....	16
5.2 Fauna .....	16
6 – Discussão.....	16
6.1 Sedimentos .....	16
6.2 Fauna .....	19
7 - Conclusões .....	20
8 - Referências Bibliográficas .....	21
CAPÍTULO 2: Bioacumulação de metais em insetos aquáticos de córregos do Cerrado .....	
1 - Resumo .....	29
2 - Abstract .....	30
3 - Introdução .....	30
4 - Material e Métodos .....	32
4.1 Área de estudo .....	32
4.2 Amostragem e armazenamento.. .....	32

4.3 Procedimentos analíticos.....	33
4.4 Análise dos dados.....	33
5 - Resultados e Discussão.....	34
5.1 Metais nos sedimentos .....	34
5.2 Metais nos insetos aquáticos .....	35
6 - Considerações finais.....	37
7 - Referências Bibliográficas .....	45

CAPÍTULO 3: Avaliação de metais e da qualidade de sedimentos de cursos de água do Triângulo Mineiro por meio de ensaios toxicológicos utilizando *Chironomus xanthus* como organismo teste.....49

1 - Resumo .....	49
2 - Abstract .....	49
3 - Introdução .....	50
4 - Material e Métodos .....	52
4.1 Área de estudo .....	52
4.2 Coleta de sedimento para os bioensaios de toxicidade e análise de metais.....	53
4.3 Análise de metais dos sedimentos .....	53
4.4 Cultivo das larvas .....	54
4.5 Bioensaio de toxicidade aguda.....	54
4.6 Bioensaio de toxicidade crônica.....	54
5 - Resultados e Discussão.....	55
5.1 Metais nos sedimentos .....	55
5.2 Bioensaio de toxicidade aguda.....	57
5.3 - Bioensaio de toxicidade crônica.....	59
6 - Conclusões.....	60
7 - Referências Bibliográficas.....	61

CONCLUSÕES GERAIS.....	65
------------------------	----

## RESUMO

**Guimarães-Souto, R. M. (2014). O papel da contaminação por compostos organoclorados e metais na ecologia de macroinvertebrados bentônicos. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais – UFU.**

O Brasil, um país de extensão continental, comporta uma das maiores malhas hídricas mundiais e uma notável biodiversidade aquática. Considerando o papel fundamental da água na sobrevivência e saúde das populações humanas, há uma questão indiscutivelmente preocupante: os impactos a que os ecossistemas aquáticos brasileiros vêm sendo submetidos, quais sejam a erosão dos solos, o desmatamento da vegetação ripária, a contaminação não pontual das águas por resíduos de fertilizantes e pesticidas, dentre outros. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar os níveis de compostos organoclorados e metais em sedimentos de cursos de água na região do Triângulo Mineiro, bem como analisar como ocorre a bioacumulação de metais nos grupos tróficos de macroinvertebrados bentônicos em riachos tropicais. Além disso, foi avaliada a toxicidade aguda e crônica de sedimentos de córregos contaminados por metais utilizando *Chironomus xanthus* como organismo teste. Dos 19 organoclorados analisados, 10 foram detectados nos sedimentos dos cursos de água amostrados. Não foi evidenciada bioacumulação de organoclorados na fauna, no entanto, isso não exclui outros possíveis impactos destes compostos sobre a mesma. Observou-se a bioacumulação de zinco, cobre e magnésio pelos insetos aquáticos. Os valores de zinco tiveram destaque na fauna, com um elevado acúmulo desse metal pelos organismos. Os sedimentos dos locais estudados apresentaram algum nível de toxicidade, destacando-se um dos pontos, cuja mortalidade nos testes de toxicidade aguda e crônica foi de 100%. O crescimento não foi significativamente diferente quando comparados tratamento e controle. Os dados encontrados refletem a ocorrência de impactos nos cursos de água estudados, sobretudo em relação à toxicidade dos sedimentos e apontam para a necessidade de monitoramento destes, e ainda a realização de pesquisas futuras abordando outras possíveis substâncias tóxicas presentes nesses sedimentos.

**Palavras-chave:** Bioacumulação, grupos tróficos, toxicidade aguda, toxicidade crônica, sedimentos, bentos.

## ABSTRACT

**Guimarães-Souto, R. M. (2014). The role of contamination by organochlorine compounds and metals in the ecology of benthic macroinvertebrates. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais – UFU.**

The Brazil, a country of continental size, comprises one of the largest water meshes and a remarkable aquatic biodiversity. Considering the fundamental role of water in the survival and health of human populations, there is an unquestionably troubling issue: the impact that the Brazilian aquatic ecosystems are undergoing, namely soil erosion, deforestation of riparian vegetation, the non-point pollution of water by residues of fertilizers and pesticides, among others. In this context this study aimed to evaluate the levels of organochlorine compounds and metals in sediments of streams in the Triângulo Mineiro region, as well as analyze the bioaccumulation of metals in trophic groups of benthic macroinvertebrates in tropical streams. Furthermore, the sediment toxicity of streams contaminated with metals was evaluated using *Chironomus xanthus* as a test organism. Of the 19 organochlorines analyzed, 10 were detected in the sediments of the watercourses sampled. There was no significant bioaccumulation of organochlorines in the fauna, however, this does not exclude other possible impacts of these compounds on it. Bioaccumulation of zinc, copper and magnesium was observed in aquatic insects, but no pattern of bioaccumulation was observed in trophic groups. The values for zinc were highlighted in fauna, with a high accumulation of this metal in the organisms. The sediments of the studied sites had some level of toxicity, especially in one of the points, whose mortality in the acute and chronic toxicity tests was 100%. With regard to growth, no significant differences between treatment and control were found. The data found reflect the occurrence of impacts on watercourses studied, especially regarding the toxicity of sediment point to the need for monitoring and even conducting future research dealing other possible toxic substances present in these sediments.

**Keywords:** bioaccumulation, trophic groups, acute toxicity, chronic toxicity, sediment, benthos.



## LISTA DE FIGURAS

### Lista de Figuras do Capítulo 1

Figura 1 -	Localização dos pontos de coleta de sedimentos para análise de organoclorados. 2011.....	24
------------	--	----

### Lista de Figuras do Capítulo 2

Figura 1 -	Localização dos pontos de coleta.....	41
Figura 2 (a-c) –	Fotos dos pontos de coleta.....	41
Figura 3 (a-c) –	Valores médios da concentração de metais ( $\mu\text{g.Kg}^{-1}$ ) em grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos.....	43
Figura 4 –	Valores de matéria orgânica no sedimento.....	44

### Lista de Figuras do Capítulo 3

Figura 1 –	Localização dos pontos de coleta.....	52
Figura 2 –	Comprimento do corpo de larvas de <i>Chironomus xanthus</i> submetidas ao teste de toxicidade crônica.....	60

## LISTA DE TABELAS

### Lista de Tabelas do Capítulo 1

Tabela 1 -	Localização dos ambientes amostrados.....	25
Tabela 2 -	Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos coletados em córregos contaminados por organoclorados, Minas Gerais, Brasil, 2012.....	26
Tabela 3 -	Concentração de compostos organoclorados nos sedimentos dos cursos de água estudados ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ).....	27

### Lista de Tabelas do Capítulo 2

Tabela 1 -	Determinação de metais em amostras de sedimentos.....	38
Tabela 2 (a-c) –	Macroinvertebrados bentônicos e classificação do grupo trófico alimentar pertencente.....	39
Tabela 3 -	Determinação de metais em amostras de macroinvertebrados bentônicos.....	39
Tabela 4-	Bioacumulação de metais em macroinvertebrados.....	39
Tabela 5 -	Detalhes do Teste Tukey – matriz de comparação de probabilidade das médias entre grupos tróficos funcionais.....	40

### Lista de Tabelas do Capítulo 3

Tabela 1 -	Coordenadas geográficas dos pontos de coleta de sedimentos....	53
Tabela 2-	Determinação de metais em amostras de sedimentos ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ )..	57
Tabela 3 -	Toxicidade aguda de sedimentos para a espécie <i>Chironomus xanthus</i> .....	58
Tabela 4 -	Resultado do bioensaio de toxicidade crônica.....	59

## INTRODUÇÃO GERAL DA TESE

O Brasil, um país de extensão continental, comporta uma das maiores malhas hídricas mundiais com seus rios, riachos, lagos naturais e artificiais e ainda abundantes águas subterrâneas na forma de aquíferos. Com este enorme potencial hídrico, as águas continentais comportam uma notável biodiversidade: Algae (25% das espécies do mundo), Porifera (Demospongiae, 33%), Annelida (12%), Rotifera (25%), Cladocera (Branchiopoda, 20%), Decapoda de água doce (10%) (AGOSTINHO et al., 2005) e peixes (21%) (BUCKUP; MENEZES, 2003). Sem contar outros grupos, como os insetos aquáticos, por exemplo, em que o número de espécies nos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros ainda é impreciso e também difícil de ser estimado, seja pelo número de bacias hidrográficas ainda não inventariadas, ou pela dificuldade do refinamento taxonômico, uma vez que muitas das chaves utilizadas são baseadas em espécies de países temperados e a identificação em nível específico muitas vezes só é possível por especialistas.

Nesse contexto de notável biodiversidade aquática e ainda, considerando o papel fundamental da água na sobrevivência e saúde das populações humanas, há uma questão indiscutivelmente preocupante: os impactos a que os ecossistemas aquáticos brasileiros vêm sendo submetidos. Tundisi (2003) descreve uma série de impactos que comprometem os usos múltiplos e aumentam as pressões econômicas regionais e locais sobre os recursos hídricos (Tabela 1).

Tabela 1- Impactos das atividades humanas nos ecossistemas aquáticos e valores/serviços dos recursos hídricos em risco (TUNDISI, 2003).

Atividade Humana	Impacto nos ecossistemas aquáticos	Valores/serviços em risco
Construção de represa	Altera o fluxo dos rios e o transporte de nutrientes e sedimento e interfere na migração e reprodução de peixes.	Altera habitats e a pesca comercial e esportiva. Altera os deltas e suas economias.
Construção de diques e canais	Destroi a conexão do rio com as áreas inundáveis.	Afeta a fertilidade natural das várzeas e os controles das enchentes.
Alteração do canal natural dos rios	Danifica ecologicamente os rios. Modifica os fluxos dos rios.	Afeta os habitats e a pesca comercial e esportiva. Afeta a produção de hidroeletricidade e transporte.

Drenagem de áreas alagadas	Elimina um componente-chave dos ecossistemas aquáticos	Perda de biodiversidade. Perda de funções naturais de filtragem e reciclagem de nutrientes. Perda de habitats para peixes e aves aquáticas
Desmatamento do solo	Altera padrões de drenagem. Inibe a recarga natural dos aquíferos, aumenta a sedimentação.	Altera a qualidade e a quantidade da água, pesca comercial, biodiversidade e controle de enchentes.
Poluição não controlada	Diminui a qualidade da água	Altera o suprimento de água. Aumenta os custos de tratamento. Altera a pesca comercial. Diminui a biodiversidade. Afeta a saúde humana.
Remoção excessiva de biomassa	Diminui os recursos vivos e a biodiversidade	Altera a pesca comercial e esportiva. Diminui a biodiversidade. Altera os ciclos naturais dos organismos.
Introdução de espécies exóticas	Elimina espécies nativas. Altera ciclos de nutrientes e ciclos biológicos.	Perda de habitats e alteração da pesca comercial. Perda da biodiversidade natural e estoques genéticos.
Poluentes do ar (chuva ácida) e metais pesados.	Altera a composição química de rios e lagos.	Altera a pesca comercial. Afeta a biota aquática. Afeta a recreação. Afeta a saúde humana. Afeta a agricultura.
Mudanças globais no clima.	Afeta drasticamente o volume dos recursos hídricos. Altera padrões de distribuição de precipitação e evaporação.	Afeta o suprimento de água, transporte, produção de energia elétrica, produção agrícola e pesca e aumenta enchentes e fluxo da água em rios.
Crescimento da população e padrões gerais de consumo humano.	Aumenta a pressão para a construção de hidroelétricas e aumenta a poluição da água e a acidificação de lagos e rios. Altera os ciclos hidrológicos.	Afeta praticamente todas as atividades econômicas que dependem dos serviços dos ecossistemas aquáticos.

Em relação à poluição das águas, as principais fontes são os rejeitos domésticos e os resíduos químicos das atividades industriais e agrícolas (EGLER, 2002).

Os sistemas agrícolas são apontados como um dos principais responsáveis por distúrbios nos ecossistemas hídricos (PARRIS, 2002). Dentre os principais impactos vinculados a esta atividade destacam-se a erosão dos solos, o desmatamento e a contaminação não pontual das águas por resíduos de fertilizantes e pesticidas (ONGLEY, 1997). Segundo Egler (2002), a agricultura é a principal atividade responsável pela utilização de pesticidas, e desta maneira,

pela sua liberação no ambiente. Um agravante é a grande extensão de terras ocupadas para atividades agrícolas, que ampliam consideravelmente as chances de espécies não-alvo (inclusive as populações humanas) serem afetadas.

Ao serem aplicados, os pesticidas podem ser rapidamente degradados pela ação da luz, água e microrganismos, formando subprodutos e resíduos menos tóxicos e de menor risco ambiental; ou então podem resistir ao processo de degradação permanecendo estáveis no ambiente (EGLER, 2002).

Dentre os pesticidas, os organoclorados merecem especial atenção, visto que alguns compostos podem permanecer no ambiente por décadas, uma vez que são resistentes à degradação microbiana, fotoquímica e térmica (JONES; VOOGT, 1999; VIVES et al., 2005), possuindo grande estabilidade físico-química. São substâncias orgânicas tóxicas de origem antrópica, que podem ser encontrados em vários compartimentos ambientais: água, solo, ar, sedimento, fauna e flora. Caracterizam-se por apresentar natureza lipofílica, o que os torna passíveis de serem bioacumulados nas cadeias alimentares (BAIRD, 2002). A bioacumulação é um processo pelo qual ocorre a concentração substâncias (composto químico, elemento químico) nos tecidos de seres vivos, que pode dar-se passivamente, por adsorção dos compostos na coluna d'água, ou ativamente, pela ingestão de alimentos que contenham tais substâncias. A partir da bioacumulação pode ocorrer a biomagnificação, que consiste no aumento da concentração de compostos em níveis tróficos superiores, em decorrência das relações tróficas que ocorrem na cadeia alimentar.

Os efeitos adversos dos compostos organoclorados na biota são diversos, destacando-se os mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos (MONTEIRO; NOGUEIRA, 1983). Em relação à saúde humana, é relatado que estes compostos podem ter efeitos na reprodução, interrupção endócrina (KELSE et al., 1995; KAVLOCK et al., 1996), além de efeitos neurotóxicos (SUÑOL et al., 1998; BLOOMQUIST, 1992). Por esses motivos, em 1995 a utilização de tais compostos para o controle de pragas em pastagens foi proibida em território nacional por meio da Portaria 329/1985, sendo permitido o uso apenas em campanhas de saúde pública, no combate a vetores de agentes etiológicos da Malária e Leishmaniose e também para uso emergencial na agricultura (a critério do Ministério da Agricultura). Além disso, há permissão também para o uso de iscas formicidas à base de Aldrin e Dodecacloro e do uso de cupinicidas à base de Aldrin para reflorestamento (D'AMATO et al., 2002; Portaria 329/1985).

Além dos pesticidas, outros poluentes relacionados à agricultura que merecem atenção por parte de agências ambientais são os metais. Alguns tipos de fertilizantes contêm em sua

composição diferentes concentrações de chumbo, níquel, cromo, cádmio, zinco e outros metais que, em virtude do escoamento superficial no solo, atingem os sistemas hídricos adjacentes (CORBI et al., 2010). Tal fato tem ainda maior expressão na ausência de vegetação ciliar, a qual pode minimizar o carreamento de produtos tóxicos para os ambientes aquáticos (ANGELOTTI-NETTO et al., 2004; CORBI et al., 2006).

Diversos estudos conduzidos em sistemas aquáticos contaminados por metais reportaram correlação entre a concentração de metais em matrizes abióticas e a fauna residente (POURANG, 1996; MURPHY; DAVY-BOUKER, 2005; SOLÁ; PRATT, 2006; DURAL, 2006).

Efeitos tóxicos dos metais podem se manifestar no aumento da taxa de mortalidade das espécies mais sensíveis e também alterando outros processos vitais como o crescimento e a reprodução (CASPER, 1994; AMISAH; COWX, 2000).

Nesse contexto, o monitoramento ambiental de compostos tóxicos é de fundamental importância para prever ações que visem a manutenção ou recuperação da saúde dos ecossistemas aquáticos.

Por monitoramento ambiental podemos entender o processo de coleta de dados, estudo e acompanhamento contínuo e sistemático das variáveis ambientais, com o objetivo de identificar e avaliar - qualitativa e quantitativamente - as condições dos recursos naturais em um determinado momento, assim como as tendências ao longo do tempo, podendo subsidiar medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação do ambiente em estudo, além de auxiliar na definição de políticas ambientais (EMBRAPA, 2014).

As formas de condução de monitoramento incluem métodos laboratoriais analíticos, que se baseiam nas características físicas e químicas da água. Ainda que imprescindíveis para o monitoramento, estas possuem importante limitação: a pontualidade dos resultados, ou seja, elas refletem as condições de qualidade da água apenas do momento da amostragem (METCALF, 1989), não retratando o histórico de poluição ou baixas concentrações de contaminantes na água.

Outro aspecto a se considerar é que as técnicas analíticas laboratoriais não incorporam a dimensão biológica dos ecossistemas, tão importantes na estabilidade e funcionamento dos sistemas aquáticos (EGLER, 2002) conforme pontuado no documento Agenda 21, produzido durante a “Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento” (CNUMAD, 1992): o monitoramento ambiental deve garantir, além do suprimento de água

potável, a proteção à vida aquática, sendo necessário orientar o planejamento e o manejo dos recursos hídricos tanto para as necessidades humanas quanto para a proteção dos ecossistemas.

Sendo assim, visando um manejo integrado dos recursos hídricos, o monitoramento ambiental deve incluir além das medidas físico-químicas, as medidas biológicas e ambientais, a fim de obter um espectro amplo de informações sobre o ecossistema (METCALF, 1989).

As medidas biológicas fundamentam-se na resposta de organismos vivos, os quais podem apresentar mudanças no seu comportamento, estrutura e organização, às mudanças ambientais promovidas pela ação humana (KARR, 1991).

Um tipo de medida biológica bastante utilizada são os testes toxicológicos, que dividem-se em agudos e crônicos e têm por objetivo estimar a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais (águas ou sedimentos). Nesses ensaios, organismos-testes são expostos a diferentes concentrações de amostra e os efeitos tóxicos produzidos sobre eles são observados e quantificados (COSTA et al., 2008).

Os testes de toxicidade aguda são utilizados para medir os efeitos de agentes tóxicos sobre espécies aquáticas durante um curto período de tempo em relação ao período de vida do organismo-teste, podendo ser determinada a concentração letal (CL50), ou seja, concentração na qual há mortalidade de 50% dos indivíduos expostos aos contaminantes (COSTA et al., 2008).

Os testes de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas a concentrações sub-letais, ou seja, concentrações que permitem a sobrevivência dos organismos, mas que afetam suas funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação, comportamentais, deformidades biológicas, mutagenicidade, dentre outras (BUIKEMA; VOSHELL, 1993; COSTA et al., 2008).

