

**REDE CENTRO-OESTE DE PÓS-GRADUAÇÃO, PESQUISA E INOVAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA E BIODIVERSIDADE**

**DISPONIBILIDADE E MOBILIDADE DE ELEMENTOS-TRAÇO EM SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS**

Henrique Santana Costa

**GOIÂNIA
GOIÁS – BRASIL
2017**

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:


Nome completo do autor: Henrique Santana Costa

Título do trabalho: Disponibilidade e mobilidade de elementos-traço em sistemas aquáticos tropicais


3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do arquivo em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do autor²

Ciente e de acordo:


Assinatura da orientadora²

Data: 27 / 09 / 2017

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

² A assinatura deve ser escaneada.

HENRIQUE SANTANA COSTA

**DISPONIBILIDADE E MOBILIDADE DE ELEMENTOS-TRAÇO EM SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Goiás como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biodiversidade para obtenção do título de Doutor.

**GOIÂNIA
GOIÁS – BRASIL
2017**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Costa, Henrique Santana
Disponibilidade e mobilidade de elementos-traço em sistemas aquáticos tropicais [manuscrito] / Henrique Santana Costa. - 2017. xiv, 117 f.

Orientador: Profa. Dra. Cleonice Rocha; co-orientadora Dra. Flávia Melo Rodrigues; co-orientador Dr. Luiz Fabrício Zara.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Patologia Tropical e Saúde Pública (IPTSP), Programa de Pós graduação em Biotecnologia e Biodiversidade, Goiânia, 2017.

Bibliografia. Anexos. Apêndice.

Inclui siglas, mapas, fotografias, abreviaturas, símbolos, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Metais. 2. Água. 3. Sedimentos. 4. Peixes. 5. Transferência. I. Rocha, Cleonice, orient. II. Título.

CDU 60

ATA DE DEFESA



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA E
BIODIVERSIDADE
Rua 235, S/N - Setor Universitário - Goiânia/GO CEP 74605-050
Fone (62) 3209.6362
email: pgbb.goias@gmail.com

ATA DA REUNIÃO DA BANCA EXAMINADORA DA DEFESA DE TESE DE HENRIQUE SANTANA COSTA - Aos vinte e sete dias do mês de setembro do ano de 2017 (27/09/2017), às 13:00 horas, reuniram-se os componentes da Banca Examinadora: Profs. Drs. CLEONICE ROCHA, FRANCISCO LEONARDO TEJERINA-GARRO, SANDRA REGINA LONGHIN, ALFREDO BORGES DE CAMPOS e MARIANA PIRES DE CAMPOS TELLES, para, sob a presidência da primeira, e em sessão pública realizada nas dependências do Instituto de Patologia Tropical e Saúde Pública da Universidade Federal de Goiás, à Rua 235, s/nº, nesta Capital, procederem à avaliação da defesa de tese intitulada: **“INTERAÇÕES DE ELEMENTOS-TRAÇO ENTRE ÁGUA, SEDIMENTO E PEIXES EM CURSOS D’ÁGUA DA BACIA DO RIO PARANÁ, GOIÁS, BRASIL.”**, em nível de **DOUTORADO**, área de concentração em **BIOTECNOLOGIA**, de autoria de **HENRIQUE SANTANA COSTA**, discente do PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA E BIODIVERSIDADE, da Universidade Federal de Goiás. A sessão foi aberta pela orientadora do discente, Profa. Dra. CLEONICE ROCHA, que fez a apresentação formal dos membros da Banca e orientou o Candidato sobre como utilizar o tempo durante a apresentação de seu trabalho. A palavra a seguir, foi concedida ao autor da tese que, em 30 minutos procedeu à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da Banca arguiu o Candidato, tendo-se adotado o sistema de diálogo seqüencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da defesa. Tendo-se em vista o que consta na Resolução nº. 1181/2013 do Conselho de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura (CEPEC), que regulamenta o Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biodiversidade a Banca, em sessão secreta, expressou seu Julgamento, considerando o candidato **Aprovado** ou **Reprovado**:

Banca Examinadora

Profa. Dra. Cleonice Rocha

Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro

Profa. Dra. Sandra Regina Longhin

Prof. Dr. Alfredo Borges de Campos

Profa. Dra. Mariana Pires de Campos Telles

Aprovado / Reprovado

APROVADO

APROVADO

aprovado

APROVADO

Aprovado

Em face do resultado obtido, a Banca Examinadora considerou o candidato Habilitado, (**Habilitado ou não Habilitado**), cumprindo todos os requisitos para fins de obtenção do título de **DOUTOR EM BIOTECNOLOGIA E BIODIVERSIDADE**, na área de concentração em **BIOTECNOLOGIA**, pela Universidade Federal de Goiás. Cumpridas as formalidades de pauta, às ___h___min, a presidência da mesa encerrou esta sessão de defesa de tese e para constar eu, ZHARA HELOU RIBEIRO DE CASTILHO, secretária do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biodiversidade lavrei a presente Ata que depois de lida e aprovada, será assinada pelos membros da Banca Examinadora e por mim em duas vias de igual teor.

A Banca Examinadora aprovou a seguinte alteração no título da Tese:

Novo título: Disponibilidade e mobilidade de elementos-traço em sistemas aquáticos tropicais

Profa. Dra. Cleonice Rocha (PUC/GO) Cleonice Rocha

Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro (PUC/GO) Francisco Leonardo Tejerina-Garro

Profa. Dra. Sandra Regina Longhin (PUC/GO) Sandra Regina Longhin

Prof. Dr. Alfredo Borges de Campos (Unicamp) Alfredo Borges de Campos

Profa. Dra. Mariana Pires de Campos Telles (UFG) Mariana Pires de Campos Telles

Secretário da Pós-Graduação: Zhara Helou Ribeiro de Castilho



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA E
BIODIVERSIDADE
Rua 235, S/N - Setor Universitário - Goiânia/GO CEP 74605-050
Fone (62) 3209.6362
email: pgbb.goias@gmail.com

FOLHA DE MODIFICAÇÃO DE DISSERTAÇÃO/TESE

Modificações exigidas na Ata da reunião da banca examinadora da defesa de tese de **HENRIQUE SANTANA COSTA**, realizada em 27/09/2017, e que a mesma segue a Norma 006/2015 do PPGBB-Goiás (Modelo de elaboração de Teses/Dissertação):

Efetuada mudança do título da
tese, conforme sugestão da banca.
Inserção na introdução geral,
do item Ciclos Biogeoquímicos.
Reescrita da introdução do
artigo 3.
Correções ortográficas e erros
de digitação

O prazo para a entrega da versão final corrigida é de 40 (quarenta) dias após a defesa, sendo responsável pelo recebimento o orientador do aluno Profa. Dra. **Profa. Dra. Cleonice Rocha**, Presidente da Banca.

Candidato: Henrique Santana Costa
Henrique Santana Costa

Atesto que as alterações exigidas foram cumpridas, dentro do prazo estipulado.

Cleonice Rocha
Profa. Dra. Cleonice Rocha

SENHOR (A) PROFESSOR (A) ORIENTADOR (A)

(Este documento deverá ser entregue à Secretaria do PPGBB pelo Orientador (a) devidamente assinado.)

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Dr^a. Cleonice Rocha, à qual aprendi a admirar e respeitar, pela paciência que teve nos momentos mais difíceis, pelo incentivo, dedicação, ensinamentos e oportunidade concedida.

À meus pais José e Anália, pelo amor incondicional.

À minha esposa, Susy, e ao meu filho, Felipe, pela compreensão, apoio, incentivo e colaboração em todos os momentos dessa jornada.

Ao professor Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro, que não mediu esforços em colaborar conosco durante a análise dos dados, imprescindíveis na realização deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biodiversidade (PGBB), pela oportunidade concedida.

Ao governo do Estado de Goiás, pela concessão de minha licença de aprimoramento.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG), pelo financiamento do projeto.

À Pontifícia Universidade Católica de Goiás, que cedeu o espaço físico para a realização do tratamento laboratorial desta pesquisa.

Enfim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente, os meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVIATURAS	xii
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1. Elementos-traço	17
2.1.1. Água	17
2.1.2. Sedimentos	18
2.1.3. Peixes	19
2.2. Ciclos biogeoquímicos	20
3. OBJETIVOS	22
3.1. Objetivo geral	22
3.2. Objetivos específicos	22
4. MATERIAL E MÉTODOS	23
4.1. Área de estudo	23
4.1.1. Descrição das estações de coleta	24
4.2. Coleta de material abiótico (água e sedimentos)	26
4.2.1. Variáveis físico-químicas	26
4.2.2. Coleta de material biótico (peixes)	26
4.3. Análises dos elementos-traço	27
4.3.1. Amostras de água	27
4.3.2. Amostras de sedimentos e peixes	27

4.3.3. Análise espectrométrica dos elementos-traço	28
4.3.4. Coeficiente de distribuição (K_d)	29
5. ARTIGO 1	30
6. ARTIGO 2	51
7. ARTIGO 3	79
8. CONCLUSÕES GERAIS	106
9. REFERÊNCIAS	107
APÊNDICE	119
A 1. Imagem superior (Estação amostral 1 – rio Verdão) e inferior (Estação amostral 2 – rio Corumbá)	120
A 2. Imagem superior (Estação amostral – rio Veríssimo) e inferior (Estação amostral – rio Piracanjuba)	121
A 3. Imagem superior (Estação amostral 5 – rio Santa Maria) e inferior (Estação amostral 6 – rio Meia Ponte)	122
A 4. Imagem superior (Estação amostral 7 – rio São Francisco) e inferior (Estação amostral 8 – rio Preto)	123
A 5. Imagem superior (Estação amostral 9 – rio dos Bois) e inferior (Estação amostral 10 – rio Claro)	124
A 6. Estação amostral 11 (rio Alegre)	125
ANEXOS	126
B 1. Mapa geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal (Folha SE)	127
B 2. Mapa geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal (Folha SE)	128
B 3. Mapa geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal (Folha SO)	129
B 4. Mapa geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal (Folha SO)	130
C. Comprovante de aceite para publicação do artigo 1	131
D. Comprovante de submissão do artigo 2	132

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Localização das estações amostrais (letras em negrito) em rios da bacia hidrográfica do Alto Paraná, no Brasil Central	25
-----------	---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Tipo de substrato, vegetação e atividade humana predominante nas estações de coleta	24
Tabela 2.	Coordenadas geográficas das estações de coleta	25
Tabela 3.	Cursos d'água, espécies e grupo trófico dos peixes capturados na área de estudo	28
Tabela 4.	Limite de quantificação, detecção e comprimento de onda dos elementos-traço avaliados	29

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVIATURAS

Al	Alumínio
ANOVA	Análise da variância
CBA	Centro de Biologia Aquática
Cd	Cádmio
CEQG	Canadian Environmental Quality Guidelines
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Eh	Potencial de oxi-redução
Fe	Ferro
FeS	Sulfeto de ferro
GO	Goiás
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
HNO ₃	Ácido nítrico
ICP-OES	Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
K _d	Coefficiente de distribuição
MG	Minas Gerais
Mn	Manganês
Ni	Níquel
Pb	Chumbo
PEL	Probable Effect Level
p. ex.	Por exemplo
pH	Potencial hidrogeniônico
SISBIO	Sistema de solicitação de autorizações para coleta de material biológico
TEL	Threshold Effect Level
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VGQS	Sediment Quality Guideline Values
Zn	Zinco

RESUMO

COSTA, Henrique Santana, Me., Universidade Federal de Goiás, setembro de 2017.

Disponibilidade e mobilidade de elementos-traço em sistemas aquáticos tropicais.

Orientadora: Dr^a. Cleonice Rocha. Co-orientadora: Dr^a. Flávia Melo Rodrigues. Co-orientador: Dr. Luiz Fabrício Zara.

A complexidade de um sistema aquático exige o entendimento da dinâmica de seus componentes – tanto espacial como temporalmente. Os elementos-traço, sendo encontrados sob diferentes estados de oxidação (devido a seus altos fatores de enriquecimento e baixas taxas de remoção) constituem um importante fator de stress ambiental. Esta investigação objetiva determinar a disponibilidade e mobilidade dos elementos-traço zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu) e cromo (Cr) entre água, sedimentos e peixes em rios localizados na bacia hidrográfica do rio Paraná, no estado de Goiás, Brasil. As coletas, realizadas durante o período de estiagem (abril a setembro), ocorreram em 2014 e 2015. No intuito de comparar a distribuição destes compostos e a dinâmica de seus fluxos entre peixes, sedimentos e água utilizou-se de estatística descritiva e multivariada na análise dos dados. A análise do coeficiente de distribuição (K_d) dos elementos-traço Cr, Cu e Zn sugere que a interação água-sedimento foi influenciada por variáveis ambientais: o elemento-traço Cu foi influenciado pela temperatura da água; o elemento-traço Zn, por sua vez, foi influenciado pelo pH da água. No que se refere ao componente biótico, a análise do coeficiente de distribuição (K_d) dos elementos-traço Cr, Cu e Zn sugere que as variáveis biomassa, hábito migratório e bacia (hidrologia) dos rios amostrados influenciaram na bioacumulação dos elementos-traço pelas espécies de peixes. Por outro lado, as variáveis grupo-trófico, litologia e cobertura vegetal não influenciaram a bioacumulação dos elementos-traço pelas espécies de peixes. Não foi evidenciada relação entre o coeficiente de distribuição (K_d) dos elementos-traço Cr, Cu e Zn na inter-relação água-sedimento-peixe, o que sugere que a presença/incorporação destes metais tenha ocorrido de modo independente. Não houve indicativo de que variáveis geológicas (litologia), antrópicas (retirada da mata ripária), químicas (pH), hidrológicas (velocidade da água) e físicas (temperatura da água) viessem a influenciar a inter-relação de Cr, Cu e Zn entre os componentes analisados.

Palavras-Chave: metais, água, sedimentos, peixes, transferência.

ABSTRACT

COSTA, Henrique Santana, MSc., Universidade Federal de Goiás, september, 2017. **Availability and mobility of trace elements in tropical aquatic systems.** Adviser: PhD. Cleonice Rocha. Co-Adviser: PhD. Flávia Melo Rodrigues. Co-Adviser: PhD. Luiz Fabrício Zara.

The complexity of an aquatic system requires understanding the dynamics of its components - both spatially and temporally. The trace elements, being found under different oxidation states (due to their high enrichment factors and low removal rates) are an important environmental stressor. This research aims to determine the availability and mobility of trace elements (Zn), cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu) and chromium (Cr) between water, sediments and fish in rivers located in the Paraná river basin, in the state of Goiás, Brazil. In order to compare the distribution of these compounds and the dynamics of their flows between fish, sediments and water, data were collected during the dry season (April to September), using descriptive and multivariate statistics data analysis. The analysis of the distribution coefficient (K_d) of the trace elements Cr, Cu and Zn suggests that the water-sediment interaction was influenced by environmental variables: the trace element Cu was influenced by the water temperature; the trace element Zn, in turn, was influenced by the pH of the water. As regards the biotic component, the analysis of the distribution coefficient (K_d) of the trace elements Cr, Cu and Zn suggests that the biomass, migratory habit and basin (hydrology) of the rivers sampled influenced the bioaccumulation of trace elements by fish species. On the other hand, the variables group-trophic, lithology and vegetation cover did not influence the bioaccumulation of trace elements by fish species. It was not observed a relation between the distribution coefficient (K_d) of the trace elements Cr, Cu and Zn in the water-sediment-fish interrelationship, which suggests that the presence/incorporation of these metals occurred independently. There was no indication that geological variables (lithology), anthropic (removal of riparian forest), chemical (pH), hydrological (water velocity) and physical (water temperature) variables influenced the interrelation of Cr, Cu and Zn between analyzed components.

Key-words: Metals, water, sediments, fishes, transfer.

1. INTRODUÇÃO

O mundo passa por uma crise ambiental sem precedentes. Diferentemente de períodos anteriores, onde intervenções antrópicas no planeta caracterizavam-se por práticas extrativistas e agropastoris, a partir da segunda metade do século XX a maioria das ações humanas no meio natural tem-se assinalado por uma intensa e diversificada degradação de seus recursos (RASHED, 2001; SHIGAKI, SHARPLEY, 2006; POLETO, CASTILHO, 2008).

Aliado ao crescimento da população e à conseqüente demanda por bens de consumo, quantidades significativas de poluentes têm sido produzidas (LEITE et al., 2004). Distinguindo-se dos demais resíduos por seu caráter cumulativo, a presença de elementos-traço no meio ambiente representa um importante problema, com riscos desconhecidos para os seres vivos (SANTOS et al., 2006; MOORE, RAMAMOORTHY, 2012).

Uma vez no ambiente, a bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação de elementos-traço pode ocorrer sob diferentes formas químicas (LUOMA, RAINBOW, 2008; MATHEWS, FISCHER, 2009; VICENTE-MARTORELL et al., 2009). Fatores físicos, químicos, biológicos e ambientais, por exemplo, podem atuar tanto na disponibilidade/mobilidade dos elementos-traço no meio aquático como influenciar sua biomagnificação (LICHT, 2001; VICENTE, PEREZ FILHO, 2003; BERTOLETTI, ZAGATTO, 2006; DE OLIVEIRA, 2007; ARAIN et al., 2008; PALANIAPPAN et al., 2010).

A importância da preservação dos recursos hídricos leva à necessidade de monitorar e controlar a contaminação desses ambientes (MARQUES et al., 2007; BAGGIO, HORN, 2010). Ações antrópicas que desconsideram modificações no ciclo hidrológico (diminuindo a capacidade de infiltração e superando a capacidade de recarga de suas reservas), por exemplo, comprometem a vida de todos os organismos ali existentes (TUNDISI, 2003).

A maioria dos estudos vinculados ao entendimento das interações de elementos-traço em sistemas aquáticos nos meios abiótico (água e sedimento) e biótico (peixe) avalia-os como espaços estanques de estocagem destes compostos (BELLUTA et al., 2008; FORSTNER, APITZ, 2007). Compreender a relação da água, sedimentos e peixes como locais de armazenamento/permuta de elementos-traço mostra-se de suma

importância para a redução dos riscos (ecológicos e para a saúde humana) de sua bioacumulação.

O presente trabalho foi estruturado a partir de uma revisão vinculada à interação de elementos-traço entre água, sedimentos e peixes em sistemas fluviais (Capítulo 2), seguida dos objetivos da pesquisa (Capítulo 3) e da metodologia utilizada na coleta e tratamento laboratorial do material amostral (Capítulo 4). O capítulo 5, no qual está inserido o artigo 1 (intitulado “Trace elements: Water-sediment interactions in tropical rivers”), buscou: I – Comparar a concentração dos elementos-traço Zn, Cd, Pb, Cu e Cr obtidas nas amostras de sedimentos aos indicadores estabelecidos pela legislação internacional; II – Comparar a interação das concentrações dos elementos-traço Zn, Cd, Pb, Cu e Cr entre a água e o sedimento por estação amostral; III – Verificar a influência de variáveis hidrológicas (velocidade da água), químicas (pH) e físicas (temperatura da água) na interação dos elementos-traço Zn, Cd, Pb, Cu e Cr entre a água e o sedimento. O capítulo 6, no qual se faz presente o artigo 2 (denominado “Bioaccumulation, bioconcentration and biomagnification: Fish-trace elements relationships in tropical rivers”) objetivou: I – Avaliar a bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação de Zn, Cd, Pb, Cu e Cr em espécies de peixes; II – Verificar se peixes de maior biomassa bioconcentram e biomagnificam Zn, Cd, Pb, Cu e Cr em maior quantidade; III – Verificar a possibilidade de fatores biológicos (guildas tróficas e hábitos migratórios) influenciarem na bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação de Zn, Cd, Pb, Cu e Cr em espécies de peixes; IV) Verificar a possibilidade de fatores ambientais (litologia, bacia hidrográfica e desmatamento da mata ripária) influenciarem na bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação de Zn, Cd, Pb, Cu e Cr em espécies de peixes. O capítulo 7, no qual está incluso o artigo 3 (nomeado “Interações de elementos-traço entre água, sedimentos e peixes em rios tropicais”) buscou: I – Avaliar a inter-relação de Zn, Cd, Pb, Cu e Cr entre água, sedimentos e peixes; II – Verificar a possibilidade da mobilidade de Zn, Cd, Pb, Cu e Cr entre água, sedimentos e peixes ser influenciada por fatores geológicos (litologia), antropogênicos (desmatamento da mata ripária), químicos (pH), hidrológicos (velocidade da água) e físicos (temperatura da água). Finalmente, uma compilação dos principais resultados alcançados foi pormenorizada no capítulo “Conclusões gerais”.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Elementos-traço

Utilizado em substituição à expressão “metal pesado” para definir metais catiônicos presentes em concentrações inferiores a $0,1 \text{ dag kg}^{-1}$ em solos e plantas (GUILHERME et al., 2005; KABATA-PENDIAS, 2010; ESSINGTON, 2015), os elementos-traço, historicamente, são associados a processos de contaminação ambiental e toxicidade (IKEM et al., 2003; YUAN et al., 2003; ARAI et al., 2007; GUPTA, BANERJEE, 2012; MORTATTI et al., 2012; SANCHES FILHO et al., 2013; DO AMARAL KEHRIG et al., 2016).

Apesar de alguns metais serem considerados essenciais do ponto de vista biológico, como zinco, cobre, cobalto, manganês e selênio, todos podem tornarem-se tóxicos: atuando desde o bloqueio de grupos essenciais à atuação de biomoléculas como na inibição de atividades enzimáticas (REPULA et al., 2012; EZAKI, HYPOLITO, 2016).

Tendo em vista a presença de elementos-traço nas diferentes esferas ambientais, em particular, no meio aquático, haja vista seus níveis de contaminação e efeitos sobre a saúde animal e vegetal, vê-se ser seu estudo oportuno em investigações de caráter ambiental (PRADO et al., 2004; BARROS et al., 2010; LIMA, SANTOS, 2012; LOUREIRO et al., 2012)

2.1.1. Água

A exploração desmedida dos recursos hídricos tende a depreciar a qualidade da água pela incorporação de elementos-traço a ela carregadas (PÁDUA et al., 2006; NASCIMENTO, NAIME, 2009; EZAKI et al., 2011). Contudo, embora os ambientes aquáticos sejam particularmente alvo de contaminação por estas substâncias, as formas biodisponíveis dos elementos-traço, à exceção das águas intersticiais, que proporcionam um meio propício à materialização de reações químicas que permitem a estes compostos apresentarem-se como íons livres ou hidratados, devido ao seu transporte e/ou transferência, raramente são observados em concentrações significativas na coluna d'água (DAVIS et al., 1996; CHIU, MOK, 2010).

Haja vista os sistemas aquáticos apresentarem composições complexas, o conjunto de interações possíveis de serem ali estabelecidas é representativo – resultando

em produtos de difícil caracterização. Podendo interferir na distribuição de elementos-traço (FORSTNER, 1989), tanto parâmetros químicos (pH de hidrólise e potenciais de oxidação – Eh) como físicos (adsorção, filtração e sedimentação) e hidrológicos (velocidade da água) constituem-se em indicadores importantes da solubilidade, ou precipitação, destas substâncias (HART, HINES, 1995; GOMES, SATO, 2011). Óxidos de ferro (Fe) e manganês (Mn), por exemplo, se dissolvem à medida que o Eh decresce e reprecipitam conforme o Eh aumenta (MASON, 1971). Elementos-traço como cobre (Cu) e zinco (Zn), solúveis em condições ácidas, do mesmo modo, podem agregar-se aos precipitados de ferro (Fe), alumínio (Al) e manganês (Mn) e incorporarem-se aos sedimentos em situações alcalinas (EVANGELOU, 1998)

2.1.2. Sedimentos

Se a presença de elementos-traço em corpos d'água preocupa em razão da mobilidade e biodisponibilidade de tais substâncias devido às suas características de adsorção e complexação, credita-se aos sedimentos (LINNIK, 2001; YAN et al., 2007; KOBAYASHI et al., 2010), por sua vez, grande importância na capitalização destes compostos ao meio aquático, aos organismos ali instalados e àqueles que os consomem (ALMEIDA, ROCHA, 2006; BAGGIO, HORN, 2008; MORAES et al., 2011).

Uma vez associado ao sedimento, os elementos-traço podem tanto se sedimentar como retornar à forma dissolvida mediante processos de dessorção, ressolubilização ou mineralização da biota. Podem, ainda, sofrer ressuspensão – estando, dessa forma, novamente, disponíveis na coluna d'água (BARTOLOMEO et al., 2004; MALLMANN, SCHENATO, 2008; CESAR et al. 2011).

Pesquisas relacionadas à troca de elementos-traço entre o sedimento e a coluna d'água demonstram que o sedimento não deve ser visto apenas como um espaço de acúmulo destes contaminantes, mas também de permuta e/ou interações destas substâncias com a coluna d'água e a biota (MOLISANI et al., 2005; OLUBUNMI, OLORUMSOLA, 2010). Por associarem-se ao material particulado, em condições naturais, geralmente, os elementos-traço podem levar a intoxicação de diversos organismos (SOARES et al., 2004; SILVÉRIO et al., 2006; GOMEZ et al., 2007).

O pH influencia a solubilidade e predisposição dos elementos-traço no meio aquático, modificando o padrão de adsorção destes aos sedimentos na medida em que determina o grau de distribuição das espécies químicas, definindo a carga da superfície

sedimentar e as interações eletrostáticas entre elas e os elementos-traço, e fazendo com que grupamentos superficiais de cada um de seus sítios ativos possam vir a dissociar ou associar prótons, tornando-se positivamente carregadas sob condições ácidas ou negativamente carregadas quando num meio alcalino (CEROVIC et al., 2007).

Elevações da temperatura, do mesmo modo, devido à diminuição na viscosidade da água, possuem efeitos importantes sobre o processo de adsorção ao elevar a taxa de difusão de elementos-traço aos poros dos sedimentos. Ainda nesse sentido, elevações na temperatura da água podem produzir desobstruções de poros – permitindo que elementos-traço sejam adsorvidos nos sedimentos (MYERS, 2004).

No Brasil, assim como em muitos países, a avaliação dos efeitos adversos ao meio natural em decorrência da contaminação de corpos hídricos enfoca quase que exclusivamente os atributos evidenciados na água (MOZETO, 2001; MOZETO, 2006). Mesmo o processo de enquadramento de rios não leva em conta a qualidade dos sedimentos, ambientes que fornecem habitat, alimentação, local de desova e crescimento para diversos organismos aquáticos como fator determinante na salvaguarda de espécies aquáticas (NASCIMENTO, MOZETO, 2008).

2.1.3. Peixes

Por acumularem apenas formas biologicamente disponíveis de poluentes, possibilitando, assim, um contínuo monitoramento ambiental, o estudo de organismos como bioindicadores possui algumas vantagens sobre as análises químicas do meio abiótico (MARCOVECCHIO, 2004; DURAL et al., 2007; AZEVEDO et al., 2009). Haja vista doses letais variarem bastante entre espécies, em razão de seu caráter lesivo, as implicações adversas dos elementos-traço em seres vivos, em especial àqueles presentes em ecossistemas aquáticos têm atraído atenção (ROSS, BIRBAUM, 2003; SEEBAGH et al., 2005; MURUGAN et al., 2008).

Apesar dos níveis de elementos-traço apresentarem-se em certos casos abaixo da concentração máxima permitida pela legislação (SAFFRAN et al., 2001), em corpos d'água, sua biodisponibilidade, dependente tanto do tipo de absorção realizada pelo organismo como do elemento-traço bioacumulado (JESUS et al., 2008), pode proporcionar riscos de contaminação dentro da rede trófica por processos de bioconcentração, absorção de substâncias através de superfícies respiratórias e dérmicas, bioacumulação, capitalização de compostos por meio da ingestão de alimentos

e biomagnificação, retenção de determinado fator em função do grupo trófico ocupado por determinada espécie (KARADEDE et al., 2004; PRADO et al., 2004; KOSANOVIC et al., 2007; BARROS et al., 2010; BARBIERI et al., 2010; LIMA, SANTOS, 2012; LOUREIRO et al., 2012). Mesmo substâncias tidas como imprescindíveis revelam-se bastante danosas quando em altas concentrações (MARIGOMEZ et al., 2002; RENWRANTZ, WERNER, 2007; TELES et al., 2008; REIS et al., 2009; DO AMARAL KEHRIG et al., 2011; MIRANDA-FILHO et al., 2011).

Constituindo um importante tecido de estocagem (CARVALHO et al., 2005), uma vez no tecido muscular, a concentração de elementos-traço traduz-se numa medida efetiva vinculada ao tempo ao qual o animal foi efetivamente exposto a ele (FERNANDES et al., 2008; UYSAL et al., 2008). Determinar as concentrações destes compostos na biota significa, portanto, monitorar os níveis de suas frações biodisponíveis (JUNIOR et al., 2002; YILMAZ et al., 2007).

Situações caracterizadas por períodos de eliminação inferiores a velocidades de incorporação configuram condições de bioacúmulo de elementos-traço (KASPER et al., 2007). Devido à sua posição na cadeia alimentar, constituindo um importante papel no transporte de energia ao longo da rede trófica, em ecossistemas aquáticos, peixes são considerados bons indicadores ambientais (ADAM et al., 1993; ANAN et al., 2005; LUOMA, RAINBOW, 2008; BARBIERI et al., 2010; REJOMON et al., 2010; ABDEL-BAKI et al., 2011; TAO et al., 2012).

2.2. Ciclos biogeoquímicos

Sendo a Terra um sistema dinâmico caracterizado pelo estabelecimento de relações de equilíbrio, com substâncias continuamente transformadas a partir da converção de outras, os ciclos biogeoquímicos, processos naturais responsáveis pela ciclagem da matéria entre o meio abiótico e biótico, são de grande relevância no entendimento dos impactos que um dado metal pode causar tanto no ambiente como em organismos à ele associados (OLIVEIRA, MARINS, 2011).

Seja combinado a processos magmáticos/metamórficos responsáveis pela ocorrência de cristalizações minerais e a formação/transformação de rochas, seja pela ocorrência de processos biológicos, antrópicos, de erosão e sedimentação, entende-se que os ciclos biogeoquímicos, particularmente o dos metais, são influenciados, entre outros, por fatores geológicos, hidrológicos e biológicos (RAGUENEAU et al., 2002;

BASHKIN, HOWARTH, 2002; JITARU, ADAMS, 2004). Neles, a mobilidade destes compostos está diretamente relacionada às suas formas físicas e químicas – as quais, por sua vez, são controladas por processos dependentes das características ambientais (pH, superfície específica, capacidade de troca catiônica, entre outras; WASSERMAN, WASSERMAN, 2008; CARVALHO, 2014).

A atividade microbiana, a partir da degradação da matéria orgânica e de reações de oxirredução, por exemplo, desempenha um importante papel nos ciclos biogeoquímicos dos metais: próximo à interface água-sedimento podem ocorrer zonas anóxicas onde óxidos podem liberar metais que se encontravam adsorvidos a eles que, uma vez expostos a áreas óxicas, podem sofrer oxidação e reprecipitação (formando, novamente, óxidos) que podem adsorver-se e, eventualmente, sedimentar-se, ficando sujeitos a novos ciclos de redução e dissolução (McARTHUR et al., 2004; GUILHERME et al., 2005).

O cobre, um metal com baixo potencial iônico, solúvel na forma de cátions e encontrado na crosta terrestre associado a vários minerais (calcopirita (CuFeS_2) calcocita (Cu_2S), malaquita-verde (CuCO_3), covelita (CuS) e óxido cuproso – Cu_2O), constitui um metal de transição com dois isótopos estáveis (Cu^{63} e Cu^{65}). Associado no ambiente natural a depósitos ultrabásicos de platina (Ni-Cu-Pt-Cr), sulfetos maciços (Cu-Pb-Zn-Cd-Ag-Fe-As-Sb), pórfiro cupríferos (Cu-Mo-Re-Fe) e xistos (Ag-Zn-Pb-Mo-Co) (MINEROPAR, 2005), o cobre, apresentando quatro estados de oxidação, sendo Cu^+ e Cu^{2+} os mais comuns, combina-se, em sedimentos, primariamente à matéria orgânica – a menos que este componente seja escasso no sedimento. Com sua disponibilidade influenciada pela presença/ausência de sulfetos (um fator chave no controle da toxicidade metais; PADIAL, 2008), a mobilidade do cobre (particularmente estável num pH entre 5 e 6), é considerada, sob condições de oxidação, elevada em meio ácido.

