

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

NELISSA CAMARGO TORREZANI

**AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE CHUMBO (Pb) EM ESPÉCIES DE
PEIXES ASSOCIADA À QUALIDADE AMBIENTAL DA BACIA DO
RIBEIRÃO CAMBÉ (LONDRINA/PR)**

DISSERTAÇÃO

LONDRINA
2015

NELISSA CAMARGO TORREZANI

AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE CHUMBO (Pb) EM ESPÉCIES DE PEIXES ASSOCIADA À QUALIDADE AMBIENTAL DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ (LONDRINA/PR)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina e Apucarana, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Área de Concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira.

Co-orientadora: Prof.^a Dr.^a Alessandra Furtado da Silva.

LONDRINA
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

T694a Torrezani, Nelissa Camargo

Avaliação da presença de chumbo (Pb) em espécies de peixes associada à qualidade ambiental da Bacia do Ribeirão Cambé (Londrina/PR). / Nelissa Camargo Torrezani. – Londrina: [s.n.], 2015.

57 f.: il.; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

Co-Orientadora: Prof.^a Dr.^a Alessandra Furtado da Silva

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina, 2015.

Bibliografia: f. 49-57

1. Água - Poluição. 2. Chumbo. 3. Peixes. I. Oliveira, Edson Fontes de, orient. II. Silva, Alessandra Furtado da, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. IV. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.

CDD: 628



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Pró-reitora de Pesquisa e Pós Graduação
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Campus Londrina/Apucarana



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE CHUMBO (PB) EM ESPÉCIES DE PEIXES ASSOCIADA À QUALIDADE AMBIENTAL DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ (LONDRINA/PR)

por

Nelissa Camargo Torrezani

Dissertação de mestrado apresentada no dia 24/04/2015 como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Londrina/Apucarana, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O Candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado. (Aprovado ou Reprovado)

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

Prof.^a Dr.^a Kátia Valéria Marques Cardoso Prates - Membro Titular
(UTFPR)

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz - Membro Titular
(UEM)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

A Folha Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental.

Dedico este trabalho aos meus pais amados Ademir e Rute, além de toda a minha família, que apesar das dificuldades, sempre estiveram ao meu lado, compreendendo todo o meu esforço e dedicação.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que sempre cuidou de mim, dando-me coragem, paciência, sabedoria e inteligência nos momentos em que mais precisei para chegar até aqui.

A toda a minha família, especialmente aos meus pais Ademir e Rute, aos meus irmãos Neiva e Glauber, a minha cunhada Gabriela, aos meus sobrinhos Gabriel e Guilherme e ao meu namorado Cristian, que muitas vezes partilharam do seu tempo para escutar com toda paciência, carinho e respeito os meus anseios e desejos.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná, pela oportunidade e realização do mestrado.

A Fundação CAPES pelo apoio financeiro durante a realização do mestrado.

A todos os professores do Departamento de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental que compartilharam conhecimento, experiência e profissionalismo.

Ao Professor Edson Fontes de Oliveira que desde o início acreditou no meu potencial. Dando-me confiança e a responsabilidade para elaboração de cada detalhe desse trabalho. Agradeço por seus ensinamentos e conselhos durante essa jornada, não somente como professor, mas como amigo. Sinto orgulho por ter sido uma de suas primeiras orientadas do mestrado na UTFPR e feliz por mais uma vez compartilhar ao seu lado a conquista de mais um título em minha vida.

A minha co-orientadora Alessandra Furtado da Silva que durante esse período foi muito importante. Creio que sem a sua ajuda algumas coisas não seriam possíveis. Agradeço do fundo do meu coração pelos seus ensinamentos como professora, conselheira, companheira de viagem e amiga.

Aos meus amigos de sala de aula pelos estudos, trabalhos e churrascos.

A todos os amigos e companheiros de trabalho do Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada (LETA): Cristian, Bruno, Loueverton, Letícia, Nathalia, Dominique, Gabriel, Victor, Rodrigo, e Luiza, além de outros que participaram das coletas e biometria.

Ao Sr. José por nos levar e acompanhar nas coletas de peixes nos ribeirões de Londrina.

A Rafaela Squizzato pelo fornecimento dos dados referentes à Bacia do Ribeirão Cambé.

Aos amigos do Laboratório de Monitoramento Ambiental (LAMA): Newmar, com os auxílios na digestão das amostras de peixes, além de Alexandra e Estéfano pelas sugestões durante todo o processo de análise no GF AAS.

A Barbara Damásio, companheira fiel de ambos os laboratórios. Muito obrigada por ter contribuído diretamente nas coletas e elaboração dessa dissertação. Acredito em sua competência e responsabilidade para dar continuidade nessa pesquisa, porém se precisar pode contar comigo, pois você se tornou uma grande amiga.

Muito obrigada a todos!!!

*A tristeza quando chega ao coração do poeta, é igual a poluição
quando chega ao Rio vivo, morre.*

(Tiago Augusto da Cunha)

RESUMO

TORREZANI, Nelissa C. Avaliação da presença de chumbo (Pb) em espécies de peixes associada à qualidade ambiental da Bacia do Ribeirão Cambé (Londrina/PR). 2015. 57 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina e Apucarana. Londrina, 2015.

O chumbo é um elemento não-essencial, bioacumulador, com propriedades altamente tóxicas e responsável por efeitos agudos e crônicos nos seres vivos. Em concentrações elevadas podem promover danos às comunidades aquáticas, modificando sua estrutura e distribuição. O presente estudo verificou o grau de vulnerabilidade ambiental da Bacia do Ribeirão Cambé, a partir da avaliação da presença de chumbo nas espécies de peixes mais abundantes, por meio da técnica analítica de Espectrometria de Absorção Atômica com Atomizador em Forno de Grafite (GF AAS), assim como, pelos parâmetros da estrutura da assembléia de peixes que envolveram as análises de riqueza, equitabilidade, diversidade, abundância, biomassa e comprimento padrão das espécies. Além desses parâmetros, também foram analisadas variáveis físicas e químicas da água utilizando equipamentos portáteis (temperatura da água, pH, condutividade elétrica, turbidez e oxigênio dissolvido), e por último, a análise dos padrões de uso e ocupação do solo, obtidos por meio da literatura. Os resultados revelaram ampla área impermeabilizada ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Cambé e trechos de agricultura/campo, sendo essa última classe mais dominante no ponto de amostragem 6. Os parâmetros abióticos avaliados estiveram dentro do limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005, exceto o oxigênio dissolvido que revelou concentrações inferiores a 6 mg.L^{-1} nos pontos de amostragem 3 e 4, os quais compreendem o Lago Igapó, corpo aquático enquadrado na Classe I. Além disso, a condutividade elétrica foi elevada para todos os pontos, quando comparados aos valores estabelecidos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). Em relação à composição da ictiofauna, verificou-se a presença de três espécies exóticas: *Poecilia reticulata*, *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*, distribuídas com abundância na maioria dos pontos de amostragem. A espécie nativa *Hypostomus ancistroides* também esteve presente na maioria dos pontos do Ribeirão Cambé, evidenciando tolerância a ambientes poluídos, semelhantemente às espécies exóticas. Os pontos 2 e 5 foram os que apresentaram maior equitabilidade e diversidade. A *Poecilia reticulata* revelou maior abundância para todos os pontos de amostragem, enquanto a biomassa foi destaque para quatro espécies: *Geophagus brasiliensis*, *Oreochromis niloticus*, *Hypostomus ancistroides* e *Hypostomus regani*. Quanto ao comprimento padrão das espécies, a classe dos pequenos foi a mais representativa. Referente às concentrações de chumbo nas espécies de peixes, as médias no verão variaram de 0,18 a $6,74 \text{ mg.kg}^{-1}$, apresentando diferenças significativas e acima do limite permitido para os pontos 1, 2, 3, 4 e 5. No outono, as concentrações médias de chumbo variaram de 0,04 a $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ entre os pontos e abaixo do limite permitido, enquanto no inverno as médias variaram de 0,04 a $4,83 \text{ mg.kg}^{-1}$, apresentando diferenças significativas e acima do limite permitido para os pontos 2, 3 e 5. A partir desses dados, a Análise de Correlação Canônica confirmou que os pontos 1, 4 e 5 estavam afetados pela presença de chumbo, enquanto o ponto 6 se mostrou mais rico em oxigênio, além de maior biomassa e o ponto 2 evidenciou boa oxigenação e espécies de maior porte.

Palavras-chave: Contaminação. Elementos-traço. Ictiofauna. Uso e Ocupação do Solo. Bacia do Ribeirão Cambé.

ABSTRACT

TORREZANI, Nelissa C. Assessment of lead (Pb) presence in fish species associated with the environmental quality of Cambé Stream Basin (Londrina/PR). 2015. 57 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina e Apucarana. Londrina, 2015.

Lead is a non-essential element, bioaccumulative, with highly toxic properties and is responsible for acute and chronic effects on living beings. In high concentrations may promote damage to aquatic communities by modifying their structure and distribution. This study found the degree of environmental vulnerability of the Cambé Stream Basin, from the evaluation of the presence of lead in the most abundant species of fish, through the analytical technique of Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry (GF AAS), as well as the parameters of the fish assemblage structure involving wealth, equitability, diversity, abundance, biomass and standard length analysis of species, beyond the physical and chemical variables of water from portable equipment, and finally, the analysis of patterns of use and occupation of land obtained through literature. The results revealed wide impermeabilized area along the longitudinal gradient of Cambé Stream Basin and agriculture/field, the latter being most dominant class in the sampling point 6. The evaluated abiotic parameters (water temperature, pH, conductivity, turbidity and dissolved oxygen) were within the limit allowed by CONAMA Resolution 357/2005, except the dissolved oxygen showed concentrations below 6 mg L⁻¹ in the sampling points 3 and 4, which comprise the Igapó Lake, water body framed in Class I. In addition, the electrical conductivity was high for all points when compared to the values established by the Environmental Sanitation Technology Company (CETESB). Regarding the composition of fishes verified the presence of three exotic species: *Poecilia reticulata*, *Oreochromis niloticus* and *Tilapia rendalli*, in most heavily distributed sampling points. The *Hypostomus ancistroides* kind of native character also present in most parts of Cambé Stream, showing tolerance to polluted environments, similar to exotic species found. Points 2 and 5 were those with the highest evenness and diversity. *Poecilia reticulata* showed greater abundance for all sampling points and the biomass obtained emphasis on four species: *Geophagus brasiliensis*, *Oreochromis niloticus*, *Hypostomus ancistroides* and *Hypostomus regani*. As for the standard length of the small species was the most representative. Regarding lead concentrations in fish species, the means in the summer ranged from 0.18 to 6.74 mg.kg⁻¹, showing significant differences and above the limit allowed for the points 1, 2, 3, 4, and 5. In the autumn, the means concentrations of lead ranged from 0.04 to 0.17 mg.kg⁻¹, between points, with no statistical difference and below the limit allowed, and in winter, the means ranged from 0.04 to 4.83 mg.kg⁻¹, among the points, showing significant differences and above the limit allowed for the points 2, 3 and 5. Thus, from the Canonical Correlation Analysis confirmed that the points 1, 4 and 5 are affected by the presence of lead. Point 6 was more rich in oxygen, and the largest biomass and point 2 showed good oxygenation and larger species.