Embora sejam ferramentas importantes para estudos de impactos ambientais nos sistemas aquáticos, os testes toxicológicos não permitem a avaliação dos efeitos de distúrbios ambientais nos ecossistemas naturais. Segundo Cairns et al. (1993), os testes laboratoriais apresentam as seguintes limitações: por utilizarem apenas uma espécie, não podem ser utilizados para prever efeitos em sistemas relativamente mais complexos, como os naturais; consideram os distúrbios de forma independente, sendo que eles ocorrem de forma conjunta e cumulativa no ambiente; dificilmente poderiam ser usados para testar todas as combinações de substâncias químicas e prever seus efeitos nos organismos vivos.

Outra alternativa que tem sido cada vez mais explorada é a utilização de biomarcadores, que podem ser definidos como componentes biológicos: células, processos bioquímicos, estruturas e funções biológicas, que se alteram quando em contato com compostos xenobióticos, e cujas alterações podem ser medidas e quantificadas (Kendall et al., 1996; EGLER, 2002). Um exemplo são as macromoléculas, tais como o DNA total do corpo, RNA e proteínas que tem sido utilizados para avaliar os efeitos subletais de certos pesticidas em organismos aquáticos não-alvo (SAXENA; LAL, 1981; RICHARDS; KENDALL, 2002).

Visando uma análise fiel das condições de perturbação do ambiente, Cairns et al. (1993) apontam que o ideal é realizar medidas diretas da saúde das comunidades biológicas, o que permite tanto validar as previsões de impacto obtidas através de metodologias como as análises toxicológicas e químicas, como desenvolver mecanismos para implementação de ações corretivas em planos de manejo. Neste contexto, surge o conceito de monitoramento biológico, que pode ser definido como o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas. Nesta abordagem, os bioindicadores, que são espécies escolhidas por sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros, como poluição orgânica ou outros tipos de poluentes (WASHINGTON, 1984), podem ser usadas para indicar as condições ambientais dos ecossistemas. Isso é possível, uma vez que os organismos integram as condições ambientais durante toda a sua vida, permitindo que a avaliação biológica seja utilizada com bastante eficiência na detecção tanto de ondas tóxicas intermitentes agudas quanto de lançamentos crônicos contínuos (DE PAUW; VANHOOREN, 1983).

Teoricamente, qualquer grupo de organismos aquáticos poderia ser usado em um programa de monitoramento biológico (EGLER, 2002), entretanto, os grupos mais indicados são algas, peixes e macroinvertebrados (ROSENBERG; RESH, 1993; KARR, 1991).

Os macroinvertebrados bentônicos (dulcícolas) constituem o grupo mais testado e utilizado no monitoramento ambiental. São compostos por organismos que habitam substratos de fundo (sedimentos, pedras, folhijo, macrófitas, dentre outros) em ambientes de água doce por pelo menos um período do seu ciclo de vida. São maiores que 0,5 mm e incluem larvas de insetos, anelídeos, oligoquetas, crustáceos e moluscos, sendo que em geral as larvas de insetos tendem a ser o grupo mais abundante (ROSENBERG; RESH, 1993).

Dentre as características que tornam este grupo bastante adequado para o uso no biomonitoramento podemos citar: 1- constituem um grupo bastante diverso e cosmopolita, sendo sensíveis a vários tipos de poluentes e distúrbios físicos; 2 - apresentarem coleta de baixo



custo que requer aparelhagem relativamente simples e barata; 3 - por estarem associados ao sedimento, permitem registrar um tempo maior de impactos do que somente a avaliação de parâmetros físico-químicos, servindo como testemunhas tanto de impactos recentes como de médio prazo; 4 - apresentam ciclo de vida longo em relação a outros organismos, possibilitando um maior tempo de registro de efeitos de ações antrópicas sobre a comunidade (BRANDIMARTE et al., 2004).

Em síntese, para um adequado monitoramento ambiental, tão urgente no contexto dos ecossistemas aquáticos brasileiros, muitas ferramentas estão disponíveis, e, a junção delas parece ser a opção mais acertada, uma vez que dará uma indicação mais abrangente da situação ambiental de cada local estudado.

Nesse contexto, surge a proposta desta Tese, que visa avaliar efeitos de metais e organoclorados em macroinvertebrados bentônicos de cursos de água das Bacias dos Rios Uberabinha e Araguari, utilizando vários níveis de abordagem: análises químicas, análises da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e análises ecotoxicológicas. Os cursos de água estudados nesta Tese integram ecossistemas aquáticos do Bioma Cerrado, onde se encontram as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul (Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata), resultando em um elevado potencial aquífero que favorece a sua notável biodiversidade (MMA, 2013). O Cerrado Brasileiro é considerado um “hot spot”, ou seja, uma área prioritária para conservação, uma vez que apresenta alta biodiversidade e fortes pressões ambientais, com grande destaque para a agricultura.

Especificamente, esta Tese tem os seguintes objetivos:

- 1 – Diagnosticar a contaminação de cursos de água pertencentes às Bacias dos Rios Uberabinha e Araguari por organoclorados, através de análises químicas do sedimento e de macroinvertebrados bentônicos, em trechos com diferentes características quanto à ocupação do solo do entorno;
- 2 – Avaliar e comparar o potencial de bioacumulação de metais por macroinvertebrados de diferentes guildas alimentares;
- 3– Testar o potencial de toxicidade de sedimentos de cursos de água regionais contaminados por metais utilizando *Chironomus xanthus* como organismo-teste.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ LUIZ, S. M.; GOMES, C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 70-78, julho 2005.

AMISAH, S.; COWX, I. G. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. **Journal of Freshwater Ecology**, London, v. 15, n. 2, p. 237-250, june 2000.

ANGELOTTI-NETTO, A., et al. Metais pesados provenientes de atividade agrícola: formas, prevenção e controle. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; WENDLAND, E. (Org.). **Bacia Hidrográfica**. São Carlos: Rima Editora, 2004. p. 1-14.

BAIRD, Colin. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2002. 648p.

BRANDIMARTE, A. L. et al. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C. E. de M.; BICUDO, D. de (Orgs.). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: RIMA, 2004. p. 213-230.

BUCKUP, P. A.; N.A. MENEZES (eds.). **Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil**. São Paulo, 2003. Disponível em: <http://www.mnrj.uffrj.br/catalogo>. Acesso em: 14 nov. 2011.

BUIKEMA, A. I.; VOSHELL, J. R.. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chappman & Hall, 1993, p. 344-398.

CAIRNS, J.; PRATT, J. R.. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chappman & Hall, 1993, p. 10-26.

CASPER, A. F. Population and community effects of sediment contamination from residential urban runoff on benthic macroinvertebrate biomass and abundance. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v.53, n.6, p. 796-799, jun 1994.

CNUMAD. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Agenda 21**. Senado Federal, Brasília, 1992. 585p.

CORBI, J. J. et al. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n.3, p. 644-648, fev 2010.

CORBI, J. J. et al. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n.1, p. 61-65, fev 2006.

COSTA, C. R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim. Nova**, São Paulo, v. 31, n.7, p.1820-1830, set 2008.

D'AMATO, C. et al. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n.6, p. 995-1002, nov 2002.

DE PAUW, N; VANHOOREN G. Method for biological quality assessment of water courses in Belgium. **Hydrobiologia**, v.100, p. 153-168, 1983.

DURAL, M. et al. Bioaccumulation of some heavy metals in different tissues of *Dicentrarchus labrax* L, 1758, *Sparus aurata* L, 1758 and *Mugil cephalus* L, 1758 from the Camlik Lagoon of the eastern cost of Mediterranean (Turkey). **Environmental Monitoring and Assessment**, v.118, n.1-3, p. 65-74, 2006.

EGLER, M. **Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**. 2002. 147 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública, FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 2002.

EMBRAPA. **Monitoramento ambiental**. Disponível em <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01\\_73\\_711200516719.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_73_711200516719.html)>. Acesso em 23 ago. 2011

JONES, K.C.; DE VOOGT, P. Persistent organic pollutants (POPs): state of the Science. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 209-221, 1999.

TUNDISI, José Galizia. G. O futuro dos recursos hídricos. **Multiciencia**, v.1, p.1-15, 2003.

KARR, J. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, v., n.1, p. 66-84, 1991.

KAVLOCK, W. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors. **Environmental Health Perspectives**, v.104, n.4, p.715-740, 1996.

KELSE, W.R. et al. Persistent DDT metabolite p,p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist. **Nature**, v.375, p. 581-585, 1995.

KENDALL, R. J. et al. Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology. In CASARETT; L. J.; DOULL, J. (Eds). **Toxicology: the basic science os poisons**. New-York, N.Y. (USA): McGraw-Hill, 1996. p. 883 – 905.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, n. 101-139, 1989.

Ministério da Agricultura - Portaria 329/1985 - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. O bioma Cerrado. Disponível em < <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em 04 abr. 2014.

MONTEIRO, A. F.; NOGUEIRA, D. P. (Coord.). **Meio Ambiente e Câncer**. São Paulo: T. A. Queiroz / CNPq, 1983, p.63.

MURPHY, J. F.'; DAVY-BOWKER, J. Spatial structure in lotic macroinvertebrate communities in England and Wales: Relationship with physical, chemical and anthropogenic stress variables. **Hydrobiologia**, v. 534, n. 1-3, p. 151-164, 2005.

ONGLEY E.D. Matching water quality programs to management needs in developing countries: the challenge of program modernization. **European Water Pollution Control**, v. 7, n. 4, p. 43-48, 1997.'

PARRIS, K. Environmental impacts in the agricultural sector: using indicator as a tool for policy purposes. **Comissison for Environmetal Cooperating Meeting**, 2002. Disponível em < [http://www.cec.org/files/pdf/economy/OECDParris\\_EN.pdf](http://www.cec.org/files/pdf/economy/OECDParris_EN.pdf) 2002>. Acesso em 12 jun.2011.

POURANG, Nima. Heavy metal concentration in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. **Hydrobiologia**, v. 331, p. 53-61, 1996.

RICHARDS S. M.; KENDALL, R. J. Biochemical effects of chlorpyrifos on two developmental stages of *Xenopus laevis*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 21, p.1826–1835, 2002.

ROSEMBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, NY: Chappman & Hall, 1993.

SAXENA, P. K.; LAL, S. R. Seasonal changes in testes and thumb pads of the toad, *Bufo marinus* (Linn.) and their correlation with fluctuations in the environmental factors. **Anatomischer Anzeiger**, v.149, n. 4, p.337–344, feb 1981.

SOLÁ, C.; PRAT, N. Monitoring metal and metalloid biaccumulation in Hydropsyche (Trichoptera, Hydropsychidae) to evaluate metal pollution in a mining river. Whole body versus tissue content. **The Science of the Total Environment**, v. 359, n.1-3, p. 221-231, 2006.

SUÑOL, C.; VALE, C.; RODRIGUEZ-FARRE, E. Polychlorocycloalkane insecticide action on GABA and glycine-dependent chloride flux. **Neurotoxicology**, v.19, n. 4-5, p.573-580, 1998.

VIVES, I. et al. Age dependence of the accumulation of organochlorine pollutants in brown trout (*Salmo trutta*) from a remote high mountain lake (Redó, Pyrenees). **Environmental Pollution**, v. 133, n. 2, p. 343-350, jan 2005.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, v.18, p.653-694, 1984.

# **CAPÍTULO 1 - DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE ORGANOCLORADOS EM SEDIMENTOS E INVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS DO TRIÂNGULO MINEIRO, MINAS GERAIS, BRASIL**

*Este artigo foi publicado na Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 19 n.1 –Jan/Mar 2014, 143-153*

## **1- RESUMO**

Este estudo teve como objetivo avaliar os níveis de compostos organoclorados em sedimentos de 35 cursos de água pertencentes às bacias hidrográficas Uberabinha, Araguari e Tijuco. Foram analisadas amostras de invertebrados bentônicos coletados em córregos que apresentaram maiores concentrações de organoclorados. Dos 19 compostos analisados, 10 foram detectados em cursos de água. Não foi evidenciada bioacumulação de organoclorados na fauna. No entanto, isso não exclui outros possíveis impactos destes compostos sobre a fauna. Medidas de controle devem ser encorajadas, uma vez que o sedimento é um dos compartimentos mais importantes no contexto da ciclagem da matéria e fluxo de energia.

**Palavras-chave: bioacumulação, predadores e poluição.**

## **ENVIRONMENTAL DIAGNOSTIC OF ORGANOCHLORINE COMPOUNDS IN SEDIMENT AND BENTHIC INVERTEBRATES OF TRIANGULO MINEIRO WATERSHEDS, MINAS GERAIS, BRAZIL**

## **2 - ABSTRACT**

This study aimed to assess the levels of organochlorine compounds in sediments of 35 watercourses belonging to the Uberabinha, Araguari and Tijuco watersheds. Samples of benthic invertebrates were collected and analyzed in streams that showed higher concentrations of organochlorines. Among the 19 compounds analyzed, 10 were detected in watercourses. The bioaccumulation of organochlorines was not evident in the fauna. However, this does not exclude other possible impacts of these compounds on the fauna. Monitoring measures must be encouraged since the sediment is one of the most important compartments in the context of the cycling of matter and energy flow.

**Keywords: bioaccumulation, predators, and pollution.**

## **3 - INTRODUÇÃO**

A utilização de agrotóxicos constitui uma das características fundamentais do padrão tecnológico introduzido na agricultura brasileira desde os anos sessenta (Carraro, 2012). Dos compostos usados em grande escala, destacam-se os organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides e uma série de derivados de triazinas, dentre outros (Lara & Batista, 1992).

Os pesticidas organoclorados são substâncias orgânicas tóxicas de origem antrópica que podem ser encontrados em vários compartimentos ambientais: água, solo, ar, sedimento, fauna e flora. Caracterizam-se por apresentar natureza lipofílica, o que os torna passíveis de serem bioacumulados na cadeia alimentar (Baird, 2002). Uma vez que são resistentes à degradação microbiana, fotoquímica e térmica (Jones & Voogt, 1999; Vives *et al.*, 2005), possuem grande estabilidade físico-química, podendo permanecer no ambiente por décadas.

Os efeitos adversos dos compostos organoclorados na biota são diversos, destacando-se os mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos (Monteiro & Nogueira, 1983). Em relação à saúde humana, é relatado que estes compostos podem ter efeitos na reprodução, interrupção endócrina (Kelse *et al.*, 1995; Kavlock *et al.*, 1996) além de efeitos neurotóxicos (Suñol *et al.*, 1998; Bloomquist, 1992). Por esses motivos, em 1995 a utilização de tais compostos para o controle de pragas em pastagens foi proibida em território nacional por meio da Portaria 357/1971, sendo permitido o uso apenas em campanhas de saúde pública no combate a vetores de agentes etiológicos da Malária e Leishmaniose e também para uso emergencial na agricultura (a critério do Ministério da Agricultura). Além disso, há permissão também para o uso de iscas formicidas à base de Aldrin e Dodecacloro e do uso de cupinicidas à base de Aldrin para reflorestamento (D'Amato *et al.*, 2002; Portaria 329/1985).

Considerando a importância dos danos de resíduos de pesticidas organoclorados aos ecossistemas terrestres e aquáticos, o monitoramento desses compostos em sedimentos, solos, fauna, cursos de água e lençóis freáticos torna-se muito importante. Os sedimentos, particularmente, são considerados bons indicativos da contaminação por agrotóxicos (Flores *et al.*, 2004). É nesse compartimento que vários organismos aquáticos habitam realizando processos vitais como alimentação e reprodução. De acordo com Esteves (1998), o sedimento integra todos os processos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos (biológicos, físicos e químicos) e pode ser considerado um dos compartimentos mais importantes desses ecossistemas no contexto da ciclagem de matéria e fluxo de energia. Não se sabe ao certo o quanto a presença desses contaminantes no ambiente pode alterar ciclos de vida, relações tróficas, serviços ecológicos e a biodiversidade.

Sabe-se que o Cerrado é considerado um “hotspot”, ou seja, uma área prioritária para conservação, considerando a alta biodiversidade encontrada e a grande ameaça a que vem sendo submetido. Minas Gerais, o segundo estado brasileiro que comporta maior área de Cerrado, foi um dos estados em que a agricultura teve grande expansão desde o século XIX com o cultivo do café. Neste estado, apenas dois estudos foram desenvolvidos com a finalidade de detecção

e quantificação de organoclorados em sedimentos. Flores *et al.* (2004) indicaram a presença de organoclorados no Ribeirão São Bartolomeu. No Triângulo Mineiro, Schneider (1996) avaliou a presença de organoclorados em matrizes de solo e de água em seis pontos de um trecho da Bacia do Rio Uberabinha, indicando a presença de tais compostos muito próximos a áreas de captação de água para abastecimento público.

Em relação à fauna aquática, quando associada a sedimentos contaminados por organoclorados, um dos possíveis desdobramentos é a bioacumulação, um processo pelo qual ocorre a concentração de poluentes nos tecidos de seres vivos, que pode se dar passivamente, por adsorção dos poluentes da coluna de água, ou ativamente através da ingestão de partículas tóxicas (Libes, 1992). A partir da bioacumulação pode ocorrer a biomagnificação, que consiste no aumento da concentração dos poluentes em níveis tróficos superiores, em decorrência das relações que ocorrem na cadeia alimentar (neste caso as maiores concentrações são encontradas nos predadores). Diversos estudos já relataram bioacumulação em peixes, dentre eles Miranda (2006), Guo *et al.* (2008), Volta *et al.* (2009), também em mexilhões (Ozkoc *et al.*, 2007) e caranguejos (Menone *et al.*, 2000). Na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, representada principalmente por insetos aquáticos, não há informações na literatura sobre o processo de bioacumulação de pesticidas organoclorados, sendo uma importante questão considerando os efeitos tóxicos desses compostos.

A Bacia do Rio Uberabinha até o final da década de 60 foi marcada pela pecuária extensiva (Schneider, 1996); no final dos anos 70 a área de chapada do Rio Uberabinha passou pelo chamado “Processo de Modernização da Agricultura Brasileira” sendo alvo de plantio de soja. A topografia plana e a facilidade de acesso a jazidas de calcário na região foram fatores que favoreceram a expansão agrícola e, com ela, o intenso uso de agrotóxicos. Destaca-se também a prática da silvicultura de *Pinus* e Eucalipto que, com incentivos fiscais, expandiu-se nas áreas de Cerrado (Schneider, 1996).

Sendo as águas da Bacia do Rio Uberabinha de fundamental importância para o abastecimento de água da cidade de Uberlândia, entende-se que o diagnóstico e monitoramento da contaminação desse manancial deve ser uma medida prioritária, considerando que diversos poluentes como pesticidas e metais pesados não são eliminados quando da realização do tratamento convencional de água para abastecimento público.

Nesse contexto, este estudo teve por objetivo avaliar os níveis de pesticidas organoclorados em sedimentos de cursos de água pertencentes às bacias do Rio Uberabinha, Rio Araguari e Tijuco. Também foi avaliada a ocorrência da bioacumulação de compostos

organoclorados em larvas de insetos aquáticos predadores coletados em sedimentos de cursos de água contaminados por estes compostos.

## **4 - MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 - Área Estudada**

A bacia do Rio Uberabinha integra a região denominada Triângulo Mineiro e abrange parte dos municípios/distritos de Uberlândia, Uberaba, Martinésia e Tupaciguara, drenando uma área aproximada de 2.188,3 km<sup>2</sup> (Feltran Filho & Lima, 2007). Ela integra a bacia do rio Paraná, representada pelas litologias de idade Mesozóica: arenitos da Formação Botucatu, basaltos da Formação Serra Geral e rochas do Grupo Bauru (Nishiyama, 1989). O clima da região é o tropical e, segundo a classificação climática de Köppen, é tipo Aw, megatérmico, com chuvas no verão e seca de inverno (EMBRAPA, 1982).