A presença de sulfetos, o aumento do pH e sua adsorção ao sedimentos e/ou matéria orgânica representam as principais barreiras geoquímicas à mobilidade do cobre em seu ciclo biogeoquímico (MATOS et al., 2008). Na biosfera, este metal participa da composição de proteínas e enzimas. A hemocianina, por exemplo, possui papel semelhante à hemoglobina no transporte de oxigênio em moluscos e artrópodes. As plantas podem acumular grandes quantidades deste metal e, quando o fazem, podem representar graves riscos para toda a teia alimentar (ISHIKAWA et al., 2007).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar a disponibilidade e mobilidade dos elementos-traço zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu) e cromo (Cr) na água, sedimento e peixes em cursos d'água localizados no alto da bacia hidrográfica do rio Paraná, estado de Goiás.

3.2. Objetivos específicos

3.2.1. Avaliar a influência das variáveis temperatura, velocidade e pH da água na interação da água e do sedimento, levando-se em consideração os elementos-traço verificados;

3.2.2. Avaliar a influência das variáveis biomassa, grupo-trófico, fator ecológico (migração), litologia, cobertura vegetal e bacia na bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação dos elementos-traço verificados;

3.2.3. Avaliar a influência das variáveis litologia, cobertura vegetal, pH, velocidade da água e temperatura da água na inter-relação dos elementos-traço verificados entre água, sedimentos e peixes.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Paranaíba, localizada entre os paralelos 15° e 20° sul e os meridianos 45° e 53°, com uma área de drenagem de 222,6 mil km², constitui grande parte da bacia hidrográfica do rio Paraná (GOIÁS, 2006b). Posicionada na região central do Brasil, perpassando por 197 municípios, estende-se pelos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Distrito Federal (ANA, 2013).

O rio Paranaíba, cuja nascente situa-se na Serra da Mata da Corda (MG), juntamente com o rio Grande, constitui um importante tributário do rio Paraná. Com altitude de cerca de 1100 m, ao alcançar o perímetro urbano de Patos de Minas (MG), divide os estados de Goiás e Minas Gerais (ANA, 2013).

Entre Itumbiara (GO) e Araporã (MG), o rio Paranaíba recebe afluentes pela margem direita (rios Meia Ponte, Turvo e dos Bois) e esquerda (rio Tijuco) (ANA, 2013). Em seu trecho final, o rio Paranaíba recebe os rios Claro, Verde e Corrente (afluentes de sua margem direita) para, em seguida, abarcar o rio Aporé (ou do Peixe) e formar o rio Paraná (GOIÁS, 2006b; ANA, 2013).

A bacia hidrográfica do rio Paranaíba, caracterizada por apresentar um clima tropical quente em todas as estações do ano (com temperatura média mensal maior ou igual a 18° C (GOIÁS, 2006a), inverno seco e precipitações anuais que giram em torno de 1500 mm), possui variação de 240 m a 1400 m de altitude. Suas menores cotas altimétricas concentram-se ao longo do canal principal e de seus principais afluentes da margem esquerda (rios Formoso, Santana, Aporé, Corrente, Verde, Claro, Preto, rio dos Bois e rio Meia Ponte) e direita (rios Arantes, da Prata e Tijuco). Por outro lado, as maiores altitudes (representadas pelos Grupos Araxá, Paranoá, Canastra e Bauru), veem-se irrigadas pelos rios Piracanjuba, Corumbá, Veríssimo e São Marcos, na margem direita, e Dourado e Araguari, em sua margem esquerda (ANA, 2013).

O baixo topográfico do rio Paranaíba, o qual se direciona às cabeceiras do rio Turvo e dos Bois, caracteriza-se por apresentar um conjunto de vales vinculados aos materiais geológicos pertencentes à formação Serra Geral (Grupo São Bento) (ANA, 2013).

Do ponto de vista geomorfológico, são definidos dois conjuntos de relevos na bacia hidrográfica do Paranaíba: o Planalto Central Goiano, compreendendo o Planalto do Distrito Federal e o Planalto Rebaixado de Goiás, dominado por rochas metamórficas e metassedimentares, e o Planalto Setentrional da bacia do Paraná, abrangendo a região dos planaltos areníticos-basálticos interiores (EPE, 2007 – ANEXO B).

4.1.1. Descrição das estações coleta

Os pontos de coleta, em grande medida, com relevos inclinados, caracterizaram-se por exibir profundidades entre 2 m e 10 m. A mata ripária variou de árvores de pequeno e grande porte a arbustos – com trechos substituídos por gramíneas, situação na qual as margens apresentaram solos compactados, com ações erosivas e áreas adjacentes destinadas à atividade agropecuária (Tabela 1). A presença de represas, utilizadas tanto na dessedentação de animais quanto na irrigação, foi observada (APÊNDICE).

Tabela 1 – Tipo de substrato, vegetação e atividade humana predominante nas estações de coleta

CURSO D'ÁGUA	TIPO DE SUBSTRATO	VEGETAÇÃO PREDOMINANTE	ATIVIDADE HUMANA PREDOMINANTE
rio Verdão	Areia	Árvores e arbustos	Pecuária
rio Corumbá	Areia	Árvores, arbustos e gramíneas	Pecuária
rio Veríssimo	Areia	Arbustos e gramíneas	Pecuária
rio Piracanjuba	Areia	Gramíneas	Pecuária
rio Santa Maria	Areia	Árvores e arbustos	Agricultura
rio Meia Ponte	Areia	Árvores	Agricultura
rio São Francisco	Areia	Arbustos	Agricultura
rio Preto	Areia	Arbustos e gramíneas	Pecuária
rio dos Bois	Areia	Arbustos e gramíneas	Agricultura
rio Claro	Areia	Arbustos e gramíneas	Agricultura
rio Alegre	Areia	Gramíneas	Agricultura

Conforme a Figura 1, a região avaliada nesta investigação foi circunscrita à região sul do estado de Goiás. As amostras de água e sedimento foram coletadas em dois pontos (a montante e a jusante) de cada estação de amostragem – entre os rios Verdão (leste) e Claro (oeste) (Figura 1; Tabela 2).

As estações de coleta, por rio, foram estabelecidas considerando-se o acesso às mesmas. Cada trecho foi georeferenciado (Garmin Adventure) e balizado com fitas plásticas. A fim de facilitar o acesso aos ambientes de exação, bem como evitar que a concentração de elementos-traço na água, sedimento e peixes não sofressem influência pelo índice de chuvas que os rios recebem, toda coleta foi realizada durante o período de estiagem – abril a setembro de 2014 e 2015.

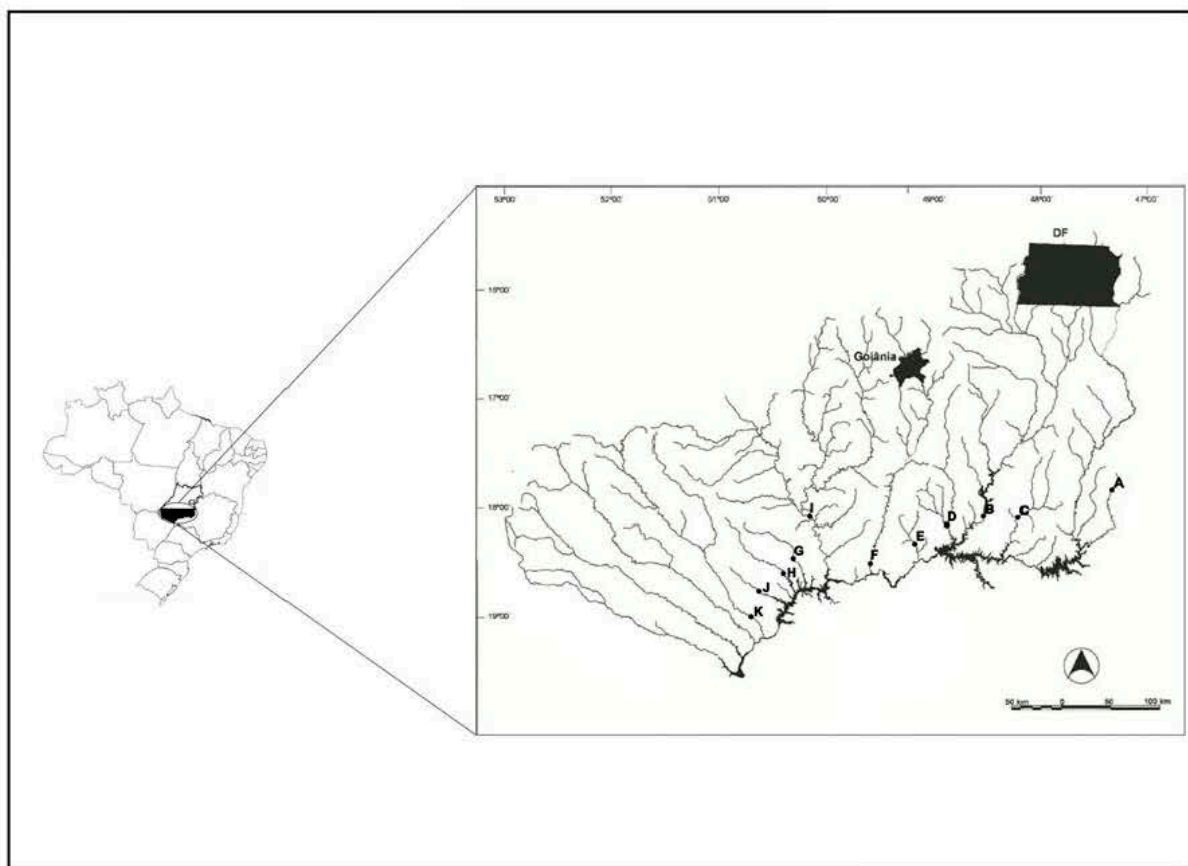


Figura 1 – Localização das estações amostrais (letras em negrito) em rios da bacia hidrográfica do Alto Paraná, Brasil Central.

Tabela 2 – Coordenadas geográficas das estações de coleta.

ESTAÇÕES AMOSTRAIS	CURSO D'ÁGUA	W	S	MUNICÍPIO
A	rio Verdão	47°20'59,00"	17°47'02,01"	Catalão
B	rio Corumbá	48°37'12,90"	18°03'24,30"	Caldas Novas
C	rio Veríssimo	48°09'58,91"	18°04'22,98"	Goiandira
D	rio Piracanjuba	48°51'22,70"	18°08'16,00"	Água Limpa
E	rio Santa Maria	49°10'27,70"	18°18'25,30"	Itumbiara
F	rio Meia Ponte	49°36'44,30"	18°28'01,30"	Cachoeira Dourada
G	rio São Francisco	50°19'19,60"	18°26'56,70"	Quirinópolis
H	rio Preto	50°26'03,00"	18°35'16,00"	Quirinópolis
I	rio dos Bois	50°10'31,10"	18°04'16,90"	Castelândia
J	rio Claro	50°42'11,80"	18°59'21,80"	Paranaiguara
K	rio Alegre	50°36'09,20"	18°45'31,20"	Paranaiguara

Toda coleta de dados em campo foi realizada pela equipe do Centro de Biologia Aquática (CBA), da Pontifícia Universidade Católica de Goiás (PUC Goiás), sob tutela do Professor Francisco Leonardo Tejerina-Garro – o qual possui licença para coleta de material científico (20226/SISBIO).

4.2. Coleta de material abiótico (água e sedimentos)

Nos pontos de amostragem, a partir da utilização de um medidor de distância (Bushnell – Yardage Pro 500), num percurso de 1000 m, frascos âmbar de 1 L, previamente lavados com solução de HNO₃ diluído (pH = 2,0), foram utilizados para retirada das frações d'água. Os frascos foram lavados três vezes (a 40 centímetros da superfície – no meio do fluxo) com água do próprio rio a fim de serem removidos quaisquer resíduos que porventura viessem a se fazer presentes no interior do recipiente sendo, em seguida, identificados com data, local e ponto de coleta. Após as exações (ocorridas, sempre, no primeiro (montante) e último (jusante) transecto do trecho amostrado) adicionou-se 1,5 mL de HNO₃ concentrado às amostras – às quais permaneceram refrigeradas ($T = 10,0 \pm 3,0$ °C), nas dependências do Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás.

A coleta das amostras de sedimentos, no mesmo percurso de 1000 m das exações das amostras d'água (no primeiro e último transecto de cada trecho amostrado) ocorreu nos primeiros 5 cm de sedimentos de fundo utilizando-se um amostrador Kajack provido de um tubo graduado de acrílico. Após coletado, o material, foi acondicionado em sacos plásticos e conservado numa caixa com gelo. No Centro de Biologia Aquática, todo o conjunto amostral de sedimentos foi armazenado em tambores.

4.2.1. Variáveis físico-químicas

A obtenção dos parâmetros pH, temperatura e velocidade da água, no primeiro e último transecto de cada ponto amostrado, ocorreu, respectivamente, utilizando-se os equipamentos Impac Lutron 208, Ysi professional Plus e Fluxômetro General Oceanic JDC.

4.2.2. Coleta de material biótico (peixes)

Os peixes foram coletados por meio de rede de espera (entre 17:00h e 7:00h). Em campo, os animais coletados foram triados conforme seu tamanho: peixes <10 cm foram conservados inteiros; dos exemplares de maior tamanho, foi retirado uma parte do tecido muscular (acima da linha lateral do dorso). Em ambos os casos, todo material foi conservado acondicionado em sacos plásticos identificados com o local e data da captura

– sendo armazenados numa caixa com gelo. Uma vez encaminhados ao laboratório do Centro de Biologia Aquática, os animais coletados foram identificados taxonomicamente, pesados e conservados em freezer (a uma temperatura de -10 °C) até o momento do pré-tratamento. A determinação do grupo trófico das espécies coletadas (Tabela 3) foi realizada a partir da literatura especializada. Nesse sentido, foram considerados os seguintes grupos tróficos, definidos de acordo com ZAVALA-CAMIN (1996) e CASATTI (2002):

- * Detritívoro – peixes que se alimentam de matéria orgânica animal em putrefação e/ou vegetal em fermentação;
- * Herbívoro – peixes que selecionam alimento vegetal vivo (vegetais superiores, macro e microalgas bentônicas e fitoplâncton);
- * Ictiófago – peixes cujo alimento é constituído principalmente por peixe;
- * Invertívoro – peixes cujo alimento constitui-se de invertebrados terrestres e aquáticos, em suas formas adultas e larvais;
- * Onívoro – peixes que consomem alimento animal e vegetal vivo.

4.3. Análises dos elementos-traço

4.3.1. Amostras de água

Para extração dos elementos-traço, as amostras d'água foram filtradas em filtro de 0,45 µm para separação de material dissolvido e particulado em suspensão. Foram medidos 50 mL de cada amostra para redução a 25 mL em estufa (ajustada em 96 °C).

4.3.2. Amostras de sedimentos e peixes

As amostras de sedimentos, secas ao ar, foram (após quarteamento) peneiradas para obtenção de partículas menores que 0,063 mm (SANTOS et al., 2002).

Os peixes (inteiros ou frações de seus tecidos musculares) foram liofilizados (Liofilizador Labconco-freezone) até que fosse atingido um peso constante.

De cada amostra de sedimentos e peixes, 1 g foi submetido à digestão ácida oxidativa com 5 mL de HNO₃ (1:1), sendo, em seguida, aquecidas em bloco digestor por 10 minutos (a 95 ± 5 °C). Uma vez passado o resfriamento, foi adicionado a elas mais 15 mL de HNO₃ concentrado.

As amostras foram, novamente, aquecidas a 95 ± 5 °C por 12 horas e deixadas resfriar a temperatura ambiente. Foi, então, a cada uma delas, adicionado 1,0 mL de água destilada e 3,0 mL de H₂O₂. Em seguida, as amostras foram aquecidas por 1 hora (a 95 ± 5 °C). Uma vez cessado o resfriamento, foi adicionado às mesmas 6 parcelas de 1,0 mL de H₂O₂ até que a solução parasse de ferver e não mais mudasse de cor (conforme recomendado pelo método 3050 B da Agência Ambiental Americana – USEPA, 1995). Por fim, as amostras foram filtradas (seus volumes ajustados a 50 mL) e armazenadas em recipientes plásticos sob refrigeração até análise. Todos reagentes utilizados foram de grau analítico.

Tabela 3 – Cursos d'água, espécies e grupo trófico dos peixes capturados na área de estudo.

CURSOS D'ÁGUA	ESPÉCIES	n	GRUPO TRÓFICO
Rio Verdão	<i>Apareiodon piracicabae</i> (EIGENMANN, 1907)	2	Detritívoro (PAVANELLI, 1999)
	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	1	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (COPE, 1894)	1	Onívoro (GROSMAN et al., 1996)
	<i>Astyanax fasciatus</i> (CUVIER, 1819)	1	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Rhamdia quelen</i> (QUOY, GAIMARD, 1824)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Schizodon altoparanae</i> (GARAVELLO, BRITSKI, 1990)	1	Herbívoro (FERRETI et al., 1996)
Rio Corumbá	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	2	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus striatus</i> (KNER, 1858)	1	Onívoro (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)
	<i>Serrasalmus marginatus</i> (VALENCIENNES, 1837)	1	Ictiófago (ALMEIDA et al., 1997)
	<i>Sorubim lima</i> (BLOCH, SCHNEIDER, 1801)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Steindachnerina insculpta</i> (FERNÁNDEZ-YÉPEZ, 1948)	1	Detritívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
Rio Veríssimo	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	5	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Galeocharax knerii</i> (STEINDACHNER, 1879)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Hoplias malabaricus</i> (BLOCH, 1794)	1	Ictiófago (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	3	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Oligosarcus pintoii</i> (AMARAL CAMPOS, 1945)	1	Invertívoro (CASATTI, 2002)
	<i>Schizodon altoparanae</i> (GARAVELLO, BRITSKI, 1990)	2	Herbívoro (FERRETI et al., 1996)
Rio Piracanjuba	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	1	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Oligosarcus pintoii</i> (AMARAL CAMPOS, 1945)	1	Invertívoro (CASATTI, 2002)
Rio Santa Maria	<i>Leporinus octofasciatus</i> (STEINDACHNER, 1915)	1	Herbívoro (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)
	<i>Rhamdia quelen</i> (QUOY, GAIMARD, 1824)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Salminus hilarii</i> (VALENCIENNES, 1850)	1	Ictiófago (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)
Rio Meia Ponte	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Prochilodus lineatus</i> (VALENCIENNES, 1837)	1	Detritívoro (RESENDE et al., 1996)
Rio São Francisco	<i>Hoplias malabaricus</i> (BLOCH, 1794)	1	Ictiófago (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
Rio Preto	<i>Myleus tiete</i> (EIGENMANN, NORRIS, 1900)	1	Herbívoro (HAHN et al., 2004)
Rio dos Bois	<i>Pimelodus maculatus</i> (LACEPEDE, 1803)	1	Onívoro (HAHN et al., 2004)
Rio Claro	<i>Galeocharax knerii</i> (STEINDACHNER, 1879)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Leporinus octofasciatus</i> (STEINDACHNER, 1915)	1	Herbívoro (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)

4.3.3. Análise espectrométrica dos elementos-traço

Após digestão do conjunto amostral de peixes e sedimentos, bem como a pré-concentração das amostras de água, a determinação dos elementos-traço cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn) foi realizada por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) em espectrômetro Shimadzu Multitype ICP Emission Spectrometer (modelo ICPE-9000 Hardware). A

concentração dos elementos-traço foi obtida por meio de padrões certificados para todos os elementos. A Tabela 4 apresenta os limites de quantificação (mgL^{-1}), detecção e comprimento de onda (λ) dos elementos-traço avaliados.

Tabela 4 – Limite de quantificação, detecção e comprimento de onda dos elementos-traço avaliados.

Elemento-traço	Limite de detecção (mgL^{-1})	Limite de quantificação (mgL^{-1})	Comprimento de onda λ (nm)
Cu	0.0017	0.0050	327.3960
Zn	0.0007	0.0020	202.5480
Cr	0.0010	0.0030	205.5520
Pb	0.0067	0.0020	220.3530
Cd	0.0003	0.0010	214.4380

* Todas curvas de calibração dos elementos-traço foram aceitas quando $\lambda > 0,99$.

4.3.4. Coeficiente de distribuição (K_d)

A partir das concentrações dos elementos-traço obtidas das amostras de água, sedimento e peixes, foi calculado o coeficiente de distribuição (K_d). Indispensável em modelos de avaliação ambiental (TOGUNDE et al., 2012), este coeficiente estima a mobilidade de uma substância (elemento-traço, neste caso) presente num solvente (água, neste caso) em contato com um soluto (sedimento e peixe, neste caso; ALLISON, ALLISON, 2005), indicando a capacidade de retenção (força) pela qual esta substância é incorporada ao soluto (YOU et al., 2010).

5. ARTIGO 1 (Tendo em vista o presente artigo encontrar-se em processo de diagramação para publicação, em função da lei de direitos autorais, será apresentada uma versão preliminar do mesmo. Toda formatação, incluindo-se as citações, segue as normas estabelecidas pela revista)

TRACE ELEMENTS: WATER-SEDIMENT INTERACTIONS IN TROPICAL RIVERS

Henrique Santana Costa^{a*}, Francisco Leonardo Tejerina-Garro^{b,c}, Cleonice Rocha^{a,d}

^aPrograma de Doutorado em Biotecnologia e Biodiversidade, Universidade Federal de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-050, Goiânia – GO, Brazil.
email: henri.costa@pucgoias.edu.br

^bCentro de Biologia Aquática, Escola de Ciências Agrárias e Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Campus II, Av. Engler, s/n, 74605-010, Goiânia – GO, Brasil.

^cPrograma de Mestrado em Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente, UniEVANGÉLICA, Av. Universitária, km 3,5 – Cidade Universitária, 75083-515, Anápolis – GO, Brazil.
email: garro@pucgoias.edu.br

^dEscola de Ciências Exatas e da Computação, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-010, Goiânia – GO, Brazil.
email: rleonice@gmail.com

Publicado na revista: Environmental Science and Pollution Research – Fator de impacto atual: 2.741

TRACE ELEMENTS: WATER-SEDIMENT INTERACTIONS IN TROPICAL RIVERS

Henrique Santana Costa^{a*}, Francisco Leonardo Tejerina-Garro^{b,c}, Cleonice Rocha^{a,d}

^aPrograma de Doutorado em Biotecnologia e Biodiversidade, Universidade Federal de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-050, Goiânia – GO, Brazil.

email: henri.costa@pucgoias.edu.br

^bCentro de Biologia Aquática, Escola de Ciências Agrárias e Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Campus II, Av. Engler, s/n, 74605-010, Goiânia – GO, Brasil.

^cPrograma de Mestrado em Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente, UniEVANGÉLICA, Av. Universitária, km 3,5 – Cidade Universitária, 75083-515, Anápolis – GO, Brazil.

email: garro@pucgoias.edu.br

^dEscola de Ciências Exatas e da Computação, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-010, Goiânia – GO, Brazil.

email: rleonice@gmail.com

Abstract

This research aimed to determine element traces (Zn, Cd, Pb, Cu and Cr) interactions between water column and sediment compartments in 11 rivers located in the Upper Paraná River basin, Central Brazil. The study showed significant differences between the water-sediment interaction of the element trace considered and the environmental variables ($p=0.029$). The increase of the environmental variable water temperature ($p=0.022$) influenced the interaction of Cu, whereas the decrease of the pH variable ($p=0.017$) influenced the interaction of Zn. Both environmental variables explain the interactions of Cu and Zn between the water column and sediment. The concentrations of Cr (0.118 mg L^{-1}) in one river is above international reference values (Canadian Council of the Ministry of Environment) suggesting a risk of contamination for the biota whereas in four rivers Cr concentrations represent a risk.

Keywords: metal mobility; interaction; freshwater; sediment; Central Brazil.

Introduction

Because of their high resistance to degradation, which allows their persistence in watercourses (Beck et al. 2012; Protano et al. 2004), contamination of the natural environment by trace elements has received much attention (Da Silva et al. 2017). Except for the interstitial waters, which favors the presence of trace elements as ions, bioavailable forms of these elements are rarely

observed at significant concentration levels in the water column. Hydrological (water flow), physical (temperature) and chemical (pH) parameters may interfere on trace elements solubility and/or precipitation thus; these parameters are important indicators of element flow between the water column and the sediment (Salati and Moore 2010; Bai et al. 2012; Mohiuddin et al. 2012; Stumm and Morgan 2012; Nazeer et al. 2014; Islam et al. 2015). For example, sections of a watercourse with low water velocity favors a water temperature increase causing the link of trace elements to inorganic or organic particles (Stumm and Morgan 2012).

Due to the deprotonation of the ion exchange surfaces, the mobility of trace elements between compartments can be influenced by pH, that is in acid waters the adsorption of trace elements to sediments is low (Wuana and Okieimen 2011; Forstner and Wittmann 2012).

The simple determination of the trace element concentration in the aquatic system or in its compartments is an imprecise way of quantifying the potential risk of these elements to the environment (Allison and Allison 2005). An alternative way is the use of parameters that express the mobility of these elements in the aquatic system, such as the partition coefficient (K_d ; Yao et al. 2012), which allows the comparison of trace elements mobility in different systems through information about the magnitude of their retention (Delgado-Moreno et al., 2010; Pan and You 2010). Besides it, this parameter provides an evaluation of the trace element adsorption properties indicating where most of the element is in the system, that is, in solution (low values indicating availability for transport/absorption) or adsorbed (high values indicating tendency to be adsorbed; Amer et al. 2010; Kumar et al. 2010; Vukovic et al. 2011; Duurmas and Carroll 2012; Duarte et al. 2014).

Based on the above considerations, this study aims to: 1 - Compare the trace element zinc (Zn), cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu) and chromium (Cr) elements obtained in the sediment samples to the indicators Established by international law; 2 - Compare the interaction of trace element concentrations Zn, Cd, Pb, Cu and Cr between water and sediment per sampling station; 3 - Check the influence of the variables water velocity, pH and water temperature on the interaction of trace elements Zn, Cd, Pb, Cu and Cr between water and sediment. It is expected that the concentration of trace elements Zn, Cd, Pb, Cu and Cr obtained in the sediment samples present concentrations consistent with the normality standards of international legislation. The trace elements Zn, Cd, Pb, Cu and Cr are assumed to have higher concentrations in the sediment samples than in the water samples. It is believed that the environmental variables water velocity, pH and water temperature influence the interaction of trace elements (Zn), cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu) and chromium (Cr) between Water and sediment.

Materials and methods

Study area

The sample area is located at the upper section of the Paraná River basin in Goiás State, Central Brazil (Figure 1). This region has a warm tropical climate with two typical seasonal periods: rain (September to March) and dry season (April to August), with an annual rainfall of ~1500 mm (Almeida et al. 2006).

The predominant vegetation is a savanna-like type (Cerrado), with predominantly straight trees, some evergreen, ranging from 20 to 25 m tall, with a few emerging individuals reaching 30 m or more. There is also the presence of riparian vegetation that accompanies watercourses, which is narrow in several places, hardly exceeding 100 m wide on each bank (Ribeiro and Walter 1998).

The main economic activity in the region is agriculture, which is characterized by the land use and management, providing loss in soil quality (Araújo et al. 2007) and environmental degradation risk (da Silva et al. 2009). Land use is intensive as in the Meia Ponte River basin (162.93 km² drainage area), which houses Goiânia City, with about 2 million inhabitants, and is its main supply source (Almeida et al. 2006), besides concentrating countless dams intended for animal water supply, irrigation and power supply. A similar situation is presented by the Preto River, which drains the eastern part of Distrito Federal (DF) that has around 3 million inhabitants (Almeida et al. 2006). There is native vegetation suppression (Cerrado and riparian vegetation) in both basins.

The 11 sections sampled in this study correspond to the Verdão (sampling station A), Corumbá (B), Verissimo (C), Piracanjuba (D), Santa Maria (E), Meia Ponte (F), São Francisco (G), Preto (H), dos Bois (I), Claro (J) and Alegre (K) rivers (Figure 1; Table 1). The sections were characterized by displaying depths between 2 and 10 m, with riparian vegetation present on both sides (Verdão, Verissimo, Meia Ponte and Bois rivers), or only part of the bank (Corumbá, Santa Maria, São Francisco, Preto and Claro rivers), or replaced by grasses (Piracanjuba and Alegre rivers). A hydroelectric dam was present upstream the sampling point in the Corumbá and Meia Ponte rivers.

Figure 1 – Location of sampling stations (dots) in watercourses (A - K) of the Upper Parana River basin, Central Brazil. Dot represents the watercourse section where two samples were collected (upstream and downstream) in each sampling station. A – Verdão River; B – Corumbá River; C – Veríssimo River; D – Piracanjuba River; E – Santa Maria River; F – Meia Ponte River; G – São Francisco River; H – Preto River; I – Dos Bois River; J – Claro River; K – Alegre River. The black drawings represent Goiânia City urban area and the Federal District (DF) of Brasília.

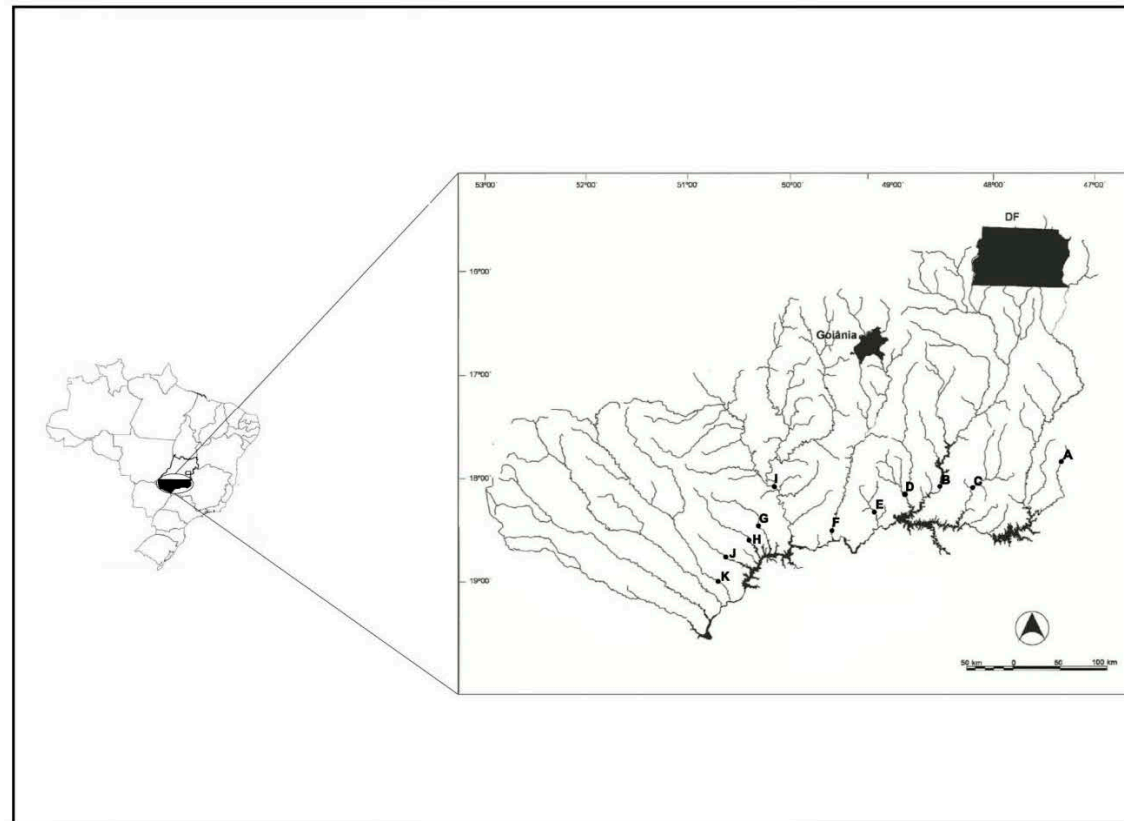


Table 1 – Geographic coordinates of sampling stations in rivers of the Upper Paraná River basin, Central Brazil.