Keywords: Contamination. Trace elements. Ichthyofauna. Use and occupation of land. Cambé Stream Basin.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Pontos de amostragem da Bacia do Ribeirão Cambé.	17
Figura 2 - Áreas de uso e ocupação do solo da Bacia do Ribeirão Cambé.	19
Figura 3 - Médias e desvios-padrões de condutividade elétrica entre os pontos da Bacia do Ribeirão Cambé.	29
Figura 4 - Médias e desvios-padrões da turbidez entre os pontos do Ribeirão Cambé.	31
Figura 5 - Percentual de biomassa e abundância de cada espécie de peixe nos seis pontos de amostragem na bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR).	36
Figura 6 - Padrão de distribuição de comprimento das espécies de peixes coletadas nos seis pontos de amostragem.	38
Figura 7 - Concentração média e desvio padrão de Pb (mg.kg ⁻¹) nas espécies <i>P. reticulata</i> , <i>A. altiparanae</i> , <i>T. rendalli</i> , <i>O. niloticus</i> , e <i>H. ancistroides</i> da Bacia do Ribeirão Cambé em dezembro de 2013.	40
Figura 8 - Concentração média e desvio padrão de Pb (mg.kg ⁻¹) na espécie <i>O. niloticus</i> da Bacia do Ribeirão Cambé em março de 2014.	43
Figura 9 - Concentração média e desvio padrão de Pb (mg.kg ⁻¹) nas espécies <i>A. aff. paranae</i> , <i>O. niloticus</i> , <i>P. reticulata</i> e <i>H. ancistroides</i> da Bacia do Ribeirão Cambé em junho de 2014.	44
Figura 10 - Diagrama das CCA parciais: A) Para os parâmetros limnológicos dos pontos de amostragem P1 a P6 (OD = Oxigênio Dissolvido; pH; Turb = Turbidez; CE = Condutividade Elétrica; Pb = Concentrações de Chumbo nas espécies de peixes) e parâmetros da comunidade de peixes (Abund = Abundância; Biom = Biomassa; CpP = Percentuais de indivíduos por classe de tamanho de 0 a 10 mm; CpM = Percentuais de indivíduos por classe de tamanho maiores que 10 mm; E = Equitabilidade; H' = Índice de Diversidade de Shannon; S = Riqueza); B) Para os parâmetros de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Cambé em percentuais de área ocupada (Água = Superfície de ambientes aquáticos; Campo = Áreas de campo e agricultura; Imperm = Áreas urbanas com solo impermeabilizado; Solo = Solo exposto; Veg = Cobertura vegetal). As setas indicam a correlação dos parâmetros limnológicos e de uso e ocupação do solo com os eixos 1 e 2 das CCAs parciais, respectivamente. Os autovalores das CCAs parciais foram: A) 1o eixo = 0,217; 2o eixo = 0,045; B) 1o eixo = 0,217; 2o eixo = 0,046.	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização biogeofísica dos pontos de amostragem ao longo da Bacia do Ribeirão Cambé durante o período de estudo.....	18
Tabela 2 - Área (km ²) e os respectivos percentuais para cada classe de elemento de paisagem nos diferentes pontos amostrais.....	19
Tabela 3 - Parâmetros físicos utilizados na digestão das amostras de peixes.	22
Tabela 4 - Programa de temperatura do forno para a determinação do Pb.	23
Tabela 5 - Médias e desvios-padrões dos parâmetros limnológicos analisados no presente estudo.....	28
Tabela 6 - Posição taxonômica das espécies coletadas ao longo dos seis pontos amostrais da Bacia do Ribeirão Cambé.....	32
Tabela 7 - Número de indivíduos das espécies e padrões de diversidade da assembléia de peixes do Ribeirão Cambé analisados no presente estudo.	34

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Min.	Minutos
Seg.	Segundos
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
US	United States
IPPUL	Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Londrina
USGS	United States Geological Survey
NTU	Unidades Nefelométricas de Turbidez
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
SISBIO	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
GF AAS	Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry
LOD	Limite de detecção
CCA	Canonical Correlation Analysis
ANOVA	Análise de Variância
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Ache	Acetilcolinesterase
MOA	Monoamina oxidase

LISTA DE SÍMBOLOS

Pb	Chumbo
Ni	Níquel
Ca	Cádmio
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado
mS/cm	Milisiemens por centímetro
µs/cm	Microsiemens por centímetro
°C	Grau Celsius
kW	Quilowatt
A	Ampere
V	Voltagem
%	Porcentagem
v/v	Volume por volume
Pd	Paládio
G	Gramma
mg.L ⁻¹	Miligramma por litro
µg.L ⁻¹	Microgramma por litro
mL	Mililitro
µL	Microlitro
mg.kg ⁻¹	Miligramma por quilogramma
Nm	Nanômetro
L	Litro
σ	Desvio padrão médio
S	Inclinação da curva de calibração
Σ	Soma
Pi	Proporção de Indivíduos na amostra
Ln	Logaritmo natural
S	Riqueza
H'	Índice de Diversidade de Shannon
E	Equitabilidade
P	Pequeno
M	Médio
G	Grande
M	Músculo
I	Inteiro
Y	Concentração em µg.L ⁻¹ de Pb
A	Coeficiente angular da reta
B	Coeficiente linear da reta
X	Valor da absorbância
R ²	r ao quadrado

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	17
2.1.1. Localização, pontos de amostragem e uso e ocupação do solo.....	17
2.2. TOMADA DE DADOS LIMNOLÓGICOS E COLETA DE AMOSTRAS DE PEIXE.....	20
2.2.1. Estimativa de parâmetros abióticos.....	20
2.2.2. Amostragem de peixes no campo.....	20
2.2.3. Identificação e biometria dos espécimes coletados.....	21
2.3. PREPARAÇÃO E DIGESTÃO ÁCIDA DAS AMOSTRAS DE PEIXE	21
2.3.1. Materiais e Reagentes.....	21
2.3.2. Tratamento das amostras de peixes	21
2.4. DETERMINAÇÃO DE Pb EM PEIXES USANDO ESPECTRÔMETRO DE ABSORÇÃO ATÔMICA COM ATOMIZAÇÃO EM FORNO DE GRAFITE (GF AAS).....	23
2.4.1. Curva de Calibração	23
2.4.2. Instrumentação	23
2.4.3. Limite de Detecção Instrumental	24
2.5. ANÁLISE DOS DADOS	25
2.5.1. Análise de abundância, biomassa, comprimento, riqueza, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon da assembléia de peixes	25
2.5.2. Análises estatísticas.....	25
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
3.1. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ	27
3.2. PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS DO RIBEIRÃO CAMBÉ.....	27
3.3. COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA.....	32
3.4. CONCENTRAÇÃO DE Pb ACUMULADO EM PEIXES DE DIFERENTES ORDENS DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ	39
3.5. CORRELAÇÃO DAS VARIÁVEIS BIÓTICAS, ABIÓTICAS E USO E OCUPAÇÃO DO SOLO POR MEIO DA ANÁLISE DE CORRELAÇÃO CANONICA (CCA)	45
4. CONCLUSÃO	48
REFERÊNCIAS	49

1. INTRODUÇÃO

A poluição é um dos principais problemas enfrentados pela sociedade. Com o crescimento da população humana, o advento da urbanização e o rápido desenvolvimento econômico, alterações no meio ambiente podem ocorrer, afetando direta e indiretamente o ambiente e a saúde do homem. Dentre os poluentes ambientais, os metais pesados são de principal interesse, pois causam uma série de efeitos deletérios para os organismos aquáticos (GOLDSTEIN, 1990; GLEDHILL et al., 1997).

Os metais são elementos catiônicos e aniônicos comumente presentes em baixas concentrações no ambiente, por isso definidos como elementos-traço (PIERZYNSKI et al., 1994; SPARKS, 1995; ESSINGTON, 2004). Alguns desses metais são considerados essenciais para o funcionamento do organismo e outros são potencialmente perigosos, denominados como não-essenciais. Todavia, mesmo aqueles essenciais, quando em elevadas concentrações, podem trazer sérios prejuízos aos ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se assim, em contaminantes ou poluentes de solo e água (GUILHERME et al., 2005).

O chumbo (Pb) é um elemento não-essencial com propriedades altamente tóxicas e responsável por efeitos agudos e crônicos na saúde humana. Mesmo em baixas concentrações pode bloquear ou imitar a ação do cálcio, pois apresentam propriedades semelhantes, inibir enzimas relacionadas com a síntese de hemoglobina, bem como alterar todo metabolismo celular, provocando problemas neurológicos, cardiovascular, renal, gastrointestinal, hematológicos e efeitos no sistema reprodutor. O tipo e o grau dos efeitos dependem do nível e tempo de exposição ao metal (SHUQAIR, 2002; UNITED NATIONS, 2010).

De modo geral, a toxicidade do Pb depende de sua propriedade química. Na forma inorgânica a intoxicação ocorre através da via respiratória e digestiva (SADAO, 2002). Sua distribuição inicia-se nos tecidos moles e posteriormente, sofre redistribuição e deposição nos ossos, nos dentes e no cabelo. Quase todo o chumbo inorgânico circulante encontra-se associado aos eritrócitos (KLAASSEN, 1991). No entanto, a intoxicação do Pb orgânico ocorre principalmente através do Pb tetraetila e tetrametila. Esses compostos apresentam características lipossolúveis, sendo facilmente absorvidos pela pele, pelo trato gastrointestinal e pelos pulmões (KLAASSEN, 1991; SADAO, 2002). A toxicidade destes, todavia, deve-se à conversão dos mesmos em Pb trietila e Pb inorgânico (KLAASSEN, 1991).

As fontes antrópicas de Pb estão relacionadas principalmente às atividades de mineração e produção de metal não ferroso. Todavia, produtos ou resíduos constituídos por Pb, tais como tintas, pigmentos, munições, combustíveis fósseis, revestimentos de cabos e baterias podem também contribuir com a contaminação ambiental (UNITED NATIONS, 2010). Por outro lado, a introdução desse elemento pode decorrer de processos naturais, tais como: lixiviação do solo, erosão de rochas e atividades vulcânicas.

Nos sistemas aquáticos, o Pb pode apresentar forma iônica, em complexos orgânicos com materiais dissolvidos (húmus), associados a partículas coloidais, tais como óxido de ferro e manganês, ou ligados às partículas sólidas de argila ou restos de organismos mortos (ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 1993). Entretanto, o seu comportamento na água varia de acordo com alguns parâmetros físicos e químicos, tais como: pH, oxigênio dissolvido e dureza da água.

O Pb é reconhecidamente um elemento metálico bioacumulador, entretanto, o processo de biomagnificação do Pb inorgânico na cadeia alimentar aquática não é muito conhecido. Isso pode ser parcialmente explicado pelo fato de que o Pb nos vertebrados é preferencialmente estocado em ossos, o que diminui o risco de transmissão desse metal para outros organismos na cadeia alimentar (TUKKER et al., 2001).

É crescente o interesse por estudos com bioindicadores ambientais. Segundo Schirmer (1992), a concentração de elementos-traço nos organismos aquáticos constitui-se da verdadeira quantidade biodisponível desses elementos nos corpos d'águas. Os peixes estão entre os organismos que respondem de forma mais variada quando em contato com um determinado contaminante. Esses organismos são considerados ótimos indicadores de carcinogenicidade, mutagenicidade e genotoxicidade em humanos. Quanto à dinâmica das cadeias tróficas, os peixes são vetores diretos de contaminantes ou metais tóxicos para seus consumidores, via processo de biomagnificação (AI-SABTI; METCALFE, 1995).

Dentro desse contexto, a análise da estrutura das assembléias de peixes proporciona uma visão integrada das condições em que se encontram os ecossistemas aquáticos, constituindo-se outra forma bioindicadora da qualidade do hábitat e dos efeitos dos impactos (CASATTI et al., 2008). Abes e Agostinho (2001) e Filho et al. (2008) citam que variáveis como largura de canais, profundidade, temperatura da água e do ar, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, demanda química de oxigênio, turbidez e substrato afetam diretamente a riqueza, composição e estrutura das assembléias de peixes, além dos impactos antropogênicos

relacionados com as diferentes utilizações terrestres (PENCZAK et al., 1994), que contribuem negativamente com os atributos da assembléia de peixes.

A Bacia do Ribeirão Cambé, a qual cruza a zona urbana da cidade de Londrina (PR), tem sido alvo de diversas interferências humanas, tais como: lançamentos irregulares de esgoto doméstico, assoreamento e poluição química. Yabe e Oliveira (1998), nessa mesma bacia, já identificaram elementos-traço como: Pb, níquel (Ni), cádmio (Cd), cromo (Cr) e cobre (Cu), introduzidos, segundo eles, por fontes urbanas e industriais.

Diante do exposto, o presente estudo verificou o grau de vulnerabilidade ambiental da Bacia do Ribeirão Cambé, a partir da avaliação da presença de concentração de Pb nas espécies de peixes mais abundantes, assim como da análise de parâmetros da estrutura da assembléia de peixes, das variáveis físicas e químicas da água e dos padrões de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1.1. Localização, pontos de amostragem e uso e ocupação do solo

A Bacia do Ribeirão Cambé (Figura 1) está situada no município de Londrina/PR, apresentando aproximadamente 77,20 km² e 25 km ao longo de seu curso principal (ARAÚJO, 2004) e 219 metros de gradiente altitudinal (NEVES, 2012). Suas coordenadas geográficas compreendem 23°08'47" e 23°55'46" de Latitude Sul e 50°52'23" e 51°19'11" de Longitude Oeste (PREFEITURA DE LONDRINA, 2014). Nessa bacia foram selecionados seis pontos de amostragem, partindo da cabeceira até a foz, conforme demonstrado na Figura 1. As coletas dos parâmetros abióticos e bióticos foram realizadas entre os anos de 2013 e 2014, abrangendo as estações do verão outono e inverno.