### **4.2 - Sedimento**

#### **Amostragem**

Foram amostrados 35 pontos de coleta, perfazendo 12 pontos no rio Uberabinha e 18 pontos em afluentes. Três pontos em riachos integrantes da Bacia do Rio Araguari e dois da Bacia do Rio Tijuco (Figura 1, Tabela 1). Buscou-se escolher pontos distribuídos ao longo de toda a bacia hidrográfica e também relacionados ao abastecimento de água para a população local. Ou ainda pontos com histórico de poluição por agrotóxicos em solos adjacentes.

As amostras de sedimento foram coletadas entre os meses de julho e outubro de 2011 em duplicata em cada ponto de coleta. As mesmas foram acondicionadas em frascos de vidro estéreis com tampa de teflon, revestidos externamente com papel alumínio e com capacidade para 200 g. Estes foram colocados em caixa isotérmica com gelo até a chegada ao laboratório, onde foram armazenados em refrigerador a 4 °C.

#### **Extração e análise**

Para extração de organoclorados no sedimento foi utilizada a técnica de Ultra-Som (EPA - Método 3550C - ULTRASONIC EXTRACTION 3550C). Foram adicionados a 10 g de sedimento in natura 25 mL de hexano. A extração ocorreu em banho de ultra-som por 15 minutos e, em seguida, foi feita a filtração em papel Whatman nº 45. Ao extrato foi adicionado sulfato de sódio anidro para eliminar traços de umidade. Os extratos foram evaporados em um



rotaevaporador até redução do volume para 1 mL e as análises foram determinadas em duplicata por cromatografia gasosa acoplada à detecção por espectrometria de massa (GCMS). Foram analisados 19 organoclorados (os mais comumente encontrados no território nacional), a saber: Aldrin, Alfa-BHC, Beta-BHC, Delta-BHC, Gama-BHC, Clordano, 4,4-DDD, 4,4-DDE, 4,4-DDT, Dieldrin, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfato, Endrin, Endrin Aldeído, Heptacloro, Heptacloro Epoxi, Metoxiclor, Metolaclor.

### **4.3 - Fauna**

#### **Amostragem**

Para a análise da concentração de organoclorados na fauna optou-se, inicialmente, por uma avaliação geral dos macroinvertebrados sendo coletados representantes de qualquer grupo trófico funcional (Tabela 2). A coleta da fauna (mesmo período da coleta dos sedimentos) foi realizada utilizando-se rede coletora do tipo “D” e os organismos foram amostrados exaustivamente até a obtenção de seis amostras de 2g, cada uma contendo representantes diversos da entomofauna bentônica presente nos pontos que apresentaram as maiores concentrações de organoclorados (P33, P17 e P5). Em um segundo momento, em decorrência de não haver detectado organoclorados nas amostras da fauna, restringiram-se as análises somente aos macroinvertebrados predadores (Tabela 2), uma vez que a concentração de organoclorados nesses organismos seria, teoricamente, maior que nos demais grupos tróficos (considerando a biomagnificação). Foram analisadas seis amostras de 10g cada (visando maior representatividade da amostra) sendo duas de cada um dos três córregos que apresentaram maiores concentrações de organoclorados e que tinham elevada abundância de predadores (córregos Marimbondo, Gordura e Óleo).

Ainda em campo foi feita pré-triagem dos táxons e, em laboratório, os organismos foram identificados utilizando-se estereomicroscópio e chaves específicas (Mugnai *et al.*, 2010). Foram analisados os mesmos compostos organoclorados avaliados nos sedimentos.

#### **Extração e análise**

Para extração e análise de organoclorados na fauna foi utilizada a mesma técnica aplicada aos sedimentos, mudando-se apenas a massa amostral. Assim, foram utilizadas seis amostras de 2,0 g em um primeiro momento e seis de 10,0g em um segundo momento.

## **5 - RESULTADOS**

## **5.1 - Sedimentos**

Dos dezenove compostos organoclorados analisados, dez foram detectados nos cursos de água estudados (Tabela 3) sendo que os níveis de concentração variaram de 0 a 12,20 µg.kg<sup>-1</sup>. Entre os compostos analisados, Aldrin, 4,4- DDE e Endrin Aldeído foram os mais frequentes e também os que apresentaram as maiores concentrações, considerando-se a porcentagem total dos mesmos em relação aos demais compostos (44,00%, 23,17% e 17,07%, respectivamente). Apesar da baixa frequência, Metolachlor representou 7,47% das concentrações detectadas. Os compostos Endosulfan 1, 4,4 DDD, Endrin e Heptacloro Epoxi apareceram em concentrações intermediárias e em baixa frequência. Os demais compostos 4,4DDT e Gama BHC, foram os compostos que apresentaram as menores concentrações em apenas uma amostra.

Observou-se que os pontos localizados no alto curso do Rio Uberabinha foram os que apresentaram as maiores concentrações dos compostos analisados. De forma contrária, no médio curso do rio foram detectadas as menores concentrações.

## **5.2 - Fauna**

Nas seis amostras de 2,0g, com representantes de diversos grupos tróficos funcionais da entomofauna bentônica, não foram detectados organoclorados. Para descartar a hipótese de que a massa tenha sido insuficiente ou pouco representativa, optou-se por novas coletas somente dos predadores (pois, teoricamente, apresentariam maiores concentrações de organoclorados via biomagnificação) utilizando massa amostral de 10g. Novamente, nas seis amostras analisadas não foram detectados organoclorados.

# **6 - DISCUSSÃO**

## **6.1 - Sedimentos**

No Brasil não existe uma legislação que estabeleça concentrações limites de organoclorados no sedimento dos cursos de água. Apesar disso, sabe-se que monitorar os níveis de pesticidas em sedimentos torna-se de suma importância já que o sedimento é considerado o compartimento mais importante para o estudo do impacto das substâncias tóxicas persistentes (STP) no meio ambiente, pois é nele que estas apresentam os maiores tempos de residência (Almeida *et al.*, 2007).

Neste estudo, tomando como referência outros trabalhos realizados no Brasil, os dados apontam que as concentrações dos compostos Aldrin ( $12,12 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), 4,4- DDE ( $12,19 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e Endrin Aldeído ( $12,20 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) estão dentro dos valores observados por pesquisadores no país, como no trabalho de Torres *et al.*, (2002), que avaliando sedimentos de cursos de água do Rio de Janeiro, detectaram concentrações máximas de  $0,2 \mu\text{g.kg}^{-1}$  para Aldrin e de  $20,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$  para 4,4DDE. Sousa *et al.* (2008) estudando mangues no estado do Rio de Janeiro encontraram valores máximos de Aldrin e 4,4-DDE de 4,23 e 4,39  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , respectivamente. Em contrapartida, comparando com resultados encontrados por Corbi *et al.*, (2006) no estado de São Paulo (Aldrin:  $1787 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ; 4,4-DDE:  $22,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e Endrin Aldeído:  $82,3 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) as concentrações obtidas foram relativamente baixas.

Para melhor entendimento do cenário ambiental da Bacia do Rio Uberabinha em relação à concentração de pesticidas no sedimento e avaliação da qualidade do mesmo, tomou-se como referência as concentrações máximas permitidas (CMP) propostas por Crommentuijn *et al.*, (2000), em conjunto com o governo holandês, que estabeleceram critérios de avaliação de 150 substâncias orgânicas, incluindo alguns pesticidas, em solo, água e sedimento. A tabela 3 apresenta a CMP de alguns pesticidas em sedimento. A concentração máxima permissível é um risco limite deduzido a partir de informações toxicológicas e ecotoxicológicas existentes sobre os pesticidas (Cunha, 2003).

Tomando como referência esses valores, evidencia-se que as concentrações de 4,4DDE e de Heptacloro Hepoxi estão acima do valor permitido nos cursos de água P1, P5, P18 e P19 para o primeiro composto e nos pontos 22 e 26 para Heptacloro Hepoxi. Também em relação ao Endossulfan, foram encontradas concentrações nos pontos 05 e 19 acima do permitido pela referida legislação.

O 4,4 DDE é um metabólito do DDT e é considerado a STP mais persistente em organismos vivos (Bressa *et al.*, 1997) Já foram relatados efeitos de inibição da ligação do receptor andrógeno e testosterona, ocasionando, em ratos machos de laboratório, a manutenção de mamilos torácicos, atraso na separação do prepúcio e diminuição da vesícula seminal e próstata (D'Amato *et al.*, 2002; Kelce *et al.*, 1995)

Em relação à espécie humana, Romieu *et al.*, (2000) analisaram a relação entre o histórico de lactação, níveis plasmáticos de DDT e DDE e risco de câncer de mama, em um estudo conduzido entre mulheres residentes na Cidade do México entre 1990 e 1995. Foi evidenciado que a presença de níveis altos de DDE, principalmente entre mulheres pós-menopausa, pode aumentar os riscos de câncer de mama. Nas aves o DDE tem sido indicado

como responsável pela deficiência na formação da casca dos ovos. Como consequência, as cascas são frágeis e não resistem até que ocorra a eclosão natural dos ovos. Esse efeito diminuiu drasticamente a população de águias, falcões e açores, na década de 80, no ecossistema mundial (Solomons *et al.*, 1989; Tan, 1994).

É importante destacar que a razão DDT/DDE pode ser usada como estimativa da entrada de DDT no ambiente ao longo do tempo. Com o passar dos anos, a partir da última data de aplicação do inseticida, a concentração de DDE tende a superar a de DDT, já que é um metabólito deste. Neste estudo, em todos os pontos, exceto no P22, não foi encontrado DDT, indicando que provavelmente este produto não está sendo mais aplicado, mas no passado foi muito utilizado visto as altas concentrações de 4,4 DDE.

O heptacloro é um inseticida considerado pela *Environmental Protection Agency* (EPA) moderadamente tóxico (Classe 2), altamente persistente no meio e oxidado principalmente a Heptacloro Epóxido; este composto é frequentemente encontrado em níveis muito mais elevados no tecido adiposo (gordura) do que o heptacloro. A análise de regressão dos dados coletados pela EPA, entre 1969 e 1983 sobre resíduos de pesticidas em gordura humana resultou em uma associação significativa entre os níveis de heptacloro epóxido e diagnóstico de linfoma não-Hodgkin (OSHA). Além disso, pesquisas relacionam efeitos do Heptacloro Epoxi a danos ao sistema nervoso central e ao fígado em animais.

O endossulfan é identificado como inseticida extremamente tóxico. A revisão da literatura científica sobre o impacto do endossulfan revela evidências dos efeitos tóxicos crônicos no sistema nervoso, no sistema imunológico e evidências não conclusivas de sua ação mutagênica, assim como a de provocar câncer em animais de laboratório e nas populações humanas expostas (UNISINOS, 2009). Também está relacionado a efeitos neurológicos de longo prazo, como a epilepsia e o aumento do risco do Mal de Parkinson (UNISINOS, 2009). Estudos de populações expostas ao endossulfan sugerem que este pode aumentar o risco de autismo em fetos quando as mães são expostas a este poluente principalmente no primeiro trimestre de gestação (ATSDR, 2013; UNISINOS, 2009).

A contaminação por organoclorados em geral é visivelmente maior no alto curso da bacia, tanto nos córregos como no Rio Uberabinha, áreas em que extensas culturas (seringueira, eucalipto, soja, café, milho e horticultura) foram tratadas com organoclorados, conforme dados de Schneider (1996), ao analisar amostras de solos dessas culturas. As menores concentrações encontradas no médio curso devem-se à urbanização dessas áreas, nas quais a atividade agrícola não se desenvolveu prioritariamente, mas sim, a cidade de Uberlândia.

Da mesma forma, explicam-se as menores concentrações de organoclorados, a jusante no Rio Uberabinha, possivelmente pelo fato de que no baixo curso, em áreas próximas às margens do Rio, possivelmente pelo tipo de relevo, o cultivo de produtos agrícolas não se desenvolveu plenamente, logo, o uso de pesticidas também não. O relevo nessa região é intensamente dissecado, onde a rede de drenagem principal se apresenta em vales encaixados no basalto (Schneider, 1996). Possivelmente pela presença de material basáltico e cristalino (onde rochas mais resistentes à erosão mantêm os ressaltos topográficos) os solos não favorecerem a agricultura.

No entanto, nos córregos do baixo curso foram encontradas concentrações elevadas de organoclorados, possivelmente pelo fato de que essas áreas, mais distantes das margens do rio, permitem o plantio de cultivares por apresentarem relevo mais propício à agricultura.

Nesse contexto, a Bacia do Rio Uberabinha pode ser classificada como pouco impactada por contaminação por organoclorados de forma geral, mas fortemente impactada pelos compostos 4,4 DDE e Heptacloro Epóxi, indicando, mais uma vez, a elevada persistência dos compostos organoclorados. Desse modo, a área de estudo é uma área prioritária para o monitoramento dos possíveis efeitos desses compostos no ambiente, uma vez que podem acarretar efeitos tóxicos na fauna aquática, além do potencial de biomagnificação. Outra medida importante seria investigar se tais compostos podem estar sendo utilizados indiscriminadamente sem a finalidade para a qual são permitidos, ou seja, conforme já mencionado, o uso restrito, com autorização do Ministério do Meio Ambiente. Soma-se a isso o fato dos possíveis efeitos na fauna aquática e também a possibilidade de que as águas desses mananciais também estejam contaminadas, especialmente nos pontos 1, 15, 18 e 19, que compõem o alto curso do Rio Uberabinha, responsável pelo abastecimento de cerca de 750.000 habitantes em Uberlândia, cidade mais populosa do Triângulo Mineiro.

## **6.2 - Fauna**

Uma vez que em outros organismos aquáticos, como peixes, mexilhões e caranguejos já foi relatado o evento de bioacumulação (Menone *et al.*, 2000; Miranda, 2006; Ozkoc *et al.*, 2007; Guo *et al.*, 2008; Volta *et al.*, 2009) é possível que ocorra também em insetos. Contudo, no presente estudo, não foram detectados organoclorados na fauna, possivelmente em decorrência das baixas concentrações de organoclorados encontradas nos sedimentos dos cursos de água nos quais foram feitas as coletas da fauna. Talvez em ambientes onde as concentrações de pesticidas sejam maiores no sedimento ocorra a bioacumulação na

entomofauna bentônica. No entanto, para acatar essa hipótese seria importante analisar insetos coletados em ambientes altamente contaminados por pesticidas clorados, como os cursos de água estudados por Corbi *et al.*, (2006).

Ainda que não tenha sido evidenciada bioacumulação, não se pode afirmar a ausência de impactos (seja em nível de indivíduo, populacional ou de comunidades) dos organoclorados sobre essa fauna, diretamente em contato com sedimentos contaminados. Efeitos crônicos e agudos são possibilidades, dada a exposição da fauna; para essa avaliação, estudos de toxicidade devem ser incentivados.

## **7 - CONCLUSÕES**

Nesse estudo detectou-se a presença de dez tipos de organoclorados nos sedimentos do rio Uberabinha e seus afluentes, sendo que 4,4 DDE e Heptacloro Hepóxi foram detectados em concentrações acima do permitido por legislação em seis pontos amostrais. Não foram detectados organoclorados na fauna analisada. No entanto, a ocorrência de efeitos agudos e crônicos, por exemplo, alterações na taxa de mortalidade e no desenvolvimento das espécies, na taxa de eclosão de larvas, taxa de emergência dos adultos além de alterações morfológicas são hipóteses a serem testadas em estudos futuros.

Medidas de monitoramento devem ser incentivadas considerando os efeitos tóxicos desses compostos tanto para a fauna aquática como para o abastecimento público, já que o Rio Uberabinha e o Ribeirão Bom Jardim, ambos localizados em regiões de cabeceira, são fontes de abastecimento de água no Triângulo Mineiro e, embora haja tratamento das águas para o abastecimento, o sistema convencional não elimina resíduos de agrotóxicos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à CAPES pela concessão de bolsa de doutorado a R. M. G. Souto e à FAPEMIG (Proc. CRA - APQ-02033-10) pelo auxílio financeiro das análises de organoclorados; à Dra. Maria Olímpia de Oliveira Rezende e Dra. Maria Diva Landgraf pelo apoio com as análises de Organoclorados. Ao DMAE pelo auxílio na localização e acesso aos pontos de coleta e, finalmente, aos colaboradores Helena M. Guimarães, Walter Guimarães, Wesley Nazareth e Doca Mastroiano pelo importante apoio nas coletas da fauna.

## 8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, F.V.; CENTENO, A.J.; BISINOTI, M. C.; JARDIM, W.F. Substâncias Tóxicas Persistentes (STP) no Brasil, *Química Nova*, v. 30, n.8, p.1976-1985, 2007.
- ATSDR - Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 2013. Reseña Toxicológica del Endosulfán. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud. Pública.
- BAIRD, C. *Química Ambiental* .2 ed. Porto Alegre: Bookman. 2002, 648p.
- BLOOMQUIST, JR. Intrinsic lethality of chloride-channel directed insecticides and convulsants in mammals, *Toxicology Letters*, v.60, p. 289-298, 1992.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Portaria nº 357. *Diário Oficial da União*, Brasília, 15 out. 1971. Seq. 1, p. 8318.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Portaria nº 329. *Diário Oficial da União*, 3 set 1985, Brasília, Seq. 1, p. 12941.
- BRESSA, G.; SISTI, E.; CIMA, F. PCBs and organochlorinated pesticides in eel (*Anguilla anguilla* L.) from the Po delta, *Marine Chemistry*, v.58, p. 261-266, 1997.
- CARRARO, G. *Agrotóxico e meio ambiente: uma proposta de ensino de Ciências e de Química*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1997, 95p.
- CORBI, J.J.; STRIXINO, S.T.; SANTOS, A. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (estado de São Paulo, Brasil), *Química Nova*, v. 29, n. 1, p.61-65, 2006.
- CROMMENTUIJN, T.; SIJM, D.; BRUIJN, J. DE B.; LEEUWEN, K. V.; PLASSCHE, E.V. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides, *Journal of Environmental Management*, v.58, p. 297-312, 2000.
- CUNHA, M.LF.; Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil, 2003.
- D'AMATO, C.; TORRES, J. P.M.; MALM, O. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão, *Química Nova* [online], vol.25, n.6a, p. 995-1002, 2002.
- EMBRAPA. Serviço nacional de levantamento e conservação dos solos-EPAMIG (Belo Horizonte, MG). Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do Triângulo Mineiro. *Boletim de pesquisa*, 1982, 1, 34.
- EPA - Método 3550C - ULTRASONIC EXTRACTION 3550C
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1988, 575p.

FELTRAN FILHO, A.; LIMA, E.F. Considerações morfométricas da bacia do Rio Uberabinha - Minas Gerais, *Sociedade & Natureza*, v.19, p.65-80, 2007.

FLORES, A.V.; QUEIROZ, M. E. L.R.; NEVES, A.A.; GOULART, S. M. Extração e Análise de Organoclorados em Sedimentos do Ribeirão São Bartolomeu, Viçosa-MG, *Analytica*, v. 3, n.13, p. 42-47, 2004.

GUO, L.; QIU, Y.; ZHANG, G.; ZHENG, G.J.; LAM, P.K.S.; LI, X.D. Levels and bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fishes from the Pearl River estuary and Daya Bay, South China, *Environmental Pollution*, v.152, n.3, p. 604-611, 2008.

JONES, K.C.; DE VOOGT, P. Persistent organic pollutants (POPs): state of the Science, *Environmental Pollution*, v. 100, p.209-221, 1999.

KAVLOCK, W. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors, *Environmental Health Perspectives*, v. 104, n.4, p.715-740, 1996.

KELSE, W.R.; STONE, C.R.; LAWS, S.C.; GRAY, L.E.; KEMPPAINEN, J.A.; WILSON, E.M. Persistent DDT metabolite p,p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist, *Nature*, v.375, p. 581-585, 1995.

LARA, W.H.; BATISTA, G.C. Pesticidas, *Química Nova*, v.15, n.2, p.161-166, 1992.