Sampling stations	River	W	S
A	Verdão	47°20'59.00"	17°47'02.01"
B	Corumbá	48°37'12.90"	18°03'24.30"
C	Veríssimo	48°09'58.91"	18°04'22.98"
D	Piracanjuba	48°51'22.70"	18°08'16.00"
E	Santa Maria	49°10'27.70"	18°18'25.30"
F	Meia Ponte	49°36'44.30"	18°28'01.30"
G	São Francisco	50°19'19.60"	18°26'56.70"
H	Preto	50°26'03.00"	18°35'16.00"
I	Dos Bois	50°10'31.10"	18°04'16.90"
J	Claro	50°42'11.80"	18°59'21.80"
K	Alegre	50°36'09.20"	18°45'31.20"

The sampling area is located on different aquifer systems associated to specific rocky stratum and superficial watercourses flows. The sampling station A, B and D are part of the Araxá aquifer system, which is associated to a shale/quartzite stratum and a mean flow oscillation from 3.5 to 6.5 m³ h⁻¹; the sampling station C is part of the Southeastern Crystalline aquifer system, composed by granulite/granitic rocks and mean flow= 6 m³ h⁻¹; the sampling station E, F G and I belong to the Serra Geral aquifer system, which is associated to basalts of tectonic/thermal origin and average flow= 10.5 m³ h⁻¹; the sampling stations H, J and K, in turn, are part of the Bauru aquifer system composed by free aquifers linked to unlithified Cenozoic layer and average flow= 10 m³ h⁻¹ (Almeida et al. 2006).

Water and sediment sampling

A 1000 m section was delimited in each river, then georeferenced (Garmin Adventure), and marked with plastic tapes every 100 m (transect perpendicular to the river axis) using a distance meter (Bushnell - Yardage Pro 500). Sediment and water samples collection, and environmental variables measurements were performed in the first (upstream) and the last (downstream) transect of each section. In order to facilitate access to the collection environments, as well as to prevent trace elements concentration in the water and sediment from suffering rainfall influence, all samples were taken during the 2014 and 2015 dry season.

One liter amber flasks, previously washed with HNO₃ diluted solution (pH=2.0), were used for the collected water storage. In the field, flasks were washed three times with water from the river surface to remove residues that might be present inside the container. They were then labeled with the date, place and collection point; 1.5 ml of concentrated HNO₃ was added to each water sample collected, which were then kept refrigerated in boxes with ice.

Sediment samples collection was performed on the first 5 cm using a Kajak collector. Samples were subsequently placed in labeled plastic bags, and kept in a box with ice.

The pH measurement was performed with a pH meter (Impac Lutron 208), while the temperature was measured with a multiparameter sensor (Ysi professional Plus). Water velocity was measured using a flowmeter (General Oceanic JDC).

Trace elements analysis

For trace elements extraction, water samples were filtered on 0.45 μm filter paper and preconcentration was performed from 50 ml of each sample to be reduced to 25 ml in an oven adjusted to $96.0 (\pm 5.0) ^\circ\text{C}$.

Sediment samples were air dried, divided into four sections and sieved to obtain particles <0.063 mm (Santos et al. 2002). One gram of each sediment sample was subjected to acidic oxidative digestion with $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, as established by the EPA 3050B method (Edgell 1989).

After water samples preconcentration and sample set of sediments digestion, determination of cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), lead (Pb) and zinc (Zn) was performed by optical emission spectrometry with inductively coupled plasma (ICP-OES) in Shimadzu Multitype ICP Emission Spectrometer (ICPE-9000 Hardware model). Trace elements concentration was obtained by comparison with calibration curves prepared with certified standards for all elements. Table 2 shows the quantification limits (mg L^{-1}), and wavelength detection (λ) of the trace elements assessed.

Table 2 – Quantification and detection limits and wavelength of trace elements. All calibration curves of trace elements were accepted when $\lambda > 0.99$.

Trace element	Detection limit (mg L^{-1})	Quantification limit (mg L^{-1})	Wavelength λ (nm)
Cu	0.0017	0.0050	327.3960
Zn	0.0007	0.0020	202.5480
Cr	0.0010	0.0030	205.5520
Pb	0.0067	0.0020	220.3530
Cd	0.0003	0.0010	214.4380

From the water and sediment concentrations of each element trace sampled it was calculated the partition coefficient ($K_d = \text{trace element concentration in the sediment}/\text{trace element concentration in the water}$). This coefficient estimates the mobility of an element (trace elements in this case) present in an aqueous solution (freshwater) in contact with a surface (river sediment in this case; Allison and Allison 2005) and indicates the retention capacity and the force by which the trace element is attached to the sediment (You et al. 2010).

Statistical analysis

Two data matrices were organized, the first formed by concentrations values of trace elements in water and sediment and the partition coefficient (K_d), and the second by the environmental variable values (pH, water velocity and temperature), in all cases arranged by sampling site (river). Trace elements whose concentrations showed values below the quantification limit in most of the sampled rivers were not considered in the analyses, as was the case of cadmium (Cd) and lead (Pb).

With the exception of pH and K_d values, normality assumptions for the data set were tested and, when appropriate, transformed ($\log x+1$). Trace elements concentrations in sediment were compared to the Canadian Environmental Quality Guidelines – CEQG (2002) international reference values. The Values Quality Guides of Sediment (VQGS) are based on the values of total concentrations of substances in sediments collected on the surface (up to 5 cm thick). Two limits for each substance were set from the chemical and toxicological information present in a CEQG database: the Threshold Effect Level: threshold effect concentration (TEC) and Probable Effect Level: Likely Concentration Effect (LCE, CEQG 2002). The lowest limit value (TEC) represents the highest concentration limit where adverse effects to aquatic organisms were not found, while the highest limit value (LCE) represents the lowest concentration limit associated with harmful effects on biota. International reference values for inland waters were not found.

Aiming to verify if the interaction water-sediment represented by the partition coefficient (K_d) differs among sampling sites (rivers), a one-way ANOVA followed by a pairwise comparison (Tukey test) was performed separately for each element-trace considered.

The possible influence of environmental variables (pH, water velocity and temperature) on the interaction water-sediment (K_d) of each trace element was tested by performing a multiple linear regression. All analyses were performed using the software Past©.

Results

With the exception of Cr present in sediment samples collected in the sampling station G (São Francisco River), the other trace elements showed concentrations below the lowest limit associated with harmful effects to biota (LCE), established by the Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG 2002; Table 3). Sediment samples collected in the sampling station D, E, H and I (Piracanjuba, Santa Maria, Preto and Dos Bois rivers, respectively) pointed out that although Cr concentrations found do not result in adverse effects to aquatic organisms, according to the threshold effect level (TEC) from CCME, it represents a risk.

Neither the element trace considered nor the sampling stations (rivers) displayed a similar water-sediment interaction. The Cr demonstrated the highest partition coefficient values (min. $K_d=6.244$, max. $K_d=131.389$), mainly in the sampling station E, H, I and G (Table 3), indicating its affinity for sediments. Conversely, the Zn displayed the lowest K_d values (min. $K_d=0.234$, max. $K_d=1.289$) in all sampling stations (Table 3) signifying its availability in the water column. The one-way ANOVA indicates significant differences among the sampling stations only for the Cr ($p=0.020$; Table 4), mainly between the sampling stations G (São Francisco River, $K_d=131.389$) and A (Verdão River, $K_d=21.556$; $p=0.047$), C (Veríssimo River, $K_d=20.250$; $p=0.043$) and D (Piracanjuba River, $K_d=6.244$; $p=0.021$; Table 4). That is, there is more affinity of the Cr for the solid phase (sediment) in the sampling station G, whereas it is available in the water column of the sampling station A, C and D (Table 4).

The multiple linear regression indicates significant relationship between the water-sediment interaction (K_d) of the element trace and the environmental variables ($p=0.029$; Table 5). More specifically, 52.9% of the Cu water-sediment interaction (K_d) is influenced by the increase of water temperature ($p=0.022$, $R^2 = 0.529$; Table 5) and 38.2% of the Zn water-sediment interaction by the decrease of pH ($p=0.017$, $R^2 = 0.382$; Table 5).

Table 3 – Average concentrations (mg L⁻¹) of trace elements (chromium – Cr, copper – Cu and zinc – Zn) in samples of water (W) and sediment (S) of watercourses of the Upper Parana River basin in 2014 and 2015. The partition coefficients (K_d) of trace elements are presented. Value concentration above the reference limit (PEL) stipulated by the Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG 2002) is indicated in bold.

Sampling stations	Cr			Cu			Zn		
	W	S	K _d	W	S	K _d	W	S	K _d
A	0.001	0.019	21.556	0.003	0.010	3.227	0.073	0.028	0.376
B	0.001	0.030	33.417	0.006	0.015	2.519	0.061	0.035	0.569
C	0.001	0.018	20.250	0.004	0.035	9.612	0.074	0.253	3.422
D	0.007	0.042	6.244	0.014	0.021	1.500	0.132	0.046	0.350
E	0.001	0.048	52.806	0.005	0.071	13.249	0.095	0.122	1.289
F	0.002	0.027	18.483	0.007	0.028	4.004	0.089	0.046	0.524
G	0.001	0.118	131.389	0.008	0.019	2.264	0.095	0.033	0.350
H	0.001	0.063	70.000	0.013	0.023	1.724	0.154	0.041	0.267
I	0.001	0.088	97.722	0.008	0.029	3.558	0.076	0.040	0.528
J	0.001	0.035	38.306	0.008	0.035	4.370	0.092	0.049	0.536
K	0.001	0.035	38.361	0.011	0.021	1.969	0.138	0.032	0.234
CCME (TEL/PEL)	–	0.037/0.090		–	0.036/0.197		–	0.123/0.315	

Table 4 – Statistics of one-way ANOVA between the partition coefficients (K_d) of trace elements (chromium – Cr, copper – Cu and zinc – Zn) of the Upper Parana River basin sampling stations. Q (below the diagonal) and p values (above the diagonal) of the *post hoc* Tukey test are displayed. Significant probability ($p < 0.05$) is indicated in bold.

Trace element	ANOVA	Sampling stations	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Cr	F=3.741; DF=10; p= 0.020	A	-	1.000	1.000	1.000	0.978	1.000	0.047	0.776	0.276	1.000	1.000
		B	0.613	-	1.000	0.994	0.999	1.000	0.089	0.942	0.466	1.000	1.000
		C	0.067	0.680	-	1.000	0.971	1.000	0.043	0.752	0.259	1.000	1.000
		D	0.724	1.337	0.657	-	0.831	1.000	0.021	0.500	0.136	0.980	0.980
		E	1.614	1.001	1.681	2.338	-	0.986	0.245	1.000	0.837	1.000	1.000
		F	0.111	0.501	0.179	0.836	1.503	-	0.053	0.814	0.305	1.000	1.000
		G	5.673	5.060	5.740	6.397	4.059	5.561	-	0.521	0.964	0.116	0.117
		H	2.502	1.889	2.569	3.226	0.888	2.391	3.171	-	0.990	0.976	0.976
		I	3.934	3.321	4.001	4.658	2.320	3.822	1.739	1.432	-	0.560	0.561
		J	0.865	0.253	0.933	1.589	0.749	0.754	4.808	1.637	3.069	-	1.000
		K	0.868	0.255	0.935	1.592	0.746	0.757	4.805	1.634	3.066	0.003	-
Cu	F=0.853; DF=10; p=0.595												
Zn	F=1.117; DF=10; p=0.427												

Table 5 – Statistics of the multiple linear regression between environmental variables (water velocity, water temperature and pH) and the partition coefficients (K_d) of trace elements (chromium – Cr, copper – Cu and zinc – Zn) from sampling stations of the Upper Parana River basin sampled in 2014 and 2015. Significant probability ($p < 0.05$) is indicated in bold. SD=Standard deviation.

Overall MANOVA		Wilks' lambda=0.052	F=3.247	DF1=9	DF2=12.320	p= 0.029	
Independent variables test		Wilks lambda	F	DF=1	DF=2	p	
	Water velocity	0.526	1.502	3	5	0.322	
	Water temperature	0.175	7.841	3	5	0.025	
	pH	0.351	3.078	3	5	0.129	
Dependent variables test		R ²	F	DF=1	DF=2	p	
	K_d Cr	0.375	1.400	3	7	0.320	
	K_d Cu	0.597	3.452	3	7	0.080	
	K_d Zn	0.687	5.120	3	7	0.035	
Regression's statistics			Coefficient	SD	t	p	R ²
	K_d Cr	Constant	902.900	605.690	1.491	0.180	
		Water velocity	-19.710	44.897	-0.439	0.674	0.082
		Water temperature	-637.260	361.630	-1.762	0.122	0.358
		pH	43.602	331.630	0.132	0.899	0.001
	K_d Cu	Constant	-92.569	47.480	-1.950	0.092	
		Water velocity	-1.422	3.520	-0.404	0.698	0.001
		Water temperature	83.216	28.359	2.934	0.022	0.529
		pH	-21.206	25.996	-0.816	0.442	0.084
	K_d Zn	Constant	1.794	10.449	0.172	0.869	
		Water velocity	1.162	0.775	1.500	0.177	0.057
		Water temperature	9.747	6.241	1.562	0.162	0.242
		pH	-17.812	5.721	-3.113	0.017	0.382

Discussion

As expected, each trace element displayed a specific water-sediment interaction that differs within rivers. This result seem associated to natural characteristics (hydrological, Garneau et al. 2017; sedimentary rocks, Skeries et al. 2017) and anthropogenic activities (Nouri et al. 2008) of the rivers sampled that favors the trace element concentration increase, and consequently influence on the water-sediment interaction. This can be illustrated by results related to chromium. Contrary to the other trace elements, chromium was not influenced by the environmental variables (physical and chemical) considered suggesting that local river characteristics interfere on water-sediment interaction, as is the case of the sampling point G (São Francisco River). The basin of this river is placed over a basaltic layer (Almeida et al. 2006), which is very resistant to weathering (Fossen 2016) thus weak release of chemical elements, but it harbor intensive farming activity that favors the inputs of chromium from fertilizers into the soil and water (Ertani et al. 2017) that could be stored in the riverbed sediment. The latter situation seems to be the case for Cr sediment concentration of the sampling station G, which showed high values in relation to the probable effect level (LCE). Under these conditions, according to the sediment quality guideline values (SQVG) from CCME, there is a potential biota contamination risk by Cr, which has mutagenic, carcinogenic and teratogenic effect in organisms (Levina et al. 2003). Additionally, sediment collected in sampling stations D, E, H and I (Piracanjuba, Santa Maria, Preto and dos Bois rivers) pointed out that although the Cr concentrations found do not result in adverse effects to aquatic organisms, according to the threshold effect level (TEC) from the sediments quality guide values (SQVG), it represents a risk.

The results indicate also that water temperature influences positively the interaction water-sediment of the trace element Cu in sampled rivers. This influence explains, therefore, the high concentration of this trace element in the sediment regarding water in the sampled rivers, due to its interference in adsorption/desorption, precipitation/dissolution, complexation and redox reactions (Nascimento and Mozeto 2008). These reactions have its velocity increased because of the positive influence of temperature on water kinetic energy (Stumm and Morgan 2012). Water temperature increase promotes the release of H^+ ions from water molecules acidifying the aquatic environment; these free ions facilitates the incorporation of trace elements into the sediment, thus the influence of temperature on both water kinetic and pH can explain the incorporation of cooper into the sediment (Forstner and Wittmann 2012; Moore and Ramamoorthy 2012), as observed in this study (tropical watercourses) or in the temperate region (Smolyakov 2010; Minkina 2011; Shaheen and Rinkleb 2014).

On the other hand, the relationship established between pH and Zn in this study suggests that pH has an influence on its sediment concentration, that is, sediment concentration increases as the medium (water column) is acidified. In the aquatic environment, zinc is predominantly related to the suspended material before being accumulated in the sediment (Alloway 2013). However, under certain physicochemical conditions (in low pH), resolubilization in the aqueous phase is possible (Eggleton and Thomas 2004). This interaction would happen by both consumption and/or carbon dioxide production (CO₂) as the loads of elements that watercourses receive from rock breakdown processes and other effluents of anthropogenic origin. The pH variations influence the suspended particles active surfaces available in the water body upon incorporation into the sediment. The mechanisms of trace elements adsorption and precipitation are less efficient in acid conditions, and therefore there is an increase in free trace elements concentration in aquatic systems (Chen and Lin 2001). Thus, increasing pH values influence acidic groups deprotonation of organic matter, mineral surfaces and oxides (iron and aluminum), increasing the sediment cation exchange ability with the aquatic environment (Dabrowski et al. 2004). In general, dissolved metal cations concentration tends to increase with decreasing pH, while adsorbed forms are favored at high pH. It should be noted that, under the influence of temperature, pH – acting under the electrostatic interactions between the trace elements – modifies the concentration of the chemical species and, therefore, the adsorption pattern of trace elements by sediments (Gode and Pehlivan 2006; Čerović et al. 2007). However, it is necessary to verify whether both the difference of water-sediment interaction within rivers and the influence of pH and water temperature on trace metal observed remains when increased the number of watercourses sampled.

Conclusions

This study showed that, compared to international legislation, the concentration of Cr in sediment samples collected at the sampling station G (São Francisco river) was classified as harmful to biota. In the sampling stations D, E, H and I (Piracanjuba, Santa Maria, Preto and Dos Bois rivers), the concentration of Cr in the sediment represents a risk to biota. The chromium (Cr) and copper (Cu) trace elements presented higher concentrations in the sediment. The zinc trace element (Zn), on the other hand, showed higher concentration in the water column. The environmental variables pH and water temperature influenced the interaction of trace elements Cu and Zn between water and sediment. The increase of the variable water temperature influenced the trace element Cu. The decrease of the pH variable, on the other hand, influenced the trace element Zn.

A better understanding about the mobility in the aquatic system (tropical rivers) of the trace elements considered in this study can be drawn including the biota and its interaction with water and sediment.

Acknowledgements

We thank the staff of the Aquatic Biology Center/Escola de Ciências Agrárias e Biológicas/PUC Goiás, mainly Mr. Waldeir Francisco de Menezes for the help on field data collection, the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) by funding grant (No. 201200546180122) of the project, which is part this manuscript, and two anonymous reviewers by their valuable suggestions.

References

- Allison JD, Allison TL (2005): Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. Rep. EPA/600/R-05/074
- Alloway B (2013): Heavy Metals in Soil: Trace Metals and Metalloids in Soil and Their Bioavailability. Springer, New York
- Almeida L, Resende L, Rodrigues A (2006): Hidrogeologia do estado de Goiás e Distrito Federal (Hydrogeology of the Goiás State and Federal District). Superintendência de Geologia Mineração (Superintendency of Mining Geology). Goiás. Série Geologia e Mineração. Brazil. Technical report, pp. 232
- Amer MW, Khalili FI, Awwad AM (2010): Adsorption of lead, zinc and cadmium ions on polyphosphate-modified kaolinite clay. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology* 2, 001-008
- Araújo R, Goedert WJ, Lacerda MPC (2007): Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 31, 1099-1108
- Bai J, Xiao R, Zhang K, Gao H (2012): Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China. *Journal of Hydrology* 450, 244-253
- Beck M, Dellwig O, Fischer S, Schnetger B, Brumsack H-J (2012): Trace metal geochemistry of organic carbon-rich watercourses draining the NW German coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 104, 66-79
- Čerović LS, Milonjić S, Todorović M, Trtanj M, Pogozhev Y, Blagoveschenskii Y, Levashov E (2007): Point of zero charge of different carbides. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 297, 1-6

- Chen S-Y, Lin J-G (2001): Bioremediation of heavy metals from sediment: significance of pH. *Chemosphere* 44, 1093-1102
- Cho E, Arhonditsis GB, Khim J, Chung S, Heo T-Y (2016): Modeling metal-sediment interaction processes: Parameter sensitivity assessment and uncertainty analysis. *Environmental Modelling & Software* 80, 159-174
- Dąbrowski A, Hubicki Z, Podkościelny P, Robens E (2004): Selective removal of the heavy metal ions from waters and industrial wastewaters by ion-exchange method. *Chemosphere* 56, 91-106
- da Silva EF, Almeida SF, Nunes ML, Luís AT, Borg F, Hedlund M, de Sá CM, Patinha C, Teixeira P (2009): Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mó mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities. *Science of the Total Environment* 407, 5620-5636
- da Silva PP, de Oliveira Santos LTS, de Jesus TB (2017): Assessment of heavy metal contamination in sub-tropical riverine sediments using geoaccumulation index. *Ecotoxicology and Environmental Contamination* 12, 1-9
- Delgado-Moreno L, Wu L, Gan J (2010): Effect of dissolved organic carbon on sorption of pyrethroids to sediments. *Environmental Science & Technology* 44, 8473-8478
- Duarte B, Silva G, Costa JL, Medeiros JP, Azeda C, Sá E, Metelo I, Costa MJ, Caçador I (2014): Heavy metal distribution and partitioning in the vicinity of the discharge areas of Lisbon drainage basins (Tagus Estuary, Portugal). *Journal of Sea Research* 93, 101-111
- Edgell K (1989): USEPA method study 37 SW-846 method 3050 acid digestion of sediments, sludges, and soils. US Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory
- Eggleton J, Thomas KV (2004): A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International* 30, 973-980
- Environment CCoMot (2002): Canadian Environmental Quality Guidelines, 2. Canadian Council of Ministers of the Environment
- Ertani A, Mietto A, Borin M, Nardi S (2017): Chromium in Agricultural Soils and Crops: A Review. *Water, Air, & Soil Pollution* 228, 190-202
- Förstner U, Wittmann GT (2012): Metal pollution in the aquatic environment. Springer Science & Business Media, Berlin
- Fossen H (2016): Structural geology. Cambridge University Press, Cambridge

- Garneau C, Sauvage S, Sánchez-Pérez J-M, Lofts S, Brito D, Neves R, Probst A (2017): Modelling trace metal transfer in large rivers under dynamic hydrology: A coupled hydrodynamic and chemical equilibrium model. *Environmental Modelling & Software* 89, 77-96
- Gode F, Pehlivan E (2006): Removal of chromium (III) from aqueous solutions using Lewatit S 100: the effect of pH, time, metal concentration and temperature. *Journal of Hazardous Materials* 136, 330-337
- Islam MS, Ahmed MK, Raknuzzaman M, Habibullah-Al-Mamun M, Islam MK (2015): Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators* 48, 282-291
- Jones CA, Nimick DA, McCleskey RB (2004): Relative effect of temperature and pH on diel cycling of dissolved trace elements in Prickly Pear Creek, Montana. *Water, Air, & Soil Pollution* 153, 95-113
- Kumar B, Senthil Kumar K, Priya M, Mukhopadhyay D, Shah R (2010): Distribution, partitioning, bioaccumulation of trace elements in water, sediment and fish from sewage fed fish ponds in eastern Kolkata, India. *Toxicological & Environmental Chemistry* 92, 243-260
- Levina A, Codd R, Dillion CT, Lay PA (2003): Chromium in biology: Toxicology and nutritional aspects. In: Karlin KD (ed) *Progress in Inorganic Chemistry*. John Wiley & Sons (Inc.), New York, pp 145-250
- Micó C, Recatalá L, Peris M, Sánchez J (2006): Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65, 863-872
- Minkina T, Pinskii D, Mandzhieva S, Antonenko E, Sushkova S (2011): Effect of the particle-size distribution on the adsorption of copper, lead, and zinc by Chernozemic soils of Rostov oblast. *Eurasian Soil Science* 44, 1193-1200
- Mohiuddin K, Otomo K, Ogawa Y, Shikazono N (2012): Seasonal and spatial distribution of trace elements in the water and sediments of the Tsurumi River in Japan. *Environmental Monitoring and Assessment* 184, 265-279
- Moore JW, Ramamoorthy S (2012): *Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment*. Springer Science & Business Media, New York
- Nascimento MR, Mozeto AA (2008): Reference values for metals and metalloids concentrations in bottom sediments of Tiete River basin, Southeast of Brazil. *Soil & Sediment Contamination* 17, 269-278

- Nazeer S, Hashmi MZ, Malik RN (2014): Heavy metals distribution, risk assessment and water quality characterization by water quality index of the River Soan, Pakistan. *Ecological Indicators* 43, 262-270
- Nouri J, Mahvi A, Jahed G, Babaei A (2008): Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities. *Environmental Geology* 55, 1337-1343
- Pan G, You C (2010): Sediment–water distribution of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in Yangtze River Estuary. *Environmental Pollution* 158, 1363-1367
- Protano C, Zinnà L, Giampaoli S, Spica VR, Chiavarini S, Vitali M (2014): Heavy metal pollution and potential ecological risks in rivers: a case study from southern Italy. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 92, 75-80
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998): Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP de (eds) *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, pp 89-166
- Salati S, Moore F (2010): Assessment of heavy metal concentration in the Khoshk River water and sediment, Shiraz, Southwest Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 164, 677-689
- Santos A, Melo-Junior G, Segundo J (2002): Concentração de metais pesados em frações granulométricas de sedimentos de fundo do rio Pitimbu, região sul da Grande Natal (RN): implicações para levantamentos ambientais. *Revista de Geologia* 15, 01-08
- Shaheen SM, Rinklebe J (2014): Geochemical fractions of chromium, copper, and zinc and their vertical distribution in floodplain soil profiles along the Central Elbe River, Germany. *Geoderma* 228, 142-159
- Skeries K, Jamieson H, Falck H, Paradis S, Day S (2017): Geochemical and mineralogical controls on metal (loid) dispersion in streams and stream sediments in the Prairie Creek district, NWT. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 17, 1-19
- Smolyakov B, Ryzhikh A, Bortnikova S, Saeva O, Chernova NY (2010): Behavior of metals (Cu, Zn and Cd) in the initial stage of water system contamination: Effect of pH and suspended particles. *Applied Geochemistry* 25, 1153-1161
- Stumm W, Morgan JJ (2012): *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. John Wiley & Sons, New York
- Vukovic Z, Radenkovic M, Stankovic SJ, Vukovic D (2011): Distribution and accumulation of heavy metals in the water and sediments of the River Sava. *Journal of the Serbian Chemical Society* 76, 795-803
- Wojtkowska M, Bogacki J, Witeska A (2016): Assessment of the hazard posed by metal forms in water and sediments. *Science of the Total Environment* 551, 387-392

- Yao Y, Gao B, Chen H, Jiang L, Inyang M, Zimmerman AR, Cao X, Yang L, Xue Y, Li H (2012): Adsorption of sulfamethoxazole on biochar and its impact on reclaimed water irrigation. *Journal of Hazardous Materials* 209, 408-413
- You C, Jia C, Pan G (2010): Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. *Environmental Pollution* 158, 1343-1347

Environmental Science and Pollution Research
(Journal Rules - Internal Article Organization)

- Manuscript Structure

Original Research Articles

Abstract

The Abstract should contain 150 to 250 words. It should clearly explain the novelty of the findings versus current knowledge. The Abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Keywords

This should include 4 to 6 keywords that can be used for indexing purposes.

Text

The text of original research articles should be divided into the following sections: Introduction The Introduction should state the purpose of the investigation and identify clearly the gap of knowledge that will be filled in this study.

Materials and methods

The Materials and Methods section should provide enough information to permit repetition of the experimental work. It should include clear descriptions and explanations of sampling procedures, experimental design, essential sample characteristics and descriptive statistics, hypothesis tested, exact references to literature describing the tests used in the manuscript, number of data involved in statistical tests, etc.

Results

The Results section should describe the outcome of the study. Data should be presented as concisely as possible - if appropriate in the form of tables or figures, although very large tables should be avoided.

Discussion

The Discussion should be an interpretation of the results and their significance with reference to work by other authors.

Conclusions

This section should highlight the major, firm discoveries, and state what the added value of the main finding is, without literature references.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the reference list. The names of funding organizations should be written in full.

References

The journal uses APA reference style.

6. ARTIGO 2

BIOACUMULATION, BIOCONCENTRATION AND BIOMAGNIFICATION: FISH-TRACE ELEMENTS RELATIONSHIPS IN TROPICAL RIVERS

Henrique Santana Costa^{a*}, Francisco Leonardo Tejerina-Garro^{b,c}, Cleonice Rocha^{a,d}

^aPrograma de Doutorado em Biotecnologia e Biodiversidade, Universidade Federal de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-050, Goiânia – GO, Brazil.

email: henri.costa@pucgoias.edu.br

^bCentro de Biologia Aquática, Escola de Ciências Agrárias e Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Campus II, Av. Engler, s/n, 74605-010, Goiânia – GO, Brasil.

^cPrograma de Mestrado em Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente, UniEVANGÉLICA, Av. Universitária, km 3,5 – Cidade Universitária, 75083-515, Anápolis – GO, Brazil.

email: garro@pucgoias.edu.br

^dEscola de Ciências Exatas e da Computação, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-010, Goiânia – GO, Brazil.

email: rcleonice@gmail.com

Submetido à revista: Environmental Monitoring and Assessment – Fator de impacto atual: 1.687

BIOACUMULATION, BIOCONCENTRATION AND BIOMAGNIFICATION: FISH-TRACE ELEMENTS RELATIONSHIPS IN TROPICAL RIVERS

Henrique Santana Costa^{a*}, Francisco Leonardo Tejerina Garro^{b,c}, Cleonice Rocha^d

^aPrograma de doutorado em Biotecnologia e Biodiversidade, Universidade Federal de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-050, Goiânia – GO, Brasil.

email: henri.costa@pucgoias.edu.br

Phone: 005562982896306

^bCentro de Biologia Aquática, Escola de Ciências Agrárias e Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Campus II, Av. Engler, s/n, 74605-010, Goiânia – GO, Brasil.

^cPrograma de Mestrado em Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente, UniEVANGÉLICA, Av. Universitária, km 3,5 – Cidade Universitária, 75083-515, Anápolis – GO, Brasil.

email: garro@pucgoias.edu.br

^dEscola de Ciências Exatas e da Computação, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-010, Goiânia – GO, Brasil.

email: rleonice@gmail.com

Abstract

It is intended to evaluate the bioaccumulation, bioconcentration and biomagnification of trace elements zinc (Zn), cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu) and total chromium (Cr) in fish collected from watercourses at the upper Paraná River basin – Central Brazil. Three trace elements (Cu, total Cr and Zn) showed quantifiable concentration values in fish species. Fish bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification of the trace element Zn available in the water column depends on the fish biomass ($p=0.02$). Migrating species, such as *Sorubim lima* and *Steindachnerina insculpta*, bioaccumulated more Zn than total Cr ($p=0.01$) and Cu ($p=0.01$) available in the water column than non-migratory species like *Galeocharax knerii* and *Oligosarcus pintoii*. Neither the interaction between the fish species K_d of total Cr, Cu and Zn and the trophic groups ($p=0.92$), nor the watersheds lithological composition ($p=0.62$) or the presence/absence of riparian vegetation cover of the rivers sampled ($p=0.59$) was significant, but by the watershed where the river is located ($p=0.02$). Considering the potential contamination of the evaluated rivers, as well as the processes that control the availability and mobility of trace elements in aquatic

systems, it is suggested that additional research should take into account the interaction of the abiotic compartments (water and sediments) and biotic (fishes).

Keywords: Migratory fish; biomass; riparian deforestation; lithology; Paraná basin.