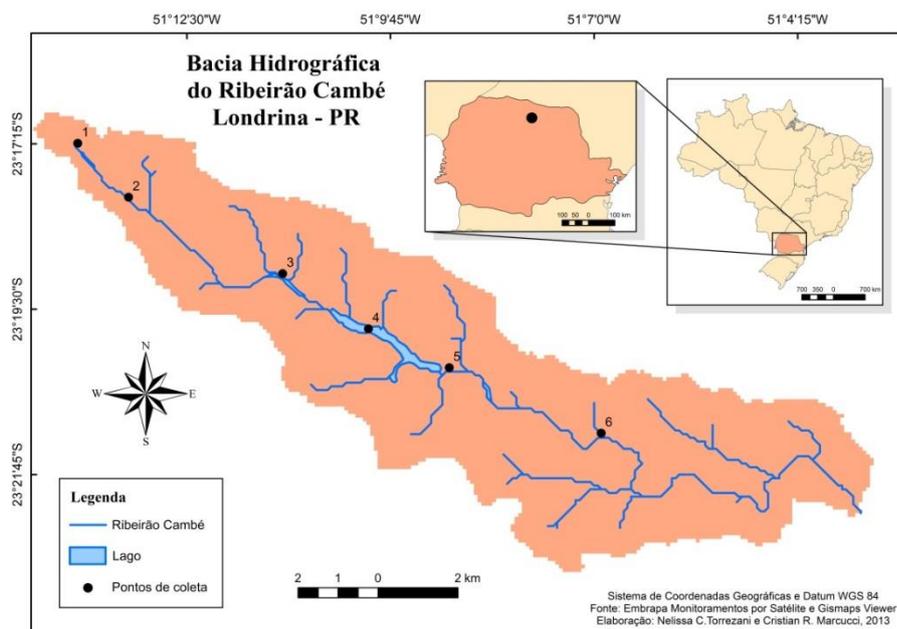


Figura 1 - Pontos de amostragem da Bacia do Ribeirão Cambé.
Fonte: Autoria própria.

A seleção dos pontos teve como prioridade os critérios de acessibilidade, potencial de contaminação, atividade de pesca amadora e sistemas límnicos diferentes (lóticos e lânticos). Já as características biogeofísicas da bacia estão apresentadas logo abaixo na Tabela 1. Para melhor caracterização, os pontos de amostragem estudados foram definidos em trechos como cabeceira, médio e foz.

Tabela 1 - Caracterização biogeofísica dos pontos de amostragem ao longo da Bacia do Ribeirão Cambé durante o período de estudo.

Pontos de Amostragem	Trecho de cabeceira		Trecho médio (Lago)		Trecho próximo à foz	
	1	2	3	4	5	6
Altitude (m)	604	586	539	526	516	431
Latitude	23°17'14,6"	23°17'42,7"	23°19'0,84"	23°19'45,84"	23°20'17,52"	23°21'11,16"
Longitude	51°13'58"	51°13'37,6"	51°11'12,12"	51°10' 2,64"	51°8'57,12"	51°6'54"
Substrato predominante	Rchoso	Arenoso	Areno-Argiloso	Areno-Argiloso	Rchoso	Rchoso
Declividade	Baixa	Baixa	Baixa	Moderada	Alta	Alta
Vegetação ribeirinha	Arbórea-Arbustiva	Arbórea-Arbustiva	Arbórea-Rasteira	Arbórea-Rasteira	Arbórea-Rasteira	Arbórea-Rasteira-Arbustiva
Uso e ocupação do solo	Urbana-Industrial	Urbana-Industrial	Urbana	Urbana	Urbana	Agropecuária
Erosão nas margens	Moderada	Acentuada	Ausente	Ausente	Moderada	Moderada

Fonte: Autoria própria.

Referente ao uso e ocupação do solo da Bacia do Ribeirão Cambé, estudos de análise espaciais realizados a partir de imagens de sensoriamento remoto de alta resolução (SPOT com resolução espacial de 5 metros - 2005) e avaliados por Squizzato (2014), revelaram as classes de paisagens mais frequentemente encontradas ao longo do gradiente longitudinal da bacia. O mesmo autor supracitado classificou essas classes em cinco elementos (Figura 2): (i) Vegetação densa; (ii) Água (corpo hídrico); (iii) Solo exposto; (iv) Área impermeabilizada (antrópica); e (v) Agricultura/Campo, sendo definidas de acordo com os usos mais comuns do ribeirão.

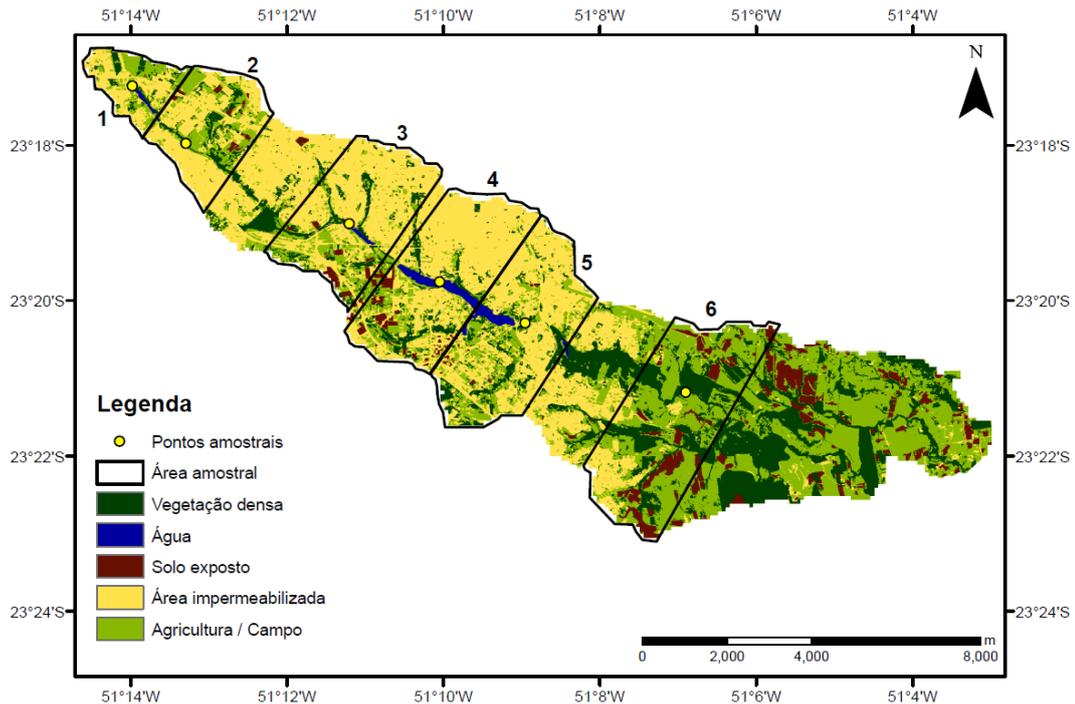


Figura 2 - Áreas de uso e ocupação do solo da Bacia do Ribeirão Cambé.
Fonte: Squizzato (2014).

Alvo de impactos antrópicos, a área estudada é amplamente impermeabilizada em função do trecho urbano no qual está inserida, compondo de diversos estabelecimentos, tais como: indústrias, residências, postos de gasolinas, rodovias, hospitais, entre outros. Os valores percentuais referentes às áreas relativas ocupadas por cada uma das classes de uso e ocupação de solo no entorno dos pontos de amostragem, encontram-se descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Área (km²) e os respectivos percentuais para cada classe de elemento de paisagem nos diferentes pontos amostrais.

Classes	P1		P2		P3		P4		P5		P6	
	Área	(%)	Área	(%)								
Vegetação densa	0,3	12,68	0,56	11,17	0,82	10,83	0,83	9,2	1,17	12,67	2,74	25,52
Água	0,04	1,81	0,01	0,06	0,06	0,75	0,36	4,04	0,25	2,68	0,01	0,04
Solo exposto	0,01	0,36	0,14	2,69	0,22	2,87	0,35	3,85	0,06	0,64	1,22	11,41
Área impermeab.	1,27	52,73	2,96	58,71	5,11	67,36	6,09	67,79	5,63	61,1	1,3	12,13
Agricultura/Campos	0,78	32,42	1,38	27,37	1,38	18,18	1,36	15,12	2,11	22,9	5,46	50,9
Área total	2,4	100	5,04	100	7,59	100	8,99	100	9,21	100	10,73	100

Fonte: Squizzato (2014).

2.2. TOMADA DE DADOS LIMNOLÓGICOS E COLETA DE AMOSTRAS DE PEIXE

2.2.1. Estimativa de parâmetros abióticos

Parâmetros físicos e químicos da água foram aferidos em campo, tais como: pH (peagâmetro portátil TECNOPON, Modelo MPA 210P), condutividade elétrica (mS/cm) (condutivímetro portátil INSTRUTHERM, Modelo CD-860), oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) (oxímetro portátil Politerm, modelo POL-60), turbidez (NTU) (turbidímetro portátil TECNOPON, Modelo TB 1000P) e temperatura da água (°C).

2.2.2. Amostragem de peixes no campo

As coletas de peixes foram implementadas sob licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO; Licença permanente nº 28.113-1/2011).

Para a captura dos peixes nos pontos de coleta selecionados foram utilizados equipamentos como pesca elétrica (gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2A), redes de espera, peneiras, puçás e varas de pesca. A técnica aplicada variava com o tipo de sistema límnic. Em cada ponto foi percorrido um trecho total, de jusante a montante do ponto amostrado, de aproximadamente 50 m de extensão. As coletas ocorreram trimestralmente no período de dezembro de 2013 a junho de 2014, com esforço amostral de 40 min. cada, delimitando os segmentos amostrados com redes de contenção multifilamentadas com malha de 2 mm entre nós, usados somente nos ambientes lóticos.

No campo, os peixes coletados foram imediatamente colocados em sacos plásticos esterilizados e acondicionados em caixa térmica com gelo até a chegada ao laboratório, onde foram congelados e mantidos sob refrigeração ($\pm 4^{\circ}\text{C}$) até a realização dos ensaios.

2.2.3. Identificação e biometria dos espécimes coletados

Os espécimes de peixes coletados, após o descongelamento, foram identificados por meio de chaves de identificação, baseado na literatura de Graça e Pavanelli (2007). Posteriormente, foram medidos com o auxílio de um ictiômetro e pesados em balança analítica (Shimadzu, modelo BL3200H), para a avaliação da estrutura de comunidades, que envolvem os parâmetros de abundância, biomassa, riqueza, equitabilidade, diversidade de Shannon e comprimento padrão. Logo em seguida, os peixes foram submetidos ao processo de digestão ácida e análise no Espectrômetro de Absorção Atômica com Atomização em Forno de Grafite (GF AAS), para a investigação da presença de chumbo nos tecidos.

2.3. PREPARAÇÃO E DIGESTÃO ÁCIDA DAS AMOSTRAS DE PEIXE

2.3.1. Materiais e Reagentes

No processo de digestão ácida das amostras foram utilizados ácido nítrico (HNO_3) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) suprapuros, de alto grau analítico, bem como a água na condição ultrapura (Purelab Option Q Elga, Inglaterra). O uso desses dois reagentes, associados aos parâmetros de pressão, temperatura e radiação do microondas (Titan MPS, PerkinElmer, US) favoreceram a oxidação de materiais orgânicos e, conseqüentemente, a conversão da amostra sólida em líquida.

2.3.2. Tratamento das amostras de peixes

Após a biometria dos peixes, as amostras de músculo foram retiradas com auxílio de um bisturi e tesoura, previamente descontaminados com HNO_3 (30% v/v). Peixes menores foram analisados inteiros, pois não permitiam a retirada de quantidades mínimas de amostras para digestão ácida. Em seguida, as amostras foram secas em estufa com circulação de ar

forçada por um período de 48 horas a 50°C e posteriormente foram submetidas aos processos de trituração em gral de porcelana, quarteamento e peneiramento em malhas de poliéster com abertura de 63 µm para uma melhor homogeneização e distribuição da amostra possivelmente contaminada por chumbo.

Foram utilizados aproximadamente 300 mg de amostras de peixe, usando balança analítica (Mettler Toledo, modelo ML204/A01) e em triplicata, sendo transferidas para vessels do digestor. Em capela, foram adicionados 8 mL de HNO₃ e 2 mL de H₂O₂, além da preparação do branco (adição de reagentes sem amostra no vessel). Após 10 minutos em repouso, as amostras foram digeridas no digestor assistido por microondas. Os parâmetros físicos utilizados no digestor assistido por microondas estiveram conforme a recomendação do fabricante (Tabela 3).

Tabela 3 - Parâmetros físicos utilizados na digestão das amostras de peixes.