LIBES, S. *An introduction to marine biogeochemistry*. 2 ed. New York: John Wiley and Sons, 1992, 734p.

MENONE, M.L.; BORTOLUS, A.; BOTTO, F.; AIZPÚN DE MORENO J.E.; MORENO, V.J.; IRIBARNE, O.; METCALFE, T.L.; METCALFE, C.D. Organochlorine contaminants in a coastal lagoon in Argentina: Analysis of sediments, crabs and cordgrass from two different habitats, *Estuaries*, v.23, p 583-593, 2000.

MIRANDA, A.L.C. *Bioacumulação de poluentes organopersistentes (POPSs) em traíra (Hoplias malabaricus) e seus efeitos in vitro em células do sistema imune de carpa (Cyprinus carpio)*. 2006. 57f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, 2006.

MONTEIRO, A.F.; NOGUEIRA, D.P. (Coord.). *Meio Ambiente e Câncer*. Sao Paulo: T. A. Queiroz / CNPq. 1983, p.63.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. *Manual de identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books. 2010, 176p.

NISHIYAMA, L. Geologia do município de Uberlândia e áreas adjacentes. *Revista Sociedade & Natureza*, v.1, n.1, p.9-16, 1989.

OSHA. [http://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH\\_244500.html](http://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH_244500.html), acessada em Agosto 2012.



OZKOC, H.B.; BAKAN, G.; ARIMAN, S. Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides along the Black Sea coast, *Environmental Geochemical Health*, v. 29, n.1, p. 59-68, 2007.

SCHNEIDER, M. de O. *Bacia do rio Uberabinha: uso agrícola do Solo e Meio Ambiente*. 1996. 157f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, 1996. Science, *Environmental Pollution*, v. 100, p.209-221,1999.

SOLOMONS, T.W.G. *Química orgânica 2*. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos. 1989, p. 354 - 496.

SOUZA, A.S. DE S.; TORRES, J.P.M.; MEIRE, R.O.; NEVES, R.C.; COURI, S.C.; SEREJO, C.S. Organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and crabs (*Chasmagnathus granulata*, Dana, 1851) from mangroves of Guanabara Bay, Rio de Janeiro State, Brazil, *Chemosphere*, 73, p.186–192, 2008.

SUÑOL, C.; VALE, C.; RODRIGUEZ-FARRE, E. Polychlorocycloalkane insecticide action on GABA-and glycine-dependent chloride flux, *Neurotoxicology*, v.19, n.4-5, p.573-580, 1998.

TAN, K.H. *Environmental soil science*. New York: United States of America. 1994, 557 p.

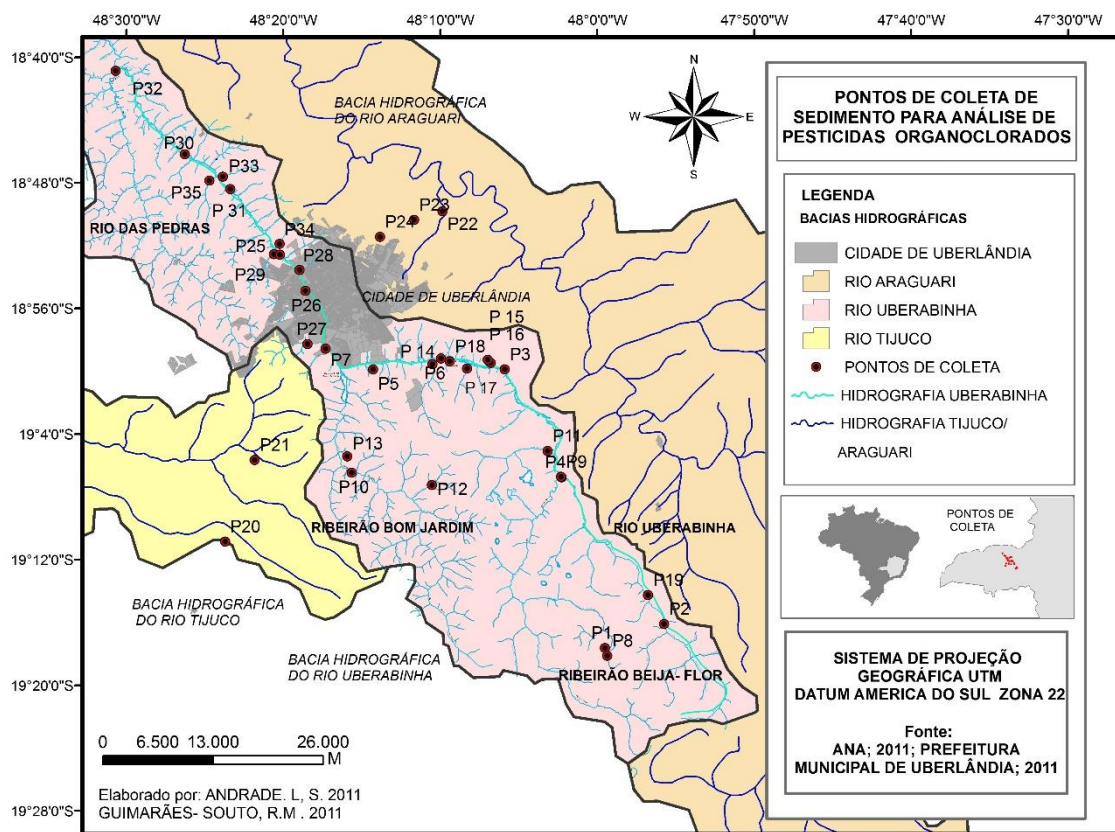
TORRES, J.P.M.; MALM, O.; VIEIRA, E.D.R.; JAPENGA, J.; KOOPMANS, G.F. Organic micropollutants on river sediments from Rio de Janeiro, Southeast Brazil, *Caderno de Saúde Pública*, v. 18, n. 2, p. 477-488, 2002.

UNISINOS. Disponível em: <<http://www.ihu.unisinos.br/noticias/noticias-arquivadas/24579-bayer-planeja-retirada-do-endosulfan-do-mercado>> Acesso em 12 dezembro de 2103.

VIVES, I., GRIMALT, J.O., VENTURA, M., CATALAN, J., ROSSELAND, B.O. Age dependence of the accumulation of organochlorine pollutants in brown trout (*Salmo trutta*) from a remote high mountain lake (Redó, Pyrenees), *Environmental Pollution*, v. 133, p. 343-350, 2005.

VOLTA, P.; TREMOLADA, P.; NERI, M.C.; GIUSSANI, G.; GALASSI, S. Age-dependent bioaccumulation of organochlorine compounds in fish and their selectivebiotransformation in top predators from Lake Maggiore (Italy), *Water Air Soil Pollut*, v. 197, p. 193-209, 2009.

**Figura 1 – Localização dos pontos de coleta de sedimentos para análise de organoclorados. 2011**



**Tabela 1 – Localização dos ambientes amostrados.**

<b>Código</b>	<b>Curso d'água</b>	<b>Localização</b>	<b>Coordenadas Geográficas</b>
P1	Rio Uberabinha	Alto Curso	19°17'37"S 47°54'19"O
P2	Rio Uberabinha	Alto Curso	19°16'6"S 47°55'44"O
P3	Rio Uberabinha	Alto Curso	18°59'53"S 48°05'53"O
P4	Rio Uberabinha - Foz Ribeirão Beija-Flor	Alto Curso	19°6'45"S 48°2'16"O
P5	Rio Uberabinha – Ponte de Arame	Alto Curso	18°59'53"S 48°14'89"O
P6	Rio Uberabinha – Captação de água	Alto Curso	18° 59' 11.54"S 48 09 56.17"O
P7	Rio Uberabinha – Clube Caça e Pesca	Alto Curso	18°58'34"S 48°17'18" O
P8	Córrego Machado	Alto Curso	19°18'7"S 47°59'21"O
P9	Ribeirão Beija Flor	Alto Curso	19°6'43"S 48°2'18"O
P10	Ribeirão Bom Jardim	Alto Curso	19°6'27"S 48°15'38"O
P11	Córrego Rancharia	Alto Curso	19°5'5"S 48°3'9"O
P12	Córrego do Meio	Alto Curso	19°7'15"S 48°10'31"O
P13	Córrego da Enxada	Alto Curso	19°1'27"S 48°15'55"O
P14	Córrego Estiva	Alto Curso	18°59'33"S 48°10'29"O
P15	Córrego na Fazenda Cabeceira do Lobo	Alto Curso	18°59'28"S 48°6'46"O
P16	Córrego da Arregaçada	Alto Curso	18°59'16"S 48°6'58"O
P17	Córrego da Fortaleza	Alto Curso	18°59'50"S 48°8'17"O
P18	Rio Uberabinha- captação de água	Alto Curso	18°59'22"S 48°9'23"O
P19	Rio Uberabinha	Alto Curso	19°14'15"S 47°56'45"O
P20	Ribeirão do Panga	Bacia do Rio Tijuco	19°10'51,3"S 48°23'42,6"O
P21	Córrego da Areia	Bacia do Rio Tijuco	19°05'39,3"S 48°21'49,0"O
P22	Córrego Marimbondo	Bacia do Rio Araguari	18°49'49,3"S 48°09'51,6"O
P23	Córrego Terra Branca	Bacia do Rio Araguari	18°50'21"S 48°11'39"O
P24	Córrego São José	Bacia do Rio Araguari	18°51'26,4"S 48°13'50,2"O
P25	Córrego Bernardo/Capim Branco	Médio Curso	18°52'32,7"S 48°20'35,6"O
P26	Córrego do Óleo	Médio Curso	18°54'53,5"S 48°18'35,7"O
P27	Córrego das Guaribas	Médio Curso	18°58'16"S 48°18'27"O
P28	Rio Uberabinha -Confluência com Córrego Liso	Médio Curso	18°53'33"S 48°18'57" O
P29	Rio Uberabinha - Fazenda Capim Branco	Médio Curso	18°52'35"S 48°20'12"O
P30	Rio Uberabinha – Ponte do Carrapato	Baixo Curso	18°46'11"S 48°26'16"O
P31	Rio Uberabinha – Usina dos Martins	Baixo Curso	18°48'24"S 48°23'22"O
P32	Rio das Pedras	Baixo Curso	18°41'16"S 48°30'43"O
P33	Córrego Gordura	Baixo Curso	18°47'36"S 48°23'51"O
P34	Córrego Boa Vista	Baixo Curso	18°51'53"S 48°20'13"O
P35	Córrego dos Machados	Baixo Curso	18°47'51"S 48°24'42"O

**Tabela 2 – Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos coletados em córregos contaminados por organoclorados, Minas Gerais, Brasil, 2012.**

Táxons	Pontos amostrais				GT
	Córrego Gordura	Ponte de Arame	Córrego Marimbondo	Córrego do Óleo	
Coleoptera					
Elmidae*			1		C
Hemiptera*	1				P
Odonata					
Calopterygidae			5	197	P
Coenagrionidae			2	7	P
Gomphidae	465	2	182	7	P
Libellulidae	2	2	32	58	P
Zygoptera não identificada	1	1		53	P
Plecoptera					
Perlidae*			6		P
Trichoptera					
Hydropsychidae*			1		F
Megaloptera*			1		P
Abundância Total	469	5	230	322	

GT – Grupo trófico alimentar. C: coletor; P: predador; F: filtrador

\* Presentes apenas na primeira análise; os demais na segunda análise.

**Tabela 3 – Concentração de compostos organoclorados nos sedimentos dos cursos de água estudados ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ), n=2; foram apresentados os maiores valores de cada réplica.**

Compostos	Amostras																		CMP (µg.Kg <sup>-1</sup> )**
	Alto curso																		
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	
Aldrin	4,32	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,27	2,76	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2,21	<LD	<LD	<LD	120
4,4-DDE	12,19*	<LD	<LD	<LD	3,32*	0,81	0,20	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2,14*	1,5
Endosulfan I	<LD	<LD	<LD	<LD	1,54*	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,026
Endrin	<LD	<LD	<LD	1,43	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2,9
Endrin Aldeído	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,18	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	12,20	<LD	-
Metolaclor	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	7,12	<LD	<LD	<LD	-

<LD= abaixo do limite de detecção.

\* Valores acima do limite permitido por legislação

\*\* Concentrações máximas permitidas (CMP) para compostos com um potencial de envenenamento secundário em sedimentos (CROMMENTUIJN *et al.*, 2000)

Compostos	Amostras																	CMP (µg.Kg <sup>-1</sup> )**	
	Alto curso	B. Rio Tijuco		B. Rio Araguari			Médio Curso					Baixo Curso							
	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	P28	P29	P30	P31	P32	P33	P34	P35		
Aldrin	5,12	<LD	0,16	<LD	<LD	0,18	<LD	<LD	<LD	<LD	0,06	<LD	<LD	8,14	12,12	6,56	<LD	120	
Gama-BHC	<LD	<LD	<LD	0,13	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	-	
4,4-DDD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,43	<LD	<LD	<LD	<LD	1,8	
4,4-DDE	2,45*	0,12	<LD	<LD	<LD	0,03	<ND	0,220	<LD	0,58	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,5	
4,4-DDT	<LD	<LD	<LD	0,59	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	9,4	
Endosulfan I	1,22*	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,026	
Endrin		<LD	1,30	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,25	1,33	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	-	
Aldeído																			
Heptacloro Epoxi	<LD	<LD	<LD	0,43*	<LD	<LD	<LD	1,110*	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,02	
Metolaclor	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	-	

<LD= abaixo do limite de detecção.

\* Valores acima do limite permitido por legislação

\*\* Concentrações máximas permitidas (CMP) para compostos com um potencial de envenenamento secundário em sedimentos (CROMMENTUIJN *et al.*, 2000)

## **CAPÍTULO 2 – BIOACUMULAÇÃO DE METAIS EM INSETOS AQUÁTICOS DE CÓRREGOS DO CERRADO**

---

### **1 – RESUMO**

O Brasil é apontado como o quinto maior consumidor de fertilizantes na agricultura e é também um dos países que abrigam a maior biodiversidade mundial, com grande destaque no Cerrado. Sendo assim, é premente conhecer a sensibilidade da biota frente aos poluentes de natureza metálica e os mecanismos responsáveis pela transferência de metais provenientes de matrizes abióticas para componentes bióticos dentro de ecossistemas aquáticos. Neste sentido, este trabalho teve o objetivo de comparar a bioacumulação entre os quatro grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos que ocorrem em riachos tropicais contaminados por metais. Nós hipotetizamos que os coletores apresentariam maior bioacumulação de metais que os demais grupos tróficos, dada a maior proximidade com o sedimento decorrente da sua forma de alimentação. Os insetos aquáticos foram coletados em três córregos localizados no Triângulo Mineiro, Minas Gerais, Brasil: Marimbondo, Branco Capim e Sucupira Cassu. Os sedimentos para análise de metais (Cu, Mn, Cd, Zn) foram amostrados em triplicata e a coleta realizada entre abril e julho de 2012. Os insetos aquáticos foram coletados no mesmo período, utilizando uma rede do tipo D (malha de 250 µm) e amostrados exaustivamente até que houvesse biomassa suficiente (pelo menos 0,10 g) para análise de metais. As concentrações de metais foram determinadas no sedimento e fauna, bem como o fator de bioacumulação (BAF). Neste estudo, os quatro metais analisados foram encontrados nos sedimentos, mas em baixas concentrações. Observou-se a bioacumulação de zinco, cobre e magnésio pelos insetos aquáticos, no entanto, não houve um padrão de bioacumulação entre grupos tróficos. Os valores relativos ao zinco tiveram destaque na fauna, com um elevado acúmulo desse metal pelos organismos. Estudos de toxicidade devem ser incentivados, considerando a alta frequência de bioacumulação de metais e possíveis efeitos subletais sobre a fauna aquática.

**Palavras-chave:** macroinvertebrados bentônicos, grupos tróficos funcionais, guildas alimentares.

## **2 – ABSTRACT**

This paper has the aim of comparing bioaccumulation among the four functional trophic groups of aquatic insects that occur in tropical streams contaminated by metals. Aquatic insects were collected in three streams located in the Triângulo Mineiro, Minas Gerais, Brazil: Marimbondo Stream, Branco Capim Stream and Sucupira Cassu Stream. Sediments for metal analysis (Cu, Mn, Cd, Zn) were sampled, in triplicate, from the three sites and were collected in April-July 2012. Aquatic insects were collected in the same period using a D-frame aquatic net (mesh sieve 250 µm) and sampled exhaustively until there was enough biomass (at least 0.10 g) for metal analysis. Concentrations of metals were determined in the sediment and fauna and the bioaccumulation factor (BAF) was calculated. In this study the four metals analyzed were found in the collected sediment, but at low concentrations. Bioaccumulation of zinc, copper and magnesium by aquatic insects was observed. However a pattern of bioaccumulation among trophic groups was not found. The values regarding zinc in the fauna were highlighted, with a very high accumulation of this metal by benthic insect fauna. Toxicity studies should be encouraged considering the high frequency of bioaccumulation of metals and possible sublethal effects on aquatic wildlife.

**Key words: benthic macroinvertebrates, functional trophic groups, feeding guilds.**

## **3 - INTRODUÇÃO**

O Bioma Cerrado é o segundo maior da América do Sul, ocupando cerca de 22% do território nacional, onde encontram-se as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul (Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata), resultando em um elevado potencial aquífero que favorece a sua notável biodiversidade (MMA, 2013). O Cerrado Brasileiro é considerado um “Hot Spot”, ou seja, uma área prioritária para conservação, uma vez que apresenta alta biodiversidade e fortes pressões ambientais (MYERS et al., 2000).

A conversão de áreas naturais do Cerrado em campos agrícolas, assim como a poluição e/ou represamento das águas devido ao rápido desenvolvimento de muitas regiões tem reduzido a área de ocorrência de muitas espécies (ALHO; MARTINS, 1995).



Com relação aos recursos hídricos, os impactos ocorrem de diversas formas, como a redução das áreas de vegetação marginal (TERESA; CASATTI, 2010), o aporte de efluentes domésticos e industriais (ALLAN, 2004; CLEMENTES, 2010), bem como os decorrentes da mineração e da agricultura como foi apontado em diferentes estudos (SOLOMON et al., 2000; COOR, 2001; TUNDISI et al., 2003).

A exposição ambiental a contaminantes, que podem ter origem pontual ou difusa, pode gerar consequências em longo prazo, tendo implicações no funcionamento dos ecossistemas e na redução de biodiversidade, decorrentes de alterações da estruturação das comunidades (SOLÁ et al., 2004; HAUS et al., 2007).

Em países como o Brasil, em que a agricultura se desenvolveu intensamente, a utilização de fertilizantes é uma prática secular e em escala crescente. Muitos fertilizantes contêm em sua composição diferentes concentrações de chumbo, níquel, cromo, cádmio, zinco e outros metais que, em virtude do escoamento superficial no solo, atingem os sistemas hídricos adjacentes (CORBI et al., 2010). Tal fato tem ainda maior expressão na ausência de vegetação ciliar, a qual pode minimizar o carreamento de produtos tóxicos para os ambientes aquáticos (ANGELOTTI-NETTO et al., 2004; CORBI et al., 2006).

Diversos estudos conduzidos em sistemas aquáticos contaminados por metais reportaram correlação entre a concentração de metais em matrizes abióticas e a fauna residente (POURANG, 1996; MURPHY; DAVY-BOUKER, 2005; SOLÁ; PRATT, 2005; DURAL, 2006). A bioacumulação é um processo pelo qual ocorre a concentração de poluentes nos tecidos de seres vivos, que pode dar-se passivamente, por adsorção dos poluentes da coluna d'água, ou ativamente, pela ingestão de alimentos contaminados por metais. A partir da bioacumulação pode ocorrer a biomagnificação, que consiste no aumento da concentração dos poluentes em níveis tróficos superiores, em decorrência das relações tróficas que ocorrem na cadeia alimentar.