Introduction

In the aquatic environment, the availability of trace metals favors their bioaccumulation in organisms, because of their resistance to degradation (Ikingura and Akagi 2003; Nouri et al. 2008; Yi et al. 2011; Lasheen et al. 2012; Voigt et al. 2016). Fish are among aquatic organisms that bioaccumulate trace elements (Barbieri et al. 2010; Barros et al. 2010; Barros and Barbieri 2012; Jia et al. 2017), either by the ingestion of water, sediment and food (Avigliano et al. 2016; da Silva Souza et al. 2016), or by interactions with the habitat (Bordajandi et al. 2003; do Amaral Kehrig et al. 2016) and organisms (trophic relations, Arnot and Gobas 2004). These organisms are able to bioconcentrate (direct absorption of dissolved substances through respiratory and dermal surfaces), bioaccumulate (absorption of substances from the surrounding environment by means of diffusion or food ingestion processes) and biomagnification (transfer of chemical substances between species that use similar environmental resources in the same way; Repula et al. 2012). Because they occupy different trophic levels, they actively participate in the cycling of metals retained in the abiotic compartments of aquatic systems, including the remobilization and export of these elements to the terrestrial environment through the trophic network (Mackay and Fraser 2000; Arai et al. 2007) – representing a risk both for the organism itself and for other trophic groups (Hinck et al. 2008; Akoto et al. 2014).

Considering that higher the food intake, higher the biomass of an organisms, it is expected also a higher trace elements concentration resulting of bioaccumulation and bioconcentration processes (Kehrig et al. 2001; Ikingura and Akagi 2003; PuYang et al. 2015). Fish organs such as liver, gills, digestive tract (Visnjic-Jeftic et al. 2010; Jarić et al. 2011; Yilmaz et al. 2016) and muscle tissue (Milošković et al. 2014) are often used in the assessment of trace element bioaccumulation due to their metabolic functions, especially susceptible to contamination by trace elements following consecutive exposures (Chiu and Mok 2011; Palaniappan et al. 2010).

On the other hand, certain fish ecological characteristics such as the trophic guild and migratory habits can also influence on the bioaccumulation of trace elements (Chovanec et al. 2003; Merciai et al. 2014). Although the comparison among trace element concentrations of different fish species and inserted into distinct trophic guilds was difficult (Hahn et al. 2004), the

use of trophic groups allows a more efficient evaluation of ecosystem functioning characteristics (do Vale et al. 2010). Thus, for example, detritivores fish bioconcentrate and bioaccumulate large amounts of trace elements because of feeding on sediments (Salvado et al. 2006; Mazzoni et al. 2010), whereas piscivores fish tend to do it because of they are predators (Terra et al. 2008; Porto and Ethur 2009). On the other hand, the fish migratory habit influences not only on trophic and reproductive aspects, but also on the bioconcentration resulting of fish displacement from low metal-trace watercourses to high ones (Kasper et al. 2007; Vicente-Martorell et al. 2009).

Fish bioaccumulation and biomagnification of trace elements can be related to geological, biological and hydrological factors (Jones et al. 2004; Micó et al. 2006; Dorea et al. 2006; Förstner and Wittmann 2012; Moore and Ramamoorthy 2012; Gupta and Banerjee 2012). Additionally, the occupation and the indiscriminate use of natural systems due to growing urban sprawl, agricultural and industrial expansion have altered the dynamics of several ecosystems, including aquatic zones, by enhancing trace elements bioaccumulation (Licata et al. 2004; Alhashemi et al. 2012) and thus influencing on the organism-environment interactions (Jiang et al. 2016; Leung et al. 2016).

This paper aims to evaluate fish bioaccumulation, bioconcentration and biomagnification of trace elements zinc (Zn), cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu) and total chromium (Cr) in watercourses of the Upper Paraná River basin, Central Brazil. It is expected that i) fish with higher biomass bioaccumulate, bioconcentrate and biomagnify a greater amount of trace elements; ii) biological factors (trophic guilds and migratory habits) influence on the bioaccumulation, bioconcentration and biomagnification of trace elements; iii) fish bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification of trace elements is influenced by geological (lithology), hydrological (watershed) and anthropogenic (riparian vegetation deforestation) factors.

Material and methods

Study area

The sampled region is located at the Upper Paraná River basin, Goiás State, Central Brazil (Figure 1). With an annual precipitation of ~1500 mm, this region presents a warm tropical climate with two characteristic seasonal periods (high waters – September to March and low waters – April to August; Novaes et al. 2004; Almeida et al. 2006). The predominant vegetation cover is Cerrado type and includes riparian forest (Oliveira and Marquis 2002). The main economic activity in the region is agriculture, which causes loss of soil quality and increase risk of environmental degradation (Marques 2001).

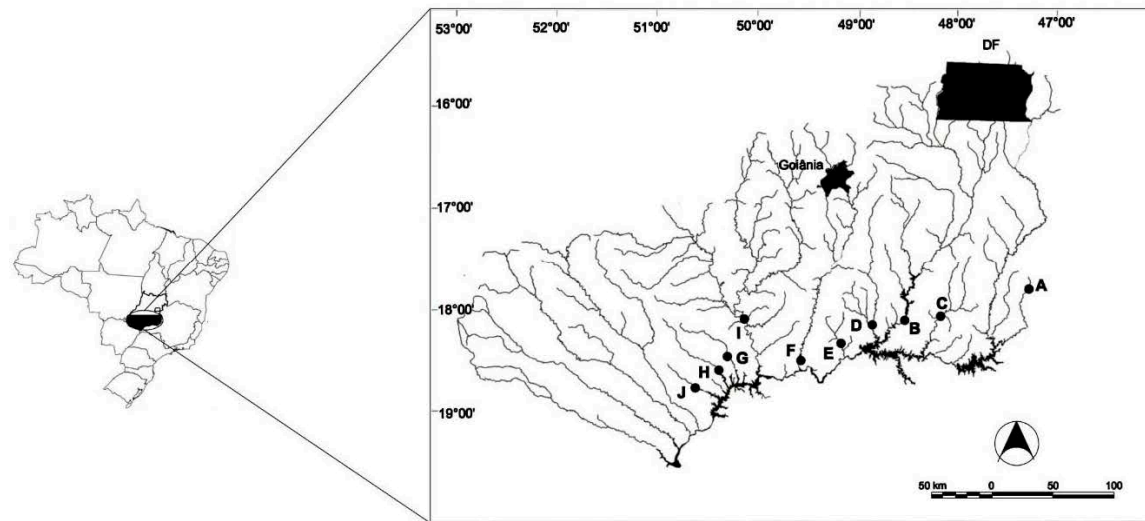
The stretches sampled in each watercourse (Figure 1, Table 1) oscillate between 2 and 10 m of water depth. The riparian forest is present on both banks (sampling stations C, E, F, H, I and J) or replaced by grasses and shrubs (sampling stations A, B, D and G). There are dams for both animal and agricultural purposes upstream the sampling stations B and D. Most of the urban or industrial areas drained by the watercourses sampled do not have domestic or industrial sewage treatment (Almeida et al. 2006).

The sampling stations are located under different aquifer systems with different geological and hydrological characteristics. Sampling station A is part of the Canastra aquifer system, which is associated with varied phyllites (mean flow=7,5 m³ h⁻¹); stations B and D are part of Araxá aquifer system, which is associated with shale and quartzite (mean flow=3,5 a 6,5 m³ h⁻¹); the C station is part of Crystalline Southeast aquifer system, which is associated with granulite and granitic rocks (mean flow=6,0 m³ h⁻¹); the E, F, G and I stations belong to Serra Geral aquifer system, which is associated with basalts with high fracture density of tectonic/thermal origin (mean flow=10,5 m³ h⁻¹) and stations H and J belong to the system Bauru aquifer – which is associated with sandstones and mean flow of 10.0 m³ h⁻¹ (Almeida et al. 2006).

Table 1 – Lithology, vegetal cover and geographic coordinates by river stretch sampled in the Upper Parana River basin, Central Brazil.

River	River code	Lithology	Vegetal cover	Geographic coordinates	
				W	S
Verdão River	A	Metamorphic	Absent	47°20'59.00"	17°47'02.01"
Corumbá River	B	Metamorphic	Absent	48°37'12.90"	18°03'24.30"
Veríssimo River	C	Magmatic	Gift	48°09'58.91"	18°04'22.98"
Piracanjuba River	D	Metamorphic	Absent	48°51'22.70"	18°08'16.00"
Santa Maria River	E	Magmatic	Gift	49°10'27.70"	18°18'25.30"
Meia Ponte River	F	Magmatic	Gift	49°36'44.30"	18°28'01.30"
São Francisco River	G	Magmatic	Absent	50°19'19.60"	18°26'56.70"
Preto River	H	Sedimentary	Gift	50°26'03.00"	18°35'16.00"
Dos Bois River	I	Magmatic	Gift	50°10'31.10"	18°04'16.90"
Claro River	J	Sedimentary	Gift	50°42'11.80"	18°59'21.80"

Figure 1 – Location of sampling stations (dots) in watercourses (A - J) of the Upper Parana River basin, Central Brazil. Dot represents the watercourse section in each sampling station. A = Verdão River; B = Corumbá River; C = Veríssimo River; D = Piracanjuba River; E = Santa Maria River; F = Meia Ponte River; G = São Francisco River; H = Preto River; I = Dos Bois River; J = Claro River. The black drawings represent Goiânia City urban area and the Federal District (DF) of Brasília.



Collection of data

In each watercourse a 1000 m stretch was delimited, georeferenced (Garmin Adventure) and marked with plastic strips every 100 m in order to establish a transect (perpendicular to the axis of the watercourse) using a distance meter (Bushnell - Yardage Pro 500). Along the stretch was collected data related to the riparian vegetation, water and fish. Samplings were performed during the low water period of 2014 and 2015, when the access to the different parts of a watercourse is facilitated (Pease et al. 2012).

At each transect of the stretch, the presence/absence of the riparian vegetation at both riverbank was assessed visually. Afterwards, one-liter amber flasks, previously washed in the laboratory (HNO₃ diluted solution; pH=2.0), were used for the collected water storage. In the field, flasks were washed with water from the river surface to remove residues that might be present inside the container. They were then labeled with the date, place and sampling station; 1.5 ml of concentrated HNO₃ was added to each flask, which were then kept refrigerated in an icebox.

Fish were collected using gillnets placed between 17:00 p.m. and 07:00 a.m. The collection of organic tissues for the determination of trace element concentrations was performed in the field and according to the size of the fish that is, fish ≤ 10 cm were all preserved, while a part of the muscle tissue located in the dorsal region above the lateral line was removed in fish > 10 cm. In both cases, the material was packed in plastic bags identified with the location and date of capture and stored in an icebox.

In the laboratory, the collected fish were taxonomically identified, measured (ichthyometer 0.1mm) and weighed (OHAUS scale model TS2KS 1.0g). The trophic guilds were determined from the available literature for each species (Table 2) and are thus defined: detritivorous – fish feeding on animal organic matter in putrefaction and/or vegetal in fermentation; herbivorous – fish feeding on living vegetables (plants, benthic macroalgae, benthic microalgae and phytoplankton); piscivorous – fish feeding on fish; invertivorous – fish feeding on terrestrial and aquatic invertebrates (adult and larval forms); omnivorous – fish feeding on live animals and vegetables (Zavala-Camin 1996). The information regarding the migratory habit migration was gathered in the FishBase online dataset (Froese and Pauly 2012).

Fish samples (whole or fractions of muscle tissue) were lyophilized (Labconco-freezone lyophilizer) until a constant weight was reached. From each fish sample, 1.0g was submitted to oxidative acid digestion with HNO₃/H₂O₂ according to the USEPA 3050B method (1995).

Table 2 – Identification number, number of specimens sampled by river (A – J), migratory habit, trophic guild and the literature source consulted and the no transformed values (single value when n=1; average value when n>1) of the partition coefficient (K_d) by trace-element (total chromium– Cr^+ ; copper – Cu^+ and zinc – Zn^+) from the 41 fish collected in the rivers of the Upper Parana River basin, Central Brazil.

Identification number	Fish species	Symbols										Migratory habit	Trophic guild	K_d			
		●	○	■	▲	△	★	☆	◆	◇	□			Cr ⁺	Cu ⁺	Zn ⁺	
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J						
1, 2	<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann 1907)	2										Migrant	Detritivore (Pavanelli 1999)	0.8495	0.8834	0.9751	
3; 9, 10, 11, 12, 13; 22, 23; 28	<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti and Britski 2000)	1	2	5	1							Non-migrant	Omnivore (da Graça and Pavanelli 2007)	0.8746	0.8860	0.9099	
4	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope 1894)	1										Non-migrant	Omnivore (Grosman et al. 1996)	0.8805	0.8922	0.8866	
5	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	1										Non-migrant	Omnivore (da Graça and Pavanelli 2007)	0.8017	0.5846	0.5129	
14; 40	<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner 1879)			1						1		Non-migrant	Piscivore (Hahn et al. 2004)	0.8011	0.7038	1.0542	
15; 36	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)			1				1				Migrant	Piscivore (da Graça and Pavanelli 2007)	0.7488	0.9423	0.9841	
6; 16, 17, 18; 29; 34; 37	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	1		3	1		1	1				Migrant	Omnivore (Andrian et al. 1994)	0.7693	0.8363	0.9850	
31; 41	<i>Leporinus octofasciatus</i> (Steindachner 1915)					1				1		Migrant	Herbivore (Luz-Agostinho et al. 2006)	0.9263	0.9703	1.2762	
24	<i>Leporinus striatus</i> (Kner 1858)		1									Migrant	Omnivore (Luz-Agostinho et al. 2006)	0.8935	1.0198	0.9934	
39	<i>Myleus tiete</i> (Eigenmann and Norris 1900)								1			Migrant	Herbivore (Froese and Pauly 2012)	0.8521	0.8748	1.1441	
19; 30	<i>Oligosarcus pintoii</i> (Amaral Campos 1945)			1	1							Non-migrant	Invertivore (Casatti 2002)	1.0198	1.1036	1.0400	
38	<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède 1803)									1		Migrant	Omnivore (Froese and Pauly 2012)	0.8662	1.3529	2.2056	
35	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)						1					Migrant	Detritivore (Froese and Pauly 2012)	0.9093	1.1103	1.4667	
7; 32	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy and Gaimard 1824)	1				1						Migrant	Piscivore (Hahn et al. 2004)	0.8504	1.0128	1.1961	
33	<i>Salminus hilarii</i> (Valenciennes 1850)					1						Migrant	Piscivore (Luz-Agostinho et al. 2006)	0.9578	0.9094	1.1564	
8; 20, 21	<i>Schizodon altoparanae</i> (Garavello and Britski 1990)	1		2								Migrant	Herbivore (Ferretti et al. 1996)	0.8195	0.9486	1.0681	
25	<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes 1837)		1									Migrant	Piscivore (Almeida et al. 1997)	0.8703	1.0259	1.5834	
26	<i>Sorubim lima</i> (Bloch and Schneider 1801)		1									Migrant	Piscivore (Hahn et al. 2004)	0.8732	1.0045	1.4193	
27	<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)		1									Migrant	Detritivore (da Graça and Pavanelli 2007)	0.8703	0.8945	1.2287	

Afterwards, cadmium (Cd), total chromium (Cr), copper (Cu), lead (Pb) and zinc (Zn) trace elements concentrations were determined from water and digested fish samples by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) in a spectrometer (Shimadza Multitype ICP Emission Spectrometer model ICPE-9000 Hardware). The concentration of trace elements in samples was obtained by comparison with calibration curves prepared with standard concentrations for each trace elements. Table 3 shows the limits of quantification, detection and wavelength (λ) of the trace elements evaluated.

The partition coefficient from the fish and water trace element concentration (K_d = element-trace concentration in the fish/trace-element concentration in the water) was calculated for each trace element considered. This coefficient estimates the mobility of an element (trace element, in this case) present in an aqueous solution (water) in contact with a surface (fish muscle tissue; Allison and Allison, 2005) and indicates the retention capacity and force by which the trace element is attached to the fish (You et al. 2010). The K_d is easy to measure, interpret and calculate, as well as to compare different substances, which makes it indispensable in environmental assessment models (Togunde et al. 2012).

Table 3 – Quantification and detection limits (mgL^{-1}) and wavelength of trace elements. All calibration curves of trace elements were accepted when $\lambda > 0.99$.

Trace Element	Quantification Limit (mgL^{-1})	Detection Limit (mgL^{-1})	Wavelength (nm)
Cu	0.0017	0.0005	213.5980
Zn	0.0007	0.0002	213.8560
Cr	0.0010	0.0003	205.5520
Pb	0.0067	0.0020	220.3530
Cd	0.0003	0.0001	226.5020

Statistical analysis

For the analysis, trace elements which concentrations below the limit of quantification were not considered as was the case of cadmium (Cd) and lead (Pb). Initially, the normality assumptions were tested for the data set and, when necessary, a transformation ($\log x + 1$) was performed. Two matrices were organized: the first one formed by the partition coefficient (K_d) of the trace elements for fish, and the second constituted by the variables biomass, trophic group, migratory habit, lithology, vegetation cover and watershed where the river is located.

In order to investigate whether the fish bioaccumulation, bioconcentration and biomagnification of total Cr, Cu and Zn (independent variables) is influenced by the biomass (g) of the species (dependent variable) a multivariate linear regression was performed.

Aiming to determine whether fish species biomagnify a greater amount of trace elements due to their trophic level (trophic guild) or migratory habits, a two-way ANOVA was performed separately. This analysis was also used to investigate whether the fish bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification of trace elements is influenced by geological (lithology), hydrological (watershed) or anthropogenic factors (riparian vegetation deforestation). The use of two-way ANOVA is recommended when there is a variable to be measured (trace elements in this case) and two or more nominal variables (McDonald, 2009). In the case of the watershed variable, only the sampling stations with ≥ 3 animals collected were considered for the statistical analysis, which corresponds to stations A, B, C, D and E. All statistical analyzes were performed using the Past© software.

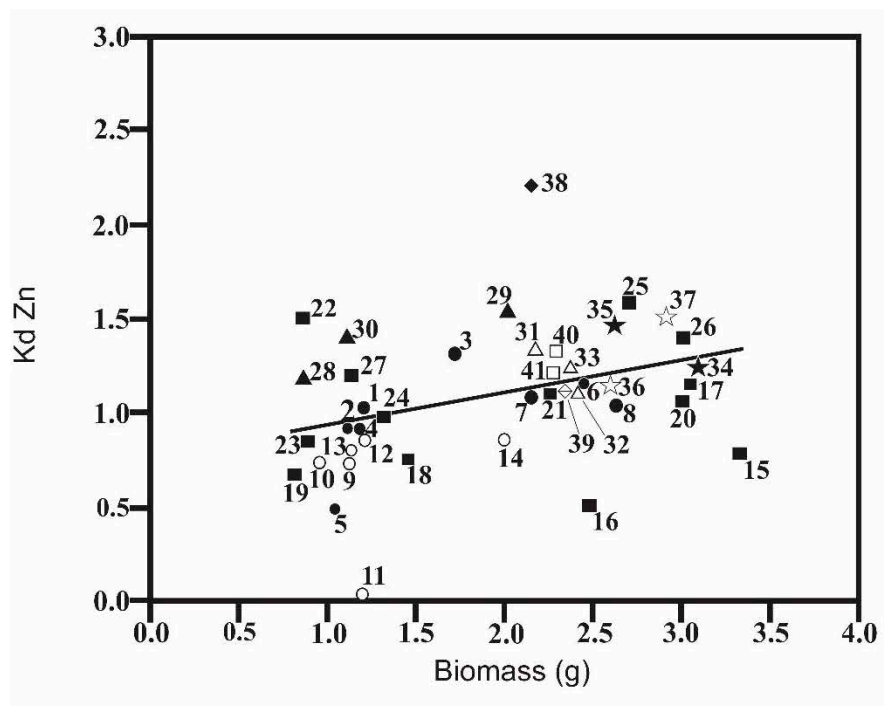
Results and discussion

The fish trace elements bioaccumulation, bioconcentration and biomagnification is a consequence of the availability of these elements in the environment (Moiseenko et al. 1995; Linde et al. 1996; Yamazaki et al. 1996). However, even if different fish species inhabit the same water body, the trace elements bioconcentration may differ according to the environmental particularities (Çoğun and Kargin, 2004; Baldisserotto et al. 2005; Jezierska and Witeska, 2006), habit of life (Ney and Van Hassel, 1983; Uysal et al. 2008), trophic levels (Kidwell et al. 1995; Voigt, 2004) and biological parameters (Reynolds et al. 2005; Olden et al. 2006).

The biomass is a biological parameter capable of providing clues about the factors that affect trace element fish bioaccumulation (Schmidt-Nielsen, 1984; Duncan and Lockwood, 2001), which is influenced by the affinity of these elements to different tissue types (Jezierska and Witeska, 2006). Although the bioconcentration of trace elements has not been directly related to biomass (Cu and Zn in *Poecilia reticulata*, Widianarko et al. 2000), in general, the accumulation of trace elements is inversely related to the biomass in temperate (e. g., *Catostomus commersoni*, Ney and Van Hassel, 1983; *Coregonus clupeaformis*, Allen-Gill and Martynov, 1995; *Abramis brama*, Farkas et al. 2003; *Rutilus rutilus caspicus*, Anan et al. 2005) and tropical fish (e. g., *Pseudocrenilabrus philander*, de Wet et al. 1994; *Lethrinus lentjan*, Al-Yousuf et al. 2000). In contrast, according to Jezierska and Witeska (2006), only the trace element Hg has a positive relation with biomass as observed also by Green and Knutzen (2003) and Voigt (2004). However,

Zn also displays this trend in this study, that is the results of the linear regression indicated a significant relationship between fish biomass and the distribution coefficients (K_d) of trace elements considered ($R^2=0.10$, Wilks' lambda=0.70, $F=5.24$, $DF=3.37$, $p=0.00$), more specifically for the trace element Zn ($p=0.02$, Figure 2), i. e., the fish bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification of trace element Zn available in the water column depends on the biomass of fish species evaluated. The characins *Astyanax fasciatus*, *A. eigenmanniorum* and *A. altiparanae* displayed lower biomass (7.0 g, 7.2 g and 9.0 g, respectively) and K_d coefficient values (0.51, 0.89 and 0.91, respectively), while the silurid *Pimelodus maculatus* and the characins *Serrasalmus marginatus* and *Prochilodus lineatus* presented higher biomass (2.200 g, 1.245 g and 1.142 g, respectively) and K_d coefficient values (2.21, 1.58 and 1.47, respectively; Figure 2, Table 2). This situation may be related to the compatibility of this trace element with fish muscular tissue (Duran et al. 2014; Mahboob et al. 2014; Perugini et al. 2014).

Figure 2 – Linear regression between the biomass and the partition coefficient (K_d) of zinc (Zn) of fish sampled in watercourses of the Upper Parana River basin, Central Brazil. Numbers and symbols correspond to fish species listed in Table 2.



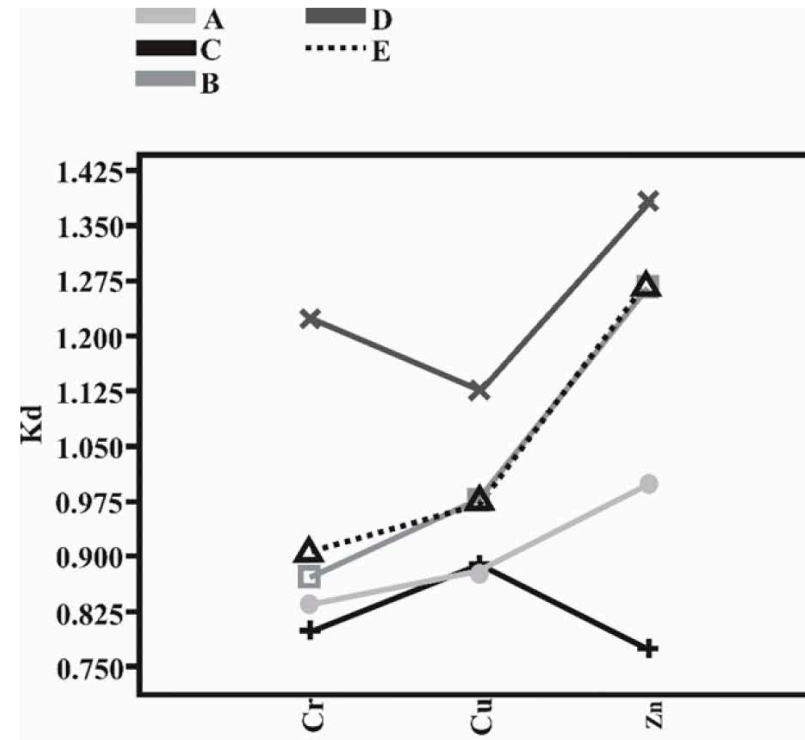
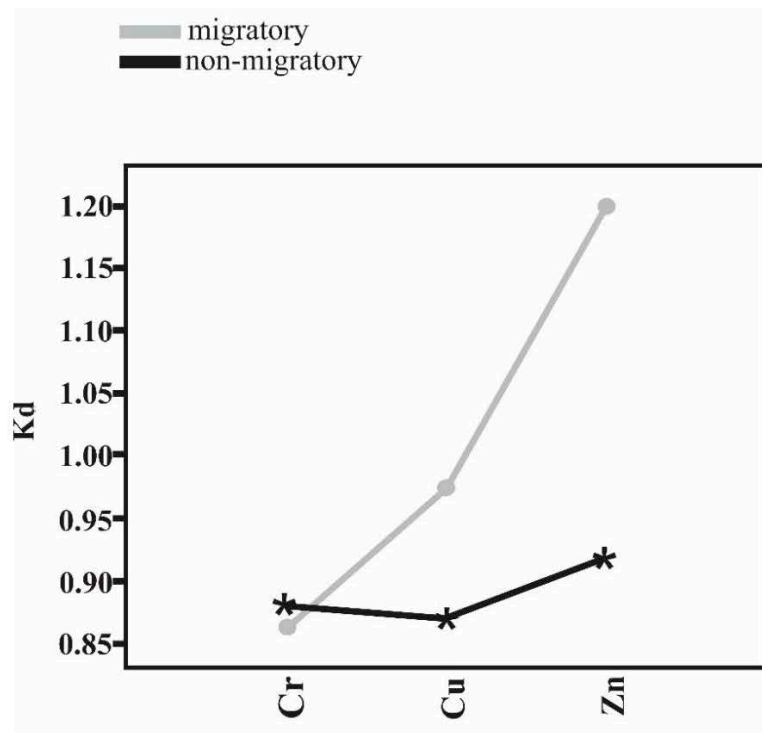
The result of the two-way ANOVA indicates that there is no significant interaction between the fish partition coefficient (K_d) for total Cr, Cu and Zn and the trophic guilds ($p=0.92$; Table 4), but yes with the fish migration habit ($p=0.03$; Table 4). It is reasonable to believe that greater fish mobility, as displayed by migratory species, facilitates fish exposition (even momentarily) to

waters with different trace elements, thus representing an important factor to be taken into account in understanding fish trace element bioaccumulation (Guilherme et al. 2005; Olden et al. 2007; Santos et al. 2008; Katsumiti et al. 2009; Jabeen and Chaudhry, 2010; da Silva Souza et al. 2016). Fish migratory habits are related to bioconcentration of trace element Hg (Gali et al. 2005; Barbosa et al. 2003), Zn, Cd, Cu and Ni (Gomes et al. 2011), and Zn (Labarrère et al. 2012) in tropical rivers, and Zn in temperate ones (Fletcher and King, 1978; Kosanovic et al. 2007). That is the case for Zn in this study, that is migratory species such as the silurid *Sorubim lima* and the characin *Steindachnerina insculpta* bioaccumulate more available Zn in the water column than total Cr ($p=0.00$) and Cu ($p=0.01$) and than non-migratory species such as the characins *Galeocharax knerii* and *Oligosarcus pintoii* ($p=0.01$; Table 4; Figure 3).

Table 4 – Statistics of the two-way ANOVA between the fish trace element partition coefficient (K_d) of total chromium (Cr), copper (Cu) and zinc (Zn) and trophic guilds (I) and the biological factor migration (II) in rivers of the Upper Paraná River basin, Central Brazil. Interactions between variables (migratory habit and trace elements) are displayed (III). Significant probability ($p<0.05$) is indicated in bold.

Two-way ANOVA		Sum of squares	DF	Mean square	F	p
I	Guild trofic	0.09	4	0.02	0.35	0.85
	Trace element	1.10	2	0.55	8.27	0.00
	Interaction	0.21	8	0.03	0.04	0.92
	Within	7.22	108	0.07		
	Total	8.62	122			
II	Migration	0.43	1	0.42	7.49	0.01
	Trace element	1.11	2	0.55	9.68	0.00
	Interaction	0.42	2	0.21	3.68	0.03
	Within	6.68	117	0.06		
	Total	8.63	122			
III	Migratory habit			Trace element	Q	p
	Migratory	vs.	Migratory	Cr vs Cu	2.37	0.45
	Migratory	vs.	Migratory	Cr vs Zn	7.13	0.00
	Migratory	vs.	Non-migratory	Cr vs Cr	0.30	1.00
	Migratory	vs.	Migratory	Cu vs Zn	4.76	0.01
	Migratory	vs.	Non-migratory	Cu vs Cu	1.93	0.65
	Migratory	vs.	Non-migratory	Zn vs Zn	5.20	0.00
	Non-migratory	vs.	Non-migratory	Cr vs Cu	0.14	1.00
	Non-migratory	vs.	Non-migratory	Cr vs Zn	0.63	0.10
	Non-migratory	vs.	Non-migratory	Cu vs Zn	0.77	0.98

Figure 3 – Interactions resulting of the two-way ANOVA between the fish partition coefficient (K_d) of trace elements (total chromium – Cr, copper – Cu and zinc – Zn) and fish migratory habits (upper) and rivers (bottom) of the Upper Paraná River basin, Central Brazil. The letters correspond to sampling stations listed in Table 1.



The result of the two-way ANOVA indicates that the interaction between the trace elements total Cr, Cu and Zn and the lithological composition of the watershed where the watercourses evaluated and the type of vegetation cover of the sampled portion is not significant ($p=0.62$; $p=0.59$, respectively; Table 5), while this interaction is significant for water courses (hydrology) is significant ($p=0.02$; Table 5; Figure 3). In this last situation the bioaccumulation of trace elements total Cr and Zn by the fish in the river D is significantly higher than in rivers A ($p=0.04$) and C ($p=0.00$); this one in Zn is higher in river B and E than in C (0.00; 0.00, respectively; Table 5; Figure 3). However, there are significant interactions between the bioaccumulation and bioconcentration of trace elements by the fish in the same river, that is, in B river, the bioaccumulation and bioconcentration of total Cr by the fish is larger than this one of the Zn ($p=0.01$; Table 5; Figure 3). Despite of the watershed lithology (Fageria, 2000; Almeida et al. 2006), the fish trophic guilds (e. g., Gobbi 2007; Kehrig et al. 2013; Ouédraogo and Amyot, 2013) and the riparian forest (Guilherme et al. 2005; Moore and Ramamoorthy, 2012; Islam et al. 2015) are reported to influence on trace element availability in the water column and consequently on its bioconcentration by fish, these trends were not observed in this study. Contrary, the influence of the river watershed on the fish bioconcentration of trace elements could be related to the fact that the evaluated watercourses have different flow rates (Almeida et al. 2006) and physico-chemical characteristics (Silva et al. 2009), both influencing on availability of trace elements concentration in the water column and sediments and, in this way, their bioaccumulation and bioconcentration by fish (Bordajandi et al. 2003; Ay et al. 2009; Stumm and Morgan 2012; Bosch et al. 2016).

Table 5 – Statistics of the two-way ANOVA between fish partition coefficient (K_d) of trace elements total chromium (Cr), copper (Cu) and zinc (Zn) and the lithology (I), the vegetal cover (II) and the river (III) in watercourse of the Upper Parana River basin. Interactions between variables (river and trace elements) are displayed (IV). A = Verdão River; B = Corumbá River; C = Veríssimo River; D = Piracanjuba River; E = Santa Maria River. Significant probability ($p<0.05$) is indicated in bold.