Etapas	Temperatura	Pressão	Tempo Rampa	Tempo de permanência (min)	Potência (%)
1	190	40	6	10	90
2	50	0	1	1	0
3	50	0	1	10	0
4	50	0	1	10	0
5	50	0	1	1	0

Fonte: PerkinElmer Titan MPS - Microwave Sample Preparation System.

Após a conclusão do processo de digestão, as amostras e o branco permaneceram em repouso por cerca de 20 minutos nos vessels, até alcançar a temperatura ambiente. Em capela, as amostras concentradas em ácidos foram transferidas para tubos de polipropileno. Com auxílio de uma balança analítica, obteve-se volume final de 15 mL com água ultrapura.

2.4. DETERMINAÇÃO DE Pb EM PEIXES USANDO ESPECTRÔMETRO DE ABSORÇÃO ATÔMICA COM ATOMIZAÇÃO EM FORNO DE GRAFITE (GF AAS)

2.4.1. Curva de Calibração

Foram preparadas soluções padrões de Pb nas concentrações de 5, 10, 20, 30 e 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$, a partir de uma solução padrão de 1000 mg.L^{-1} (marca Fluka) de Pb para a obtenção da curva de calibração e posteriormente a leitura das amostras de peixes possivelmente contaminadas por chumbo.

2.4.2. Instrumentação

O Espectrômetro de Absorção Atômica em Forno de Grafite modelo Thermo Scientific ICE 3300 com corretor de deutério foi usado neste estudo para a determinação de Pb presente nas amostras de peixe. Foram usados argônio como gás inerte e lâmpada de cátodo oco como fontes de energia. O programa de temperatura é apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Programa de temperatura do forno para a determinação do Pb.

Etapa	Temperatura (°C)	Tempo (seg)	Rampa (°C/seg)	Fluxo do Gás (L/min)
1ª Secagem	120	30	10	0,2
2ª Pirólise	600	20	150	0,2
3ª Atomização	1800	3	0	-
4ª Limpeza	2500	3	0	0,3

Fonte: Adaptado ICE 3300, Thermo Scientific, Estados Unidos.

O comprimento de onda do Pb foi de 217 nm, a corrente de 4 mA e a largura da fenda de 0,5 nm. Foram usados tubos de grafite revestidos piroliticamente e a área do sinal transiente. Aproximadamente 30 µL de amostra foram injetados no forno de grafite, sendo 10 µL de modificador químico (paládio - Pd) e 20 µL da amostra digerida. Vale ressaltar que o uso de modificadores químicos aumenta a volatilidade da matriz e retarda a volatilização do analito, ou seja, do Pb (SKOOG, 2005). Para cada amostra foram realizadas leituras em triplicatas. Para a obtenção da concentração do elemento-traço Pb em µg.g⁻¹ foi aplicado o seguinte cálculo:

$$[\text{Pb}] \text{ } \mu\text{g.g}^{-1} = \frac{([\text{Pb}] \text{ } \mu\text{g L}^{-1} \times \text{Volume da amostra (L)})}{\text{Massa em gramas}}$$

Ao final das leituras no GF AAS foi realizado o Teste de Recuperação do chumbo para validação do método, ou seja, comprovação do desempenho analítico dos procedimentos investigados. Dessa forma, para a verificação, cerca de 10 µL de padrão de Pb foram adicionados em pelo menos duas amostras com concentrações máximas e mínimas já quantificadas.

2.4.3. Limite de Detecção Instrumental

O limite de detecção instrumental foi calculado com base no desvio padrão obtido para uma série de 10 medidas de brancos. O valor encontrado foi multiplicado por três e dividido pelo coeficiente angular da reta (slope da curva) do respectivo elemento-traço investigado nesse estudo.

$$\text{LOD} = 3\sigma/S$$

Onde:

LOD = limite de detecção

σ = desvio padrão médio de 10 medidas do branco

S = inclinação da curva de calibração

2.5. ANÁLISE DOS DADOS

2.5.1. Análise de abundância, biomassa, comprimento, riqueza, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon da assembléia de peixes

A estrutura da assembléia íctica foi analisada a partir de parâmetros de riqueza, equitabilidade e diversidade além das relações de abundância-biomassa e padrão de comprimento das espécies coletadas.

A Riqueza (S) representa o número de espécies em um determinado ponto, a Diversidade (H') foi calculada pelo índice de Shannon-Wiener que leva em consideração a riqueza e a equitabilidade das espécies ($H' = -\sum p_i \ln p_i$, onde \ln = logaritmo natural e p_i = proporção de indivíduos na amostra) e a Equitabilidade (E) indica a distribuição relativa da abundância entre as espécies ($E = H'/\log S$, onde H' = índice de diversidade de Shannon e S = riqueza).

Quanto à abundância foi considerado o número médio de indivíduos por coleta, por outro lado a biomassa correspondeu ao peso médio dos indivíduos (g), enquanto os padrões de comprimento foram avaliados a partir dos percentuais de indivíduos pertencentes a cada uma das três classes criadas, P (0-100 mm), M (100-200 mm) e G (200-300 mm), todos estimados por ponto de amostragem.

2.5.2. Análises estatísticas

A Análise de Variância (ANOVA) e o Teste não paramétrico de Tukey foram aplicados com intuito de verificar a ocorrência de diferenças significativas entre as concentrações médias de Pb encontrados nas amostras de peixes entre os pontos.

Análises de Correlação Canônica (CCA) parciais foram aplicadas para verificar as possíveis correlações multivariadas entre os diferentes pontos do ribeirão, os parâmetros bióticos (abundância, biomassa, riqueza, equitabilidade, diversidade e comprimento padrão) matriz principal da CCA. Abióticos (temperatura da água, pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e concentração de Pb no sistema aquático por meio de um bioindicador) e

o uso e ocupação do solo (áreas relacionadas à vegetação densa, corpo hídrico, solo exposto, área impermeabilizada e agricultura/campo), com esses últimos parâmetros constituindo as matrizes secundárias da CCA.

Inicialmente foi analisada a correlação entre os parâmetros bióticos e os pontos de amostragem para obtenção dos coeficientes canônicos das variáveis. Na sequência foi realizada uma primeira CCA entre os autovalores dos parâmetros bióticos e os abióticos, e uma segunda CCA entre os mesmos autovalores dos parâmetros bióticos e os parâmetros de uso e ocupação do solo. As correlações entre os parâmetros bióticos, abióticos e de uso e ocupação do solo e os eixos canônicos foram plotados na forma de vetores, indicando as correlações entre as variáveis e os pontos no espaço multivariado (JOHNSON; WICHERN, 1998).

A opção pela realização de duas CCAs parciais foi em razão do menor número de parâmetros bióticos em relação aos demais, conduzindo à análise dos padrões multivariados de correlação separadamente. As análises foram realizadas no software STATISTICA10[®] e no PC-Ord (MCCUNNE; MEFFORD, 1999).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ

Como base no levantamento realizado por Squizzato (2014) a partir de imagem de satélite, os valores percentuais de cobertura de cada uma das classes de uso e ocupação de solo no entorno dos pontos de amostragem revelaram tendência no aumento de área impermeabilizada do ponto 1 ao ponto 4 (52,73% para 67,79%, respectivamente) e tendência de diminuição da classe agricultura/campo ao longo dos mesmos pontos (32,42% para 15,12%, respectivamente; Tabela 2).

Entretanto, o ponto 6, mais afastado do centro urbano, compreende uma área de intensa pastagem e vegetação densa na margem esquerda do ribeirão, com 50,90% e 25,52%, respectivamente. Vale ressaltar, que a montante do respectivo ponto amostral encontra-se instalada a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município de Londrina, a qual lança o seu efluente tratado no ribeirão em estudo.

3.2 PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS DO RIBEIRÃO CAMBÉ

As médias e os desvios-padrões dos parâmetros limnológicos analisados no presente estudo durante o período de 2013 a 2014 estão descritos na Tabela 5. Vale ressaltar que de acordo com a Portaria SUREHMA nº 3, de 21 de março de 1991, o Ribeirão Cambé e seus afluentes até o Parque Arthur Thomas estão enquadrados como corpo hídrico de Classe I. Dessa forma, até o ponto de amostragem 5 da área de estudo o curso d'água está dentro dessa classe.

Tabela 5 - Médias e desvios-padrões dos parâmetros limnológicos analisados no presente estudo.

Pontos	Temperatura da água (°C)	pH	Condutividade elétrica (µS/cm)	Turbidez (NTU)	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)
1	21.98 ± 2.50	7.59 ± 0.97	158.44 ± 98,78	14.26 ± 8.50	6.06 ± 2.47
2	23.10 ± 4.07	8.28 ± 0.93	139.77 ± 54,91	21.39 ± 13.86	7.53 ± 0.79
3	23.07 ± 3.21	8.10 ± 1.14	263.77 ± 39,93	11.63 ± 13.67	5.6 ± 1.53
4	23.48 ± 1.81	8.00 ± 0.99	167.33 ± 17,87	3.55 ± 1.98	5.1 ± 1.79
5	24.62 ± 2.37	8.2 ± 0.72	152.50 ± 12,88	1.21 ± 0.74	7.41 ± 1.45
6	25.68 ± 3.83	7.87 ± 0.58	403.97 ± 60,99	19.82 ± 10.27	8.51 ± 5.91

A temperatura da água registrou média mínima de 21,98°C para o ponto 1 e máxima de 25,68°C para o ponto 6, revelando variação também esperada para o período do ano em que as análises foram realizadas.

O pH, parâmetro que estima o grau de acidez ou alcalinidade da água, apresentou média mínima de 7,59 para o ponto 1 e máxima de 8,28 para o ponto 2. Os valores médios do ponto 1 ao ponto 5 encontram-se dentro do limite permitido pela Resolução Conama 357/2005, que estabelece um pH para corpos hídricos de Classe I entre 6 e 9. No ponto 6 o valor de pH continua dentro desse mesmo limite.

A condutividade elétrica, parâmetro que avalia a capacidade de uma solução conduzir corrente elétrica por meio da concentração de íons dissolvidos, apresentou uma média mínima de 139 µS/cm para o ponto 2 e máxima de 403 µS/cm para o ponto 6. Esse parâmetro não é considerado pela Resolução Conama 357/2005, porém, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) propõe valor de até 100 µS/cm. Portanto, considerando-se esse limite, todos os pontos investigados apresentaram condutividade elétrica acima do máximo recomendado, com diferenças significativas entre os pontos, conforme demonstrado na Figura 3.

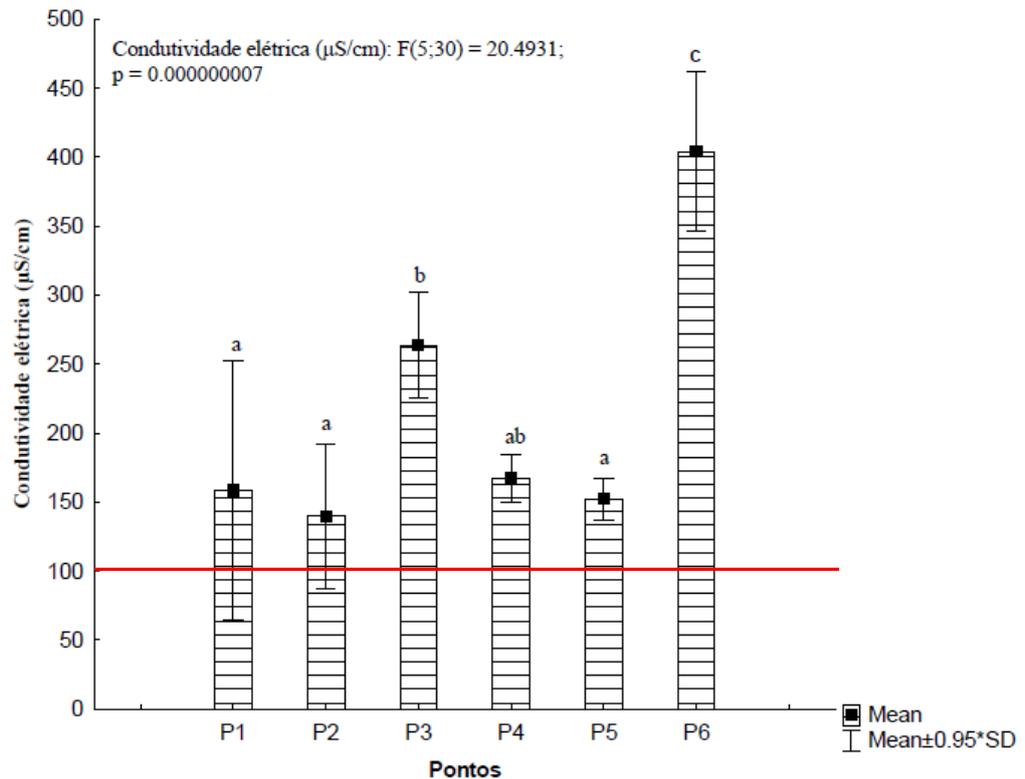


Figura 3 - Médias e desvios-padrões de condutividade elétrica entre os pontos da Bacia do Ribeirão Cambé. Médias de colunas diferentes seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Em relação aos pontos 1, 2, 4 e 5 não foram verificadas diferenças significativas entre os valores de condutividade elétrica. Entretanto, o ponto 3 e 6 diferiram significativamente entre eles e em relação aos demais pontos, exceto o ponto 3 que não revelou diferença significativa com o ponto 4.