Efeitos tóxicos dos metais podem se manifestar, por exemplo, no aumento da taxa de mortalidade das espécies mais sensíveis e também alterando outros processos vitais como o crescimento e a reprodução (CASPER, 1994; AMISAH; COWX, 2000).

Os insetos aquáticos, por representarem 90% da fauna de invertebrados aquáticos, por serem um importante elo nas cadeias alimentares em córregos, serem relativamente sedentários e por apresentarem um ciclo de vida relativamente longo, apresentam grande adequabilidade para o uso em programas de biomonitoramento de águas continentais. Assim, esses organismos podem ser considerados sentinelas nos ambientes aquáticos. Além disso, eles podem constituir um importante link para a transferência de metais do

sedimento para os organismos de níveis tróficos superiores integrantes dessa cadeia alimentar.

Considerando a importância do uso de larvas aquáticas para a avaliação ambiental, torna-se importante conhecer aspectos específicos ao processo de bioacumulação, que pode ocorrer de forma diferenciada quando comparados diferentes grupos tróficos, conforme trabalhos de CORBI et al. (2010) e SANTORO et al. (2009) que apontaram maior bioacumulação pelos coletores, sugerindo que a absorção biológica através do contato imediato com o sedimento é a forma mais efetiva de contaminação por metais.

Todavia, não há ainda na literatura um comparativo da bioacumulação de metais considerando todos os grupos tróficos funcionais que ocorrem na entomofauna aquática tropical (filtradores, catadores, fragmentadores e predadores). Frente ao contexto nacional em que o Brasil é apontado como o quinto maior consumidor de fertilizantes na agricultura (VALE, 2014) e que também abriga a maior biodiversidade mundial, com grande destaque no Cerrado (reconhecido como a savana mais rica do mundo), (MMA, 2014), é premente conhecer a sensibilidade da biota frente aos poluentes de natureza metálica e os mecanismos responsáveis pela transferência de metais provenientes de matrizes abióticas para componentes bióticos dentro de ecossistemas aquáticos.

Desse modo, o presente trabalho tem como objetivo comparar a bioacumulação de metais entre os quatro grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos que ocorrem em córregos tropicais contaminados por metais. Nossa hipótese é que os coletores apresentem maior bioacumulação de metais que os demais grupos tróficos, dada a maior proximidade do sedimento decorrente da sua forma de alimentação.

## **4 - MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 - Área de estudo**

Os insetos aquáticos foram coletados em três córregos situados na região do Triângulo Mineiro, Minas Gerais Brasil (Figura 1): Córrego Marimbondo, Córrego Capim Branco e Córrego Sucupira Cassu. Um estudo prévio, conduzido por Goulart (2012) indicou que esses cursos de água apresentavam contaminação por metais. Os córregos são de primeira ordem, apresentam baixa velocidade de água (<1m/s), pequena profundidade (<1m) e pequena largura (<2,5 m). Estão localizados em áreas de Cerrado

com influência de atividades agrícolas e pastagens apresentando escassa vegetação ripária (Figura 2 (a-c)).

#### **4.2 - Amostragem e armazenamento**

Os sedimentos para análise de metais (Cu, Mn, Cd, Zn) foram amostrados em triplicata em cada um dos córregos, sendo coletados no período de abril a julho de 2012, permanecendo congelados até a realização do teste. As larvas de insetos aquáticos foram coletadas no mesmo período, utilizando uma rede do tipo D (malha de 250 mm) e amostradas exaustivamente até a obtenção de biomassa suficiente (pelo menos 0,10 g/ peso seco) para análise de metais. As larvas de insetos retidas na rede foram transferidas para potes de polipropileno e armazenados em gelo durante o transporte para o laboratório. Em seguida foram identificadas e congeladas até a realização de análise. Três sub-amostras de sedimentos foram coletadas em cada um dos córregos para a determinação de matéria orgânica e granulometria.

#### **4.3 - Procedimentos analíticos**

As amostras de sedimento para determinação de metais foram liofilizadas e homogeneizadas com almofariz e pilão. Cada uma das amostras, com cerca de 3,0 g, foi transferida para um béquer de 100 mL e então adicionados 5,0 mL de HNO<sub>3</sub> e 5,0 mL de água destilada. As amostras foram então digeridas em placa quente (90 °C) por um período de 2 horas. As amostras digeridas foram filtradas em papel de filtro e estes foram lavados com 20 mL de água destilada e os conteúdos dos béqueres foram transferidos para balões volumétricos de 100 mL. As soluções resultantes foram analisadas por espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-AES).

Para a determinação de metais as larvas de insetos foram liofilizadas e homogeneizadas com almofariz e pilão. Em cada amostra, as larvas foram reunidas para se obter, pelo menos, 0,10 g de peso seco. Em um béquer de 100 mL foram adicionadas as larvas, 5,0 mL de HNO<sub>3</sub>, 5,0 mL de água destilada e 1,0 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e, em seguida, foi realizada a digestão a 90°C durante 2 horas, em uma placa quente. As amostras digeridas foram filtradas em papel de filtro e estes foram lavados com 20 mL de água e o filtrado foi transferido para balões volumétricos de 25 mL. As amostras foram analisadas por espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-AES). Digestão e detecção foram realizadas em triplicata. Os limites de detecção foram: Cd - 0,2 µg L<sup>-1</sup>; Cu - 1,0 µg L<sup>-1</sup>; Mn - 0,5 µg L<sup>-1</sup> e Zn - 0,4 µg L<sup>-1</sup>.

A matéria orgânica foi determinada pela perda de massa, após a ignição (550 ° C, 4 horas) em frações de sedimentos secos (secas em estufa a 60 ° C durante 12 h).

#### **4.4 - Análise dos dados**

Foram calculadas as concentrações de metais e as mesmas foram comparadas com o protocolo *Canadian Environmental Quality Guidelines* (EQGs), o qual estabelece valores guia para a concentração de metais em sedimentos. De acordo com este protocolo, são determinadas concentrações de TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level) as quais traduzem a probabilidade de ocorrência de efeitos deletérios na biota em decorrência da sua exposição a esses níveis de concentração. O valor de TEL representa a concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos para os organismos aquáticos. O maior limite (PEL), por outro lado, representa a concentração acima da qual são frequentemente esperados efeitos adversos para os organismos. Na faixa entre TEL e PEL situam-se os valores onde ocasionalmente espera-se a ocorrência de tais efeitos (SILVÉRIO, 2003).

Para avaliar se houve bioacumulação de metais na fauna aquática foi calculado o fator de bioacumulação (BAF), desenvolvido por Klavinš et al. (1998), o qual corresponde à razão entre a concentração de uma substância no organismo e a mesma substância no ambiente estudado. É considerada a bioacumulação quando as concentrações de metais nos organismos são maiores quando comparadas as concentrações do sedimento aquático. Assim, para valores  $\geq 1$ , a bioacumulação é considerada. O BAF é descrito pela seguinte fórmula:

$$\text{BAF} = \frac{\text{concentração de metais no organismo/tecido}}{\text{concentração de metais no sedimento}}$$

Para testar nossa hipótese foi realizada Análise de Variância Unifatorial e Teste de Tukey, utilizando o programa Systat 10. Foram consideradas diferenças significativas se  $p < 0.05$ .

## **5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 - Metais no sedimento**

Dos quatro metais analisados no sedimento, todos foram detectados neste compartimento. No córrego Capim Branco foram encontradas as maiores concentrações de metais, seguido do córrego Marimondo e as menores concentrações no córrego Sucupira Cassu (Tab. 1).

Tomando-se por base o protocolo Canadian Environmental Quality Guidelines (EQGs), não foram encontrados valores acima de PEL. Entretanto, no córrego Capim Branco foram encontrados valores de Cu e Cd na faixa entre TEL e PEL, e, nesta mesma faixa, o elemento Cd também foi encontrado no córrego Marimondo. Da mesma forma, Dalla Vila (2011) e Corbi et al. (2010) quando analisaram metais em sedimentos, encontraram concentrações de metais relativamente baixas, sendo nenhuma acima de PEL.

Embora na sua totalidade tenham sido encontradas concentrações relativamente baixas, os valores nos intervalos entre TEL e PEL refletem presença de fontes poluidoras nos córregos Marimondo e Capim Branco, provavelmente em decorrência de serem córregos com trechos em áreas urbanas, sujeitos a despejos de efluentes clandestinos. Estes mesmos cursos de água possuem também trechos em áreas rurais, possivelmente recebendo resíduos de fertilizantes utilizados em agricultura, os quais são ricos em metais. Em contrapartida, o córrego Sucupira Cassu, apresentou baixas concentrações de metais por apresentar, provavelmente, vegetação ciliar bastante preservada (GONCALVES, 2012), conferindo a este curso de água proteção contra o aporte de efluentes/resíduos que contenham metais.

Os teores de matéria orgânica dos riachos apresentaram níveis que variaram de 2,36% a 3,85 (Figura 4).

## **5.2 - Metais nos insetos aquáticos**

Na comunidade de insetos aquáticos analisada foram encontrados representantes dos quatro grupos tróficos em todos os riachos (Tabela 2). Dos quatro metais analisados (Cu, Mn, Cd, Zn), foi detectada a presença de três deles na fauna, com exceção do cádmio (Tabela 3). O cálculo de bioacumulação do elemento zinco evidenciou que houve bioacumulação por todos os grupos tróficos, em todos os ambientes estudados. Cobre foi bioacumulado por todos os grupos tróficos apenas do córrego Sucupira Cassu. Em relação ao magnésio, todos os grupos tróficos do córrego Sucupira Cassu bioacumularam este elemento e também os fragmentadores do córrego Marimondo (Tabela 4).

Esses resultados reforçam a vulnerabilidade dos insetos aquáticos quando expostos aos metais, independente do ambiente estudado e do grupo trófico pertencente. Da mesma forma, SANTORO et al., (2009) e BESSER et al. (2001), estudando efeitos de metais na fauna bentônica de riachos registraram bioacumulação de metais pela fauna incluindo diversos grupos tróficos.

A Análise de Variância evidenciou concentração diferencial de metais entre os grupos tróficos funcionais para os elementos Cu e Mn (Figura 3 (a-c)) –  $F= 3,764$ ,  $p= 0,020$ ;  $F=25,734$ ,  $p= 0,000$ ;  $F=8,606$ ,  $p= 0,000$  respectivamente). Os fragmentadores apresentaram concentrações de cobre significativamente menores que filtradores e predadores. Com relação ao manganês, os insetos predadores acumularam concentrações significativamente menores que os demais grupos tróficos – (Figura 3). Não foi evidenciada acumulação diferencial entre os grupos tróficos funcionais para o elemento zinco ( $F=0,130$ ;  $p=0,942$ ). Na tabela 5 seguem os valores de F e p do Teste Tukey.

Estes achados refutam nossa hipótese proposta, que, ao contrário de SANTORO et al. (2009) e CORBI et al. (2010), que encontraram concentrações de metais significativamente maiores nos coletores, no nosso estudo este padrão não foi encontrado, tendo sido evidenciada variabilidade na bioacumulação dos diferentes metais testados.

Devemos considerar a possibilidade de que o nível distintivo de bioacumulação possa não ser o de guildas alimentares, mas estar mais relacionando ao grupo taxonômico pertencente (família, gênero ou espécie) e o diferencial ser ao nível metabólico, por exemplo. Uma outra abordagem para explicar padrões de bioacumulação é a proposta por SMOCK (1983) que prediz que a acumulação de metais por invertebrados diminui com o aumento do tamanho do corpo. Corroborando com essa linha de pensamento, KIFNEY; CLEMENTS (1994) observaram variação de efeitos de metais entre espécies e entre estágios de vida de Ephemeroptera, sendo que estágios mais jovens apresentaram maior sensibilidade. Segundo POWLESLAND; GEORGE, 1986 o maior teor inicial de lipídios, ou um maior metabolismo específico de peso facilita a absorção de substâncias tóxicas.

Ainda com relação à bioacumulação, nota-se que foi bastante pronunciada a acumulação de zinco pela fauna. BESSER et al. (2001), estudando a biodisponibilidade de metais na cadeia alimentar de um rio no Colorado também encontraram maiores concentrações de zinco na fauna bentônica quando comparadas a outros metais estudados. O zinco, assim como o cobre, apesar de serem elementos essenciais em pequenas quantidades para plantas e animais, segundo a classificação de WOOD (1974), é considerado muito tóxico e relativamente acessível, sendo que ambos têm sido

reconhecidos como potencialmente perigosos à saúde humana e à biota aquática, sendo incluídos por agências de controle ambiental na “*Priority Pollutants List (Black List)*” DORNEFLED (2006).

Neste estudo o elemento manganês foi menos eficientemente transferido para níveis tróficos superiores (predadores tiveram concentração deste metal significativamente menor que os demais grupos tróficos), ao passo que zinco e cobre apresentaram maior eficiência na transferência entre níveis tróficos. Da mesma forma, BESSER et al. (2001) encontraram grande variação na bioacumulação de diferentes metais em invertebrados aquáticos, sugerindo que as vias de exposição para a biota diferem entre diferentes metais.

A elevada frequência de bioacumulação dos metais zinco, cobre e manganês pelos insetos aquáticos estudados reflete a sensibilidade destes e aponta para possíveis efeitos subletais na fauna aquática como mudanças morfológicas, fisiológicas, bioquímicas, comportamentais e na reprodução (CONNELL; MILLER, 1984). Como exemplo, podemos citar a redução e retardo na emergência de adultos de *Chironomus* quando as larvas foram expostas a sedimentos contendo elevadas concentrações de Cd, Zn e Cr (WENTSEL et al., 1977); o declínio no peso de larvas de *Chironomus riparius* bem como redução na sobrevivência, crescimento, desenvolvimento e emergência quando as larvas foram expostas a altas concentrações de Cd (SILDANCHANDRA et al., 2000). No estudo de DUCROT et al. (2004), quando larvas de *C. riparius* foram expostas a diferentes concentrações de cobre, independente do período de desenvolvimento, foram observados distúrbios na reprodução, principalmente na redução do número de ovos por fêmea. De acordo com os trabalhos desenvolvidos por Servia et al. (2006), o Cu reduz o crescimento das larvas de *C. riparius* e a produção de ovos pelas fêmeas adultas.

Nesse contexto, torna-se importante a condução de estudos de toxicidade de sedimentos contaminados por metais, uma vez que efeitos silenciosos podem ocorrer em função do acúmulo de metais pela biota. Efeitos estes que podem trazer consequências não só para a comunidade de insetos aquáticos, mas também para níveis tróficos superiores, como peixes, anfíbios e aves que se alimentam destes organismos. Outra questão a ser considerada é a possibilidade de os metais acumulados pelos insetos na fase aquática serem levados para a fase terrestre (ROSSARO et al., 1986) e assim ocorrerem também implicações na ecologia dos adultos e a transferência de metais para níveis tróficos superiores também na cadeia alimentar terrestre. Essas são questões que merecem a atenção da comunidade científica uma vez que a perspectiva é de que até 2025, a

demanda de fertilizantes no Brasil cresça duas vezes mais do que a média mundial (VALE, 2014) colocando os cursos de água do Cerrado (portadores de notável biodiversidade) em um cenário ambiental preocupante.

## 6 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo os quatro metais analisados foram encontrados no sedimento, porém em baixas concentrações, sendo nenhuma acima de PEL. Foi evidenciada bioacumulação zinco, cobre e magnésio pelos insetos aquáticos. Entretanto não foi encontrado um padrão de bioacumulação entre os grupos tróficos analisados. Uma possível explicação pode ser os baixos níveis de metais encontrados no sedimento ou ainda que outros fatores como estágio larval (acumulação de metais por invertebrados diminui com o aumento do tamanho do corpo) poderiam ser um fator de grande peso ao considerar a comparação de bioacumulação de metais entre as guildas alimentares. Dessa forma, sugerimos que em estudos futuros com este escopo sejam padronizados os instares larvais.

Os valores referentes ao zinco na fauna tiveram destaque, sendo bastante elevada a acumulação deste metal pela entomofauna bentônica. Estudos de toxicidade devem ser incentivados considerando a elevada frequência de bioacumulação de metais e possíveis efeitos subletais na fauna aquática.

**Tabela 1** - Determinação de metais em amostras de sedimentos: valores das concentrações médias  $\pm$  desvio padrão (n=3) (mg.Kg<sup>-1</sup>). TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level). Valores-guia estabelecidos pelo “Canadian Council of Ministers of Environment” para sedimentos.

<b>Metal</b>	<b>Marimbondo</b>	<b>Capim Branco</b>	<b>Sucupira Cassu</b>	<b>TEL</b>	<b>PEL</b>
<b>Zn</b>	22,407 $\pm$ 1,675	26,169 $\pm$ 12,396	8,789 $\pm$ 3,281	123,1	315,0
<b>Cu</b>	28,059 $\pm$ 3,753	37,216 $\pm$ 26,666*	3,009 $\pm$ 2,162	35,7	197
<b>Mn</b>	221,843 $\pm$ 72,024	283,381 $\pm$ 36,286	54,200 $\pm$ 1,612	-	-
<b>Cd</b>	1,218 $\pm$ 0,041*	1,543 $\pm$ 0,257*	0,509 $\pm$ 0,88	0,6	3,5

\* Valores entre TEL e PEL



**Tabela 2** – Macroinvertebrados bentônicos e classificação do grupo trófico alimentar pertencente.

Coletores catadores (CG)	Filtradores (F)	Fragmentadores (FR)	Predadores (P)
<b>Ephemeroptera</b>	<b>Trichoptera</b>	<b>Coleoptera</b>	<b>Megaloptera</b>
Baetidae	Hydropsychidae	Ptylodactilidae	<b>Odonata</b>
Caenidae		<b>Pyralidae</b>	Gomphidae
Leptophlebiidae			Libellulidae
			Protoneuridae

**Tabela 3** – Determinação de metais em amostras de macroinvertebrados bentônicos: valores das concentrações médias  $\pm$  desvio padrão (n=3) ( $\mu\text{g.Kg}^{-1}$ )

Grupos Tróficos Funcionais	Cd	Cu	Mg	Mn	Zn
<b>Coletores catadores</b>					
CB	nd	20,99 $\pm$ 4,17	1302,42 $\pm$ 169,07	181,77 $\pm$ 33,14	85,25 $\pm$ 9,84
M	nd	17,66 $\pm$ 4,45	1418,77 $\pm$ 71,96	216,10 $\pm$ 50,21	84,09 $\pm$ 12,71
SC	nd	11,89 $\pm$ 8,17	1548,3 $\pm$ 332,93	166,13 $\pm$ 50,33	79,45 $\pm$ 5,73
<b>Filtradores</b>					
CB	nd	25,67 $\pm$ 2,50	1043,65 $\pm$ 282,07	150,02 $\pm$ 51,79	63,16 $\pm$ 12,53
M	nd	21,40 $\pm$ 1,37	1140,13 $\pm$ 138,39	179,90 $\pm$ 52,84	92,29 $\pm$ 4,93
SC	nd	8,10 $\pm$ 4,02	1257,08 $\pm$ 52,85	157,18 $\pm$ 20,88	92,31 $\pm$ 7,43
<b>Fragmentadores</b>					
CB	nd	11,63 $\pm$ 2,53	1795,42 $\pm$ 51,42	126,02 $\pm$ 43,97	73,83 $\pm$ 6,81
M	nd	11,37 $\pm$ 6,38	2004,24 $\pm$ 181,29	224,59 $\pm$ 11,29	74,53 $\pm$ 6,73
SC	nd	6,70 $\pm$ 3,95	1837,33 $\pm$ 148,89	160,67 $\pm$ 35,65	106,24 $\pm$ 1,39
<b>Predadores</b>					
CB	nd	20,39 $\pm$ 4,26	1148,19 $\pm$ 64,33	113,47 $\pm$ 17,88	91,11 $\pm$ 10,39
M	nd	18,39 $\pm$ 4,59	1296,72 $\pm$ 170,01	101,16 $\pm$ 18,19	73,08 $\pm$ 4,35
SC	nd	16,77 $\pm$ 7,66	1431,93 $\pm$ 217,21	70,62 $\pm$ 1,92	94,37 $\pm$ 11,27

\* CB: córrego Capim Branco; MA: córrego Marimbondo e SC: córrego Sucupira Cassu.