Two-way ANOVA		Sum of sqrs	DF	Mean square	F	p
I	Lithology	0.18	2	0.09	144	0.24
	Trace element	1.11	2	0.55	8.78	0.00
	Interaction	0.17	4	0.04	0.66	0.62
	Within	7.18	114	0.06		
	Total	8.63	122			

II	Vegetal cover	0.28	1	0.28	4.64	0.03
	Trace element	1.10	2	0.55	9.01	0.00
	Interaction	0.07	2	0.03	0.53	0.59
	Within	7.18	117	0.06		
	Total	8.62	122			
III	River	1.71	4	0.43	12.76	0.00
	Trace element	0.38	2	0.19	5.62	0.01
	Interaction	0.67	8	0.08	2.50	0.02
	Within	2.82	84	0.03		
	Total	5.58	98			
IV	River			Trace element	Q	p
	A vs A			Cr vs Cu	0.64	1.00
	A vs A			Cr vs Zn	2.51	0.74
	A vs A			Cr vs Cr	0.63	1.00
	A vs B			Cr vs Cr	0.54	1.00
	A vs D			Cr vs Cr	4.69	0.04
	A vs E			Cr vs Cr	0.87	0.10
	A vs A			Cu vs Zn	1.87	0.94
	A vs C			Cu vs Cu	0.19	1.00
	A vs B			Cu vs Cu	1.46	0.99
	A vs D			Cu vs Cu	3.02	0.51
	A vs E			Cu vs Cu	1.15	0.10
	A vs C			Zn vs Zn	3.88	0.17
	A vs B			Zn vs Zn	3.90	0.17
	A vs D			Zn vs Zn	4.65	0.04
	A vs E			Zn vs Zn	3.36	0.35
	B vs B			Cr vs Cu	1.42	0.10
	B vs B			Cr vs Zn	5.31	0.01
	B vs D			Cr vs Cr	3.94	0.16
	B vs E			Cr vs Cr	0.39	1.00
	B vs B			Cu vs Zn	3.89	0.17
	B vs D			Cu vs Cu	1.67	0.97
	B vs E			Cu vs Cu	0.08	1.00
	B vs D			Zn vs Zn	1.27	0.10
	B vs E			Zn vs Zn	0.07	1.00
	C vs C			Cr vs Cu	1.74	0.97
	C vs C			Cr vs Zn	0.48	1.00
	C vs B			Cr vs Cr	1.19	0.10
	C vs D			Cr vs Cr	5.78	0.00
	C vs E			Cr vs Cr	1.47	0.99
	C vs C			Cu vs Zn	2.22	0.86
	C vs B			Cu vs Cu	1.47	0.99
	C vs D			Cu vs Cu	3.26	0.40
C vs E			Cu vs Cu	1.14	0.10	
C vs B			Zn vs Zn	8.02	0.00	
C vs D			Zn vs Zn	8.29	0.00	

C vs E	Zn vs Zn	6.84	0.00
D vs D	Cr vs Cu	0.91	0.10
D vs D	Cr vs Zn	1.51	0.99
D vs E	Cr vs Cr	2.99	0.52
D vs D	Cu vs Zn	2.43	0.78
D vs E	Cu vs Cu	1.47	0.99
D vs E	Zn vs Zn	1.01	0.10
E vs E	Cr vs Cu	0.61	1.00
E vs E	Cr vs Zn	3.49	0.30
E vs E	Cu vs Zn	2.88	0.58

Conclusions

Fish with higher biomass bioaccumulated, bioconcentrated and biomagnified a higher amount of Zn. There was no significant relationship between the distribution coefficient (K_d) of total Cr, Cu and Zn of fish species and trophic groups. There was a significant relationship between the distribution coefficient (K_d) of Zn and the migration habit of the fish: migrating species bioaccumulated more Zn than total Cr and Cu available in the water column. Both the lithology and the anthropization of the study area were not relevant in the capitalization of total Cr, Cu and Zn by fish.

Our results suggest that a better understanding of the processes that control the availability and mobility of trace elements in tropical aquatic systems is required. In this sense, a further approach should consider the interaction of the the trace elements evaluated between the abiotic (water and sediment) and biotic (fish) compartment.

Acknowledgements

We thank the staff of the Aquatic Biology Center/Escola de Ciências Agrárias e Biológicas/PUC Goiás, mainly Mr. Waldeir Francisco de Menezes for the help on field data collection, the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) by funding grant (No. 201200546180122) of the project, which is part this manuscript, and two anonymous reviewers by their valuables suggestions.

References

- Akoto, O., Bismark Eshun, F., Darko, G., & Adei, E. (2014). Concentrations and health risk assessments of heavy metals in fish from the Fosu Lagoon. *International Journal of Environmental Research*, 8(2), 403-410.
- Alhashemi, A. H., Karbassi, A., Kiabi, B. H., Monavari, S. M., & Sekhavatjou, M. S. (2012). Bioaccumulation of trace elements in different tissues of three commonly available fish species regarding their gender, gonadosomatic index, and condition factor in a wetland ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(4), 1865-1878.
- Allen-Gil, S., & Martynov, V. (1995). Heavy metal burdens in nine species of freshwater and anadromous fish from the Pechora River, northern Russia. *Science of the Total Environment*, 160, 653-659.
- Allison, J. D., & Allison, T. L. (2005). Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. Rep. EPA/600/R-05, 74.
- Almeida, V. D., Hahn, N., & Vazzoler, A. M. (1997). Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). *Ecology of Freshwater Fish*, 6(3), 123-133.
- Almeida, L., Resende, L., Rodrigues, A., & JEG, C. (2006). Hidrogeologia do Estado de Goiás (Hydrogeology of the Goiás State). Superintendência de Geologia Mineração (Superintendency of Mining Geology). Goiás. (pp. 232): Brazil. Technical report.
- Al-Yousuf, M., El-Shahawi, M., & Al-Ghais, S. (2000). Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Science of the Total Environment*, 256(2), 87-94.
- Anan, Y., Kunito, T., Tanabe, S., Mitrofanov, I., & Aubrey, D. G. (2005). Trace element accumulation in fishes collected from coastal waters of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 51(8), 882-888.
- Andrian, I. F., Dória, C. C., Torrente, G., & Ferretti, C. (1994). Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22°10'-22°50'S/53°10'-53°40'W), Brasil. *Revista Unimar*, 16(3), 97-106.
- Arai, T., Ohji, M., & Hirata, T. (2007). Trace metal deposition in teleost fish otolith as an environmental indicator. *Water, Air, and Soil Pollution*, 179(1-4), 255-263.
- Arnot, J. A., Gobas, F. A. (2004): A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 2343-2355.
- Avigliano, E., Lozano, C., Plá, R. R., & Volpedo, A. V. (2016). Toxic element determination in fish from Paraná River Delta (Argentina) by neutron activation analysis: Tissue

- distribution and accumulation and health risk assessment by direct consumption. *Journal of Food Composition and Analysis*, 54, 27-36.
- Ay, T., Fawole, O., Adewoye, S., & Ogundiran, M. (2009). Bioconcentration of metals in the body muscle and gut of *Clarias gariepinus* exposed to sublethal concentrations of soap and detergent effluent. *Journal of Cell and Animal Biology*, 3(8), 113-118.
- Baldisserotto, B., Chowdhury, M., & Wood, C. M. (2005). Effects of dietary calcium and cadmium on cadmium accumulation, calcium and cadmium uptake from the water, and their interactions in juvenile rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, 72(1), 99-117.
- Barbieri, E., Passos, E. D. A., Aragão, K. A. S., Santos, D. B., & Garcia, C. A. B. (2010). Assessment of trace metal levels in catfish (*Cathorops spixii*) from Sal river estuary, Aracaju, State of Sergipe, northeastern Brazil. *Water Environment Research*, 82(12), 2301-2305.
- Barbosa, A., Souza, J., Dorea, J., Jardim, W., & Fadini, P. (2003). Mercury biomagnification in a tropical black water, Rio Negro, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45(2), 235-246.
- Barros, B. C. V., Pereira, S. F. P., da Conceição Palheta, D., & Silva, C. (2010). Determinação de Cd, Cr e Al em tecido de peixes provenientes do rio Gelado/APA, Floresta de Carajás-PA. *Holos Environment*, 10(2), 195-208.
- Barros, D., & Barbieri, E. (2012). Análise da ocorrência de metais: Ni, Zn, Cu, Pb e Cd em ostras (*Crassostrea brasiliiana*) e sedimentos coletados no Estuário de Cananeia-SP (Brasil). *Mundo saúde (Impr.)*, 36(4), 635-642.
- Bordajandi, L. R., Gómez, G., Fernandez, M., Abad, E., Rivera, J., & González, M. J. (2003). Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the River Turia (Spain). *Chemosphere*, 53(2), 163-171.
- Bosch, A. C., O'Neill, B., Sigge, G. O., Kerwath, S. E., & Hoffman, L. C. (2016). Mercury accumulation in Yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) with regards to muscle type, muscle position and fish size. *Food Chemistry*, 190, 351-356.
- Casatti, L. (2002). Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2), 1-14.
- Chiu, K. H., & Mok, H. K. (2011). Study on the accumulation of heavy metals in shallow-water and deep-sea hagfishes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(4), 643-653.
- Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). Fish as bioindicators. *Trace Metals and Other Contaminants in the Environment*, 6, 639-676.

- Çoğun, H. Y., & Kargin, F. (2004). Effects of pH on the mortality and accumulation of copper in tissues of *Oreochromis niloticus*. *Chemosphere*, 55(2), 277-282.
- da Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2007). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes.
- da Silva Souza, R., Tejerina-Garro, F. L., Rocha, C., Zara, L. F., & Gonçalves-Junior, A. C. (2016). Trace elements in the water and fish of tropical watercourses in Central Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 42(3), 500-513.
- de Wet, L., Schoonbee, H., De Wet, L., & Wiid, A. (1994). Bioaccumulation of metals by the southern mouthbrooder, *Pseudocrenilabrus philander* (Weber, 1897) from a mine-polluted impoundment. *Water S. A.*, 20(2), 119-126.
- do Amaral Kehrig, H., Costa, M., & Olaf, M. (2016). Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhão da Baía de Guanabara-Rio de Janeiro. *Tropical Oceanography*, 35(1-2), 1679-3013.
- do Vale, V. S., Schiavini, I., & de Oliveira, A. P. (2010). When ecological functions are more important than richness: A conservation approach. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 2(12), 270-280.
- Dorea, J. G., Barbosa, A. C., & Silva, G. S. (2006). Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 142(3), 275-283.
- Duncan, J. R., & Lockwood, J. L. (2001). Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological Conservation*, 102(1), 97-105.
- Duran, A., Tuzen, M., & Soylak, M. (2014). Assessment of trace metal concentrations in muscle tissue of certain commercially available fish species from Kayseri, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(7), 4619-4628.
- Environment, C. C. M. (1995). Protocol for the derivation of Canadian Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. The Council.
- Fageria, N. K. (2000). Níveis adequados e tóxicos de zinco na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4(3), 390-395.
- Farkas, A., Salánki, J., & Speziár, A. (2003). Age and size specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low contaminated site. *Water Research*, 37(5), 959-964.
- Ferretti, C., Andrian, I., & Torrente, G. (1996). Dieta de duas especies de *Schizodon* (Characiformes, Anostomidae), na planície de inundacao do alto Rio Parana e sua relacao

- com aspectos morfológicos. [Diet of two species of *Schizodon* (Characiformes, Anostomidae) in the floodplain of the high Parana River, and its relation to morphological aspects]. Boletim do Instituto de Pesca. 23.
- Fletcher, G., & King, M. (1978). Copper, zinc, calcium, magnesium and phosphate in the gonads and livers of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) during spawning migration. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 60(2), 127-130.
- Förstner, U., & Wittmann, G. T. (2012). *Metal pollution in the aquatic environment*: Springer Science & Business Media.
- Froese, R., & Pauly, D. (2012). FishBase.
- Gali, P., Bonotto, D. M., da Silveira, E., & Bastos, W. (2005). Mercury in Amazonian fish from Madeira River basin, Rondônia State, Brazil. *WIT Transactions on Biomedicine and Health*, 9.
- Gobbi, J. M. (2007). Estudo sobre a presença de metais em diferentes tecidos de peixes surubins (*Pseudoplatystoma coruscans*) capturados no Rio São Francisco (MG).
- Gomes, M. V. T., & Sato, Y. (2011). Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do Rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. *Saúde & Ambiente em Revista*, 6(1), 24-30.
- Green, N. W., & Knutzen, J. (2003). Organohalogenes and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 46(3), 362-374.
- Grosman, M., Castelain, G., & Usunoff, E. (1996). Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. *Water Sapretoria*, 22, 345-350.
- Guilherme, L. R. G., Marques, J. J., Pierangeli, M. A. P., Zuliani, D., Campos, M., Marchi, G. (2005): Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos em Ciências do Solo* 4, 345-390.
- Gupta, S., & Banerjee, U. S. (2012). Geochemistry of the River Damodar-the influence of the geology and weathering environment on the dissolved load. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 2(3), 853-867.
- Hahn, N. S., Fugi, R., & Andrian, I. d. F. (2004). Trophic ecology of the fish assemblages. The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, 247-269.
- Hinck, J. E., Blazer, V. S., Denslow, N. D., Echols, K. R., Gale, R. W., Wieser, C., et al. (2008). Chemical contaminants, health indicators, and reproductive biomarker responses in fish

- from rivers in the Southeastern United States. *Science of the Total Environment*, 390(2), 538-557.
- Ikingura, J., & Akagi, H. (2003). Total mercury and methylmercury levels in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzania. *Science of the Total Environment*, 304(1), 355-368.
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah-Al-Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48, 282-291.
- Jabeen, F., & Chaudhry, A. S. (2010). Environmental impacts of anthropogenic activities on the mineral uptake in *Oreochromis mossambicus* from Indus River in Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166(1-4), 641-651.
- Jarić, I., Višnjić-Jeftić, Ž., Cvijanović, G., Gačić, Z., Jovanović, L., Skorić, S., et al. (2011). Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. *Microchemical Journal*, 98(1), 77-81.
- Jeziarska, B., & Witeska, M. (2006). The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. In: *Soil and water pollution monitoring, protection and remediation* (pp. 107-114): Springer.
- Jia, Y., Wang, L., Qu, Z., Wang, C., & Yang, Z. (2017). Effects on heavy metal accumulation in freshwater fishes: species, tissues, and sizes. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-8.
- Jiang, H., Qin, D., Chen, Z., Tang, S., Bai, S., & Mou, Z. (2016). Heavy Metal levels in fish from Heilongjiang River and potential health risk assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97(4), 536-542.
- Jones, C. A., Nimick, D. A., & McCleskey, R. B. (2004). Relative effect of temperature and pH on diel cycling of dissolved trace elements in Prickly Pear Creek, Montana. *Water, Air, & Soil Pollution*, 153(1), 95-113.
- Kasper, D., Botaro, D., Palermo, E. F. A., & Malm, O. (2007). Mercúrio em peixes-fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2), 228-239.
- Katsumiti, A., Domingos, F. X. V., Azevedo, M., Da Silva, M., Damian, R., Almeida, M. I., et al. (2009). An assessment of acute biomarker responses in the demersal catfish *Cathorops spixii* after the Vicuña Oil Spill in a harbour estuarine area in Southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1), 209-222.

- Kehrig, H. A., Costa, M., Moreira, I., & Malm, O. (2001). Methylmercury and total mercury in estuarine organisms from Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 8(4), 275-279.
- Kehrig, H. A., Seixas, T. G., Di Benedetto, A. P. M., & Malm, O. (2013). Selenium and mercury in widely consumed seafood from South Atlantic Ocean. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 156-162.
- Kidwell, J., Phillips, L., & Birchard, G. (1995). Comparative analyses of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the national contaminant biomonitoring program data. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(6), 919-923.
- Kosanovic, M., Hasan, M. Y., Subramanian, D., Al Ahbabi, A. A. F., Al Kathiri, O. A. A., Aleassa, E. M. A. A., et al. (2007). Influence of urbanization of the western coast of the United Arab Emirates on trace metal content in muscle and liver of wild Red-spot emperor (*Lethrinus lentjan*). *Food and Chemical Toxicology*, 45(11), 2261-2266.
- Labarrère, C. R., Menezes, B. D., & Melo, M. M. (2012). Avaliação dos teores de zinco em brânquias, carcaça, fígado e musculatura de diferentes espécies de peixes capturados no rio São Francisco (MG, Brasil). *Revista Geonomos*, 20(1), 86-91.
- Lasheen, M., Abdel-Gawad, F. K., Alaneny, A., & Abd El Bary, H. (2012). Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: A case study in Abu-Rawash Area Egypt. *World Applied Sciences Journal*, 19(2), 265-275.
- Leung, H., Duzgoren-Aydin, N., Au, C., Krupanidhi, S., Fung, K., Cheung, K., et al. (2016). Monitoring and assessment of heavy metal contamination in a constructed wetland in Shaoguan (Guangdong Province, China): bioaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in aquatic and terrestrial components. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-10.
- Licata, P., Trombetta, D., Cristani, M., Martino, D., & Naccari, F. (2004). Organochlorine compounds and heavy metals in the soft tissue of the mussel *Mytilus galloprovincialis* collected from Lake Faro (Sicily, Italy). *Environment International*, 30(6), 805-810.
- Linde, A., Arribas, P., Sanchez-Galan, S., & Garcia-Vazquez, E. (1996). Eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) target species to assess the biological impact of trace metal pollution in freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 31(3), 297-302.
- Luz-Agostinho, K. D., Bini, L. M., Fugi, R., Agostinho, A. A., & Júlio Jr, H. F. (2006). Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1), 61-68.

- Mackay, D., & Fraser, A. (2000). Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental Pollution*, 110(3), 375-391.
- Mahboob, S., Al-Balawi, H. A., Al-Misned, F., Al-Quraishy, S., & Ahmad, Z. (2014). Tissue metal distribution and risk assessment for important fish species from Saudi Arabia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(1), 61-66.
- Marques, M. (2001). Agricultura sustentável: pontos para reflexão. *Revista de Política Agrícola*, 10(2), 44-51.
- Mazzoni, R., Moraes, M., Rezende, C. F., & Miranda, J. C. (2010). Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(2), 162-168.
- McDonald, J. H. (2009). *Handbook of biological statistics (Vol. 2)*: Sparky House Publishing Baltimore, MD.
- Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S., & García-Berthou, E. (2014). Trace metal concentration and fish size: Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107, 154-161.
- Micó, C., Recatalá, L., Peris, M., & Sánchez, J. (2006). Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65(5), 863-872.
- Milošković, A., Dojčinović, B., Simić, S., Pavlović, M., & Simić, V. (2014). Heavy metal and trace element bioaccumulation in target tissues of three edible predatory fish species from. Bovan Reservoir (Serbia). *Fresenius Environmental Bulletin*, 23(8A), 1884-1891.
- Moiseenko, T., Kudryavtseva, L., Rodyushkin, I., Dauvalter, V., Lukin, A., & Kashulin, N. (1995). Airborne contamination by heavy metals and aluminum in the freshwater ecosystems of the Kola Subarctic region (Russia). *Science of the Total Environment*, 160, 715-727.
- Moore, J. W., & Ramamoorthy, S. (2012). *Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment*: Springer Science & Business Media.
- Ney, J. J., & Van Hassel, J. H. (1983). Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12(6), 701-706.
- Nouri, J., Mahvi, A., Jahed, G., & Babaei, A. (2008). Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities. *Environmental Geology*, 55(6), 1337-1343.

- Novaes, J., Caramaschi, E., & Winemiller, K. (2004). Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1), 41-49.
- Olden, J.D., Poff, N.L. & Bestgen, K.R. (2006) Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs*, 76, 25–40.
- Olden, J. D., Hogan, Z. S., & Zanden, M. (2007). Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6), 694-701.
- Oliveira, P. S., & Marquis, R. J. (2002). The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna: Columbia University Press.
- Ouédraogo, O., & Amyot, M. (2013). Mercury, arsenic and selenium concentrations in water and fish from sub-Saharan semi-arid freshwater reservoirs (Burkina Faso). *Science of the Total Environment*, 444, 243-254.
- Palaniappan, P. R., Nishanth, T., & Renju, V. (2010). Bioconcentration of zinc and its effect on the biochemical constituents of the gill tissues of *Labeo rohita*: An FT-IR study. *Infrared Physics & Technology*, 53(2), 103-111.
- Pavanelli, C. S. (1999). Revisão taxonômica da família Parodontidae (Ostariophysi: Characiformes). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos.
- Pease, A. A., González-Días, A. A., Rodiles-Hernández, R., & Winemiller, K. O. (2012). Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57(5), 1060-1075.
- Perugini, M., Visciano, P., Manera, M., Zaccaroni, A., Olivieri, V., & Amorena, M. (2014). Heavy metal (As, Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Se) concentrations in muscle and bone of four commercial fish caught in the central Adriatic Sea, Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4), 2205-2213.
- Porto, L. C. S., & Ethur, E. M. (2009). Trace elements in water and viscera of fish from Butuí-Icamaquã Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciência Rural*, 39(9), 2512-2518.
- PuYang, X., Gao, C., & Han, L. (2015). Risk assessment of heavy metals in water and two fish species from Golf Course Ponds in Beijing, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94(4), 437-443.
- Reynolds, J. D., Webb, T. J., & Hawkins, L. A. (2005). Life history and ecological correlates of extinction risk in European freshwater fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(4), 854-862.

- Repula, C. M. M., Campos, B. K. d., Ganzarolli, E. M., Lopes, M. C., & Quináia, S. P. (2012). Biomonitoring of Cr and Pb in freshwater fish. *Química Nova*, 35(5), 905-909.
- Salvado, V., Quintana, X., & Hidalgo, M. (2006). Monitoring of nutrients, pesticides, and metals in waters, sediments, and fish of a wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51(3), 377-386.
- Santos, J. S., Santos, M. L. P., & Oliveira, E. (2008). Estudo da mobilização de metais e elementos traços em ambientes aquáticos do semi-árido brasileiro aplicando análises de componentes principais. *Química Nova*, 31(5), 1107-1111.
- Schmidt-Nielsen, K. (1984). *Scaling: why is animal size so important?*: Cambridge University Press.
- Silva, M. T. G., Lacerda, M. P. C., & Chaves, A. A. A. (2009). Geotecnologia aplicada na avaliação do uso das terras da microbacia do Ribeirão João Leite, Goiás. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 39(4), 330-337.
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (2012). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters (Vol. 126)*: John Wiley & Sons.
- Terra, B. F., Araújo, F. G., Calza, C. F., Lopes, R. T., & Teixeira, T. P. (2008). Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical Brazilian river. *Water, Air, and Soil Pollution*, 187(1-4), 275-284.
- Togunde, O. P., Oakes, K. D., Servos, M. R., & Pawliszyn, J. (2012). Determination of pharmaceutical residues in fish bile by solid-phase microextraction couple with liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC/MS/MS). *Environmental Science & Technology*, 46(10), 5302-5309.
- Uysal, K., Emre, Y., & Köse, E. (2008). The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). *Microchemical Journal*, 90(1), 67-70.
- Vicente-Martorell, J. J., Galindo-Riaño, M. D., García-Vargas, M., & Granado-Castro, M. D. (2009). Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 823-836.
- Visnjic-Jeftic, Z., Jaric, I., Jovanovic, L., Skoric, S., Smederevac-Lalic, M., Nikcevic, M., et al. (2010). Heavy metal and trace element accumulation in muscle, liver and gills of the Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennet 1835) from the Danube River (Serbia). *Microchemical Journal*, 95(2), 341-344.

- Voigt, H. R. (2004). Concentrations of mercury (Hg) and cadmium (Cd), and the condition of some coastal Baltic fishes.
- Voigt, C. L., Silva, C. P. & Campos, S. X. (2016). Assessment of bioaccumulation of metals in *Cyprinus carpio* by interaction with sediment and water a reservoir. *Química Nova*, 39(2), 180-188.
- Widianarko, B., Van Gestel, C., Verweij, R., & Van Straalen, N. (2000). Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46(1), 101-107.
- Yamazaki, M., Tanizaki, Y., & Shimokawa, T. (1996). Silver and other trace elements in a freshwater fish, *Carasius auratus langsdorffi*, from the Asakawa River in Tokyo, Japan. *Environmental Pollution*, 94(1), 83-90.
- Yi, Y., Yang, Z., & Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 159(10), 2575-2585.
- Yilmaz, M., Teber, C., Akkan, T., Er, C., Kariptas, E., & Ciftci, H. (2016). Determination of heavy metal levels in different tissues of tench (*Tinca tinca* L., 1758) from Siddiklikucukbogaz Dam Lake (Kirsehir), Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(6), 1972-1977.
- You, C., Jia, C., & Pan, G. (2010). Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. *Environmental Pollution*, 158(5), 1343-1347.
- Zavala-Camin, L. A. (1996). Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes (Vol. 597 ZAV)

Environmental Monitoring and Assessment
(Journal Rules - Internal Article Organization)

- Manuscript Structure

Original Research Articles

Abstract

The Abstract should contain 150 to 250 words. It should clearly explain the novelty of the findings versus current knowledge. The Abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Keywords

This should include 4 to 6 keywords that can be used for indexing purposes.

Text

The text of original research articles should be divided into the following sections: Introduction The Introduction should state the purpose of the investigation and identify clearly the gap of knowledge that will be filled in this study.

Materials and methods

The Materials and Methods section should provide enough information to permit repetition of the experimental work. It should include clear descriptions and explanations of sampling procedures, experimental design, essential sample characteristics and descriptive statistics, hypothesis tested, exact references to literature describing the tests used in the manuscript, number of data involved in statistical tests, etc.

Results and Discussion

The Results section should describe the outcome of the study. Data should be presented as concisely as possible - if appropriate in the form of tables or figures, although very large tables should be avoided. The Discussion should be an interpretation of the results and their significance with reference to work by other authors.

Conclusions

This section should highlight the major, firm discoveries, and state what the added value of the main finding is, without literature references.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the reference list. The names of funding organizations should be written in full.

References

The journal uses APA reference style.

7. ARTIGO 3

INTERAÇÕES DE ELEMENTOS-TRAÇO ENTRE ÁGUA, SEDIMENTOS E PEIXES EM RIOS TROPICAIS

Henrique Santana Costa^{a*}, Francisco Leonardo Tejerina Garro^{b,c}, Cleonice Rocha^d

^aPrograma de doutorado em Biotecnologia e Biodiversidade, Universidade Federal de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-050, Goiânia – GO, Brasil.

email: henri.costa@pucgoias.edu.br

^bCentro de Biologia Aquática, Escola de Ciências Agrárias e Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Campus II, Av. Engler, s/n, 74605-010, Goiânia – GO, Brasil.

^cPrograma de Mestrado em Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente, UniEVANGÉLICA, Av. Universitária, km 3,5 – Cidade Universitária, 75083-515, Anápolis – GO, Brasil.

email: garro@pucgoias.edu.br

^dEscola de Ciências Exatas e da Computação, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Rua 235, s/n, Setor Leste Universitário, 74605-010, Goiânia – GO, Brasil.

email: rcleonice@gmail.com

Resumo

Esta investigação objetivou avaliar a inter-relação dos elementos-traço zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu) e cromo (Cr) entre água, sedimentos e peixes recolhidos de rios localizados no alto da bacia hidrográfica do rio Paraná – Brasil Central. Embora três elementos-traço (Cu, Cr e Zn) tenham apresentado valores de concentração quantificáveis entre os componentes analisados, não foi constatada a influência do K_d dos mesmos na inter-relação água-sedimento-peixe, o que sugere que a presença/chegada destes metais aos espaços analisados tenha ocorrido de modo independente. Os resultados obtidos a partir das regressões lineares múltiplas dos K_d dos elementos-traço Cr ($p = 0,64$), Cu ($p = 0,65$) e Zn ($p = 0,85$), do mesmo modo, não indicaram a influência de qualquer variável – geológica (litologia), antrópica (retirada da mata ripária), química (pH), hidrológica (velocidade da água) e física (temperatura da

água) – que viesse a influir na inter-relação dos elementos-traço entre os componentes analisados.

Palavras-chave: sistemas aquáticos, metais, variáveis, mobilidade, bacia do Paraná.

INTRODUÇÃO

Devido a sua resistência à degradação (HOFFMAN et al., 2002; SALVADÓ et al., 2006; GUPTA et al., 2009; BECK et al., 2012; PROTANO et al., 2014), a contaminação do ambiente natural por elementos-traço tem recebido muita atenção (DE MATOS et al., 2001; BAIRD, 2002; AZEVEDO, CHASIN, 2003; SANTOS et al., 2008; DA SILVA et al., 2017). Podendo provocar graves intoxicações ao longo da teia alimentar, no meio aquático, os elementos-traço podem distribuir-se entre água, sedimentos e peixes (YI et al., 2001; ROSS, BIRNBAUM, 2003; GALE et al., 2004; AKOTO et al., 2014).

Tendo a água como mediador, entende-se que, no meio aquático, os elementos-traço apresentam sua mobilidade entre sedimentos e peixes controlada, principalmente, por processos de transporte (PEREIRA et al., 2007; SALATI, MOORE, 2010; BAI et al., 2012; MOHIUDDIN et al., 2012; STUMM, MORGAN, 2012; NAZEER et al., 2014; ISLAM et al., 2015): ao passo que em ambientes lóticos os elementos-traço mostram-se normalmente presentes na coluna d'água, em ambientes lênticos, tais substâncias podem complexar e permanecer na forma dissolvida – assim como, a partir da adsorção e assimilação por microrganismos, podem se unir a sedimentos com alta capacidade de sorção e permanecer na forma particulada. Podem, ainda, dissolver-se na coluna d'água, ligarem-se à matéria particulada em suspensão e/ou precipitar-se (ou sedimentar-se) – retornando à forma dissolvida a partir da mineralização da biota, dessorção ou ressolubilização (GUILHERME et al., 2005; SANTOS et al., 2006).

A compatibilidade dos elementos-traço a partículas sólidas domina seu período de permanência e concentração no meio aquático (STUMM, MORGAN, 1996; KARBASSI et al., 2008). Haja vista os mecanismos de transporte desempenharem um papel fundamental na distribuição, acúmulo e biodisponibilização de elementos-traço (ALMEIDA, ROCHA, 2006; LABARRÈRE et al., 2012), entende-se que parâmetros físicos (temperatura da água) e químicos (pH), ao interferirem na solubilidade e/ou precipitação dos elementos-traço – seja favorecendo um aumento da temperatura da

água em ambientes de baixa velocidade, o que oportuniza a adsorção destes compostos a partículas inorgânicas ou orgânicas (JONES et al., 2004; STUMM, MORGAN, 2012), seja promovendo a desprotonação de superfícies de troca iônica em ambientes de pH baixo, criando situações onde a adsorção destas substâncias aos sedimentos diminui (WUANA, OKIEIMEN, 2011; FORSTNER, WITTMANN, 2012) – podem, adicionalmente, influenciar a mobilidade/biodisponibilidade dos elementos-traço.

Além de se revelar de vital importância na proteção de mananciais, a mata ripária, quer seja por sua atuação no escoamento superficial, quer seja por interferir na absorção de radiação solar, ao influir sob as características físico/químicas da água, pode atuar na mobilidade/biodisponibilidade de elementos-traço entre diferentes espaços no ambiente aquático (CARDOSO LEITE et al., 2004; SILVA, 2015). No contexto geoquímico, a água é considerada um importante agente transportador pois, à medida que circula na paisagem, reage com superfícies com as quais entra em contato – sendo essa interação, em parte, responsável por sua composição química. Nesse sentido, à exceção de situações caracterizadas pela influência antrópica, a concentração de elementos-traço em diferentes compartimentos aquáticos pode constituir um reflexo da presença destas substâncias no componente litológico (PETTRY, SWITZER, 1993).

Quer pela ingestão de água, sedimentos e alimentos (ALHAS et al., 2009; ALHASHEMI et al., 2012; AVIGLIANO et al., 2016; DA SILVA SOUZA et al., 2016), quer por interagirem com o habitat (BORDAJANDI et al., 2003; DO AMARAL KEHRIG et al., 2016) e demais organismos (ARNOT, GOBAS, 2004), os peixes, ao incorporarem metais mediante processos de bioconcentração (absorção de substâncias dissolvidas por via respiratória e superfícies dérmicas), bioacumulação (absorção de substâncias por processos de difusão ou ingestão de alimentos; VOIGT et al., 2016) e biomagnificação (transferência de substâncias entre espécies ao longo da teia alimentar; REPULA et al., 2012), participam, assim como a água e os sedimentos, ativamente da ciclagem de elementos-traço no meio aquático, remobilizando-os e exportando-os (DURAL et al., 2007; KASPER et al., 2007; ABDEL-BAKI et al., 2011; YI et al., 2011).