Os níveis elevados de condutividade elétrica revelados pelos pontos 3 e 6, independente da estação de coleta, podem ser atribuídos às condições locais. Na imagem de uso e ocupação do solo da bacia, avaliado por Squizzato (2014; Figura 2), é possível visualizar para o ponto 3 uma extensa área impermeabilizada que contribuem fortemente para o escoamento de sedimento em suspensão e o carreamento de resíduos urbanos em épocas de intensas chuvas. O ponto de amostragem 3 está inserido no Lago Igapó 4 e, de acordo com Meneghel (2003) e Araújo (2004), em 2003 e 2004 houve intensa entrada de esgoto e resíduos sólidos, os quais chegaram até o lago através das águas pluviais.

Almeida (2013) afirma que dados preliminares já evidenciavam assoreamento dos lagos 1, 2, 3 e 4 em 2013, comprovando o lançamento de poluição difusa e esgotos clandestinos. Já no ano de 2015, avaliações no Lago Igapó acusaram elevados níveis de

sulfetos e nitratos, resultado do despejo de lixo, poluentes de veículos e possíveis pontos de esgotos clandestinos (DIAS, 2015).

Em relação ao ponto 6, a alta condutividade elétrica deve-se possivelmente a presença de áreas de agricultura/campo ao lado direito da margem do riacho, que contribui vigorosamente no escoamento superficial de sais provenientes do solo em épocas chuvosas. Além disso, há ocorrência de lançamento de esgoto tratado pela ETE do município de Londrina, a montante do ponto de amostragem.

A turbidez, parâmetro que avalia a concentração de substâncias suspensas na água, sejam sólidos finamente desagregados ou em estado coloidal, ou mesmo organismos microscópicos, apresentou média variando entre 1,21 NTU para o ponto 5 a 21,39 NTU para o ponto 2 (Tabela 5 e Figura 4). De acordo com a Resolução Conama 357/2005, esse parâmetro para o Ribeirão Cambé encontra-se dentro do limite permitido, sendo recomendado por essa resolução até 40 NTU para corpo hídrico de Classe I.

O ponto 2 apresentou valores de turbidez significativamente maiores do que o ponto 5, conforme demonstrado na Figura 4. O ponto 2 está localizado a jusante de uma queda de água após um pequeno trecho canalizado do Ribeirão sob uma rodovia, seguido por trecho com fundo tipicamente arenoso, o que favorece a suspensão de partículas na coluna d'água. Contudo, o ponto 5, apesar de ambiente típico de corredeiras, com fundo rochoso, dificulta a suspensão de material inorgânico ou orgânico. Além disso, entre os pontos 4 (Lago Igapó 1) e o ponto 5 há uma barragem, a qual tende a reter sólidos suspensos (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

No ponto 5 verifica-se, ainda, a presença de floresta ripária com estrutura relativamente equilibrada, com presença de estratos herbáceos, arbustivo e arbóreo, auxiliando no processo de retenção de materiais alóctones e redução da erodibilidade local.

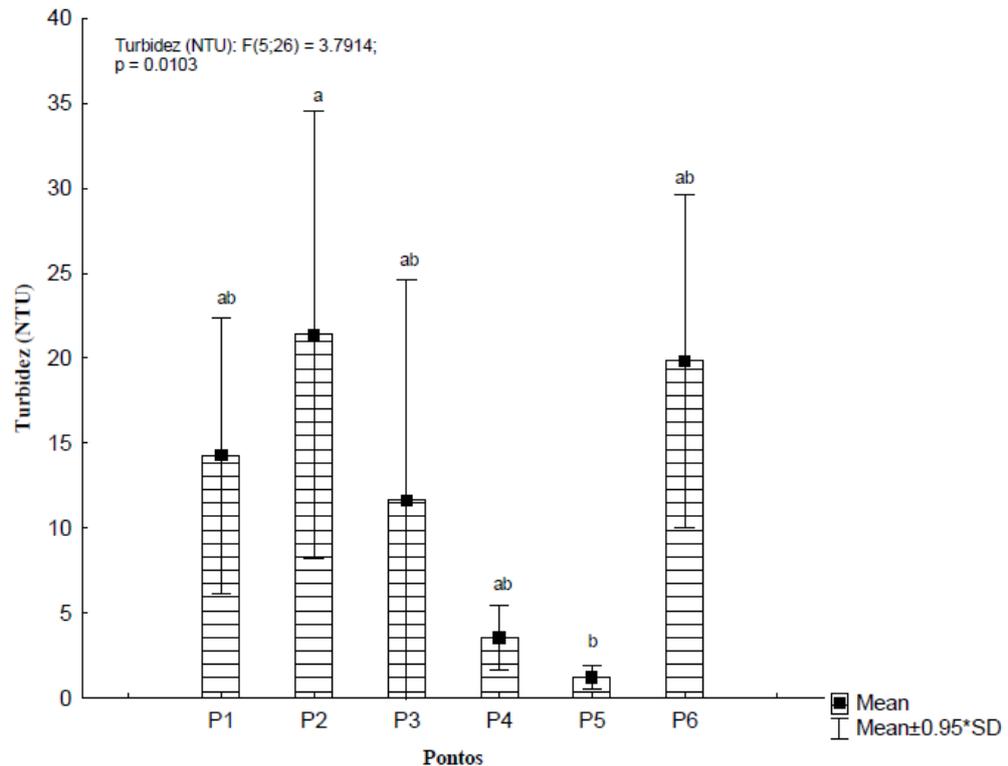


Figura 4 - Médias e desvios-padrões da turbidez entre os pontos da Bacia do Ribeirão Cambé. Médias de colunas diferentes seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Referente ao parâmetro oxigênio dissolvido, somente os pontos 1, 2, 5 e 6 apresentaram valores dentro do limite permitido pela Resolução Conama 357/2005 para corpo hídrico de Classe I (Tabela 5). Entretanto para os pontos 3 e 4, enquadrados nessa mesma Classe, região referente ao Lago Igapó, os valores obtidos foram inferiores a 6 mg.L^{-1} . Dessa forma, a menor média encontrada foi de $5,10 \text{ mg.L}^{-1}$ para o ponto 4 (Lago Igapó 1) e a maior foi de $8,51 \text{ mg.L}^{-1}$ para o ponto 6. Sabe-se que esse parâmetro é extremamente relevante para o funcionamento do sistema aquático e valores menores que 6 mg.L^{-1} indicam possivelmente águas poluídas, devido ao processo de decomposição microbiana da matéria orgânica.

Como o valor de oxigênio dissolvido apresentou-se próximo e abaixo do limite mínimo estabelecido pelo CONAMA, cabe ressaltar que baixas concentrações de oxigênio (hipóxia) afetam a fisiologia, bioenergética, comportamento e crescimento (RANTIN; JOHANSEN, 1984), bem como influencia diretamente o padrão de distribuição espacial de espécies no ambiente aquático (OLIVEIRA; GOULART, 2000).

3.3 COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA

Foram coletados 1.172 exemplares ao longo da Bacia do Ribeirão Cambé entre o período de 2013 a 2014, perfazendo uma biomassa total de 4.782,67 g, pertencentes a quatro ordens, cinco famílias, oito gêneros e treze espécies (Tabela 6).

Tabela 6 - Posição taxonômica das espécies coletadas ao longo dos seis pontos amostrais da Bacia do Ribeirão Cambé.

ORDEM	NOME POPULAR	HÁBITAT COLETADO	GUILDA TRÓFICA
CYPRIDONTIFORMES			
POECILIDAE			
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)			
<i>Phalloceros aff. caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	Barrigudinho	Lêntico/Lótico	Detritívoro/Omnívoro
PERCIFORMES			
CICHLIDAE			
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)			
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Tilápia/Cará	Lêntico	Omnívoro
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1824)			
SILURIFORMES			
LORICARIDAE			
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)			
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)	Cascudo	Lêntico/Lótico	Detritívoro
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)			
<i>Hypostomus</i> sp.			
HEPTAPTERIDAE			
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	Jundiá	Lótico	Omnívoro
CHARACIFORMES			
CHARACIDAE			
<i>Astyanax aff. paranae</i> (Eigenmann, 1914)			
<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti e Britski, 2000)	Lambari	Lêntico/Lótico	Insetívoro
<i>Astyanax bockmanni</i> (Vari e Castro, 2007)			

Dentre as espécies de peixes coletadas na Bacia do Ribeirão Cambé estão três exóticas: *P. reticulata*, *O. niloticus* e *T. rendalli*. Essas espécies demonstram maior resistência a ambientes degradados e um comportamento ecológico generalista e oportunista. Muitas espécies da família Poeciliidae, principalmente *P. reticulata* e *P. aff. caudimaculatus* são

usadas como indicadoras de integridade de habitats aquáticos (BOZZETTI; SCHULZ, 2004; FERREIRA; CASATTI, 2006; PINTO et al., 2006; VIEIRA; SHIBATTA, 2007).

P. reticulata mostrou-se dominante em todos os pontos selecionados (Figura 1), desde a nascente até a foz do ribeirão Cambé, compreendendo tanto ambientes lênticos como lóticos. Trata-se de uma espécie introduzida no Brasil para controle biológico, mas apresenta caráter oportunista com hábitos alimentares detritívoro e omnívoro (KOHNEM, 1991). Sua alta densidade em ambientes aquáticos urbanos está relacionada à elevada taxa reprodutiva e plasticidade adaptativa a ambientes impactados. Segundo Vazzoler (1996), *P. reticulata* apresenta fecundação interna e vários eventos reprodutivos independentes da sazonalidade, apresentando ainda adaptações fisiológicas que favorecem a sua colonização em diversos ambientes, inclusive em locais com baixas concentrações de oxigênio e variações na salinidade (SOUZA; TOZZO, 2013).

Estudos relacionados a essa espécie já foram realizados por Oliveira e Bennemann (2005) no Ribeirão Cambé, nos quais verificaram expressiva dominância de *P. reticulata* em alguns trechos, comumente associada às péssimas condições de qualidade ambiental. Dessa forma, *P. reticulata* pode ser utilizada como indicadora de ambientes aquáticos alterados. Segundo Araújo (1998), valores maiores que 20% de *P. reticulata* já podem indicar a ocorrência de locais degradados. No presente estudo foram encontrados valores próximos ou iguais a 100% de *P. reticulata* nos pontos de amostragem durante todas as estações.

A espécie *O. niloticus* ocorreu com maior abundância nos pontos 1, 2, 3, 4 e 6 (Figura 1). Trata-se de uma espécie com hábito alimentar omnívoro (MEURER et al. 2000). Indivíduos adultos dessa espécie são muito explorados pela pesca amadora nos pontos 3 e 4 (Lago Igapó), sendo normalmente utilizadas como fonte alimentar. Segundo Hayashi et al. (1995), essa espécie tem alto potencial na aquicultura em razão da sua rusticidade, rápido crescimento e adaptação ao confinamento. Além disso, Popman e Phelps (1998) relatam a resistência da espécie *O. niloticus* às condições de alta temperatura, baixa concentração de oxigênio dissolvido e alta concentração de amônia na água.

A espécie *T. rendalli*, exótica na Bacia do Ribeirão Cambé, detém altas plasticidades ecológica e alimentar que favorecem a sua permanência em diferentes condições ambientais. No Ribeirão Cambé apresentou maior abundância nos pontos de amostragem 2, 3 e 4 (Figura 1), sendo muito explorada por meio da pesca amadora nas regiões dos lagos. Sabe-se que essa espécie é amplamente distribuída geograficamente e de hábito oportunista, o que

provavelmente favoreceu a sua proliferação ao longo da Bacia do Ribeirão Cambé desde quando foi introduzida.

Por outro lado, quanto à presença de espécies nativas na Bacia do Ribeirão Cambé, a espécie *H. ancistroides* foi que obteve maior ocorrência nos pontos 2, 3, 5 e 6 (Figura 1). De hábito detritívoro, essa espécie possui capacidade morfo-fisiológica de absorver ar atmosférico em condições hipóxicas, demonstrando-se tolerante à poluição (VAL; ALMEIDA-VAL, 1995).