**Tabela 4-** Bioacumulação de metais em macroinvertebrados – os valores correspondem à razão da concentração de metais na fauna sobre a concentração de metais no sedimento.

	Cu	Mn	Zn
<b>Capim Branco</b>			
Coletores-catadores	0,564051	0,641441	3,257667*
Filtradores	0,689650	0,529404	2,413856*
Fragmentadores	0,312402	0,444722	2,821188*
Predadores	0,548125	0,400423	3,481881*
<b>Marimbondo</b>			
Coletores-catadores	0,629587	0,974149	3,753028*

Filtradores	0,762777	0,810973	4,119050*
Fragmentadores	0,405248	1,012398	3,3261970
Predadores	0,655616	0,455989	3,261484*
<b>Sucupira Cassu</b>			
Coletores- catadores	3,953104	3,065146	9,040051
Filtradores	2,691618	2,900045	10,50249
Fragmentadores	2,227759	2,964336	12,08690
Predadores	5,574032	1,302893	10,73628

\* Obs: em itálico, valores significativos.

**Tabela 5** – Detalhes do Teste Tukey – matriz de comparação de probabilidade das médias entre grupos tróficos funcionais.

		<b>CC</b>	<b>F</b>	<b>FR</b>	<b>P</b>
<b>Cu</b>	<b>CC</b>	1,000			
	<b>F</b>	0,954	1,000		
	<b>FR</b>	0,111	0,036*	1,000	
	<b>P</b>	0,943	1,000	0,032*	1,000
<b>Mn</b>	<b>CC</b>	1,000			
	<b>F</b>	0,566	1,000		
	<b>FR</b>	0,807	0,976	1,000	
	<b>P</b>	0,000*	0,009*	0,003*	1,000
<b>Mg</b>	<b>CC</b>	1,000			
	<b>F</b>	0,019	1,000		
	<b>FR</b>	0,000*	0,000*	1,000	
	<b>P</b>	0,459	0,368	0,000*	1,000
<b>Zn</b>	<b>CC</b>	1,000			
	<b>F</b>	1,000	1,000		
	<b>FR</b>	0,991	0,986	1,000	
	<b>P</b>	0,961	0,948	0,997	1,000

\*valores significativos.

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta.

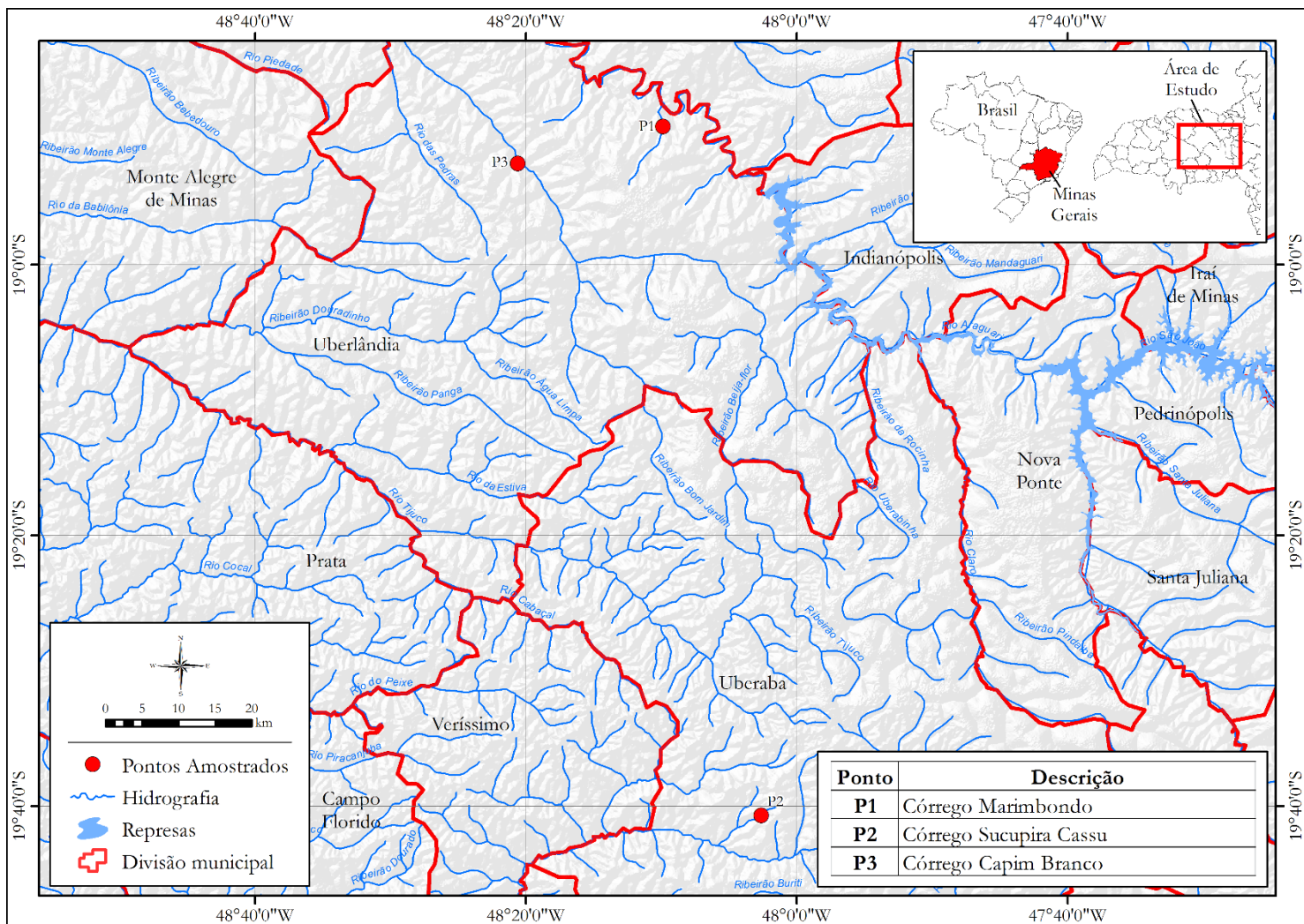


Figura 2 (a-c) – Fotos dos pontos de coleta.



(a) Córrego Capim Branco (18°52'32,7"S e 48°20'35,6"O)



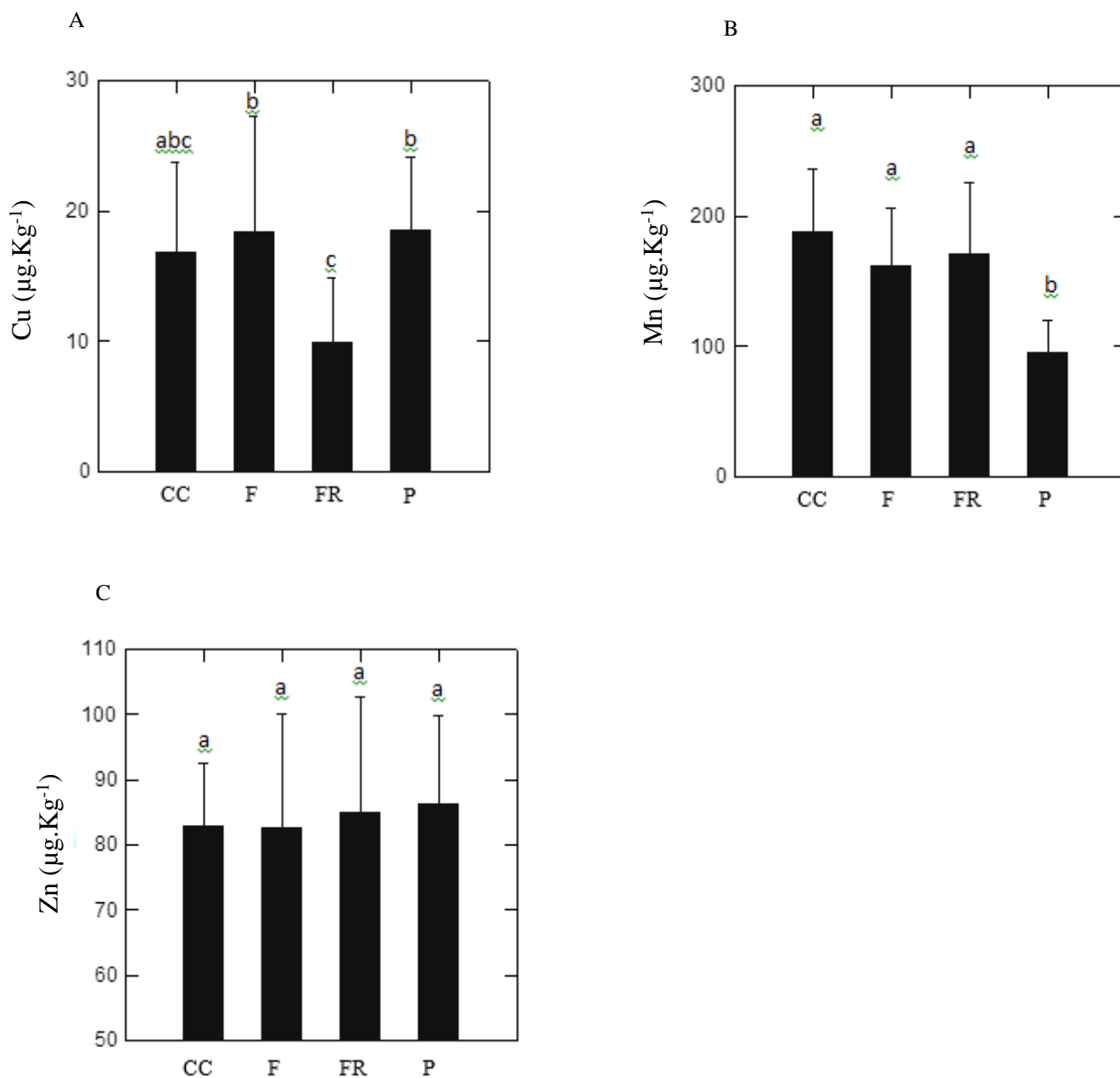
(b) Córrego Marimbondo ( $18^{\circ}49'49,3''\text{S}$  e  $48^{\circ}09'51,6''\text{O}$ )



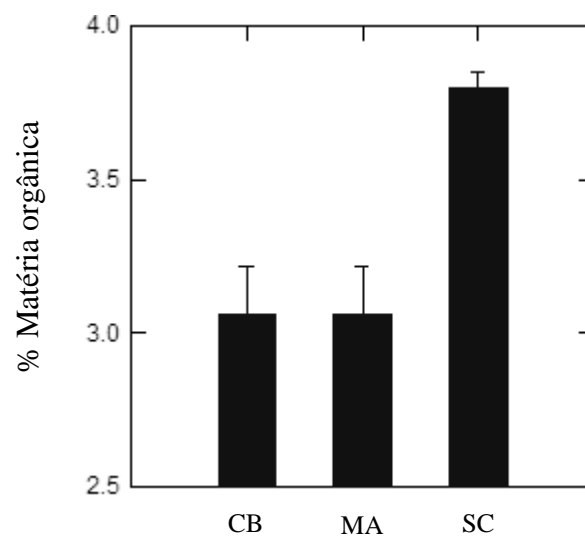
(c) Córrego Sucupira Cassu ( $19^{\circ}40'40,8''\text{S}$  e  $48^{\circ}02'37,3''\text{O}$ )



Figura 3 (a-c) – Valores médios da concentração de metais ( $\mu\text{g.Kg}^{-1}$ ) em grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos. CC- coletor catador; F – filtrador; FR- fragmentador e P- predador. A – Cobre; B – Manganês; C – Zinco. Barras indicam desvio padrão. \*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente.



**Figura 4** – Matéria orgânica no sedimento – CB: córrego Capim Branco; MA: córrego Marimbondo e SC: córrego Sucupira Cassu.



## 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHO, C. J. R., & MARTINS, E. S. Cerrado – impactos do processo de ocupação. In: ALHO, C. J. R.; MARTINS, E. S. **De grão em grão o Cerrado perde espaço**. Brasília, DF: World Wildlife Fund (WWF) e Sociedade de Pesquisas Ecológicas do Cerrado, 1995. p. 47.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v.35, p. 257-284, jun 2004.
- AMISAH, S.; COWX, I. G. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. **Journal of Freshwater Ecology**, London, v. 15, n. 2, p. 237–250, june 2000.
- ANGELOTTI-NETTO, A., et al. Metais pesados provenientes de atividade agrícola: formas, prevenção e controle. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; WENDLAND, E. (Org.). **Bacia Hidrográfica**. São Carlos: Rima Editora, 2004. p. 1-14.
- BESSER, J. M. et al. Bioavailability of metals in stream food webs and hazards to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the upper Animas River watershed, Colorado. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.40. n.1, p. 48-59, fev 2001.
- BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade Brasileira**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>>. Acesso em 20 June 2013.
- BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O Bioma Cerrado**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em 25 June 2013. 2014.
- BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O Bioma Cerrado**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em 25 June 2013.
- CALFEE, R. C.; VALENCIA, R. R. **APA guide to preparing manuscripts for journal publication**. Washington, DC: American Psychological Association, 1991.
- CASPER, A. F. Population and community effects of sediment contamination from residential urban runoff on benthic macroinvertebrate biomass and abundance. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v.53, n.6, p. 796-799, jun 1994.
- CLEMENTS, W. H., VIEIRA, N. K. M., SONDEREGGER, D. L. Use of ecological thresholds to assess recovering in lotic ecosystems. **Journal North American Benthological Society**, v. 29, n. 3, p. 1017-1023, set 2010.
- CONNELL, D. W.; MILLER, G. J. **Chemistry and Ecotoxicology of Pollution**. New York: John Wiley & Sons, 1984.
- CORBI, J. J. et al. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n.3, p. 644-648, fev 2010.

CORBI, J. J. TRIVINHO-STRIXINO, S., DOS SANTOS, A. Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugar cane cultivation in Neotropical streams. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 195, p. 325–333, nov 2008.

CORREA-BRUNO, C. G. **Avaliação da contaminação de córregos do bioma Cerrado por metais pesados utilizando-se larvas de Odonata como bioindicadores**. 2012. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

DORNFELD, C. B. **Utilização de Chironomus sp (Diptera, Chironomidae) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DUCROT, V. et al. Energy-based modeling as a basis for the analysis of reproductive data with the midge (*Chironomus riparius*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 1, p. 225-231, jan 2004.

DURAL, M. et al. Bioaccumulation of some heavy metals in different tissues of *Dicentrarchus labrax* L, 1758, *Sparus aurata* L, 1758 and *Mugil cephalus* L, 1758 from the Camlik Lagoon of the eastern cost of Mediterranean (Turkey). **Environmental Monitoring and Assessment**, v.118, n.1-3, p. 65-74, 2006.

GONÇALVES, R. C. **Larvas de Odonata como bioindicadores de qualidade ambiental de cursos d'água no cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

GOODYEAR, K. L., MCNEILL, S. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. **The Science of the Total Environment**, v. 229, n. 1-19, 1999.

HAUS, N. et al. Occurrence of platinum and additional traffic related heavy metals in sediments an biota. **Chemosphere**, v. 66, n. 4, p. 619-629, jan 2007.

KIFFNEY, P. M., CLEMENTS, W. H. (1994). Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a rocky mountain streamin experimental microcosms. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 13, n. 4, p. 511-523, 1998.

KLAVINS, M. et al. Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates in lakes of Latvia. **Chemosphere**, v. 36, n. 15, p. 3043-3053, 1998.

MURPHY, J. F.'; DAVY-BOWKER, J. Spatial structure in lotic macroinvertebrate communities in England and Wales: Relationship with physical, chemical and anthropogenic stress variables. **Hydrobiologia**, v. 534, n. 1-3, p. 151-164, 2005.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, fev 2000.

POURANG, Nima. Heavy metal concentration in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. **Hydrobiologia**, v. 331, p. 53-61, 1996.



POWLESLAND, C., GEORGE, J. Acute and chronic toxicity of nickel to larvae of *Chironomus riparis* (Meigen). **Environmental Pollution (Series A), Ecological and Biological**, v. 42, n. 1, p. 47-64, 1986.

ROSSARO, B., GAGGINO, G.F., MARCHETTI, R. Accumulation of Mercury in larvae and adults, *Chironomus riparius* (Meigen). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 37, p. 402-406, 1986.

SANTORO, A. et al.. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates along the Basento River in the South of Italy. **Water Air Soil Pollut**, v. 201, p. 19-31, 2009.

SERVIA, M. J. et al. Effects of copper on energy metabolism and larval development in the midge *Chironomus riparius*. **Ecotoxicology**, v. 15, p. 229-240, 2006.

SILDANCHANDRA, W., CRANE, M. Influence of sexual dimorphism in *Chironomus riparius* Meigen on toxic effects of cadmium. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 9, p. 2309-2313, 2000.

SMITH, S. L. et al. A preliminary evaluation of sediment quality assesement values for freshwater ecosystems. **Journal of Great Lakes Research**, v. 22, n. 3, p. 624-638, 1996.

SMOCK, L. A. The influence of feeding habits on whole-body metal concentrations of aquatic insects. **Freshwater Biology**, v. 13, n. 4, p. 301-311, 1983.

SOLÁ, C. et al. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guardamar River, SW Spain). **The Science of the Total Environment**, v. 333, n. 1-3, p. 109-127, 2004.

SOLÁ, C.; PRAT, N. Monitoring metal and metalloid biaccumulation in Hydropsyche (Trichoptera, Hydropsychidae) to evaluate metal pollution in a mining river. Whole body versus tissue content. **The Science of the Total Environment**, v. 359, n.1-3, p. 221-231, 2006.

SOLOMON, K., GIESY, J., JONES, P. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. **Crop Protection**, v.19, p. 649-655, 2000.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blucher, 1973.

TERESA, F. B., CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 444-453, 2010.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., RODRIGUES, S. L. **Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos: Editora Rima, 2003.

VALE. **Fertilizantes.** Disponível em <http://www.vale.com/brasil/pt/business/mining/fertilizers/paginas/default.aspx>. Acesso em 20 June 2014.

VILLA, M. E. C. D. Concentração de metais em sedimentos da bacia hidrográfica do município de Umuarama (PR). **Revista Espaço Acadêmico**, v.11, n. 126, p. 127-135, 2011.

WENTSEL, R. et al. Avoidance response of midge larvae (*Chironomus tentans*) to sediments containing heavy metals. **Hydrobiologia**, v. 55, n. 2, p. 171-175, 1977.

WOOD, J. M. Biological cycles for toxic elements in the environment. **Science**, v. 183, n. 4129, p. 1049-1052, 1974.