Este trabalho objetiva avaliar a inter-relação de zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu) e cromo (Cr) entre água, sedimentos e peixes de rios no alto da bacia hidrográfica do rio Paraná, Brasil Central. Espera-se que: i) haja uma inter-relação destes compostos entre água, sedimentos e peixes; ii) a mobilidade dos elementos-traço entre os meios abiótico (água e sedimentos) e biótico (peixes) seja influenciada pela litologia, cobertura vegetal, pH, velocidade da água e temperatura da água.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A região examinada localiza-se no alto da bacia hidrográfica do rio Paraná, estado de Goiás, Brasil Central (Figura 1). Com precipitação anual de ~1500 mm e clima tropical quente (com dois períodos sazonais característicos – chuva, de setembro a março, e estiagem, de abril a agosto; NOVAES et al., 2004; ALMEIDA et al., 2006) vê-se que a cobertura vegetal predominante é do tipo Cerrado (OLIVEIRA, MARQUES, 2002). A principal atividade econômica da região é a agropecuária, à qual têm propiciado perda da qualidade do solo e o aumento do risco de degradação ambiental (MARQUES, 2001).

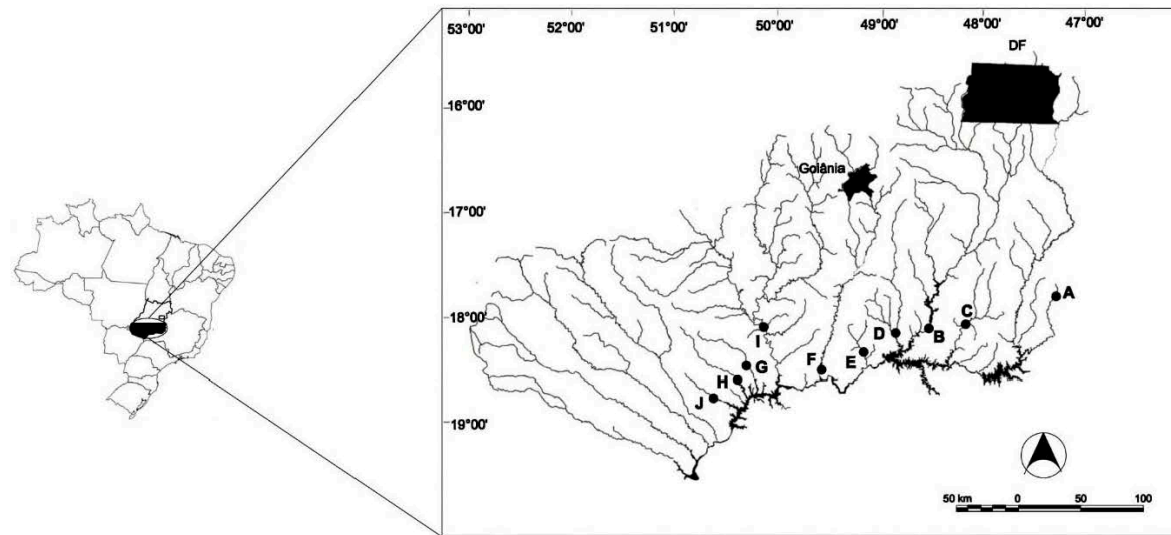
Os trechos amostrados (Tabela 1; Figura 1) apresentaram profundidades entre 2 e 10 m. Nos rios investigados, a mata ripária ora se encontrou presente em ambas as margens (estações amostrais C, E, F, H, I e J) ora foi substituída por gramíneas e arbustos (estações amostrais A, B, D e G). A presença de represas, utilizadas tanto no trato animal quanto na agricultura, foi reconhecida acima das estações amostrais B e D. Devido à ausência de estações de tratamento de esgoto, a maioria das cidades que acompanham os rios amostrados lançam efluentes (domésticos e industriais) diretamente nos cursos d'água (ALMEIDA et al., 2006).

Tabela 1 – Litologia, cobertura vegetal e coordenadas geográficas das estações amostrais no alto da bacia hidrográfica do rio Paraná, Brasil Central.

Rio	Código	Litologia	Cobertura Vegetal	Coordenadas geográficas	
				W	S
Rio Verdão	A	Metamórfica	Ausente	47°20'59.00"	17°47'02.01"
Rio Corumbá	B	Metamórfica	Ausente	48°37'12.90"	18°03'24.30"
Rio Veríssimo	C	Magmática	Presente	48°09'58.91"	18°04'22.98"
Rio Piracanjuba	D	Metamórfica	Ausente	48°51'22.70"	18°08'16.00"
Rio Santa Maria	E	Magmática	Presente	49°10'27.70"	18°18'25.30"
Rio Meia Ponte	F	Magmática	Presente	49°36'44.30"	18°28'01.30"
Rio São Francisco	G	Magmática	Ausente	50°19'19.60"	18°26'56.70"
Rio Preto	H	Sedimentar	Presente	50°26'03.00"	18°35'16.00"
Rio Dos Bois	I	Magmática	Presente	50°10'31.10"	18°04'16.90"
Rio Claro	J	Sedimentar	Presente	50°42'11.80"	18°59'21.80"

A área amostral vê-se situada sob sistemas aquíferos com características geológicas e hidrológicas distintas: Associada a filitos variados e vazão média de $7,5 \text{ m}^3/\text{h}^{-1}$, a estação amostral A faz parte do sistema aquífero Canastra; Associadas a xistos e quartzitos e vazão média de $3,5$ a $6,5 \text{ m}^3/\text{h}^{-1}$, as estações amostrais B e D fazem parte do sistema aquífero Araxá; Associada a rochas granulíticas e graníticas e vazão média de $6,0 \text{ m}^3/\text{h}^{-1}$, a estação amostral C faz parte do sistema aquífero Cristalino Sudeste; Associadas a basaltos com alta densidade de fratura de origem tectônica/térmica e vazão média de $10,5 \text{ m}^3/\text{h}^{-1}$, as estações amostrais E, F, G e I pertencem ao sistema aquífero Serra Geral. Pertencendo ao sistema aquífero Bauru, as estações H e J, associadas a arenitos, possuem vazão média de $10,0 \text{ m}^3/\text{h}^{-1}$ (ALMEIDA et al., 2006).

Figura 1 – Localização das estações amostrais (rios) no alto da bacia hidrográfica do rio Paraná, Brasil Central. Os pontos em negrito representam a seção dos rios (A-J) onde duas amostras foram coletadas (a montante e a jusante) em cada estação de amostragem. A – Rio Verdão; B – Rio Corumbá; C – Rio Veríssimo; D – Rio Piracanjuba; E – Rio Santa Maria; F – Rio Meia Ponte; G – Rio São Francisco; H – Rio Preto; I – Rio Dos Bois; J – Rio Claro.



Coleta de amostras de água, sedimentos, peixes e variáveis ambientais

Uma seção de 1000 m em cada rio foi delimitada, georreferenciada (Garmin Adventure) e marcada com fitas plásticas a cada 100 m (transecto perpendicular ao eixo do rio) usando um medidor de distância (Bushnell – Yardage Pro 500). Tanto a coleta das amostras de água e sedimentos como as medidas das variáveis ambientais (litologia, cobertura vegetal, pH, velocidade da água e temperatura da água) foram realizadas no primeiro (a montante) e último (a jusante) transecto de cada seção. Os dados referentes à presença de cobertura vegetal foram obtidos a partir da verificação da existência (ou não) de árvores às margens (direita e esquerda) de cada seção amostral. A fim de facilitar o acesso aos ambientes de coleta, bem como evitar que a concentração de elementos-traço na água, sedimentos e peixes sofresse influência do período chuvoso (PEASE et al., 2012), todas as coletas foram realizadas durante as estações secas de 2014 e 2015.

Para o armazenamento da água foram utilizados frascos âmbar de um litro previamente lavados com solução diluída com HNO₃ (pH = 2,0). No campo, os frascos foram lavados três vezes com água da superfície do rio para remover eventuais resíduos que pudessem vir a estar presentes dentro dos recipientes. Os frascos foram rotulados com a data, local e ponto de coleta. Adicionou-se 1,5 ml de HNO₃ concentrado à cada amostra de água recolhida que, depois, foi mantida refrigerada em caixas com gelo.

A coleta de amostras de sedimentos foi realizada nos primeiros 5 cm usando um coletor Kajak. As amostras foram, subsequentemente, colocadas em sacos plásticos (rotulados com a data, local e ponto de coleta) e mantidas em uma caixa com gelo.

Os peixes foram coletados por meio de redes de espera – colocadas entre 17:00 h e 7:00 h. A coleta dos tecidos musculares (destinados à determinação das concentrações de elementos-traço), realizada em campo, ocorreu de acordo com o tamanho do peixe: animais ≤ 10 cm foram conservados inteiros; animais > 10 cm tiveram retirada uma parte do tecido muscular localizado na região dorsal (acima da linha lateral). Em ambos os casos, o material foi acondicionado em sacos plásticos (identificados com o local e data da captura) e conservados numa caixa com gelo. Em laboratório, os peixes foram identificados taxonomicamente a partir da utilização de bibliografia especializada (Tabela 2), medidos (ictiômetro 0,1 mm) e pesados (balança OHAUS modelo TS2KS 1,0 g).

Tabela 2 – Rios, espécies e grupos tróficos dos peixes capturados na área de estudo.

CURSOS D'ÁGUA	ESPÉCIES	n	GRUPO TRÓFICO
Rio Verdão	<i>Apareiodon piracicabae</i> (EIGENMANN, 1907)	2	Detritívoro (PAVANELLI, 1999)
	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	1	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (COPE, 1894)	1	Onívoro (GROSMAN et al., 1996)
	<i>Astyanax fasciatus</i> (CUVIER, 1819)	1	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Rhamdia quelen</i> (QUOY, GAIMARD, 1824)	1	Ictiófago (HAHN et al, 2004)
	<i>Schizodon altoparanae</i> (GARAVELLO, BRITSKI, 1990)	1	Herbívoro (FERRETI et al., 1996)
Rio Corumbá	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	2	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus striatus</i> (KNER, 1858)	1	Onívoro (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)
	<i>Serrasalmus marginatus</i> (VALENCIENNES, 1837)	1	Ictiófago (ALMEIDA et al., 1997)
	<i>Sorubim lima</i> (BLOCH, SCHNEIDER, 1801)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Steindachnerina insculpta</i> (FERNÁNDEZ-YÉPEZ, 1948)	1	Detritívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
Rio Veríssimo	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	5	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Galeocharax knerii</i> (STEINDACHNER, 1879)	1	Ictiófago (HAHN et al, 2004)
	<i>Hoplias malabaricus</i> (BLOCH, 1794)	1	Ictiófago (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	3	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Oligosarcus pirtoi</i> (AMARAL CAMPOS, 1945)	1	Invertívoro (CASATTI, 2002)
	<i>Schizodon altoparanae</i> (GARAVELLO, BRITSKI, 1990)	2	Herbívoro (FERRETI et al., 1996)
Rio Piracanjuba	<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI, BRITSKI, 2000)	1	Onívoro (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1794)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Oligosarcus pirtoi</i> (AMARAL CAMPOS, 1945)	1	Invertívoro (CASATTI, 2002)
Rio Santa Maria	<i>Leporinus octofasciatus</i> (STEINDACHNER, 1915)	1	Herbívoro (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)
	<i>Rhamdia quelen</i> (QUOY, GAIMARD, 1824)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Salminus hilarii</i> (VALENCIENNES, 1850)	1	Ictiófago (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)
Rio Meia Ponte	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1974)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
	<i>Prochilodus lineatus</i> (VALENCIENNES, 1837)	1	Detritívoro (RESENDE et al., 1996)
Rio São Francisco	<i>Hoplias malabaricus</i> (BLOCH, 1974)	1	Ictiófago (GRAÇA, PAVANELLI, 2007)
	<i>Leporinus friderici</i> (BLOCH, 1974)	1	Onívoro (ANDRIAN et al., 1994)
Rio Preto	<i>Myleus tiete</i> (EIGENMANN, NORRIS, 1900)	1	Herbívoro (HAHN et al., 2004)
Rio dos Bois	<i>Pimelodus maculatus</i> (LACEPEDE, 1803)	1	Onívoro (HAHN et al., 2004)
Rio Claro	<i>Galeocharax knerii</i> (STEINDACHNER, 1879)	1	Ictiófago (HAHN et al., 2004)
	<i>Leporinus octofasciatus</i> (STEINDACHNER, 1915)	1	Herbívoro (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006)

A determinação do pH foi realizada com um medidor de pH (Impac Lutron 208). A temperatura da água foi mensurada com um sensor multiparamétrico (Ysi Professional Plus). A velocidade da água, por sua vez, foi aferida utilizando-se um medidor de vazão (JCC oceânico geral).

Análises laboratoriais

Para a extração dos elementos-traço, as amostras d'água foram filtradas em papel filtro de 0,45 µm e a pré-concentração foi realizada a partir de 50 ml de cada amostra para redução a 25 ml em um forno ajustado para 96,0 (± 5,0) °C.

As amostras de sedimentos foram secas ao ar, divididas em quatro seções e peneiradas para obtenção de partículas < 0,063 mm (SANTOS et al., 2002). Um grama de cada amostra de sedimento foi submetida a digestão ácida-oxidativa com HNO₃/H₂O₂, conforme estabelecido pelo método EPA 3050B (USEPA, 1995).

As amostras de peixes (inteiros ou frações de tecido muscular) foram liofilizadas (Liofilizador Labconco-freezone) até que fosse atingido um peso constante. De cada

amostra de peixe, 1,0 g foi submetida à digestão ácida oxidativa com HNO₃/H₂O₂ – conforme estabelecido pelo método EPA 3050B (USEPA, 1995).

Após a pré-concentração das amostras de água, seguida da digestão das amostras de sedimento e peixes, a determinação dos elementos-traço cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn) foi realizada por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) em espectrômetro (Shimadzu Multitype ICP Emission Spectrometer modelo ICPE-9000 Hardware). A concentração dos elementos-traço foi obtida por meio da comparação com curvas com calibração – preparadas com padrões certificados para todos os elementos (Tabela 3).

Tabela 3 – Limites de quantificação, detecção e comprimento de onda dos elementos-traço (mgL⁻¹). Todas curvas de calibração dos elementos-traço foram aceitas quando $\lambda > 0.99$.

Elementos-traço	Limite de quantificação (mgL ⁻¹)	Limite de detecção (mgL ⁻¹)	Comprimento de onda λ (nm)
Cu	0.0017	0.0050	327.3960
Zn	0.0007	0.0020	202.5480
Cr	0.0010	0.0030	205.5520
Pb	0.0067	0.0020	220.3530
Cd	0.0003	0.0010	214.4380

Dado que apenas a mera determinação da concentração de elementos-traço em ambientes aquáticos representa um meio ambíguo de se mensurar a ameaça potencial destes compostos (ALLISON, ALLISON, 2005), faz-se necessário o uso de indicadores mais precisos (como o coeficiente de distribuição – K_d) que permitem a comparação do trânsito e retenção destas substâncias entre diferentes componentes (VUKOVIC et al., 2011; YAO et al., 2012; DUARTE et al., 2014). Apresentando a água como mediador de mobilidade, a partir das concentrações de cada elemento-traço amostrado nos componentes abiótico e biótico, foram calculados dois coeficientes de distribuição: dos sedimentos (K_d Sedimento = concentração de elementos-traço no sedimento/concentração de elementos-traço na água) e peixes (K_d Peixe = concentração de elementos-traço no peixe/concentração de elementos-traço na água). Este coeficiente estima a mobilidade de uma substância (elementos-traço, neste caso) presente numa solução aquosa (água) em contato com uma superfície (sedimentos e peixes, neste caso

– ALLISON, ALLISON, 2005), indicando a capacidade de retenção e a força pela qual o elemento-traço é anexado aos sedimentos e peixes (YOU et al., 2010).

Análise estatística

Foram organizadas duas matrizes de dados: a primeira formada pelos coeficientes de distribuição (K_d) dos elementos-traço nos sedimentos e peixes, e a segunda, pelos valores das variáveis ambientais (litologia, cobertura vegetal, pH, velocidade da água e temperatura da água). Todos os dados utilizados no tratamento estatístico foram organizados por local de amostragem (rio). Àqueles elementos-traço cujas concentrações apresentaram valores abaixo do limite de quantificação não foram considerados nas análises – como foi o caso do cádmio (Cd) e do chumbo (Pb).

Buscando averiguar a existência de relação entre o coeficiente de distribuição (K_d) dos elementos-traço Cr, Cu e Zn nos sedimentos e peixes, foi realizado (separadamente, para cada elemento-traço) um teste de correlação.

A possível influência do componente ambiental (litologia, cobertura vegetal, pH, velocidade da água e temperatura da água) na inter-relação do coeficiente de distribuição (K_d) dos elementos-traço Cr, Cu e Zn nos sedimentos e peixes foi testada (separadamente, para cada elemento-traço) através da realização de uma regressão linear múltipla. Todas análises estatísticas foram executadas utilizando-se o software Past©.

RESULTADOS

Os resultados do teste de correlação entre os K_d dos elementos-traço Cr, Cu e Zn de sedimentos e peixes não evidenciaram a existência de correlação (Tabela 4). As informações alcançadas partir das regressões lineares múltiplas dos K_d de Cr, Cu e Zn, do mesmo modo, não indicaram a influência das variáveis litologia, cobertura vegetal, pH, velocidade da água e temperatura da água na inter-relação destes elementos-traço entre os espaços avaliados (Tabelas 5, 6 e 7, respectivamente).

Tabela 4 – Teste de correlação entre os coeficientes de distribuição (K_d) dos elementos-traço Cr, Cu e Zn de sedimentos (S) e peixes (P).

	K_d Cr (S)	K_d Cr (P)
K_d Cr (S)		0,216
K_d Cr (P)	-0,429	
	K_d Cu (S)	K_d Cu (P)
K_d Cu (S)		0,546
K_d Cu (P)	-0,217	
	K_d Zn (S)	K_d Zn (P)
K_d Zn (S)		0,170
K_d Zn (P)	-0,470	

Tabela 5 – Estatística da análise multivariada da variância (MANOVA) entre variáveis ambientais (velocidade da água, temperatura da água, pH, litologia e cobertura vegetal) e o coeficiente de distribuição (K_d) de cromo (Cr) em sedimentos e peixes recolhidos de estações amostrais do alto da bacia hidrográfica do rio Paraná em 2014 e 2015. DP = Desvio Padrão. GL = Grau de Liberdade.

Overall MANOVA		Wilks' lambda=0.182	F=0.807	GL1=10.000	GL2=6.000	p=0.636	
Teste de variáveis independentes		Wilks lambda	F	GL=1	GL=2	p	
	Litologia	0.618	0.928	2.000	3.000	0.486	
	Cobertura vegetal	0.839	0.288	2.000	3.000	0.769	
	Velocidade da água	0.465	1.723	2.000	3.000	0.317	
	Temperatura da água	0.660	0.772	2.000	3.000	0.536	
	pH	0.769	0.451	2.000	3.000	0.674	
Teste de variáveis dependentes		R ²	F	GL=1	GL=2	p	
	K_d Cr (sedimento)	0.589	1.145	5.000	4.000	0.461	
	K_d Cr (peixe)	0.388	0.507	5.000	4.000	0.763	
Regressão estatística			Coefficiente	DP	t	p	R ²
	K_d Cr (sedimento)	Constante	221.020	268.270	0.824	0.456	
		Litologia	25.135	16.805	1.496	0.209	0.312
		Cobertura vegetal	-9.633	28.856	-0.334	0.755	0.008
		Velocidade da água	-1.647	5.410	-0.305	0.776	0.082
		Temperatura da água	-9.737	6.866	-1.418	0.229	0.310
		pH	1.847	27.194	0.068	0.949	0.000
	K_d Cr (peixe)	Constante	0.099	0.984	0.101	0.925	
		Litologia	-0.036	0.062	-0.585	0.590	0.038
		Cobertura vegetal	-0.043	0.106	-0.408	0.704	0.035
		Velocidade da água	-0.028	0.020	-1.434	0.225	0.107
Temperatura da água		0.019	0.025	0.740	0.500	0.022	
	pH	0.079	0.100	0.796	0.470	0.001	

Tabela 7 – Estatística da análise multivariada da variância (MANOVA) entre variáveis ambientais (velocidade da água, temperatura da água, pH, litologia e cobertura vegetal) e o coeficiente de distribuição (K_d) do elemento-traço zinco (Zn) em sedimentos e peixes recolhidos de estações amostrais do alto da bacia hidrográfica do rio Paraná em 2014 e 2015. DP = Desvio Padrão. GL = Grau de Liberdade.

Overall MANOVA		Wilks' lambda=0.308	F=0.482	GL1=10.000	GL2=6.000	p=0.853	
Teste de variáveis independentes		Wilks lambda	F	GL=1	GL=2	p	
	Litologia	0.677	0.715	2.000	3.000	0.557	
	Cobertura vegetal	0.775	0.435	2.000	3.000	0.683	
	Velocidade da água	0.905	0.157	2.000	3.000	0.861	
	Temperatura da água	0.845	0.275	2.000	3.000	0.777	
	pH	0.795	0.388	2.000	3.000	0.708	
Teste de variáveis dependentes		R ²	F	GL=1	GL=2	p	
	K_d Zn (sedimento)	0.385	0.500	5.000	4.000	0.767	
	K_d Zn (peixe)	0.571	1.063	5.000	4.000	0.490	
Regressão estatística	K_d Zn (sedimento)	Constante	Coeficiente	DP	t	p	R ²
		Litologia	-0.018	0.494	-0.036	0.973	0.037
		Cobertura vegetal	-0.821	0.848	-0.968	0.388	0.074
		Velocidade da água	-0.006	0.159	-0.038	0.971	0.004
		Temperatura da água	0.169	0.202	0.837	0.450	0.128
		pH	-0.675	0.799	-0.845	0.446	0.095
	K_d Zn (peixe)	Constante	0.001	2.525	0.001	1.000	
		Litologia	0.210	0.158	1.325	0.256	0.419
		Cobertura vegetal	0.202	0.272	0.744	0.498	0.167
		Velocidade da água	-0.031	0.051	-0.604	0.579	0.080
		Temperatura da água	-0.028	0.065	-0.426	0.692	0.067
		pH	0.204	0.256	0.798	0.470	0.008

DISCUSSÃO

Apesar da literatura apontar a água como um importante mediador na mobilidade de metais em ambientes aquáticos (NOURI et al., 2008; GARNEAU et al., 2017; SKERIES et al., 2017), os resultados obtidos indicaram que os elementos-traço Cr, Cu e Zn (a despeito da influência da água e de variáveis ambientais) apresentaram padrões de inter-relação diferentes entre sedimentos e peixes. Isto sugere que a presença, disponibilidade e mobilidade dos referidos metais pelos compartimentos analisados tenha ocorrido de modo independente (GARNEAU et al., 2017; SKERIES et al., 2017).

O contexto apresentado acima pode ser exemplificado tomando-se por base o padrão de distribuição do elemento-traço Cr que, contrariando estudos já realizados (MACKAY, FRASER, 2000), não apresentou nesta investigação sua disponibilidade/mobilidade influenciada por variáveis físicas, químicas, geológicas e antrópicas – o que leva a crer que as características locais dos rios tenham interferido na inter-relação água-sedimento e água-peixe deste metal. Ainda nesse sentido, apesar de estudos apontarem para a influência da temperatura da água na mobilidade de elementos-traço em sistemas aquáticos (FORSTNER, WITTMANN, 2012; MOORE, RAMAMOORTHY, 2012; SHAHEEN, RINKLEBE, 2014), seja promovendo a liberação de íons H^+ a partir de moléculas de água que, acidificando o meio, interferem nos processos de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e reações redox (GODE, PEHLIVAN, 2006; ČEROVIC et al., 2007; NASCIMENTO, MOZETO, 2008), seja aumentando a velocidade de tais reações devido à sua influência na cinética da água (STUMM, MORGAN, 2012), os resultados obtidos indicaram que esta variável não influenciou a interação de Cr, Cu e Zn nos espaços avaliados.

Os mecanismos de adsorção e precipitação dos elementos-traço são menos eficientes em condições ácidas – havendo um aumento na concentração livre destes compostos em sistemas aquáticos de pH baixo (CHEN, LIN, 2001). O aumento dos valores de pH influencia a desprotonação de ácidos orgânicos, superfícies minerais e óxidos (de ferro e alumínio), aumentando a capacidade de troca de cátions de sedimentos com o meio aquático (DABROWSKI et al., 2004; ALLOWAY, 2013). Em geral, a concentração de cátions metálicos dissolvidos tende a aumentar com a diminuição do pH, enquanto as formas adsorvidas são favorecidas num pH elevado. Deve-se notar que, sob a influência da temperatura, o pH – atuando sob as interações eletrostáticas entre os elementos-traço – modifica a concentração das espécies químicas

e, portanto, o padrão de adsorção dos mesmos pelos sedimentos (JESUS et al., 2004; GODE, PEHLIVAN, 2006; ČEROVIC et al., 2007). Entretanto, independentemente da relação estabelecida entre pH e Zn apontada por outros estudos sugerirem que esta variável (devido à sua capacidade de influenciar a desprotonação de grupamentos ácidos, aumentando a capacidade de troca de íons de partículas sedimentares com o meio e permitindo que elementos-traço adsorvidos possam tornarem-se novamente suspensos e, dessa forma, disponíveis no corpo d'água; DABROWSKI et al., 2004; GUPTA et al., 2016) atue na regulação da concentração deste metal nos sedimentos, as informações alcançadas levam a crer que no presente estudo, o pH não influenciou o trânsito deste químico entre sedimento-água e peixe-água.

A bioacumulação de elementos-traço por peixes constitui uma consequência da disponibilidade desses elementos no ambiente (MOISEENKO et al., 1995; LINDE et al., 1996; YAMAZAKI et al., 1996; MORAES et al., 2003; AGAH et al., 2009; LASHEEN et al., 2012). Neles, a bioconcentração de elementos-traço pode diferir de acordo com particularidades ambientais (ÇOĞUN, KARGIN, 2004; BALDISSEROTTO et al., 2005; JEZIERSKA, WITESKA, 2006), hábitos de vida (GIGUÈRE et al., 2004; UYSAL et al., 2008; MARENGONI et al., 2008), níveis tróficos (KIDWELL et al., 1995; VOIGT, 2004) e parâmetros biológicos (DURÃES et al., 2001; PAPAGIANNIS et al., 2004; REYNOLDS et al., 2005; OLDEN et al., 2007). Sob esse aspecto, entende-se que, influenciada pela afinidade dos metais a diferentes tipos de tecido (JEZIERSKA, WITESKA, 2006; FERNANDES et al., 2007; LABARRÈRE et al., 2012; BOSCH et al., 2016), a biomassa representa um parâmetro que pode atuar na mobilidade/disponibilidade de elementos-traço (SCHMIDT-NIELSEN, 1984; DUNCAN, LOCKWOOD, 2001). Embora a bioconcentração de elementos-traço não seja diretamente relacionada à biomassa, WIDIANARKO et al., (2000), GREEN, KNUTZEN (2003), VOIGT (2004) e JEZIERSKA, WITESKA (2006) indicaram uma relação positiva entre a bioacumulação de elementos-traço e a biomassa de diferentes espécies de peixes. Todavia, quando ponderada, esta variável não se revelou suficientemente influente a ponto de intervir na disponibilidade, transferência e armazenamento de elementos-traço entre os compartimentos investigados neste estudo.

O entendimento das interações de elementos-traço no meio aquático, bem como do fluxo dessas substâncias entre diferentes compartimentos, é de fundamental importância em estudos de cunho ambiental (NÉGREL, 2006; ANDRADE et al., 2009). Ainda que a área de estudo apresente características hidrológicas e litológicas que

tenderiam a facilitar a incorporação dos elementos-traço avaliados à água e aos sedimentos (ALMEIDA et al., 2006; BONAI et al., 2009), o tratamento estatístico não apontou esta variável como relevante na capitalização de Cr, Cu e Zn pelos espaços avaliados. Aliado à isso, embora ROULET et al., (2000) e KOINING et al., (2003) tenham discutido o papel da vegetação em conter a chegada de poluentes (elementos-traço) a ambientes aquáticos, apesar de parte dos transectos amostrados terem se caracterizado por não apresentar mata ripária às suas margens, de acordo com o tratamento estatístico, a ausência de vegetação não influenciou a mobilidade de Cr, Cu e Zn entre água, sedimentos e peixes.

CONCLUSÕES

Haja vista a disponibilidade de metais no meio aquático apresentar-se mediada por diferentes fatores, os mecanismos que promovem a inter-relação destas substâncias entre água, sedimentos e peixes possuem grande importância no entendimento da dinâmica dessas substâncias. O tratamento estatístico evidenciou uma ausência de relação entre o K_d dos elementos-traço Cr, Cu e Zn na inter-relação água-sedimento-peixe, o que sugere que a presença/incorporação destes metais entre água, sedimentos e peixes tenha ocorrido de modo independente. Do mesmo modo, não houve indicativo de que a litologia, cobertura vegetal, pH, velocidade da água e temperatura da água viessem a influenciar a inter-relação de Cr, Cu e Zn entre os espaços avaliados.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a equipe do Centro de Biologia Aquática / Escola de Ciências Agrárias e Biológicas / PUC Goiás, principalmente o Sr. Waldeir Francisco de Menezes pela ajuda na coleta de dados de campo e FAPEG através do financiamento de concessão (Nº 201200546180122) do projeto, que é parte deste manuscrito. FLTG é bolsista de pesquisa FUNADESP.

BIBLIOGRAFIA

- ABDEL-BAKI, A. S.; DKHIL, M. A.; AL-QURAI SHY, S. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, p. 2541-2547, 2011.
- AGAH, H.; LEEMAKERS, M.; ELSKENS, M.; FATEMI, S. M. R.; BAEYENS, W. Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157(1), p. 499-514, 2009.
- AKOTO, O.; BISMARKE SHUN, F.; DARKO, G.; ADEI, E. Concentrations and health risk assessments of heavy metals in fish from the Fosu Lagoon. **International Journal of Environmental Research**, v. 8(2), p. 403-410, 2014.
- ALHAS, E.; OYMAK, S. A.; KARADEDE AKIN, H. Heavy metal concentrations in two barb, *Barbus xanthopterus* and *Barbus rajanorum mystaceus* from Atatürk Dam Lake, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 148(1), p. 11-18, 2009.
- ALHASHEMI, A. H.; KARBASSI, A.; KIABI, B. H.; MONAVARI, S. M.; SEKHAVATJOU, M. S. Bioaccumulation of trace elements in different tissues of three commonly available fish species regarding their gender, gonadosomatic index, and condition factor in a wetland ecosystem. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184(4), p. 1865-1878, 2012.
- ALLISON, J. D.; ALLISON, T. L. Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. 2005. Rep. EPA/600/R-05/074
- ALLOWAY, B. Heavy Metals in Soil: Trace metals and metalloids in soil and their bioavailability (3ed.): Springer, NY, 2013.
- ALMEIDA, V. L. L.; HAHN, N. S.; VAZZOLER, A. E. A. M. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). **Ecology of Freshwater Fish**, Munksgaard, v. 6, p. 123-133, 1997.
- ALMEIDA, C. A.; ROCHA, O. Estudo comparativo da qualidade dos sedimentos dos reservatórios do rio Tietê (SP). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 1, p. 141-145, 2006.
- ALMEIDA, L.; RESENDE, L.; RODRIGUES, A.; JEG, C. Hidrogeologia do Estado de Goiás (Hydrogeology of the Goiás State). Superintendência de Geologia Mineração (Superintendency of Mining Geology). Goiás. (pp. 232): Brazil. Technical Report. 2006.