Além da introdução de espécies exóticas, a Bacia do Ribeirão tem sido alvo de muitos acidentes ambientais e interferências antrópicas nos últimos anos. Vários episódios já foram registrados em relação ao derramamento de óleo diesel, lançamento de efluentes industriais e esgotos domésticos em vários trechos, provocando alterações na abundância, riqueza, equitabilidade e diversidade das espécies ao longo do ribeirão. A Tabela 7 apresenta os padrões de diversidade da assembléia de peixes verificados durante a realização do presente estudo.

Tabela 7 - Número de indivíduos das espécies e padrões de diversidade da assembléia de peixes do Ribeirão Cambé analisados no presente estudo.

ESPÉCIES	P1	P2	P3	P4	P5	P6
1. <i>Poecilia reticulata</i>	296	31	128	113	35	167
2. <i>Astyanax bockmanni</i>	3	3	-	-	-	-
3. <i>Oreochromis niloticus</i>	3	11	17	35	-	3
4. <i>Geophagus brasiliensis</i>	4	3	1	-	-	2
5. <i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i>	13	-	-	-	-	1
6. <i>Astyanax altiparanae</i>	-	18	-	-	-	-
7. <i>Hypostomus ancistroides</i>	-	5	3	-	27	1
8. <i>Tilapia rendalli</i>	-	13	11	15	-	-
9. <i>Phalloceros</i> aff. <i>caudimaculatus</i>	-	-	153	-	-	-
10. <i>Hypostomus</i> sp.	-	-	-	-	12	-
11. <i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i>	-	-	-	-	12	-
12. <i>Hypostomus regain</i>	-	-	-	-	8	1
13. <i>Rhamdia quelen</i>	-	-	-	-	-	1
Indivíduos coletados	319	84	313	163	94	175
Riqueza	5	7	6	3	5	7
Equitabilidade	0,213	0,853	0,588	0,732	0,908	0,156
Índice de Diversidade de Shannon-Wiener	0,343	1,659	1,054	0,804	1,461	0,28

As maiores abundâncias de indivíduos coletados foram registradas nos pontos 1, 3, 4 e 6. Os pontos 2 e 5 foram os que apresentaram maior equitabilidade e diversidade. Se comparado aos demais pontos, o 2 foi o que apresentou maior diversidade em função da sua maior riqueza, representada tanto por espécies nativas como exóticas (Tabela 7).

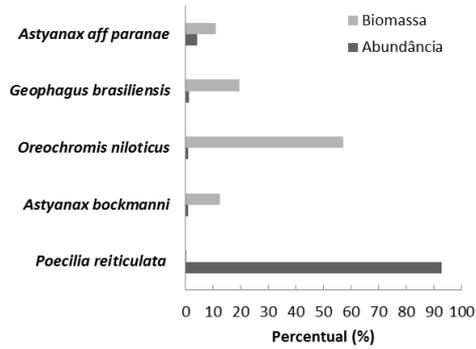
O ponto 2 localizado dentro de uma propriedade privada trata-se de um ambiente represado composto por vegetação com estrutura secundária. O percurso de mata até o ribeirão é degradado e as margens do trecho trabalhado revela indícios de erosão e entrada de óleo. Além disso, nesse ponto, há criação de tilápia para consumo humano. A cerca de 500 metros do ponto 2 do presente estudo, Squizzato (2014) registrou riqueza de nove espécies, sendo elas: *A. aff. paranae*, *A. altiparanae*, *G. brasiliensis*, *G. inaequilabiatus*, *H. ancistroides*, *O. niloticus*, *P. reticulata*, *R. quelen* e *T. rendalli*.

O ponto 5, apesar de apresentar mata ciliar com relativa estrutura, se encontra logo após a barragem do Lago Igapó, a qual tende a reter grande parte dos sedimentos que foram carreados a partir dos trechos superiores do Ribeirão. O respectivo ponto obteve maior equitabilidade, isso por que não há uma dominância significativa de uma única espécie e os valores de abundância se apresentaram mais homogêneos entre as espécies. Entretanto, este ponto apresentou diversidade inferior ao ponto 2, devido a sua menor riqueza de espécies.

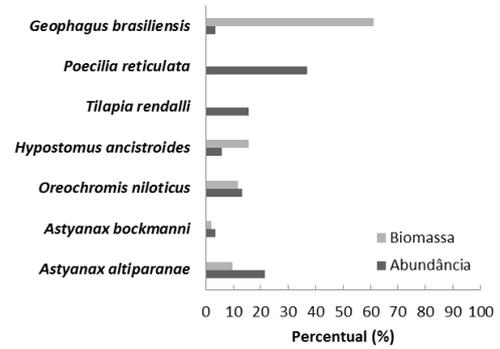
Todavia, a qualidade encontrada para riqueza, equitabilidade e diversidade no ponto 2 do presente estudo não corresponde ao grau de integridade ambiental atribuído por Gambarotto (2014), o qual classificou esse ecossistema como relativamente pobre, principalmente quando comparado a ecossistemas mais íntegros. Entretanto, em suas análises foram aplicados outros índices de avaliação ambiental.

Segundo Shibatta et al. (2003), a ictiofauna da Bacia do alto Ribeirão Cambé na região do baixo Tibagi apresentou riqueza de 16 espécies, apontando a necessidade de medidas urgentes de recuperação ambiental. Já Oliveira e Bennemann (2005) registraram 15 espécies nesse trecho, sendo que no presente estudo pode-se observar somente 13 espécies coletadas. Nesse contexto, para complementar as análises ambientais do corpo hídrico, padrões de abundância, biomassa e comprimento foram analisados (Figuras 5 e 6).

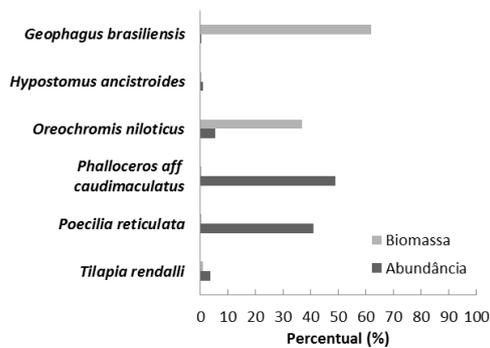
Ponto 1



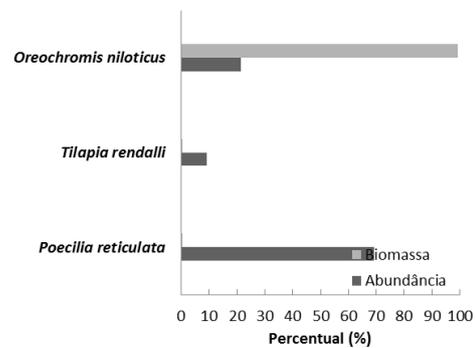
Ponto 2



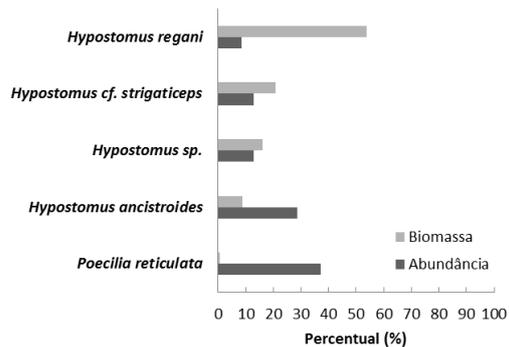
Ponto 3



Ponto 4



Ponto 5



Ponto 6

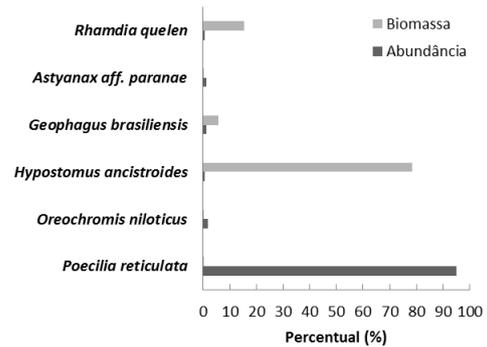


Figura 5 - Percentual de biomassa e abundância de cada espécie de peixe nos seis pontos de amostragem na Bacia do Ribeirão Cambé (Londrina/PR).

Para todos os pontos de amostragem (Figura 5) verificou-se maior abundância de *P. reticulata*, exceto para ponto 3, que em uma das estações de coleta predominou a espécie *P. aff. caudimaculatus*. Todavia, ambas espécies pertencem a mesma família. Em relação ao

parâmetro biomassa, quatro espécies se destacaram: *G. brasiliensis*, *O. niloticus*, *H. ancistróides* e *H. regani*.

Os pontos 1, 4 e 6 apresentaram os maiores percentuais de abundância para *P. reticulata*, alcançando próximo a de 100% de ocorrência, enquanto os maiores percentuais de biomassa foram verificados nos pontos 4 e 6 pelas espécies *O. niloticus* e *H. ancistroides*, com aproximadamente 100% e 80%, respectivamente. Por outro lado, os pontos 2 e 5 foram os ambientes com distribuição mais equitativa da abundância e biomassa, condição também verificada na equitabilidade, o que lhe confere característica relativa de menor desequilíbrio ecossistêmico.

Com relação aos padrões de comprimento (Figura 6), nota-se que em todos os pontos o percentual de indivíduos de comprimento P (pequenos) é mais representativo, exceto no ponto 2. Nesse ponto há uma diferença muito pequena em relação ao comprimento M, o qual também contribuiu relativamente nos pontos 3 e 6.

Os pequenos tamanhos dos indivíduos, principalmente nos pontos amostrais de sistemas lóticos (Figura 6) revelam, provavelmente, as persistentes influências antrópicas, uma vez que boas condições de integridade de ribeirões são representadas por espécies de peixes nativas com indivíduos distribuídos em várias classes de tamanhos e com estrutura trófica balanceada. Dessa forma, à medida que a influência antrópica aumenta, as espécies mais sensíveis começam a desaparecer e a estrutura trófica é alterada, tendendo à instabilidade e desequilíbrio (LYONS et al., 1995),

Essa ameaça à biodiversidade decorre da perda e fragmentação de habitats, removendo de imediato a flora e fauna nativas e, conseqüentemente, ao desaparecimento de populações inteiras ou parte delas, redução da distribuição geográfica das espécies e perdas de diversidade genética (HERO; RIDGWAY, 2006).

No entanto, vale ressaltar, que no ponto 4 (Lago Igapó 1) foi priorizada a coleta de peixes na zona litorânea, tipicamente composta por espécies de pequeno porte e juvenis das espécies de maior porte, exclusivamente composta por fauna introduzida. Já no ponto 6, espécies de peixes com comprimentos superiores a 100 mm também estão possivelmente presentes, uma vez que se trata de um ambiente com características mais próximas de riacho relativamente mais íntegro, com floresta ripária mais estruturada, provavelmente disponibilizando maior diversidade de recursos alimentares. Todavia, a preferência por peixes menores está relacionada à dificuldade de acesso da pesca elétrica, sendo somente utilizados peneiras e puças para a avaliação da presença de Pb nos tecidos dos peixes.