### **CAPÍTULO 3 – AVALIAÇÃO DE METAIS E DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS DE CURSOS DE ÁGUA DO TRIÂNGULO MINEIRO POR MEIO DE ENSAIOS TOXICOLÓGICOS UTILIZANDO *Chironomus xanthus* COMO ORGANISMO TESTE**

---

#### **1 - RESUMO**

O presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial de toxicidade de sedimentos de cursos de água contaminados por metais utilizando *Chironomus xanthus* como organismo-teste. Foram coletados sedimentos em três córregos previamente analisados em relação à contaminação de metais (Capítulo 2 desta Tese). Nesses cursos de água foi registrada a ocorrência dos elementos zinco, manganês, cádmio e cobre (P1, P2 e P3). Foram também coletados sedimentos em três pontos do Rio Uberabinha (P4, P5 e P6). Foi realizada análise de metais nos sedimentos avaliando os metais Cu, Cr, Mn, Mg e Zn, além de teste de toxicidade aguda, no qual os pontos foram categorizados em tóxicos (mortalidade > 50%), indícios de toxicidade ( $10 < \text{mortalidade} < 50\%$ ) e não tóxicos (mortalidade < 10). Foi também realizado um teste de toxicidade crônica, no qual ao final do período, as larvas sobreviventes foram quantificadas e armazenadas para posteriormente serem realizadas medidas do tamanho corporal. Dos cinco metais analisados nos sedimentos, todos foram encontrados nos seis pontos amostrais, mas somente cobre e zinco apareceram em teores maiores que TEL (Threshold Effect Level), sendo que o ponto 6 apresentou teores de zinco superiores a UET (Upper Effects Threshold). Os sedimentos dos seis locais estudados apresentaram algum nível de toxicidade, destacando-se P6, cuja mortalidade nos testes de toxicidade aguda e crônica foi de 100%. Em relação ao crescimento, não foram encontradas diferenças estatísticas significativas em relação ao tratamento e o controle. A partir desses índices de toxicidade encontrados, torna-se importante o monitoramento desses sedimentos em termos de testes toxicológicos e um estudo mais aprofundado das possíveis substâncias tóxicas presentes nos mesmos, bem como o monitoramento do uso do solo adjacente aos cursos de água estudados.

**Palavras chave:** poluição, zinco, toxicidade aguda e toxicidade crônica.

#### **2 - ABSTRACT**

The present study aimed to evaluate the potential toxicity of sediment of watercourses contaminated with metals using *Chironomus xanthus* as a test organism. Sediments from three streams previously analyzed with respect to metal contamination were collected. In these streams has been recorded the occurrence of zinc (Zn), manganese (Mn), cadmium (Cd) and copper (Cu) in the sediments of three different points (P1, P2 and P3). Sediments were also collected in three points of the Uberabinha River (P4, P5 and P6). Sediment analysis evaluating the metals Cu, Cr, Mn, Mg and Zn, and the acute toxicity test in which the points were categorized into toxic (mortality > 50%), evidence of toxicity (10 < mortality < 50%) and non-toxic (mortality < 10) were performed. In the chronic toxicity test the surviving larvae were quantified and stored for later body size measurements after the end of the test period. Of the five metal analyzed in the sediments, all were found in the six sample points, but only Cu and Zn were present at higher levels than Threshold Effect Level (TEL ) and P6 showed higher levels of Zn (above of UET - Upper Threshold Effects). The sediments of the six sites studied, especially in the P6, have some level of toxicity and the mortality in the acute and chronic toxicity tests was 100%. With regard to the growth, no statistically significant differences in the treatment and the control were found. Based on these indices of toxicity found, it is important to monitor sediments in terms of toxicology tests and do further study of possible toxic substances, as well as monitoring their land use and the adjacent water course.

**Keywords:** Pollution, zinc, acute toxicity and chronic toxicity.

### 3 - INTRODUÇÃO

A contaminação dos ecossistemas aquáticos por compostos xenobióticos tem aumentado em escalas crescentes nos últimos anos, em decorrência de atividades antropogênicas sobre o meio ambiente (ARIAS et al., 2007). As principais fontes de poluição das águas são os rejeitos domésticos e os resíduos químicos das atividades industriais e agrícolas (EGLER, 2002).

Os sistemas agrícolas são apontados como um dos principais responsáveis por distúrbios nos ecossistemas hídricos (PARRIS, 2002). Dentre os principais impactos vinculados a esta atividade destacam-se a erosão dos solos, o desmatamento e a contaminação não pontual das águas por resíduos de fertilizantes e pesticidas (ONGLEY, 1997).

Muitos fertilizantes contêm em sua composição diferentes concentrações de chumbo, níquel, cromo, cádmio, zinco e outros metais que, em virtude do escoamento superficial no solo, atingem os sistemas hídricos adjacentes (CORBI et al., 2010). Tal fato tem ainda maior expressão na ausência de vegetação ciliar, a qual pode minimizar o carregamento de produtos tóxicos para os ambientes aquáticos (ANGELOTTI-NETTO et al.; 2004, CORBI et al., 2006).

Efeitos tóxicos dos metais podem se manifestar ao nível de indivíduos, por exemplo, no aumento da taxa de mortalidade das espécies mais sensíveis e também alterando outros processos vitais como o crescimento e a reprodução (CASPER, 1994; AMISAH; COWX, 2000).

Considerando o aporte de metais nos ecossistemas aquáticos e seus efeitos deletérios na fauna aquática (quando em concentrações elevadas) torna-se importante monitorar a presença e os efeitos desses compostos nos organismos aquáticos. Uma importante ferramenta para monitoramento são os testes toxicológicos, que têm por objetivo estimar a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais (águas ou sedimentos). Nesses ensaios, organismos-testes são expostos a diferentes concentrações de uma determinada amostra e os efeitos tóxicos produzidos sobre eles são observados e quantificados (COSTA et al., 2008).

Os testes de toxicidade aguda são utilizados para medir os efeitos de agentes tóxicos sobre organismos-teste durante um curto período de tempo em relação ao período de vida da espécie testada (COSTA et al., 2008), podendo ser determinada a concentração letal (CL50), ou seja, concentração na qual há mortalidade de 50% dos indivíduos expostos aos contaminantes. Os testes de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas a concentrações sub-letais, ou seja, concentrações que permitem a sobrevivência dos organismos, mas que afetam suas funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação, comportamentais, deformidades biológicas e mutagenicidade, dentre outras (BUIKEMA; VOSHELL, 1993; BAPTISTA et al., 2002; COSTA et al., 2008).

Dentre as matrizes ambientais, os sedimentos se destacam na importância de monitoramento, visto que representam um compartimento no sistema aquático no qual ocorre acúmulo de substâncias, tornando-se, portanto, um sumidouro desses elementos (FUKUMOTO, 2007). Contudo, sob determinadas condições ambientais, como mudança no pH e condições de anóxia, o sedimento pode liberar substâncias tóxicas para a coluna

d'água, causando distúrbios no sistema aquático em questão (DORNFELD, 2006). Dessa forma, os testes ecotoxicológicos dos sedimentos fornecem importantes informações sobre o nível de contaminação destes e sobre os possíveis efeitos na biota aquática a eles associada.

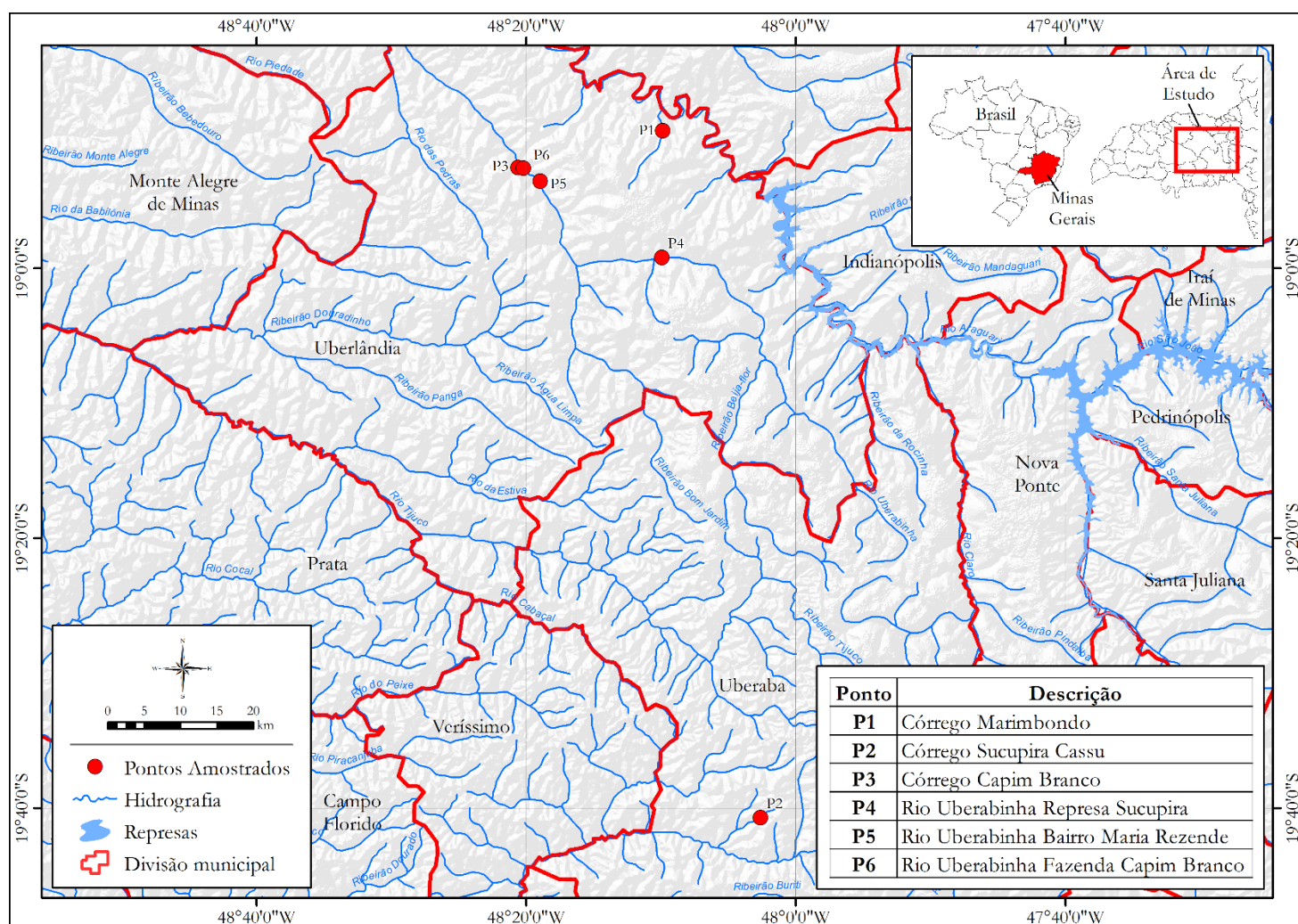
Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial de toxicidade de sedimentos de cursos de água contaminados por metais utilizando *Chironomus xanthus* como organismo-teste.

## **4 - MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 - Área de Estudo**

Foram coletados sedimentos de três córregos previamente analisados em relação à contaminação de metais (Capítulo 2 desta Tese). Nesses cursos de água foi registrada a ocorrência dos elementos zinco, manganês, cádmio e cobre (P1, P2 e P3). Foram também coletados sedimentos de três pontos do Rio Uberabinha. O ponto 4 está localizado no reservatório de água do Sucupira, fonte de abastecimento de água para a cidade de Uberlândia. O ponto 5 localiza-se em um trecho densamente urbanizado (confluência do Rio Uberabinha com o córrego Liso) e o ponto 6 localiza-se à jusante da Estação de tratamento de esgoto – ETE Uberabinha (Figura 1).

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta.



**Tabela 1** – Coordenadas geográficas dos pontos amostrais.

Pontos amostrais	Coordenadas geográficas
<b>P1</b> - Córrego Marimbondo	18°49'49,3"S e 48°09'51,6"O
<b>P2</b> - Córrego Sucupira Cassu	19°40'40,8"S e 48°02'37,3"O
<b>P3</b> - Córrego Capim Branco	18°52'32,7"S e 48°20'35,6"O
<b>P4</b> - Rio Uberabinha Represa Sucupira	18°59'12,57"S e 48°9'56,30"O
<b>P5</b> - Rio Uberabinha Bairro Maria Rezende	18°53'33"S e 48°18'57"O
<b>P6</b> - Rio Uberabinha Fazenda Capim Branco	18°52'35"S e 48°20'12"O

#### 4.2 - Coleta de sedimento para os bioensaios de toxicidade e análise de metais

Em cada ponto foram coletadas duas amostras de sedimento utilizando potes plásticos. Procurou-se amostrar ambas as margens dos cursos de água e, quando possível, também o seu leito. As amostras foram transportadas para o laboratório sob refrigeração

(caixa isotérmica com gelo) e mantidas a 4°C até o momento da análise. Os sedimentos foram coletados em dezembro/2013, e, conforme proposto por Burton (1992), a realização dos bioensaios de toxicidade (janeiro/2014) não ultrapassou o tempo máximo de seis semanas após a coleta do material.

#### **4.3 - Análise de Metais dos sedimentos**

A extração de metais biodisponíveis nos sedimentos foi realizada seguindo a metodologia descrita Corbi et al. (2010), com adaptação para o peso das amostras de sedimento. Aproximadamente 3,0 g de sedimento *in natura* foram colocados em um béquer de 100 mL e em seguida foram adicionados 5,0mL de solução de ácido nítrico e 5,0 mL de água destilada. A mistura foi mantida por 2 horas em mesa agitadora de movimento circular horizontal com rotação de 200 rpm. Após o repouso para decantação do material sólido, o sobrenadante foi filtrado em papel Whatman 42, e em seguida transferido para balões volumétricos de 50mL que foram mantidos a 4° C até o momento da análise. Os extratos foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica (PyeUnicam), (Perkin Elmer Analyst 300).

As concentrações de metais foram comparadas com o protocolo Canadian Environmental Quality Guidelines (EQGs), o qual estabelece valores guia para a concentração de metais em sedimentos. De acordo com este protocolo, são determinadas concentrações de TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level), as quais traduzem a probabilidade de ocorrência de efeitos deletérios na biota em decorrência da sua exposição a esses níveis de concentração. O valor de TEL representa a concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos para os organismos aquáticos. O maior limite (PEL), por outro lado, representa a concentração acima da qual são frequentemente esperados efeitos adversos para os organismos. Na faixa entre TEL e PEL situam-se os valores para os quais ocasionalmente espera-se a ocorrência de tais efeitos (SILVÉRIO, 2003). Foram também considerados valores de UET (Upper Effects Threshold), que indicam níveis acima dos quais os impactos biológicos adversos são sempre esperados (BUCHMAN, 1999).

#### **4.4 – Cultivo das larvas**

A espécie *Chironomus xanthus* foi escolhida para a realização dos testes por se destacar pela facilidade na obtenção e manutenção dos organismos (DORNFELD, 2006)



e tem sido amplamente utilizada em estudos ecotoxicológicos (FONSECA, 1997; PAMPLIN, 1999; DORNFELD, 2002; DORNFELD, 2006; CAVALCANTI, 2010).

As larvas utilizadas nos testes de toxicidade foram provenientes de culturas de *Chironomus xanthus* do Laboratório de Processos Biológicos (LPB) – USP/São Carlos. O ciclo de vida de *C. xanthus* tem duração média de 13 dias, podendo variar de 12 a 15, sendo que cada ínstar possui um tempo de duração diferenciado - em média dois dias para os três primeiros e cinco dias para o ínstar quatro (FONSECA; ROCHA, 2004; SANTIAGO, 2012).

#### **4.5 - Bioensaio de toxicidade aguda**

O teste de toxicidade aguda foi realizado empregando-se a metodologia descrita em Fonseca (1997), que consiste em expor seis organismos do IV ínstar em 60 g de sedimento (*in natura*) e 240 ml de água deionizada. Para cada ponto amostral foram realizados testes em triplicata. Utilizaram-se potes plásticos novos como recipientes para os testes. A temperatura foi mantida no intervalo de 23 a 27°C e fotoperíodo de 12 horas. As larvas foram alimentadas com ração Tetramin® (20 mL por pote) na concentração de 2g/1000mL de água destilada.

A leitura do teste foi realizada após 96 horas e foram contabilizados os organismos vivos. Os pontos de coleta foram então categorizados em tóxicos (mortalidade > 50%), indícios de toxicidade (10 < mortalidade < 50%) e não tóxicos (mortalidade < 10), conforme proposto por Barbosa (2000).

Foi também realizado este teste em triplicata em sedimentos controle, compostos de areia inerte (submetida à mufla – temperatura de aproximadamente 400°C - por um período de 4 horas).

#### **4.6 - Bioensaio de toxicidade crônica**

Para o teste de toxicidade crônica, os mesmos procedimentos do bioensaio de toxicidade aguda foram conduzidos, porém utilizando-se larvas do II ínstar - em geral larvas jovens (primeiro e segundo instar) são mais sensíveis que larvas de terceiro e quarto ínstar (EBAU et al., 2012). A permanência das larvas em contato com o sedimento teve duração de 9 dias, sendo que as amostras foram constantemente aeradas. Foi também realizado este teste em triplicata em sedimentos controle. Foi também realizado este teste em triplicata em sedimentos controle, compostos de areia inerte (submetida à mufla – temperatura de aproximadamente 400°C - por um período de 4 horas).

Ao final do período, as larvas sobreviventes foram quantificadas e armazenadas para posteriormente serem realizadas medidas do tamanho corporal (eixo longitudinal). As medidas foram conduzidas utilizando-se esteromicroscópio e ocular micrométrica.

As larvas foram alimentadas com ração Tretramin® e água destilada na proporção de 2g/1000mL. Em cada pote foram adicionados 20 mL desta solução a cada 2 dias. Foi também realizado este teste em triplicata em sedimentos controle, compostos de areia inerte (submetida à mufla – temperatura de aproximadamente 400°C - por um período de 4 horas).

## **5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 - Metais nos sedimentos**

Dos cinco metais analisados nos sedimentos, todos foram encontrados nos seis pontos amostrais. As análises de metais do sedimento controle (Controle – CTR) evidenciaram ausência de cobre e magnésio e baixíssimos teores de zinco, manganês e cromo (Tabela 2).

As menores concentrações registradas no sedimento foram do elemento cromo (Cr), sendo que em todos os pontos amostrais os teores foram menores que TEL. A presença de cromo é relacionada a curtumes, indústrias de fertilizantes e cerâmicas, fabricação de tintas e pigmentos, preservante de madeira e galvanoplastia (CETESB, 2012). Os baixos teores de Cr encontrados neste estudo possivelmente estão relacionados à ausência dessas atividades nas adjacências dos cursos de água estudados.

Os teores de manganês variaram de 87 a 873,3 mg/Kg, sendo todos os valores menores que UET. O manganês é um nutriente essencial em pequenas quantidades para muitos organismos vivos, incluindo o ser humano, principalmente em processos reprodutivos, manutenção da estrutura óssea e funcionamento do sistema nervoso (CETESB, 2012). Quanto ao magnésio, os teores variaram de 163,3 a 578 mg/Kg. Não há ainda valores de referência para este elemento.

Em relação ao cobre, foram detectados valores entre TEL e PEL em três pontos amostrais: P1, P3 e P6. Considerando que a contaminação por Cu pode ter origem nos esgotos domésticos e industriais ou por lixiviação de produtos agrícolas através das chuvas (CORBI, 2006; PELÁEZ-RODRÍGUEZ, 2001), os valores de Cu nos intervalos entre TEL e PEL refletem presença de fontes poluidoras nos pontos P1, P3 e P6,

provavelmente em decorrência de serem cursos de água com trechos em áreas urbanas, sujeitos a despejos de efluentes clandestinos. Estes mesmos cursos de água possuem também trechos em áreas rurais, possivelmente recebendo resíduos de fertilizantes utilizados em agricultura, os quais podem ser ricos em metais (MORAES, 2009).