- ANDRADE, L. N.; LEITE, M. G. P.; BACELLAR, L. A. P. Influência geológica em assinaturas químicas das águas e solos do Parque Estadual do Itacolomi, Minas Gerais. **Revista Escola de Minas**, v. 62(2), 147-154, 2009.
- ANDRIAN, I. F.; DÓRIA, C. C.; TORRENTE, G.; FERRETTI, C. Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de Leporinus (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22°10'-22°50'S/53°10'-53°40'W), Brasil. *Revista Unimar*, v. 16(3), p. 97-106, 1994.
- ARNOT, J. A.; GOBAS, F. A. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23(10), p. 2343-2355, 2004.
- AVIGLIANO, E.; LOZANO, C.; PLÁ, R. R.; VOLPEDO, A. V. Toxic element determination in fish from Paraná River Delta (Argentina) by neutron activation analysis: Tissue distribution and accumulation and health risk assessment by direct consumption. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 54, p. 27-36, 2016.
- AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. Metais: gerenciamento da toxicidade, São Paulo: Atheneu, 2003.
- BAI, J.; XIAO, R.; ZHANG, K.; GAO, H. Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China. **Journal of Hydrology**, v. 450, p. 244-253, 2012.
- BAIRD, C. Química Ambiental. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BALDISSEROTTO, B.; CHOWDHURY, M.; WOOD, C. M. Effects of dietary calcium and cadmium on cadmium accumulation, calcium and cadmium uptake from the water, and their interactions in juvenile rainbow trout. **Aquatic Toxicology**, v. 72(1), p. 99-117, 2005.
- BECK, M.; DELLWIG, O.; FISHER, S.; SCHETGER, B.; BRUMSACK, H. J. Trace metal geochemistry of organic carbon-rich watercourses draining the NW German coast. Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, v. 104, p. 66-79, 2012.
- BONAI, N.; SOUZA-FRANCO, G.; FOGOLARI, O.; MOCELIN, D.; DAL MAGRO, J. Distribution of metals in the sediment of the Itá Reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 21(2), p. 245-250, 2009.
- BORDAJANDI, L. R.; GÓMEZ, G.; FERNANDEZ, M.; ABAD, E.; RIVERA, J.; GONZÁLEZ, M. J. Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the River Turia (Spain). **Chemosphere**, v. 53(2), p. 163-171, 2003.

BOSCH, A. C.; O'NEILL, B.; SIGGE, G. O.; KERWATH, S. E.; HOFFMAN, L. C. Mercury accumulation in Yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) with regards to muscle type, muscle position and fish size. **Food Chemistry**, v. 190, p. 351-356, 2016.

CARDOSO LEITE, E.; COVRE, T. B.; OMETTO, R. G.; CAVALCANTI, D. C.; PAGANI, M. I. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de mata ciliar em rio Claro/SP como subsídio à recuperação da área. **Revista Institucional Florística**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 31-41, 2014.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2(2), p. 1-14, 2002.

ČEROVIC, L. S.; MILONJIC, S.; TODOROVIC, M.; TRTANJ, M.; POGOZHEV, Y.; BLAGOVESCHENKII, Y. Point of zero charge of different carbides. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 297(1), p. 1-6, 2007.

CHEN, S. Y.; LIN, J. G. Bioleaching of heavy metals from sediment: significance of pH. **Chemosphere**, v. 44(5), p. 1093-1102, 2001.

ÇOĞUN, H. Y.; KARGIN, F. Effects of pH on the mortality and accumulation of copper in tissues of *Oreochromis niloticus*. **Chemosphere**, v. 55(2), p. 277-282, 2004.

DABROWSKI, A.; HUBICKI, Z.; PODKOSCIELNY, P.; ROBENS, E. Selective removal of the heavy metal ions from waters and industrial wastewaters by ion-exchange method. **Chemosphere**, v. 56(2), p. 91-106, 2004.

DA GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. 2007.

DA SILVA, P. P.; DE OLIVEIRA SANTOS, L. T. S.; DE JESUS, T. B. Assessment of heavy metal contamination in sub-tropical riverine sediments using geoaccumulation index. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 12(1), p. 1-9, 2017.

DA SILVA SOUZA, R.; TEJERINA-GARRO, F. L.; ROCHA, C.; ZARA, L. F.; GONÇALVES-JUNIOR, A. C. Trace elements in the water and fish of tropical watercourses in Central Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 42(3), p. 500-513, 2016.

DE MATOS, A.; FONTES, M.; DA COSTA, L.; MARTINEZ, M. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. **Environmental Pollution**, v. 111(3), p. 429-435, 2001.

DO AMARAL KEHRIG, H.; COSTA, M.; OLAF, M. Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhão da Baía de Guanabara-Rio de Janeiro. **Tropical Oceanography**, v. 35, p. 1679-3013, 2016.

- DUARTE, B.; SILVA, G.; COSTA, J. L.; MEDEIROS, J. P.; AZEDA, C.; SÁ, E. Heavy metal distribution and partitioning in the vicinity of the discharge areas of Lisbon drainage basins (Tagus Estuary, Portugal). **Journal of Sea Research**, v. 93, p. 101-111, 2014.
- DUNCAN, J. R.; LOCKWOOD, J. L. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. **Biological Conservation**, v. 102(1), p. 97-105, 2001.
- DURAL, M.; GOKSU, M. Z. L.; ÖZAK, A. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. **Food Chemistry**, v. 102, p. 415-421, 2007.
- DURÃES, R.; POMPEU, P. S.; GODINHO, A. Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no sudeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 90, p. 183-191, 2001.
- FERNANDES, C.; FONTANHAS-FERNANDES, A.; PEIXOTO, F.; SALGADO, M. A. Bioaccumulation of heavy metals in *Liza saliens* from the Esmoriz–Paramos coastal lagoon, Portugal. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66(3), p. 426-431, 2007.
- FERRETTI, C. M. L.; ANDRIAN, I. F.; TORRENTE, G. Dieta de duas espécies de *Schizodon* (Characiformes, Anostomidae), na região da planície de inundação do alto rio Paraná e sua relação com aspectos morfológicos. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 23, p. 171-186, 1996.
- FORSTNER, U.; WITTMANN, G. T. Metal pollution in the aquatic environment: Springer Science & Business Media. 2012.
- GALE, N. L.; ADAMS, C. D.; WIXSON, B. G.; LOFTIN, K. A.; HUANG, Y. W. Lead, zinc, copper and cadmium in fish and sediments from the Big River and Flat River Creek of Missouri's Old Lead Belt. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 26, p. 37-49, 2004.
- GARNEAU, C.; SAUVAGE, S.; SANCHEZ-PEREZ, J. M.; LOFTS, S.; BRITO, D.; NEVES, R. Modelling trace metal transfer in large rivers under dynamic hydrology: A coupled hydrodynamic and chemical equilibrium model. **Environmental Modelling & Software**, v. 89, p. 77-96, 2017.
- GIGUÈRE, A., CAMPBELL, P. G.; HARE, L.; McDONALD, D. G.; RASMUSSEN, J. B. Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper, and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 61(9), p. 1702-1716, 2004.

- GODE, F.; PEHLIVAN, E. Removal of chromium (III) from aqueous solutions using Lewatit S 100: the effect of pH, time, metal concentration and temperature. **Journal of Hazardous Materials**, v. 136(2), p. 330-337, 2006.
- GREEN, N. W.; KNUTZEN, J. Organohalogenes and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46(3), p. 362-374, 2003.
- GROSMAN, M.; CASTELAIN, G.; USUNOFF, E. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. **Water Sapretoria**, v. 22, p. 345-350, 1996.
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D.; CAMPOS, M.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciências do Solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.
- GUPTA, A.; RAI, D. K.; PANDEY, R. S.; SHARMA, B. Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157(1), p. 449-458, 2009.
- GUPTA, A.; BHATNAGAR, P.; BAKRE, P. P. Physicochemical properties of water and heavy metals (Lead and Zinc) in water and sediment of a reservoir and drainage of Jaipur (Rajasthan) – A comparative study. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, v. 4(5), p. 407-412, 2016.
- HAHN, N. S.; FUGI, R.; ANDRIAN, I. F. Trophic ecology of the fish assemblages. The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, 2004.
- HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JR, G. A.; CAIRNS JR, J. Handbook of ecotoxicology: CRC press, 2002.
- ISLAM, M. S.; AHMED, M. K.; RAKNUZZAMAN, M.; HABIBULLAH-AL-MAMUN, M.; ISLAM, M. K. Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 282-291, 2015.
- JESUS, H. C.; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribution and abundance of heavy metals in sediments from Vitoria Island estuarine system. **Química Nova**, v. 27(3), p. 378-386, 2004.
- JEZIERSKA, B.; WITESKA, M. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. In Soil and water pollution monitoring, protection and remediation. Springer, p. 107-114, 2006.

- JONES, C. A.; NIMICK, D. A.; McCLESKEY, R. B. Relative effect of temperature and pH on diel cycling of dissolved trace elements in Prickly Pear Creek, Montana. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 153(1), p. 95-113, 2004.
- KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A.; MALM, O. Mercúrio em peixes – Fontes e contaminação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 228-239, 2007.
- KIDWELL, J.; PHILLIPS, L.; BIRCHARD, G. Comparative analyses of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the national contaminant biomonitoring program data. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 54(6), p. 919-923, 1995.
- KOINING, K. A.; SHOTYK, W.; LOTTER, A. F.; OHLENDORF, C.; STURM, M. 9000 years of geochemical evolution of lithogenic major and trace elements in the sediment of an alpine lake—the role of climate, vegetation, and land-use history. **Journal of Paleolimnology**, v. 30(3), p. 307-320, 2003.
- LASHEEN, M.; ABDEL-GAWAD, F. K.; ALANENY, A.; ABD EL BARY, H. Fish as bio indicators in aquatic environmental pollution assessment: A case study in Abu-Rawash Area Egypt. **World Applied Sciences Journal**, v. 19(2), p. 265-275, 2012.
- LABARRÈRE, C. R.; MENEZES, B. D.; MELO, M. M. Avaliação dos teores de zinco em brânquias, carcaça, fígado e musculatura de diferentes espécies de peixes capturados no rio São Francisco (MG, Brasil). **Geonomos**, v. 20, p. 86-91, 2012.
- LINDE, A.; ARRIBAS, P.; SANCHEZ-GALAN, S.; GARCIA-VASQUEZ, E. Eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) target species to assess the biological impact of trace metal pollution in freshwater ecosystems. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 31(3), p. 297-302, 1996.
- LUZ-AGOSTINHO, K. D.; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4(1), p. 61-68, 2006.
- MACKAY, D.; FRASER, A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environmental Pollution**, v. 110(3), p. 375-391, 2000.
- MARENGONI, N. G.; POSSAMAI, M.; JÚNIOR, A. C. G.; DE ALMEIDA OLIVEIRA, A. A. M. Performance e retenção de metais pesados em três linhagens de juvenis de tilápia-do-Nilo. *Acta Scientiarum*. **Animal Sciences**, v. 30(3), p. 351-358, 2008.
- MARQUES, M. Agricultura sustentável: pontos para reflexão. **Revista de Política Agrícola**, v. 10(2), p. 44-51, 2001.

MOHIUDDIN, K.; OTOMO, K.; OGAWA, Y.; SHIKAZONO, N. Seasonal and spatial distribution of trace elements in the water and sediments of the Tsurumi River in Japan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184(1), p. 265-279, 2012.

MOISEENKO, T.; KUDRYAVTSEVA, L.; RODYUSHKIN, I.; DAUVALTER, V.; LUKIN, A.; KASHULIN, N. Airborne contamination by heavy metals and aluminum in the freshwater ecosystems of the Kola Subarctic region (Russia). **Science of the Total Environment**, v. 160, p. 715-727, 1995.

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment: Springer Science & Business Media, 2012.

MORAES, R.; GERHARD, P.; ANDERSSON, L.; STURVE, J.; RAUCH, S.; MOLANDER, S. Establishing causality between exposure to metals and effects on fish. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 9(1), p. 149-169, 2003.

NASCIMENTO, M. R.; MOZETO, A. A. Reference values for metals and metalloids concentrations in bottom sediments of Tiete River basin, Southeast of Brazil. **Soil & Sediment Contamination**, v. 17(3), p. 269-278, 2008.

NAZEER, S.; HASHMI, M. Z.; MALIK, R. N. Heavy metals distribution, risk assessment and water quality characterization by water quality index of the River Soan, Pakistan. **Ecological Indicators**, v. 43, p. 262-270, 2014.

NÉGREL, P. Water granite interaction: clues from strontium, neodymium and rare earth elements in soil and waters. **Applied Geochemistry**, v. 21(8), p. 1432-1454, 2006.

NOURI, J.; MAHVI, A.; JAHED, G.; BABAEI, A. Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities. **Environmental Geology**, v. 55(6), p. 1337-1343, 2008.

NOVAES, J.; CARAMASCHI, E.; WINEMILLER, K. Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16(1), p. 41-49, 2004.

OLDEN, J. D.; HOGAN, Z. S.; ZANDEN, M. Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16(6), p. 694-701, 2007.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUES, R. J. The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna: Columbia University Press, 2002.

PAPAGIANNIS, I.; KAGALOU, I.; LEONARDOS, J.; PETRIDIS, D.; KALFAKAOU, V. Copper and zinc in four freshwater fish species from lake Pamvotis (Greece). **Environmental International**, v. 30, p. 357-362, 2004.

PAVANELLI, C. S. Revisão taxonômica da família Parodontidae (Ostariophysi: Characiformes). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, 1999.

PEASE, A. A.; GONZÁLES-DÍAS, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57(5), p. 1060-1075, 2012.

PEREIRA, J. C.; SILVA, A. K. G.; JÚNIOR, N.; ARIAS, H.; SILVA, E. P.; LENA, J. C. Distribuição, fracionamento e mobilidade de elementos-traço em sedimentos superficiais. **Química Nova**, v. 30, p. 1249-1255, 2007.

PETTRY, D.; SWITZER, R. Heavy metal concentration in selected soils and parent materials in Mississippi: **Office of Agricultural Communications, Division of Agriculture, Forestry and Veterinary Medicine**, Mississippi State University. 1993.

PROTANO, C.; ZINNÀ, L.; GIAMPAOLI, S.; SPICA, V. R.; CHIAVARINI, S.; VITALI, M. Heavy metal pollution and potential ecological risks in rivers: a case study from southern Italy. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 92(1), p. 75-80, 2014.

REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B.K.; GANZAROLLI, E.M.; LOPES, M.C.; QUINÁIA, S.P. Biomonitoring of Cr and Pb in freshwater fish. **Química Nova**, v. 35, p. 905-909, 2012.

REYNOLDS, J. D.; WEBB, T. J.; HAWKINS, L. A. Life history and ecological correlates of extinction risk in European freshwater fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62(4), p. 854-862, 2005.

ROSS, P. S.; BIRBAUM, L. S. Integrated human and ecological risk assessment: A case study of Persistent Organic Pollutants (POPs) in humans and wildlife. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 9, p. 303-324, 2003.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; FARELLA, N.; COURCELLES, M.; GUIMARÃES, J. R. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. **Chemical Geology**, v. 165(3), p. 243-266, 2000.

SALATI, S.; MOORE, F. Assessment of heavy metal concentration in the Khoshk River water and sediment, Shiraz, Southwest Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 164(1), p. 677-689, 2010.

SALVADÓ, V.; QUINTANA, X.; HIDALGO, M. Monitoring of nutrients, pesticides, and metals in waters, sediments, and fish of a wetland. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 51(3), p. 377-386, 2006.

- SANTOS, A.; MELO-JÚNIOR, G.; SEGUNDO, J. Concentração de metais pesados em frações granulométricas de sedimentos de fundo do rio Pitimbu, região sul da Grande Natal (RN): implicações para levantamentos ambientais. **Revista de Geologia**, v. 15, p. 01-08, 2002.
- SANTOS, D. M.; BOSSINI, J. A. T.; PREUSSLER, K. H.; VASCONCELOS, E. C.; CARVALHO-NETO, F. S.; CARVALHO-FILHO, M. A. S. Avaliação de metais pesados na Baía de Paranaguá, PR, Brasil, sob influência das atividades antrópicas. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, p. 157-160, 2006.
- SANTOS, J. S.; SANTOS, M. L. P.; OLIVEIRA, E. Estudo da mobilização de metais e elementos traços em ambientes aquáticos do semi-árido brasileiro aplicando análises de componentes principais. **Química Nova**, v. 31(5), p. 1107-1111, 2008.
- SCHMIDT-NIELSEN, K. Scaling: why is animal size so important?: Cambridge University Press, 1984.
- SHAHEEN, S. M.; RINKLEBE, J. Geochemical fractions of chromium, copper, and zinc and their vertical distribution in floodplain soil profiles along the Central Elbe River, Germany. **Geoderma**, v. 228, p. 142-159, 2014.
- SILVA, A. C. A. A influência da mata ripária na qualidade da água superficial da bacia hidrográfica do córrego moeda-BHCM, em Três Lagoas/MS. Dissertação de mestrado – Programa de pós-graduação em geografia da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, 2015.
- SKERIES, K.; JAMIESON, H.; FALCK, H.; PARADIS, S.; DAY, S. Geochemical and mineralogical controls on metal (loid) dispersion in streams and stream sediments in the Prairie Creek district, NWT. **Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis**, v. 17(1), p. 1-19, 2017.
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters: John Wiley & Sons, 2012.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). Method 3050B, SW-846. Test methods for evaluating solid waste: Physical/chemical methods, 1995.
- VOIGT, H. R. Concentrations of mercury (Hg) and cadmium (Cd), and the condition of some coastal Baltic fishes, 2004.
- VOIGT, C. L.; SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Assessment of Bioaccumulation of metals in *Cyprinus carpio* by interaction with sediment and water in a reservoir. **Química Nova**, v. 39(2), p. 180-188, 2016.

UYSAL, K.; EMRE, Y.; KOSE, E. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). 2008.

VUKOVIC, Z.; RADENKOVIC, M.; STANKOVIC, S. J.; VUKOVIC, D. Distribution and accumulation of heavy metals in the water and sediments of the River Sava. **Journal of the Serbian Chemical Society**, v. 76(5), p. 795-803, 2011.

WIDIANARKO, B.; VAN GESTES, C.; VERWEIJ, R.; VAN STRAALLEN, N. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 46(1), p. 101-107, 2000.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **Isrn Ecology**, p. 1-20, 2011.

YAMAZAKI, M.; TANIZAKI, Y.; SHIMOKAWA, T. Silver and other trace elements in a freshwater fish, *Carasius auratus langsdorfii*, from the Asakawa River in Tokyo, Japan. **Environmental Pollution**, v. 94(1), p. 83-90, 1996.

YAO, Y.; GAO, B.; CHEN, H.; JIANG, L.; INYANG, M.; ZIMMERMAN, A. R. Adsorption of sulfamethoxazole on biochar and its impact on reclaimed water irrigation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 209, p. 408-413, 2012.

YI, Y.; YANG, Z.; ZHANG, S. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. **Environmental Pollution**, v. 159(10), p. 2575-2585, 2011.

YOU, C.; JIA, C.; PAN, G. Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. **Environmental Pollution**, v. 158(5), p. 1343-1347, 2010.

8. CONCLUSÕES GERAIS

Com o objetivo determinar a disponibilidade e mobilidade dos elementos-traço Cr, Cu e Zn em rios localizados na bacia do Alto Paraná, no estado de Goiás, este estudo mostrou que o aumento da temperatura da água e a diminuição do pH influenciaram, respectivamente, a interação dos elementos-traço Cu e Zn entre a coluna d'água e o sedimento.

Quando analisado o componente biótico, apesar das variáveis litologia e cobertura vegetal não terem influenciado na incorporação de Cr, Cu e Zn pelos peixes, observou-se que a bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação dos elementos-traço dependeu tanto da biomassa quanto dos comportamentos migratórios dos peixes – com espécies migratórias bioacumulando mais Zn do que Cr disponíveis na coluna d'água.

Embora a dinâmica/disponibilidade de metais no meio aquático possa apresentar-se mediada por variáveis geológicas, antrópicas, químicas, hidrológicas e físicas, as quais promovem a inter-relação destas substâncias entre água, sedimentos e peixes, em função dos resultados obtidos não apontarem para a participação das mesmas na inter-relação dos elementos-traço entre os ambientes avaliados, sugere-se que a presença, disponibilidade e mobilidade de Cr, Cu e Zn aos rios investigados tenha ocorrido de modo independente.

Considerando a potencial contaminação dos rios avaliados, bem como os processos que controlam a disponibilidade e a mobilidade de elementos-traço nos sistemas aquáticos, sugere-se que pesquisas adicionais levem em consideração a interação de um maior número de variáveis físico-químicas com o meio biótico (peixes).

9. REFERÊNCIAS

- ABDEL-BAKI, A. S.; DKHIL, M. A.; AL-QURAI SHY, S. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, p. 2541-2547, 2011.
- ADAM, S. M.; BROWN, A. M.; GOEDE, R. W. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 122, p. 63-73, 1993.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). Plano de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba. Brasília, 2013.
- ALLISON, J. D.; ALLISON, T. L. (2005): Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. Rep. EPA/600/R-05/074
- ALMEIDA, V. L. L.; HAHN, N. S.; VAZZOLER, A. E. A. M. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). **Ecology of Freshwater Fish**, v. 6, p. 123-133, 1997.
- ALMEIDA, C. A.; ROCHA, O. Estudo comparativo da qualidade dos sedimentos dos reservatórios do rio Tietê (SP). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, p. 141-145, 2006.
- ANAN, Y.; KUNITO, T.; TANABE, S.; MITROFANOV, I.; AUBREY, D. G. Trace element accumulation in fishes collected from coastal waters of the Caspian Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51(8), p. 882-888, 2005.
- ANDRIAN, I. F.; DÓRIA, C. R. C.; TORRENTE, G.; FERRETTI, C. M. L. Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22°10'-22°50'S-53°10'-53°40'W), Brasil. **Revista Unimar**, Maringá, v. 16, p. 97-106, 1994.
- ARAI, T.; OHJI, M.; HIRATA, T. Trace metal deposition in teleost fish otolith as an environmental indicator. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 179, p. 255-263, 2007.
- ARAIN, M. B.; KAZI, T. G.; JAMALI, M. K.; JALBANI, N.; AFRID, H. I.; SHAH, A. Total dissolved and bioavailable metals in water and sediment samples and their accumulation in *Oreochromis mossambicus* of polluted Manchar Lake. **Chemosphere**, v. 70, p. 1845-1856, 2008.

- AZEVEDO, J.; FERNANDEZ, W.; FARIAS, L.; FÁVARO, D.; BRAGA, E. Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. **Ecotoxicology**, v. 18(5), p. 577-586, 2009.
- BAGGIO, H.; HORN, A. H. Contribuições naturais e antropogênicas para a concentração e distribuição de metais pesados em sedimento de corrente no rio do Formoso, município de Buritizeiro–MG. **Revista Geonomos**, v.16(2), p. 91-98, 2008.
- BAGGIO, H.; HORN, A. H. Teores totais e distribuição dos metais pesados Cu, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn nos sedimentos de corrente e fundo do rio do Formoso-MG. **Geografias**, v. 6, p. 107-117, 2010.
- BARBIERI, E.; PASSOS, E. A.; ARAGÃO, K. A. S.; SANTOS, D. B.; GARCIA, C. A. B. Assessment of trace metal levels in catfish (*Cathorops spixii*) from sal river estuary, Aracaju, state of Sergipe, northeastern Brazil. **Water Environment Research**, v. 82, p. 2301-2305, 2010.
- BARROS, B. C. V.; PEREIRA, S. F. P.; PALHETA, D. C.; SILVA, C. S. Determinação de Cd, Cr e Al em tecido de peixes provenientes do rio Gelado/APA, floresta de Carajás-PA. **Holos Environment**, v. 10, p. 195-208, 2010.
- BARTOLOMEO, A.; POLETTI, L.; SANCHINI, G.; SEBASTIANI, B.; MOROZZI, G. Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis, **Chemosphere**, v. 55, p. 1323-1329, 2004.
- BASHKIN, V. N.; HOWARTH, R. W. Modern biogeochemistry: Springer Science & Business Media, 2002.
- BELLUTA, I.; TOFOLI, L. A.; CORRÊA, L. C.; CARVALHO, L. R.; SILVA, A. M. M. Impactos provocados por metais potencialmente tóxicos dissolvidos em água e em sedimentos no córrego do Cintra–Botucatu–SP. **Salusvista**, Bauru, v. 7, p. 99-118, 2008.
- BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações. RIMa Editora. 2006.
- CARVALHO, M. L.; SANTIAGO, S.; NUNES, M. L. Assessment of the essential element and heavy metal content of edible fish muscle. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 382, p. 426-432, 2005.
- CARVALHO, L. M. S. A biogeoquímica de metais em sedimentos de manguezal na ilha do maranhão. 2014. Dissertação de mestrado – Programa de pós-graduação em química da Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2014.
- CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, p. 1-14, 2002.

CEROVIC, L. S.; MILONJICI, S. K.; TODOROVIC, M. B. Point of zero charge of different carbides. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 297, p. 1-6, 2007.

CESAR, R.; COLONESE, J.; SILVA, M.; EGLER, S.; BIDONE, E.; CASTILHOS, Z.; POLIVANOV, H. Distribuição de mercúrio, cobre, chumbo, zinco e níquel em sedimentos de corrente da bacia do rio Piabanha, estado do Rio de Janeiro. **Geochimica Brasiliensis**, v. 25, p. 35-45, 2011.

CHIU, K. H.; MOK, H. K. Study on the accumulation of heavy metals in shallow-water and deep-sea hagfishes. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, p. 643-653, 2010.

DAVIS, A.; SELLSTONE, C.; CLOUGH, S.; BARRICK, R.; YARE, B. Bioaccumulation of arsenic, chromium and lead in fish: constraints imposed by sediment geochemistry. **Applied Geochemistry**, v. 11, p. 409-423, 1996.

DE OLIVEIRA, M. R. Investigações da contaminação por metais pesados da água e do sedimento de corrente nas margens do Rio São Francisco e Tributários, a jusante da represa da CEMIG, no município de Três Marias, Minas Gerais. 2007. Tese de doutorado – Programa de doutorado em Geologia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

DO AMARAL KEHRIG, H.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BAETA, A. P.; MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, p. 377-384, 2011.

DO AMARAL KEHRIG, H.; COSTA, M.; OLAF, M. Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhão da Baía de Guanabara-Rio de Janeiro. **Tropical Oceanography**, v. 35, p. 1679-3013, 2016.

DURAL, M.; GOKSU, M. Z. L.; ÖZAK, A. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. **Food Chemistry**, v. 102, p. 415-421, 2007.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Empresa de Pesquisa Energética. **Avaliação Ambiental Integrada dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba**. [S.I.]. EPE, 2007.

ESSINGTON, M. E. Soil and water chemistry: an integrative approach: CRC press, 2015.

EVANGELOU, V. P. **Environmental soil and water chemistry: principles and applications**, 1998.

EZAKI, S.; HYPOLITO, R.; PÉREZ-AGUILAR, A.; MOSCHINI, F. A. Avaliação da qualidade das águas e sedimentos na microbacia hidrográfica do córrego do Ajudante, Salto (SP). São Paulo, UNESP. **Geociências**, v. 30, p. 415-430, 2011.

EZAKI, S.; HYPOLITO, R. Comportamento geoquímico de íons de metais pesados (Pb, Cu, Cr e Ni) em aterros sanitários-simulações de células de lixo em colunas experimentais. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, p. 5-12, 2016.

FERNANDES, P. S.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. Avaliação preliminar da bioacumulação do mercúrio em três espécies de peixes na Baía de Guanabara. **Boletim CETEM**, v. 16, p. 263-269, 2008.

FERRETTI, C. M. L.; ANDRIAN, I. F.; TORRENTE, G. Dieta de duas espécies de *Schizodon* (Characiformes, Anostomidae), na região da planície de inundação do alto rio Paraná e sua relação com aspectos morfológicos. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 23, p. 171-186, 1996.

FORSTNER, U. Contaminated sediments. In: Bhattacharji, S. et al. **Lecture notes in earth sciences**. Berlin: Springer-Verlag, v. 21, p. 1-57, 1989.

FORSTNER, U.; APITZ, S. E. Sediment remediation: U.S. focus on capping and monitored natural recovery. Fourth International Battelle Conference on Remediation of Contaminated Sediments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 7, p. 351-358, 2007.

GOIÁS (Estado). Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. **Hidrogeologia do Estado de Goiás**. Almeida, L.; Resende, L.; Rodrigues, A.P.; Campos, J.E.G. Goiânia, 2006a.

GOIÁS (Estado). Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. **Geomorfologia do Estado de Goiás e Distrito Federal**. Latrubesse, E.M.; Carvalho, T.M. Goiânia, 2006b.

GOMES, M. V. T.; SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Saúde & Ambiente em Revista**, v. 6, p. 24-30, 2011.

GOMEZ, A. A.; VALENZUELA, J. L. G.; AGUAYO, S. S.; MEZA, D. F.; RAMIREZ, J. H.; OCHOA, G. O. Chemical partitioning of sediment contamination by heavy metals in the San Pedro River, Sonora, Mexico. **Chemical Speciation and Bioavailability**, v. 19, p. 25-35, 2007.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, EDUEM, 2007.

- GROSMAN, M. F.; CASTELAIN, G.; USUNOFF, E. J. Trophic niches in an argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. **Water SA-Pretoria**, v. 22, p. 345-350, 1996.
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.
- GUPTA, S.; BANERJEE, U. S. Geochemistry of the river Damodar: The influence of the geology and weathering environment on the dissolved load. **International Journal of Geomatics and Geosciences**, v. 2, p. 853-867, 2012.
- HAHN, N. S.; FUGI, R.; ANDRIAN, I. F. Trophic ecology of the fish assemblages. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, p. 247-269, 2004.
- HART, B. T.; HINES, T. Trace elements in rivers. In: **Trace elements in natural water**. SALBU, B.; STEINES, E. Press: London. p. 203-221, 1995.
- IKEM, A.; EGIEBOR, N. O.; NYAVOR, K. Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee lake, Southeastern USA. **Water, Air and Soil Pollution**, p. 149, 51-75, 2003.
- ISHIKAWA, D. N.; NOALE, R. Z.; OHE, T. H. K.; DE SOUZA, E. B. R.; SCARMÍNIO, I. S.; BARRETO, W. J. Avaliação do risco ambiental em sedimento dos lagos do Riacho Cambé, em Londrina, pela distribuição de metais. **Química Nova**, v. 32(7), p. 1744-1749, 2009.
- JESUS, T. B.; FERNANDEZ, L. G.; QUEIROZ, A. F. S. Avaliação da concentração de cádmio, cobre, ferro, manganês, níquel e zinco em *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) provenientes de zonas de manguezal da região de São Francisco do Conde e Madre de Deus, Recôncavo Baiano, BA. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 3, p. 77-84, 2008.
- JITARU, P.; ADAMS, F. Toxicity, sources and biogeochemical cycle of mercury. **Journal de Physique IV (Proceedings)**, v. 121, pp. 185-193, 2004.
- JUNIOR, R. G. D. S. L.; ARAÚJO, F. G.; MAIA, M. F.; PINTO, A. S. D. S. B. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Research**, v. 89, p. 171-179, 2002.
- KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soils and plants: CRC press, 2010.