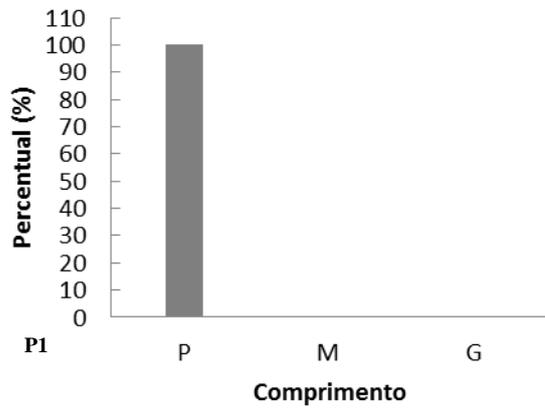
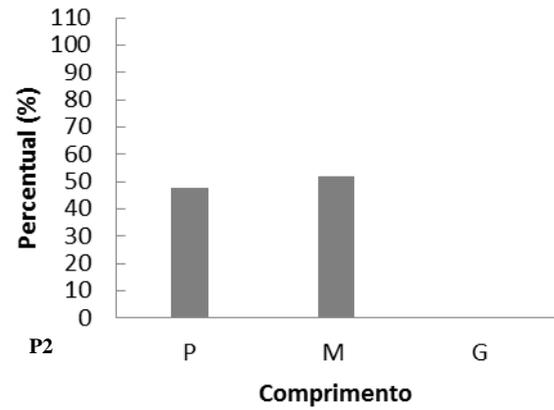
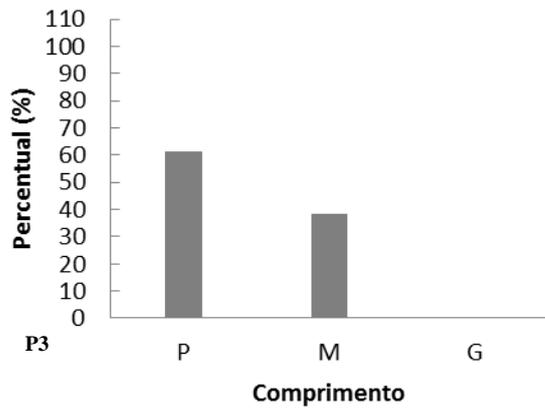
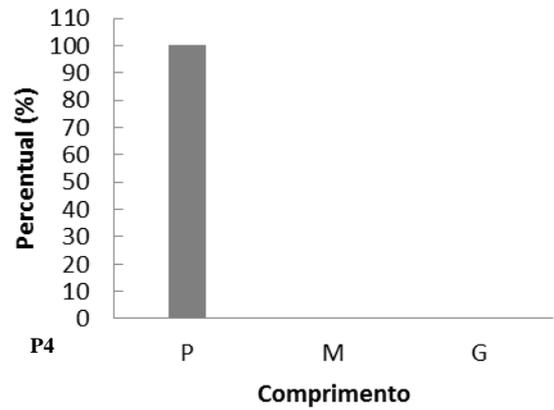
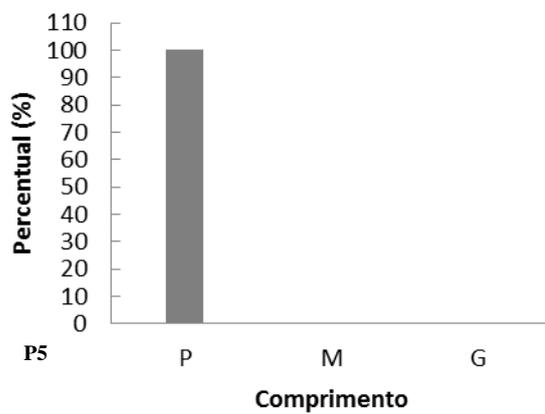
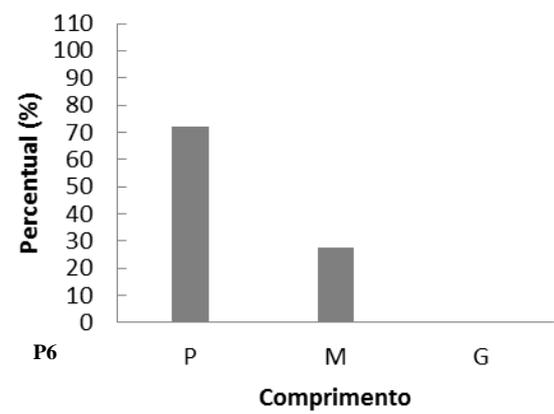
Ponto 1**Ponto 2****Ponto 3****Ponto 4****Ponto 5****Ponto 6**

Figura 6 - Padrão de distribuição de comprimento das espécies de peixes coletadas nos seis pontos de amostragem. Comprimento P (pequenos): 0-100 mm; Comprimento M (médio): 100-200 mm; Comprimento G (grande): 200-300 mm.

Oliveira e Bennemann (2005) revelaram que a composição da ictiofauna da porção superior do Ribeirão Cambé, tipicamente mais impactada, era composta por indivíduos com tamanhos variando entre 13 a 105 mm. Esse resultado confirma a hipótese de que o comprimento pequeno dos indivíduos das espécies presentes nesse trecho do Ribeirão já vem constituindo um padrão que persiste até os dias de hoje, bem como provavelmente os impactos antrópicos responsáveis por essa estrutura.

3.4 CONCENTRAÇÃO DE Pb ACUMULADO EM PEIXES DE DIFERENTES ORDENS DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ

No que se refere à metodologia empregada na técnica GF AAS, a curva de calibração aquosa obtida resultou na equação: $y = 0,061 + 0,012x$, com r^2 de 0.99, apresentando excelente correlação linear. Em relação ao limite de detecção instrumental o valor encontrado foi de $0,65 \mu\text{g.L}^{-1}$, indicando a capacidade da técnica em determinar quantidades de Pb em níveis de traços. Para o teste de recuperação, o valor médio encontrado foi de 96%, dentro da faixa de 80 a 120% recomendada para a validação de métodos. O resultado obtido demonstrou que a metodologia não apresentou problemas de interferências e/ou perdas do metal analisado nas amostras de peixe.

Dentre as espécies da assembléia de peixes coletadas ao longo do presente estudo, apenas algumas foram analisadas, em razão do número reduzido de indivíduos amostrados. Dessa forma, para cada ponto foram analisadas até três espécies dominantes, variando em função da estação do ano e das condições do local.

No verão (dezembro de 2013) foram analisadas as concentrações de Pb (mg.kg^{-1}) nas espécies *P. reticulata*, *A. altiparanae*, *T. rendalli*, *O. niloticus* e *H. ancistroides* (Figura 7). As médias dos níveis acumulados de Pb nos tecidos dos peixes variaram de 0,18 nos músculos a $6,74 \text{ mg.kg}^{-1}$ para os organismos inteiros (Figura 7). Segundo a Resolução RDC N° 42, de 29 de agosto de 2013, que dispõe sobre o Regulamento Técnico Mercosul sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, a concentração acumulada nos tecidos animais para os pontos 1, 2, 3, 4 e 5 estavam além do permitido, já que o nível estabelecido é de $0,30 \text{ mg.kg}^{-1}$. Entretanto, as três maiores concentrações médias ocorreram para os pontos 1, 3 e 5. Os pontos 1 e 3 não diferiram entre si, porém foram

significativamente maiores do que os pontos 2, 4 e 6. Já o ponto 5 revelou diferença significativa em relação aos demais pontos avaliados nesse estudo.

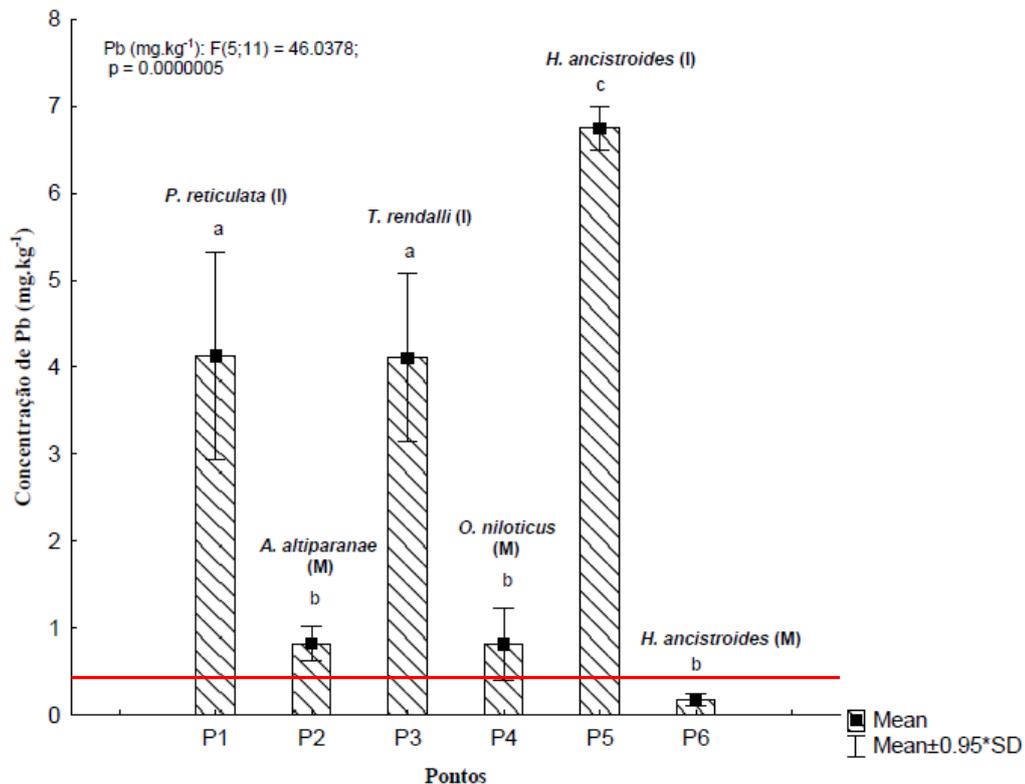


Figura 7 - Concentração média e desvio padrão de Pb (mg.kg⁻¹) nas espécies *P. reticulata*, *A. altiparanae*, *T. rendalli*, *O. niloticus*, e *H. ancistroides* da Bacia do Ribeirão Cambé em dezembro de 2013. Médias na mesma coluna seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste Tukey ($p < 0,05$). As letras em parênteses significam o tecido analisado, ou seja, espécies de peixes com tamanhos médios tiveram como preferência o músculo (M) e espécies de peixes com tamanhos pequenos foram analisados inteiros (I).

Considerando os resultados de estrutura de assembléia de peixes para o ponto 1 (espécie dominante: *P. reticulata*; Tabela 7), comprimento padrão tipicamente pequeno (Figura 6) e uso e ocupação de solo principalmente por área impermeabilizada e agricultura/campo (Tabela 2), juntamente com os níveis médios de Pb 4,12 mg.kg⁻¹ (Figura 7) para a espécie *P. reticulata*, confirma-se o grau de degradação da cabeceira do Ribeirão Cambé, refletindo não somente na estrutura física (elevada condutividade elétrica) e química (concentrações de oxigênio próximas do limite permitido pelo CONAMA) do local, mas também, na baixa diversidade de peixes e toxicidade do ambiente aquático.

Segundo Silva et al. (2003), a espécie *P. reticulata* é muito utilizada para estudos dos efeitos das variações ambientais. No Ribeirão Cambé, *P. reticulata* já foi registrada nos

estudos de Araújo (1988) e Lemes e Garutti (2002). Ambos os autores caracterizam essa espécie como dominante, devido a sua sobrevivência em águas contaminadas por metais.

Como meio de comparação da concentração de Pb em peixes com outros estudos, Widianarko et al. (2000) verificaram que a espécie *P. reticulada* é realmente tolerante a riachos poluídos na Indonésia. De acordo com esses autores, esses peixes são atraídos por resíduos orgânicos e sobrevivem à contaminação de níveis acentuados de metais. A concentração mínima de Pb encontrada para essa espécie em riacho não poluído na Indonésia foi de 0,8 mg.kg⁻¹ e máxima de 6,9 mg.kg⁻¹ no riacho extremamente poluído. Os autores supracitados supõem que a resistência da *P. reticulata* seja devido ao desenvolvimento de uma adaptação fisiológica, que permite o acúmulo de altas concentrações de metais em ambientes excessivamente degradados e contaminados.

Em relação ao ponto 3, localizado no Lago Igapó 4, verificou-se uma média de concentração de 4,10 mg.kg⁻¹ de Pb (Figura 7) para a espécie *T. rendalli*. Essas concentrações foram observadas em estágios mais juvenis, uma vez que os tamanhos coletados nesse período foram predominantemente pequenos. No entanto, vale ressaltar, que apesar da concentração média de Pb detectada, esse ponto revelou valor de diversidade de espécies dentre os maiores registrados no conjunto de pontos analisados (Tabela 7).

A *T. rendalli*, exótica, é considerada uma espécie relativamente importante como bioindicadora de poluição, pois apresenta alta sensibilidade aos efeitos tóxicos de contaminantes (PATIN, 1984). De modo geral, esses peixes se adaptam facilmente a diferentes condições ambientais, ou seja, apresentam ampla plasticidade ecológica e inclusive alimentar (CALA; BERNAL, 1997; BATJAKAS et al., 1997; DUPONCHELLE et al., 2000; WINEMILLER; WINEMILLER, 2003; DIAS et al., 2005).

Em comparação à bioacumulação de Pb pela *T. rendalli* em outros estudos, Repula et al. (2012) analisaram um córrego no estado do Paraná próximo a um curtume e a um tanque de peixes e observaram as seguintes concentrações desse elemento-traço: no músculo as concentrações variaram de 0,35 a 2,17 mg.kg⁻¹ e no fígado de 2,32 a 34,30 mg.kg⁻¹. Ao todo, os autores verificaram que somente três amostras estavam acima do limite para o músculo e todas acima para o fígado, quando comparados com os limites de Brasil (1988) que determina 2,0 mg.kg⁻¹. A partir dessa análise, os autores concluíram que elevadas concentrações de íons metálicos nos músculos dos peixes são detectadas apenas quando há contaminação elevada nos órgãos acumuladores (REPULA et al., 2012).