Com relação ao zinco, este elemento foi encontrado em elevada concentração - acima de UET - no ponto 6. Segundo Poletto; Castilhos (2008), as principais fontes de Zn são desgaste de pneus, óleos automotivos, materiais galvanizados, abrasão de veículos, fluídos hidráulicos e efluentes industriais. Este ponto de coleta, localizado após a estação de tratamento de efluentes, recebe dejetos provenientes de áreas à montante sujeitas a inúmeros impactos: agricultura, efluentes industriais, urbanos dentre outros, possivelmente carreando, desta forma, elevados teores de Zn.

Elevadas concentrações de zinco nos sedimentos ocasionam diversos efeitos deletérios para a vida aquática: em algumas plantas (*Quercus rubra* (Fagaceae), *Acer rubrum* (Aceraceae)) pode ser letal para mudas; para peixes da espécie *Catostomus commersoni* (Catostomidae) pode reduzir o desenvolvimento e também para invertebrados pode suprimir a ocorrência de grupos sensíveis como Plecoptera, Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera e Amphipoda (MUNKITTRICK et al., 1991; EISLER, 1993; UNITED STATES DEPARTMENT OF INTERIOR, 1998).

**Tabela 2-** Determinação de metais em amostras de sedimentos (mg.Kg<sup>-1</sup>). Em negrito valores acima de UET; sublinhados, valores entre TEL e PEL.

<b>Amostras</b>	<b>Zn</b>	<b>Cu</b>	<b>Mn</b>	<b>Mg</b>	<b>Cr</b>
Controle	1,100	0	0,05	0	0,005
P1	57,917	<u>67,833</u>	873,333	395,166	1,265
P2	11,150	6,65	87	222,333	12,34
P3	41,367	<u>45,95</u>	233,166	249,166	1,396
P4	33,916	28,3	273,333	163,333	1,658
P5	28,150	18,133	190,166	214,5	0,647
P6	<b>799,166</b>	<u>47,766</u>	112,166	578	1,074
<b>TEL</b>	123,100	35,7	-	-	37,3
<b>PEL</b>	315,000	197	-	-	90
<b>UET</b>	520	86	1100	-	95

## 5.2 - Bioensaio de Toxicidade aguda

De acordo com a classificação de Barbosa (2000), no presente estudo quatro pontos estudados (P1, P2, P4 e P5) foram classificados com indícios de toxicidade e dois pontos (P3 e P6) como tóxicos (Tabela 3).

A toxicidade pode estar relacionada à concentração de metais nos sedimentos dos pontos 1, 3 e 6, nos quais foram encontrados teores metálicos acima de TEL. No entanto, uma série de outros compostos não avaliados neste estudo podem interferir negativamente na sobrevivência dos organismos aquáticos, como os organoclorados e substâncias tóxicas persistentes de forma geral, dioxinas, organofosforados, fenóis (HEWITT, et al. 1996; SANTOS, 2009; CETESB, 2014), dentre inúmeras outras substâncias presentes em efluentes domésticos e industriais.

Destaca-se neste estudo a toxicidade aguda dos pontos 3 e 6, que tiveram 72,22 e 100% de mortalidade, respectivamente. Possivelmente, nesses cursos de água há implicações deletérias da contaminação do sedimento para a fauna aquática, sobretudo à comunidade de macroinvertebrados bentônicos, a qual responde de forma direta à qualidade ambiental que a circunda (KARR, 1981; ROSENBERG; RESH, 1993).

Tabela 3 – Toxicidade aguda de sedimentos para a espécie *Chironomus xanthus*. Porcentagem média de mortalidade (n=3).

Amostras	% Mortalidade	Toxicidade
CTR	11,1	-
P1	27,78	Indícios de toxicidade
P2	27,78	Indícios de toxicidade
P3	72,22	Tóxicos
P4	27,78	Indícios de toxicidade
P5	27,78	Indícios de toxicidade
P6	100	Tóxicos

### 5.3 - Bioensaio de Toxicidade Crônica

A porcentagem de sobrevivência variou de 77,77% (Ponto 3) a 0% (Ponto 6). Estes dados corroboram com os dados de toxicidade aguda, indicando elevada toxicidade dos sedimentos de forma geral, sobretudo no ponto 6, no qual a mortalidade foi de 100% (Tabela 4).

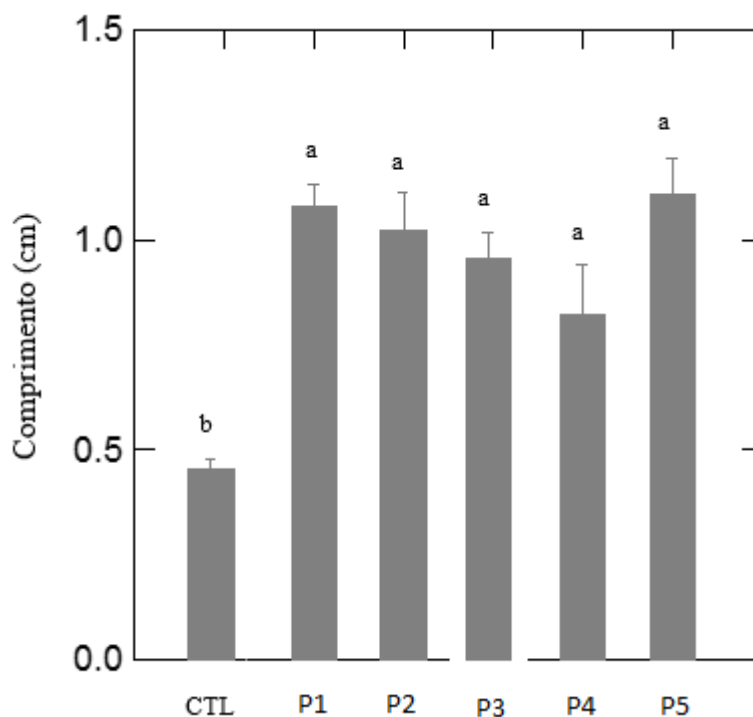
Tabela 4 - Resultado do bioensaio de toxicidade crônica - porcentagem média de sobrevivência (n=3).

Amostras	% Sobrevivência
Controle	88,9
Ponto 1	55,55
Ponto 2	50
Ponto 3	77,77
Ponto 4	27,77
Ponto 5	55,55
Ponto 6	0

Embora o crescimento seja amplamente utilizado como parâmetro para estudo de toxicidade crônica de poluentes de forma geral (KOSALWAT; KNIGHT, 1987), neste estudo não foram encontradas diferenças significativas em relação ao tamanho do corpo, quando comparadas larvas dos diferentes cursos de água (Figura 4). No entanto, todas elas tiveram comprimento significativamente maior em relação ao controle ( $F=19,103$ ;  $p=0,000$ ).

A elevada mortalidade dos indivíduos de *Chironomus xanthus* submetidos aos sedimentos estudados indica a toxicidade dos mesmos para esta espécie. Este padrão pode ser extrapolado para outros macroinvertebrados bentônicos, sobretudo os mais sensíveis, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), os quais quando submetidos a alterações negativas na qualidade da água tem sua ocorrência prejudicada. Considerando essas questões, monitorar a qualidade dos sedimentos é de fundamental importância para a manutenção da biodiversidade aquática e, portanto, da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos em questão.

Figura 2 – Comprimento do corpo de larvas de *Chironomus xanthus* submetidas ao teste de toxicidade crônica. CTL: controle; P1 – córrego Capim Branco; P2: córrego Marimbondo; P3: córrego Sucupira Cassu; P4: rio Maria Resende; P5: rio represa Sucupira. Letras diferentes representam diferença estatística significativa.



## 6 - CONCLUSÕES

Os pontos 1, 2 e 3 apresentaram teores de cobre acima de TEL, sendo que em P6 foi encontrado teor de zinco acima de UET.

Os sedimentos dos seis locais estudados apresentaram algum nível de toxicidade, destacando-se P6, cuja mortalidade nos testes de toxicidade aguda e crônica foi de 100%. Em relação ao crescimento, não foram encontradas diferenças estatísticas significativas em relação ao tratamento e o controle.

A partir desses índices de toxicidade encontrados, torna-se importante o monitoramento desses sedimentos em termos de testes toxicológicos e um estudo mais aprofundado das possíveis substâncias tóxicas presentes nos sedimentos, bem como o monitoramento dos mesmos e do uso do solo adjacente aos cursos de água.

Sendo os sedimentos matrizes de suma importância para a fauna aquática, possivelmente nesses cursos de água estejam havendo implicações deletérias para os organismos aquáticos, sobretudo à comunidade de macroinvertebrados bentônicos, a qual responde de forma direta à qualidade ambiental que a circunda.

## 7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMISAH, S.; COWX, I. G. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. **Journal of Freshwater Ecology**, London, v. 15, n. 2, p. 237–250, 2000.

ANGELOTTI-NETO A., CRESTANA S., OLIVEIRA S. C., BARBOSA, R. V. R. Metais pesados provenientes da atividade agrícola: formas, prevenção e controle. In: ESPINDOLA, E.; WENDLAND, E. (Orgs.) **Bacia hidrográfica: diversas abordagens de pesquisa**: Série Ciências da Engenharia Ambiental. São Carlos: Editora RiMa, 2004, v. 3, p. 1–16.

ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C. DE; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 61–72, 2007.

BAPTISTA, I. E.; SOARES, C. H. L.; MATIAS, W. G.; LOPES, E. B. Avaliação da toxicidade aguda de efluentes de uma indústria têxtil utilizando *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* e *Vibrio fischeri* como bioindicadores. In: ESPINDOLA, E. L. G.; PASCHOAL, C. M. R. B.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA-NETO, A. L. de. (Eds.) **Ecotoxicologia**: Perspectivas para o século XXI. São Carlos: RiMa, p. 365–575, 2002.

BARBOSA, R. M. **Avaliação do impacto de efluentes (lodos) de estações de tratamento de água à biota aquática através de testes de toxicidade**. 2000. 199 fls. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

BUCHMAN, M. F. **NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA HAZMAT, Report 99-1, Seattle WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration**. Seattle, USA, 1999. 12 p.

BUIKEMA, A. L.; VOSHELL, J. R. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993, p. 344–398.

BURTON-JR, G. A. (Ed.). **Sediment toxicity assessment**. Florida: Lewis Publishers, 1992. 457 p.

CASPER, A. F. Population and community effects of sediment contamination from residential urban runoff on benthic macroinvertebrate biomass and abundance. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 53, p. 796–799, 1994.

CAVALCANTI, V.A. **Avaliação da toxicidade de sedimentos e águas contaminadas com azocorantes têxteis utilizando *Chironomus xanthus* e *Daphnia similis***. 2010. 66 fls. Dissertação (Mestrado). Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, ENSP, Rio de Janeiro, 2010.

CETESB, 2012. **Ficha de Informação Toxicológica (FIT): Cromo**. Disponível em: <[www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas.../aguas.../cromo.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas.../aguas.../cromo.pdf)>. Acesso em: 05 mar 2013.

CETESB, 2012. **Ficha de Informação Toxicológica (FIT): Manganês**. Disponível em: <[www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/manganes.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/manganes.pdf)>. Acesso em: 05 mar 2013.

CETESB. **Alterações Físicas e Químicas: Contaminantes: Fenol**. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/mortandade/causas\\_contaminantes\\_fenol.php](http://www.cetesb.sp.gov.br/mortandade/causas_contaminantes_fenol.php)>. Acesso em: 05 mar 2013.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A. DO; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, São Paulo, vol. 29, n. 1, p. 61–65, 2006.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008.

DORNFELD, C. B. **Utilização de *Chironomus* sp. (Diptera, Chironomidae) para avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais**. 2006. 211 fls. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DORNFELD, C.B. **Utilização de análises limnológicas e bioensaios toxicológicos em macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana - SP)**. 2002. 196 fls. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

EBAU, W., RAWI, C.S.M., DIN, Z. & AL-SHAMI, S. A. Toxicity of cadmium and lead on tropical midge larvae, *Chironomus kiiensis* Tokunaga and *Chironomus javanus* Kieffer (Diptera: Chironomidae). **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine** 2, Singapore, v.2, n.8, p. 631–634, 2012.

EGLER, M. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação ambiental de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**. 2002. 147 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

EISLER, R. **Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review**. Laurel, MD: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1993. 106p.

FONSECA, A. L. **Avaliação da qualidade da água do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados**. 1997. 211 fls. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.



FONSECA, A.L. **Avaliação da qualidade da água do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados.** 1997. 211 fls. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

FONSECA, A.L.; ROCHA, O. Laboratory cultures of the native species *Chironomus xanthus*

Rampel, 1993 (Díptera, Chironomidae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.2, n. 16, p. 153-161, 2004.

FÖRSTNER, U.; SALOMONS, W. Trace metals analysis on polluted sediments. Part I: Assessments of source and intensities. **Environmental Technology Letters**, v. 1, p. 495–505, 1980.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. **Metal pollution in the aquatic environment.** 2 ed. New York: Springer-Verlag, 1981. 486 p.

FUKUMOTO, M. M. **Determinação da história deposicional recente do Alto Estuário Santista, com base nos teores de metais e na suscetibilidade magnética dos sedimentos.** 2007. 123 fls. Tese (Doutorado em Ciências, área de Oceanografia Química e Geológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

HEWITT, L. M.; CAREY, J. H.; DIXON, D. G.; MUNKITTRICK, K. R. Examination of bleached kraft mill effluent fractions for potential indices of mixed function oxygenase activity in rainbow trout. In: **Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mills Effluents**, Florida: St. Lucie Press, p.79–93, 1996.

KARR, J. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, New York, v. 1, n. 1, p. 66–84, 1991.

KOSALWAT, P.; KNIGHT, A. Chronic toxicity of copper to a partial life cycle of the midge, *Chironomus decorus*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 16, n. 3, p. 283–290, 1987.

MORAES, M. F. de. **Micronutrientes e metais pesados tóxicos: do fertilizante ao produto agrícola.** 2009. 108 fls. Tese (Doutorado em Ciências, área de Energia Nuclear na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MUNKITTRICK, K. R.; MILLER, P. A.; BARTON, D. R.; DIXON, D. G. Altered performance of white sucker population in the Manitowadge chain of lakes is associated with changes in benthic macroinvertebrates communities as a result of copper and zinc contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 21, n. 3, p. 318–326, 1991.

ONGLEY, E. D. Matching water quality programs to management needs in developing countries: the challenge of program modernization. **European Water Pollution Control**, Munich, v. 7, n. 4, p. 43–48, 1997.

PAMPLIM, P.A.Z. **Avaliação da qualidade ambiental da represa de Americana (SP - Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e**

**parâmetros ecotoxicológicos.** 1999. 88fls. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1999.

PARRIS, K. OCDE. **Environmental impacts in the agricultural sector: using indicator as a tool for policy purposes.** Paper presented to the Commission for Environmental Cooperating Meeting. 2002. Disponível em: <[http://www.cec.org/files/pdf/economy/OECDParris\\_EN.pdf](http://www.cec.org/files/pdf/economy/OECDParris_EN.pdf)>. Acesso em: 05 mar. 2013.

PELÁEZ-RODRÍGUEZ, M. **Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas.** 2001. 145 fls. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

POLETO, C.; CASTILHO, Z. C. Impacto por poluição difusa de sedimentos em bacias urbanas. In: POLETO, C. (Org.) **Ambiente e Sedimentos.** Porto Alegre: Editora ABRH, 2008, p. 193–227.

RAKOTONDRAVELO, M. L.; ANDERSON, T. D.; CHARLTON, R. E.; ZHU, K. Y. Sublethal effects of three pesticides on larval survivorship, growth, and macromolecule production in the aquatic midge, *Chironomus tentans* (Diptera: Chironomidae). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 51, n. 3, p. 352–359, 2006.

ROSEMBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman & Hall, 1993. 488 p.

SANTIAGO, L. L. **Avaliação dos efeitos genotóxicos e de acumulação induzidos pela cilindrospermopsina (cianotoxina) em *Chironomus xanthus* (Diptera - Chironomidae).** 2012. 67fls. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2012.

SANTOS, E. R. dos. **Caracterização química, microbiológica e toxicidade do lodo de esgoto da Estação Mangueira, Pernambuco, Brasil.** 2009. 68 fls. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais) – Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2009.

SIBLEY, P. K.; ANKLEY, G. T.; COTTER, A. M.; LEONARD, E. N. Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc: an evaluation of the acid-volatile sulfide model using a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Massachusetts, v. 15, n. 12, p. 2102–2112, 1996.

SILVÉRIO, P. F. **Bases técnico-científicas para a derivação de valores-guia de qualidade de sedimentos para metais: Experimentos de campo e laboratório.** 2003. 145 fls. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

SOUZA, CAMILA PRADO CENCIANI de. Disponibilidade de cobre e zinco em fertilizantes minerais e materiais secundários. 2012. 162 fls. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agrônomo, Campinas, 2011.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 1973. 317 p.

UNITED STATES DEPARTMENT OF THE INTERIOR. Guidelines for interpretation of the biological effects of selected constituents in biota, water, and sediment. Zinc. **Information Report no. 3**. National Irrigation Water Quality Program, 1998.

## CONCLUSÕES GERAIS

Embora as concentrações de organoclorados detectadas nos sedimentos dos cursos de água estudados tenham sido de forma geral baixas, as concentrações de 4,4DDE e de Heptacloro Hepóxi estão acima da CMP nos cursos de água P1, P5, P18 e P19 para o primeiro composto e nos pontos 22 e 26 para Heptacloro Hepóxi. Também em relação ao Endossulfan, foram encontradas concentrações acima da CMP nos pontos 05 e 19. Uma vez que compostos organoclorados são altamente persistentes e tóxicos para a vida aquática e humana, medidas de controle e monitoramento devem ser encorajadas, uma vez que o sedimento é um dos compartimentos mais importantes no contexto da ciclagem da matéria e fluxo de energia.

A ausência de um padrão na bioacumulação de metais nos grupos tróficos de macroinvertebrados bentônicos pode estar relacionada à diversidade de formas desses organismos explorarem o ambiente e obterem recursos alimentares, o que pode acarretar uma variabilidade na concentração de metais na fauna. Devemos considerar também a possibilidade de que o nível distintivo de bioacumulação possa não ser o de guildas alimentares, mas estar mais relacionando ao grupo taxonômico (família, gênero ou espécie) e o diferencial ser ao nível metabólico, por exemplo. Outra possibilidade seria uma relação com o tamanho do corpo. A acumulação de metais por invertebrados poderia diminuir com o aumento do tamanho do corpo. Neste estudo, cobre, manganês e zinco foram bioacumulados pela fauna aquática, contudo, a bioacumulação de zinco foi bastante pronunciada, sendo bioacumulado por todos os grupos tróficos e em todos os ambientes estudados. Sendo assim, estudos de toxicidade crônica com insetos aquáticos devem ser incentivados, considerando a alta frequência de bioacumulação de metais e possíveis efeitos subletais sobre a fauna aquática.

A partir dos índices de toxicidade encontrados nos sedimentos estudados, torna-se importante o monitoramento desses sedimentos em termos de testes toxicológicos e

um estudo mais aprofundado das possíveis substâncias tóxicas presentes nos mesmos, bem como o monitoramento do uso do solo adjacente aos cursos de água, sobretudo de P6, que apresentou toxicidade tanto no teste agudo como no crônico e também de P4, que integra o reservatório de Sucupira, fonte de abastecimento de água para grande parte da população da cidade de Uberlândia, MG.

Finalmente, estudos como este avaliando aspectos relacionados a compostos xenobióticos em corpos de água e a forma como eles atuam nos organismos aquáticos através de diferentes parâmetros devem ser incentivados, uma vez que os ecossistemas aquáticos vêm sendo impactados em escalas crescentes, colocando em risco a manutenção da vida aquática e a saúde desses ecossistemas.