- KARADEDE, H.; OYMAK, S. A.; UNLU, E. Heavy metals in mullet, *Liza abu*, and Catfish, *Silurus triostegus*, from the Ataturk Dam Lake (Euphrates), Turkey. **Environment International**, v. 30, p. 183-188, 2004.
- KARBASSI, A.; MONAVARI, S.; BIDHENDI, G. R. N.; NOURI, J.; NEMATPOUR, K. Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 147, p. 1-3, 2008.
- KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A.; MALM, O. Mercúrio em peixes – Fontes e contaminação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 228-239, 2007.
- KOBAYASHI, R. T.; MOREIRA, L. F. F.; ANDRADE, H. T. A. Pitimbu river lowland portion water and sediment monitoring data, Natal Brazil. **International Environmental Modelling and Software Society**. Ottawa. Canadá, 2010.
- KOSANOVIC, M.; HASAN, M. Y.; SUBRAMANIAN, D.; AL AHBABI, A. A.; AL KATHIRI, O. A.; ALEASSA, E. M.; ADEM, A. Influence of urbanization of the western coast of the United Arab Emirates on trace metal content in muscle and liver of wild Red-spot emperor (*Lethrinus lentjan*). **Food and Chemical Toxicology**, v. 45, p. 2261-2266, 2007.
- LEITE, C. M.; BERNARDES, R. S.; DE OLIVEIRA, S. Método Walkley Black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, p. 111-115, 2004.
- LICHT, O. A. B. A geoquímica multielementar na gestão ambiental: identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações antrópicas da paisagem, áreas favoráveis à prospecção mineral e regiões de risco para a saúde no estado do Paraná, Brasil. 2001. Tese de doutorado – Programa de Geologia da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.
- LIMA, A. M.; SANTOS, F. F. Análise das propriedades físico-químicas e de metais potencialmente tóxicos na água do rio Claro, próximo à cidade de Jataí-GO. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 14, p. 239-255, 2012.
- LINNIK, P. N. Bottom sediments of reservoirs as a potential source of secondary pollution of the aquatic environment by heavy metal compounds. **Hydrobiological Journal**, v. 37, p. 73-86, 2001.
- LOUREIRO, D.; FERNANDES, M.; HERMS, F.; ARAÚJO, C.; LACERDA, L. D. Distribuição de metais pesados em sedimentos da lagoa Rodrigo de Freitas. **Oecologia Australis**, v. 16, p. 353-364, 2012.
- LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S. Biomonitoring. In: **Metal contamination in aquatic environments**. Cambridge, p. 169-203, 2008.

- LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO, H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, p. 61-68, 2006.
- MALLMANN, F. J. K.; SCHENATO, R. B. Impactos ambientais relacionados com a atividade antrópica: o papel do solo. Curso de Agronomia, Departamento de Solos, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2008.
- MARCOVECCHIO, J. E. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 323(1), p. 219-226, 2004.
- MARIGOMEZ, I.; SOTO, M.; CAJARAVILLE, M. P.; ANGULO, E.; GIAMBERINI, L. Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. **Microscopy Research and Technique**, v. 56, p. 358-392, 2002.
- MARQUES, M. N.; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F.; BELTRAME FILHO, O. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, p. 1171-1178, 2007.
- MASON, B. H. Princípios de geoquímica. São Paulo: USP, 1971.
- MATHEWS, T.; FISHER, N. S. Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. **Science of the Total Environment**, v. 407(18), p. 5156-5161, 2009.
- MATOS, W. O.; NÓBREGA, J. A.; SOUZA, G.; NOGUEIRA, A. R. A. Especificação redox de cromo em solo acidentalmente contaminado com solução sulfocromica. **Química Nova**, v. 31(6), p. 1450-1454, 2008.
- McARTHUR, J. M.; BANERJEE, D. M.; HUDSON-EDWARDS, K. A.; MISHRA, R.; PUROHIT, R.; RAVENSCROFT, P.; CRONIN, A.; HOWARTH, R. J.; CHATTERJEE, A.; TALUKDER, T.; LOWRY, D.; HOUGHTON, S.; CHADHA, D. K. Natural organic matter in sedimentary basins and its relation to arsenic in anoxic ground water: the example of West Bengal and its worldwide implications. **Applied Geochemistry**, v. 19, p. 1255-1293, 2004.
- MINERAIS DO PARANÁ (MINEROPAR). Geoquímica de solo do Estado do Paraná – Horizonte B: Relatório final de projeto. Curitiba, 2005.
- MIRANDA-FILHO, A. L.; MOTA, A. K. M.; CRUZ, C. C.; MATIAS, C. A. R.; FERREIRA, A. P. Cromo hexavalente em peixes oriundos da baía de Sepetiba no Rio de Janeiro,

Brasil: Uma avaliação de risco à saúde humana. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, p. 200-209, 2011.

MOLISANI, M. M.; SALOMÃO, M. S. M. B.; OVALLE, A. R. C. Partitioning of metals in sediments from the lower Paraíba do sul river, SE, Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 19, p. 48-59, 2005.

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment: Springer Science & Business Media. 2012.

MORAES, G. M.; MORTATTI, J.; LOPES, R. A. Utilização de diferentes critérios para avaliação do potencial de biodisponibilidade de metais pesados em sedimentos de fundo do alto Tietê. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 41, p. 463-471, 2011.

MORTATTI, J.; MORAES, G. M.; KIANG, C. H. Distribuição e possível origem de metais pesados nos sedimentos de fundo ao longo da bacia do alto rio Tietê: Aplicação da normalização geoquímica sucessiva. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 31, p. 175-184, 2012.

MOZETO A. A. Critérios de Qualidade de Sedimentos (CQS) para metais pesados: Fundamentos teóricos e técnicos para implementação. São Carlos, FAPESP, Relatório Técnico-científico, 2001.

MOZETO, A. A. Coleta de sedimentos de ambientes aquáticos continentais, extração de águas intersticiais e determinação granulométrica. In: **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos. 2006.

MURUGAN, S. S.; KARUPPASAMY, R.; POONGODI, K.; PUVANESWARI, S. Bioaccumulation pattern of zinc in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch.) after chronic exposure. **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 8, p. 55-59, 2008.

MYERS, A. L. Thermodynamics of adsorption. **Chemical thermodynamics for industry**. Letcher ed. Cap. 21, 2004.

NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A. Reference values for metals and metalloids concentrations in bottom sediments of Tiete river basin, southeast of Brazil. **Soil & Sediment Contamination**, v. 17, p. 269-278, 2008.

NASCIMENTO, C. A.; NAIME, R. Panorama do uso, distribuição e contaminação das águas superficiais no Arroio Pampa na bacia do rio dos Sinos. **Estudos Tecnológicos em Engenharia**, v. 5, p. 101-120, 2009.

OLIVEIRA, R. C.; MARINS, R. V. Dinâmica de metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3(2), p. 88-102, 2011.

OLUBUNMI, F. E.; OLORUMSOLA, O. E. Evaluation of the status of heavy metal pollution of sediment of Agbabu Bitumen deposit area. **European Journal of Scientific Research**, v. 41, p. 373-382, 2010.

PADIAL, P. R. Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP). São Paulo, 2008. Dissertação de mestrado – Programa de Ecologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

PÁDUA, V. L.; FERREIRA, A. C. S. Qualidade da água para consumo humano. HELLER, L.; PÁDUA, V. L. Abastecimento de água para consumo humano. Belo Horizonte: UFMG. 2006.

PALANIAPPAN, L. R. M.; NISHANTH, T.; RENJU, V. B. Bioconcentration of zinc and its effect on the biochemical constituents of the gill tissues of *Labeo rohita*: An FT-IR study. **Infrared Physics & Technology**, v. 53, p. 103-111, 2010.

PAVANELLI, C. S. Revisão taxonômica da família Parodontidae (Ostariophysi: Characiforme). São Carlos, 1999. Tese de doutorado – Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

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

PRADO, R. B.; TAVARES, S. R. L.; BEZERRA, F. B.; RIOS, L. C. Manual técnico de coleta, acondicionamento, preservação e análises laboratoriais de amostras de água para fins agrícolas e ambientais. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2004.

RAGUENEAU, O.; LANCELOT, C.; EGOROV, V., VERLIMMEREN, J.; COCIASU, A.; DELIAT, G. Biogeochemical transformations of inorganic nutrients in the mixing zone between the Danube River and the north-western Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 54(3), p. 321-336, 2002.

RASHED, M. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. **Environment International**, v. 27(1), p. 27-33, 2001.

REIS, A. B.; SANT'ANA, D. M. G.; AZEVEDO, J. F.; MERLINI, L. S.; ARAÚJO, E. J. A. Alterações do epitélio branquial e das lamelas de tilápias (*Oreochromis niloticus*)

causadas por mudanças do ambiente aquático em tanques de cultivo intensivo. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 29, p. 303-311, 2009.

REJOMON, G.; NAIR, M.; JOSEPH, T. Trace metal dynamics in fishes from the southwest coast of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 167(1), p. 243-255, 2010.

RENWRANTZ, L.; WERNER, I. Origin of a metal-binding protein in serum of *Mytilus edulis*. **Journal of Molluscan Studies**, v. 2, p. 1-7, 2007.

REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B.K.; GANZAROLLI, E.M.; LOPES, M.C.; QUINÁIA, S.P. Biomonitoring of Cr and Pb in freshwater fish. **Química Nova**, v. 35, p. 905-909, 2012.

RESENDE, E. K.; CATELLA, A. C.; NASCIMENTO, F. L.; PALMEIRA, S. S.; CÂNDIDO, R. A.; LIMA, M. S.; ALMEIDA, V. L. L. Biologia do curimatá (*Prochilodus lineatus*), pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*) na bacia hidrográfica do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. **EMBRAPA/CPAP Boletim de Pesquisa**, v. 2, p. 1-75, 1996.

ROSS, P. S.; BIRBAUM, L. S. Integrated human and ecological risk assessment: A case study of Persistent Organic Pollutants (POPs) in humans and wildlife. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 9, p. 303-324, 2003.

SAFFRAN, K.; CASH, K.; HALLARD, K. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. **CCME Water Quality Index**, v. 1, p. 34-1, 2001.

SANCHES FILHO, P. J.; FONSECA, V. K.; HOLBIG, L. Avaliação de metais em pescado da região do Pontal da Barra, Laguna dos Patos, Pelotas-RS, **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 8, p. 105-111, 2013.

SANTOS, A. R. L.; MELO JUNIOR, G.; SEGUNDO, J. E. A. G. Concentração de metais pesados em frações granulométricas de sedimentos de fundo do rio Pitimbu, região sul da grande Natal (RN): Implicações para levantamentos ambientais. **Revista de Geologia**, v. 15, p. 1-8, 2002.

SANTOS, D. M.; BOSSINI, J. A. T.; PREUSSLER, K. H.; VASCONCELOS, E. C.; CARVALHO-NETO, F. S.; CARVALHO-FILHO, M. A. S. Avaliação de metais pesados na Baía de Paranaguá, PR, Brasil, sob influência das atividades antrópicas. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, p. 157-160, 2006.

SEEBBAUGH, D. R.; GOTO, D.; WALLACE, W. G. Bioenhancement of cadmium transfer along a multi-level food chain. **Marine Environmental Research**, v. 59, p. 473-491, 2005.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: options for the future. **Scientia Agricola**, v. 63, p. 194-209, 2006.

SILVÉRIO, P. F.; NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A. A. Valores-guia de qualidade de sedimentos de ambientes aquáticos continentais e valores de referência de metais e metalóides em sedimentos. In: MOZETO, A. A. A.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. (Eds.). **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo Multimídia, p. 71-89, 2006.

SOARES, M. C. C.; MIZUSAKI, A. M. P.; GUERRA, T.; VIGNOL, M. L. Análise geoquímica dos sedimentos de fundo do Arroio do Salso, Porto Alegre (RS) Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 31, p. 39-50, 2004.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. New York, John Wiley & Sons, 1996.

TAO, Y.; YUAN, Z.; XIAONA, H.; WEI, M. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 81, p. 55-64, 2012.

TELES, L. T.; ZARA, L. F.; REGO, FURLANETTO, U. L. R.; SILVA Jr, N. J. Elementos traço em peixes de interesse comercial do rio Caiapó (Goiás, Brasil) em área sob impacto ambiental. **Revista Estudos**, v. 35, p. 1055-1067, 2008.

TOGUNDE, O. P.; OAKES, K. D.; SERVOS, M. R., PAWLISZYN, J. Determination of pharmaceutical residues in fish bile by solid-phase microextraction couple with liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC/MS/MS). **Environmental Science & Technology**, v. 46, 5302-5309, 2012.

TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Revista Ciência e Cultura**, v. 55, p. 31-33, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Method 3050B, SW-846. **Test methods for evaluating solid waste: Physical/chemical methods**, 1995.

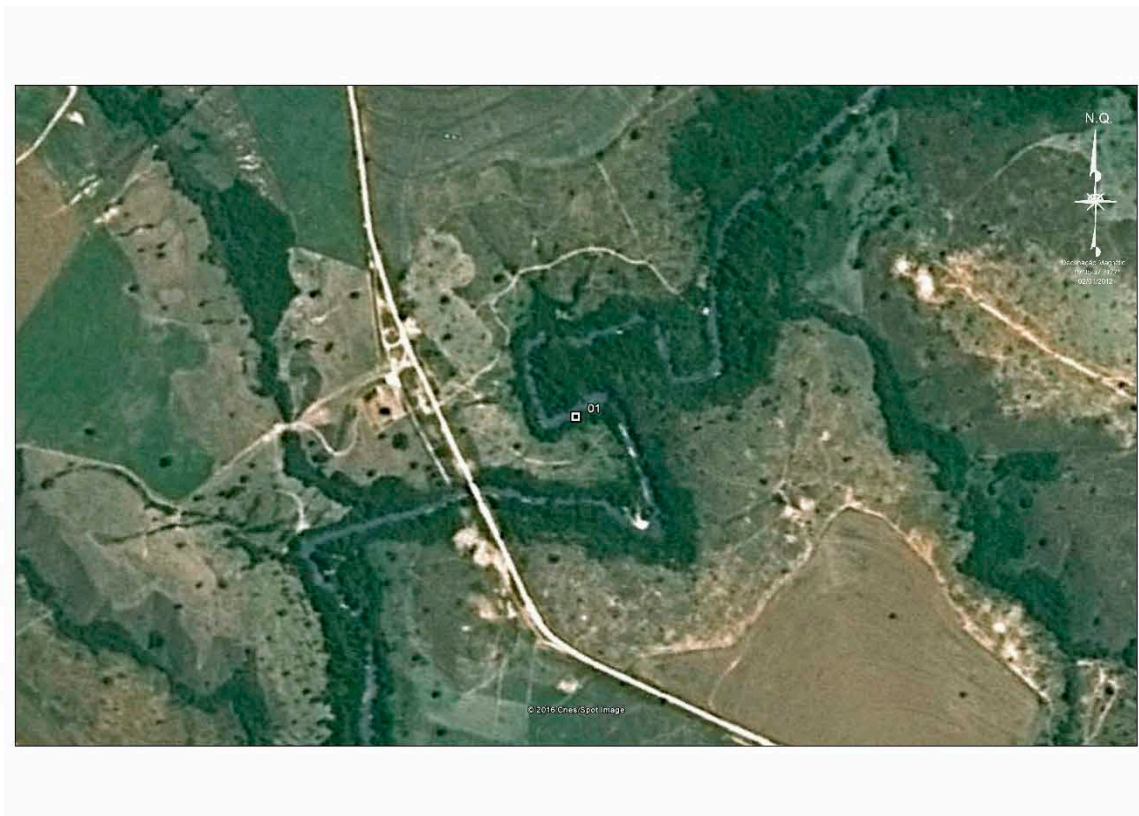
UYSAL, K.; EMRE, Y.; KOSE, E. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). 2008.

VICENTE, L. E.; PEREZ FILHO, A. Abordagem sistêmica em geografia. **Geografia**, v. 28, p. 323-344, 2003.

- VICENTE-MARTORELL, J. J.; GALINDO-RIAÑO, M. D.; GARCÍA-VARGAS, M.; GRANADO-CASTRO, M. D. Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, p. 823-836, 2009.
- WASSERMAN, J. C.; WASSERMAN, M. A. Comportamento de metais em sedimentos In: BAPTISTA-NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, p. 197-236, 2008.
- YAN, J. P.; YONG, H.; HUANG, H. Characteristics of heavy metals and their evaluation in sediments from middle and lower reaches of the Huaihe River. **Journal of China University of Mining and Technology**, v. 17, p. 414-417, 2007.
- YILMAZ, F.; OZDEMIR, N.; DEMIRAK, A.; TUNA, A. L. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. **Food Chemistry**, v. 100, p. 830-835, 2007.
- YOU, C.; JIA, C.; PAN, G. Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 1343-1347, 2010.
- YUAN, C.; SHI, J.; HE, B.; LIU, J.; LIANG, L.; JIANG, G. Speciation of heavy metals in marine sediments from the east China sea by ICP-MS with sequential extraction. **Environmental International**, v. 30, p. 769-783, 2003.
- ZAVALA-CAMIN, L. A. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá: **EDUEM**, 1996.

APÊNDICE

A1 – Imagem superior (Estação amostral 1 – rio Verdão) e inferior (Estação amostral 2 – rio Corumbá).

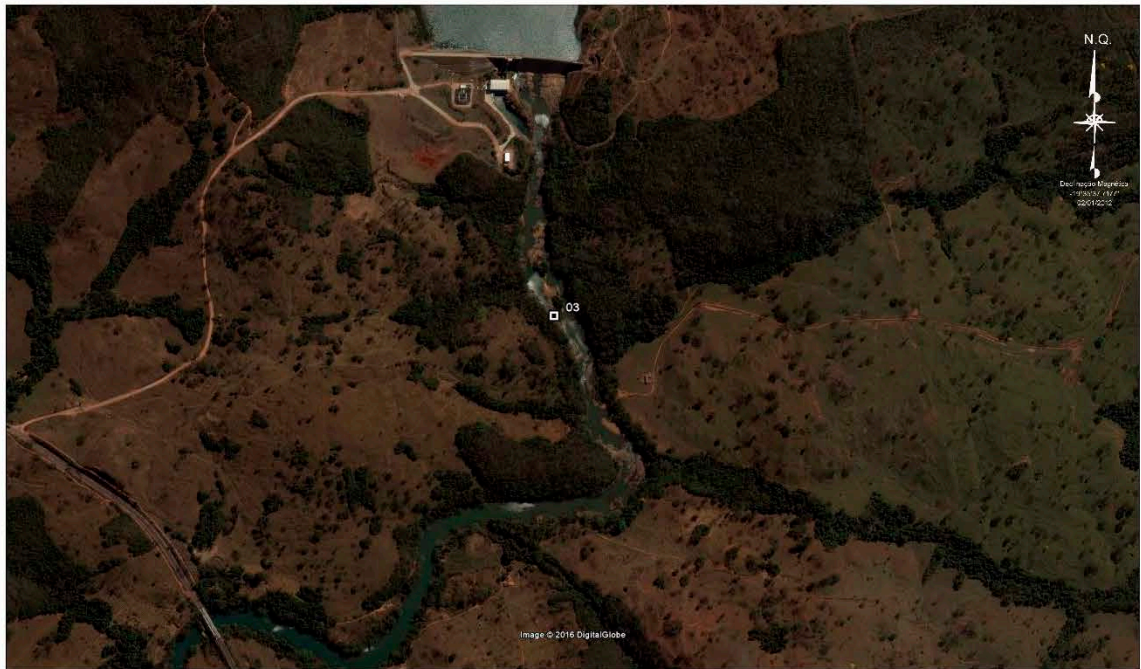


Fonte: Google Earth.

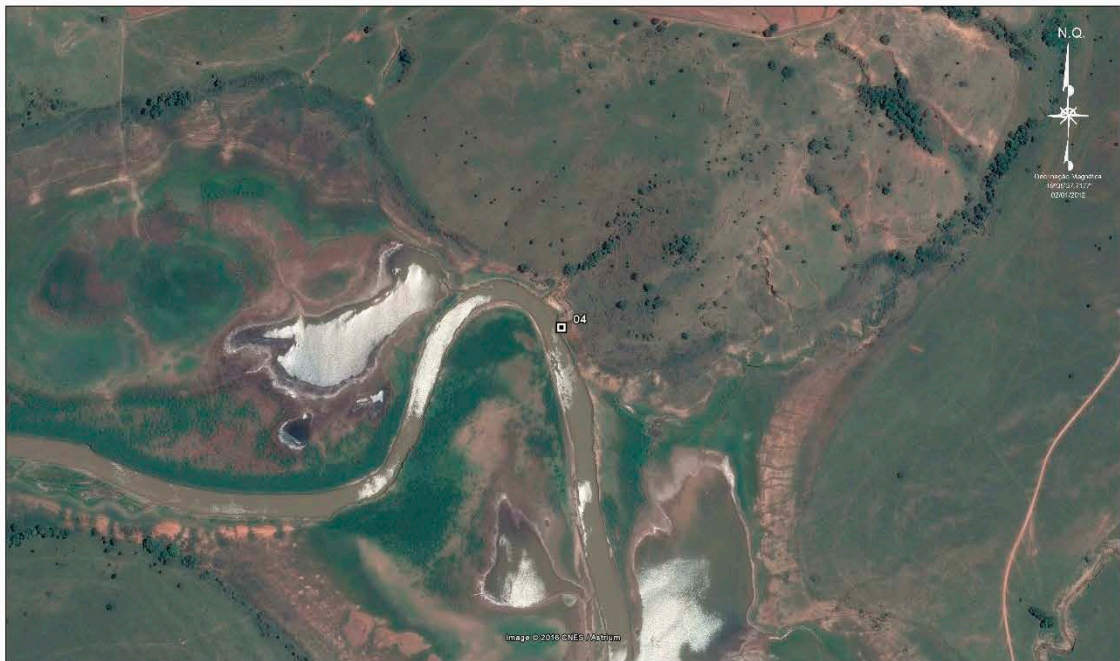


Fonte: Google Earth.

A2 – Imagem superior (Estação amostral – rio Veríssimo) e inferior (Estação amostral 4 – rio Piracanjuba).



Fonte: Google Earth.



Fonte: Google Earth.

A3 – Imagem superior (Estação amostral 5 – rio Santa Maria) e inferior (Estação amostral 6 – rio Meia Ponte).

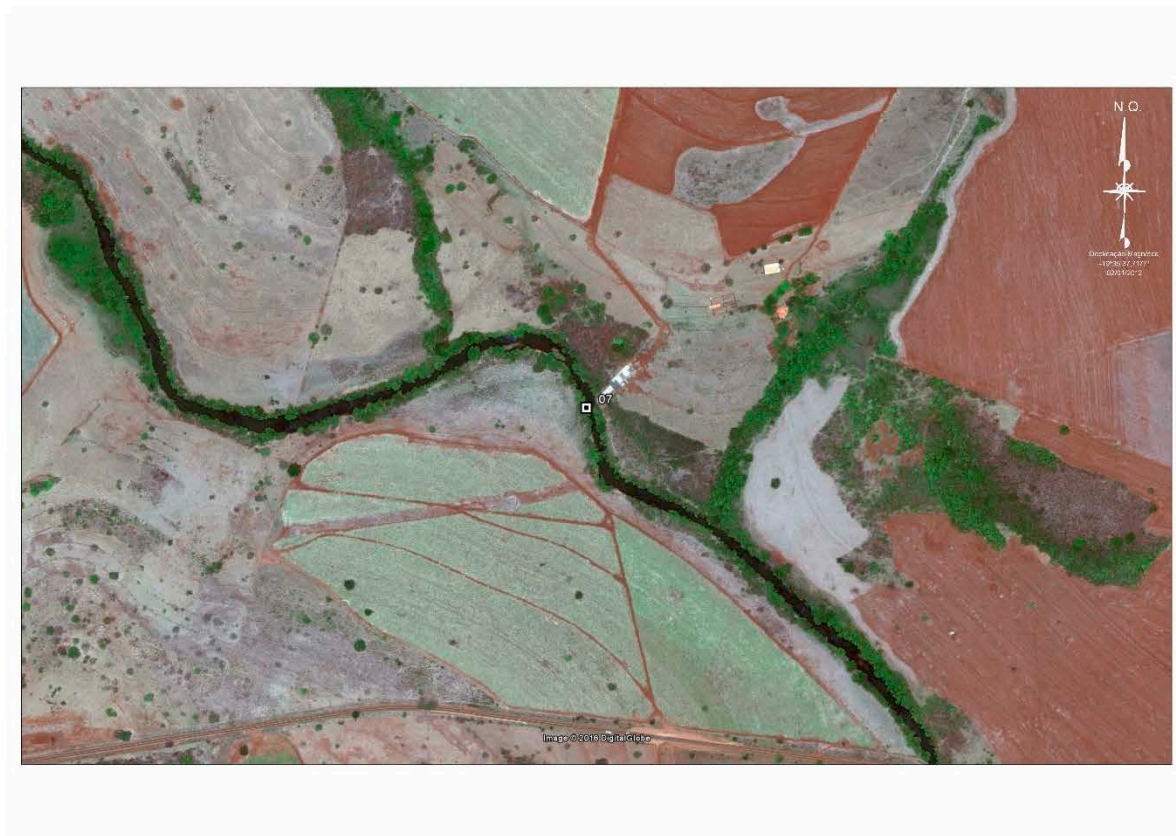


Fonte: Google Earth.

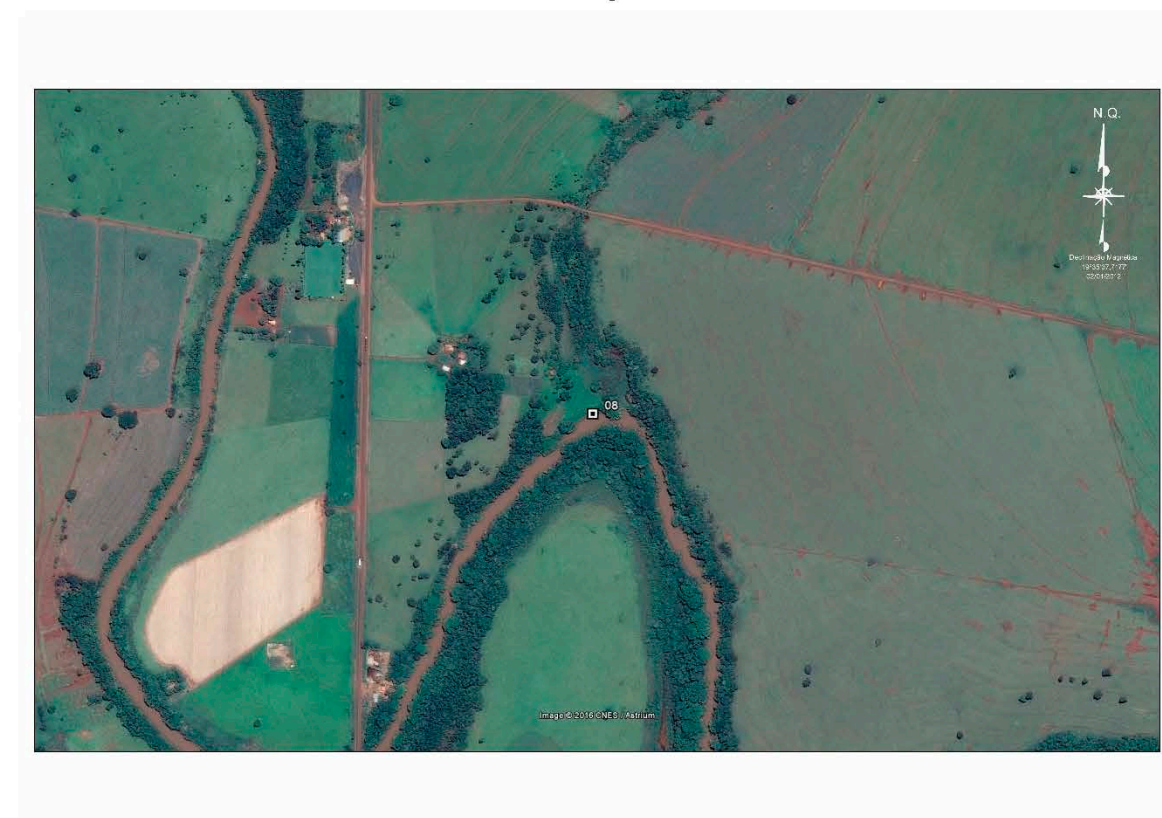


Fonte: Google Earth.

A4 – Imagem superior (Estação amostral 7 – rio São Francisco) e inferior (Estação amostral 8 – rio Preto).



Fonte: Google Earth.



Fonte: Google Earth.

A5 – Imagem superior (Estação amostral 9 – rio dos Bois) e inferior (Estação amostral 10 – rio Claro).



Fonte: Google Earth.



Fonte: Google Earth.

A6 – Estação amostral 11 (rio Alegre).



Fonte: Google Earth.

ANEXOS

C – Comprovante de aceite para publicação do artigo 1.

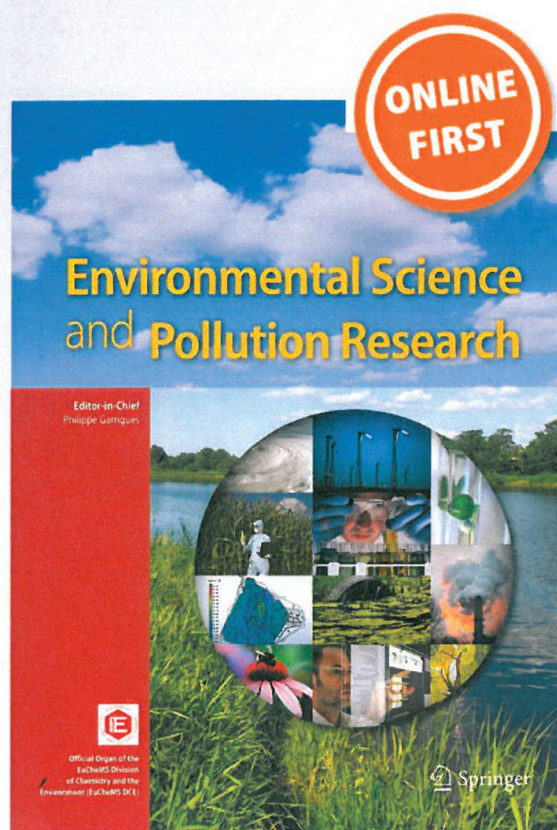
Trace elements: water-sediment interactions in tropical rivers

Henrique Santana Costa, Francisco Leonardo Tejerina-Garro & Cleonice Rocha

Environmental Science and Pollution Research

ISSN 0944-1344

Environ Sci Pollut Res
DOI 10.1007/s11356-017-9698-6



 Springer

D – Comprovante de submissão do artigo 2.

The screenshot shows a Gmail interface on a desktop browser. The address bar displays the URL: <https://mail.google.com/mail/u/1/#inbox/15e21c54d86100dd>. The Gmail header includes the Google logo, the word 'Gmail', and a red 'ESCREVER' button. The left sidebar shows navigation options: 'Entrada (3)', 'Com estrela', 'Importante', 'Enviados', 'Rascunhos', 'Personal', 'Travel', and 'Mais'. The main content area displays an email from 'EMAS <em@editorialmanager.com>' to 'para mim'. The email subject is 'EMAS-D-17-02352 - Submission Confirmation' and it is dated '27 de ago (Há 1 dia)'. The email body contains the following text:

Dear Mr Costa

Thank you for submitting your manuscript "Bioaccumulation, bioconcentration and biomagnification: Fish-trace elements relationships in tropical rivers" to Environmental Monitoring and Assessment

The submission id is EMAS-D-17-02352

Please refer to this number in any future correspondence

As soon as the reviewer comments are completed and an editorial decision has been reached, the editor will correspond with you directly.

During the review process, you can keep track of the status of your manuscript.

Your username is: Henrique

If you forgot your password, you can click the 'Send Login Details' link on the EM Login page at <http://emas.edmgr.com/>

If your manuscript is accepted for publication in Environmental Monitoring and Assessment, you may elect to submit it to the Open Choice program. For information about the Open Choice program, please access the following URL: <http://www.springer.com/openchoice>

Thank you

With kind regards,
Editorial Office EMAS
Springer

Now, that your article will undergo the editorial and peer review process, it is the right time to think about publishing your article as open access. With open access your article will become freely available to anyone worldwide and you will easily comply with open access mandates. Springer's open access offering for this journal is called Open Choice (find more information on www.springer.com/openchoice). Once your article is accepted, you will be offered the option to publish through open access. So you might want to talk to your institution and funder now to see how payment could be organized, for an overview of available open access funding please go to www.springer.com/openfunding.

Although for now you don't have to do anything, we would like to let you know about your upcoming options