Paiva (2005), em um diagnóstico sobre a dispersão do Pb em ambientes aquáticos de Belo Jardim-PE, também revelou que as concentrações de Pb em *T. rendalli* foram consideravelmente mais baixas no músculo que as encontradas nas vísceras. Essas concentrações estiveram dentro do limite máximo de tolerância para contaminantes inorgânicos em pescados, segundo a determinação de BRASIL (1988), entretanto, os resultados para as vísceras foram próximos de 12 mg.kg^{-1} .

Fisiologicamente, o acúmulo do Pb nas vísceras pode ser atribuído à tendência desse elemento reagir com grupamentos presentes em proteínas existentes em grandes quantidades nesta parte do organismo do peixe. A exposição ao Pb pode provocar paralisação dos impulsos nervosos através da inibição da enzima monoamina oxidase (MOA) e da acetilcolinesterase (ACHE), causando patologias nos tecidos dos peixes (TAYEL et al., 2008). Dessa forma, neste trabalho, futuras análises são necessárias para verificar o nível de concentração de Pb no fígado dos peixes da Bacia do Ribeirão Cambé, haja vista as concentrações encontradas acima da resolução para músculo e peixes inteiros.

Por outro lado, o ponto de amostragem 5 do presente estudo se apresentou como o mais preservado, haja vista a presença de mata ciliar com relativa estrutura, parâmetros físicos e químicos em boas condições (Tabela 5), níveis de equitabilidade e diversidade elevadas (Tabela 7) e águas límpidas e transparentes. Além disso, o ponto está localizado após a barragem do Lago Igapó 1, o qual tende a reter grande parte dos sedimentos que foram carreados para o ribeirão.

Contudo, as concentrações de Pb detectadas no ponto de amostragem 5 para a espécie *H. ancistroides* revelou média de $6,74 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Figura 7). A hipótese é de que nesse ponto a contaminação por esse elemento-traço seja devida às supostas atividades irregulares praticadas a montante, como lavagens de veículos após a barragem, o que é proibido por Lei, ou às ocorrências de esgotos domésticos e ligações clandestinas nessa área.

A família Loricariidae, a qual pertence à espécie *H. ancistroides*, normalmente vive em fundos de rios rochosos de água doce. Devido ao seu hábito alimentar detritívoro, possui participação direta no processo de pré-mineralização da matéria orgânica disponível no substrato lodoso, facilitando a decomposição pelos microorganismos e, em decorrência disso, acelerando a reciclagem de nutrientes, proporcionando a dinamização do metabolismo aquático. Araújo et al. (2010) mencionaram que em razão ao comportamento detritívoro, poluentes podem ser absorvidos por meio da alimentação, liberando para a cadeia trófica e coluna d'água compostos anteriormente insolúveis. Dessa forma, por se tratar de um grupo

bastante resistente a ambientes degradados a utilização desses peixes é bastante relevante para as análises toxicológicas.

No outono, as médias dos níveis acumulados de Pb nos peixes variaram de 0,04 a 0,17 mg.kg⁻¹ para o músculo de *O. niloticus* (Figura 8). Segundo a Resolução RDC N° 42, a concentração desse elemento-traço para os pontos 1, 2, 3 e 4 revelaram valores abaixo do limite permitido, não ocorrendo diferenças significativas entre os pontos investigados. Em relação aos pontos 5 e 6 os níveis de Pb para os peixes *H. strigaticeps* e *P. reticulata* estiveram abaixo do limite de detecção da técnica de GF AAS.

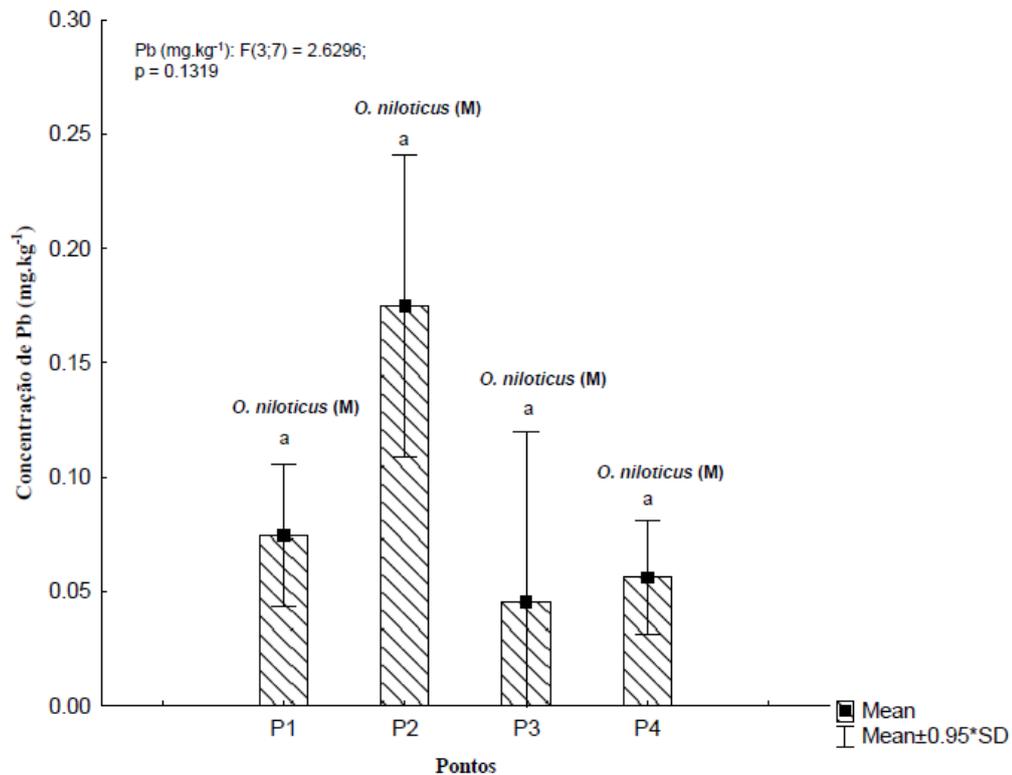


Figura 8 - Concentração média e desvio padrão de Pb (mg.kg⁻¹) na espécie *O. niloticus* da Bacia do Ribeirão Cambé em março de 2014. Médias na mesma coluna seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste Tukey ($p < 0,05$). A letra M em parênteses representa o uso de músculo nas análises.

No inverno, as médias dos níveis acumulados de Pb nos peixes variaram de 0,04 a 4,83 mg.kg⁻¹ para peixes inteiros (Figura 9). De acordo com a Resolução RDC N° 42, as concentrações nos peixes para os pontos 2, 3, e 5 se revelaram acima do limite permitido. Contudo, somente o ponto 5 diferiu significativamente em relação aos pontos 1, 2, 4 e 6. Os

níveis encontrados para a espécie *H. ancistroides* no ponto 5 se devem supostamente às atividades irregulares praticadas a montante da área amostral, mencionado anteriormente.

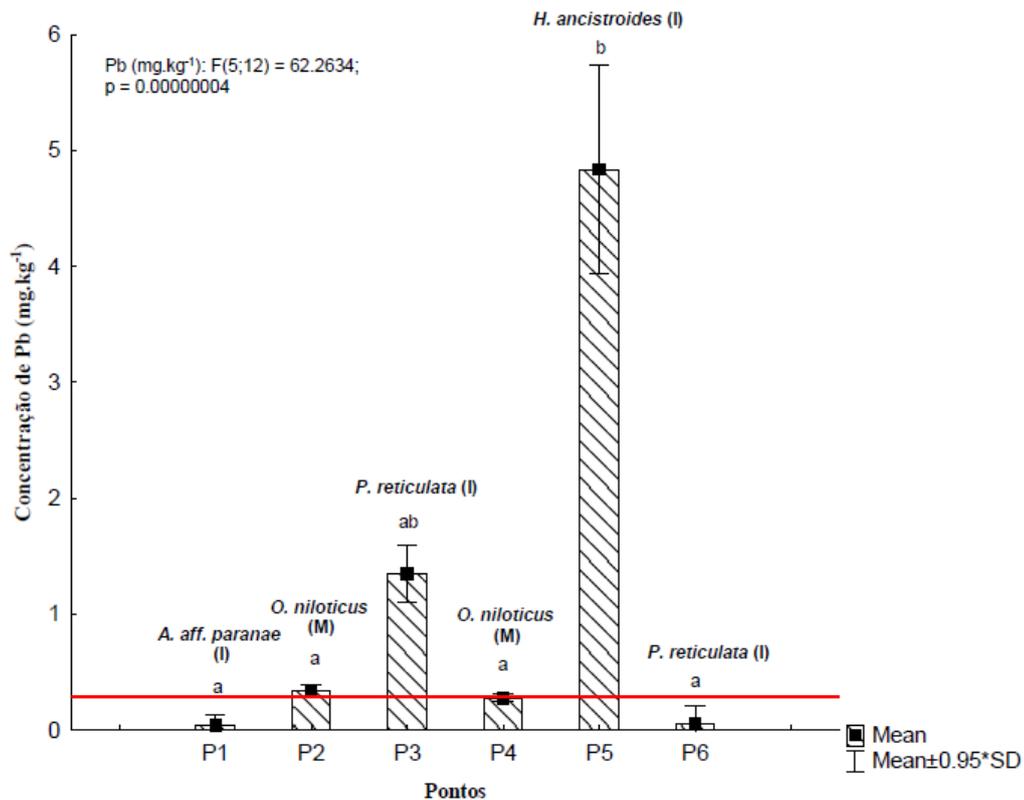


Figura 9 - Concentração média e desvio padrão de Pb (mg.kg⁻¹) nas espécies *A. aff. paranae*, *O. niloticus*, *P. reticulata* e *H. ancistroides* da Bacia do Ribeirão Cambé em junho de 2014. Médias na mesma coluna seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste Tukey ($p < 0,05$). As letras em parênteses significam o tecido analisado, ou seja, espécies de peixes com tamanhos médios tiveram como preferência o músculo (M) e espécies de peixes com tamanhos pequenos foram analisados inteiros (I).

Todavia, vale ressaltar, que a espécie *O. niloticus* revelou um comportamento acumulador em todos os períodos sazonais, mesmo sendo em níveis mais baixos. A explicação para este baixo acúmulo pode ser devido à resistência a ação de contaminantes, mediada pelo desenvolvimento de alguns mecanismos defensivos, como por exemplo, secreção de muco excessivo. Outra razão pode estar relacionada com a baixa afinidade do metal com as proteínas presentes em gônadas e músculos, ressaltando que no caso deste último a questão toma outra conotação, na medida em que é consumido como alimento pelo homem (OSMAN; KLOAS, 2010).

Em suma, a absorção de Pb e demais elementos-traço por organismos aquáticos pode ocorrer através da pele, brânquias, além da via alimentar (TAO et al., 1999). O tempo de

permanência em águas poluídas, a idade e o seu tamanho afetam diretamente o acúmulo de elementos metálicos em seus organismos, comprometendo não somente o tamanho da população de peixes, mas também o seu consumo.

Na literatura, as concentrações de elementos-traço em tecidos de peixes de água doce podem variar consideravelmente entre diferentes estudos (JAVED, 2005; PAPAGIANNIS et al., 2004), possivelmente devido às diferenças de concentrações de elementos metálicos e características químicas da água a partir do qual os peixes foram amostrados, necessidades ecológicas, metabolismo e temporada da alimentação em que os estudos foram feitos (MANSOUR; SIDKY, 2002). Por esse motivo, conclui-se que os resultados obtidos nesse estudo, quanto à avaliação da presença de Pb nas espécies de peixes durante as diferentes estações de coleta, podem ter sofrido tais influências, resultando em concentrações de Pb diferenciadas entre as espécies amostradas nos diferentes pontos investigados ao longo da Bacia do Ribeirão Cambé.

3.5 CORRELAÇÃO DAS VARIÁVEIS BIÓTICAS, ABIÓTICAS E USO E OCUPAÇÃO DO SOLO POR MEIO DA ANÁLISE DE CORRELAÇÃO CANONICA (CCA)

A CCA confirmou a influência de alguns parâmetros limnológicos e de uso e ocupação do solo sobre a estrutura da assembléia de peixes ao longo da bacia hidrográfica do ribeirão Cambé (Figura 10). O primeiro eixo canônico revela que os pontos 1 (cabecera), 4 (Lago Igapó) e 5 (imediatamente a jusante da barragem do lago) se mostraram mais afetados pelas concentrações de Pb, associados a trechos com maiores áreas de cobertura aquática e áreas impermeabilizadas ao longo da bacia, com elevada abundância de indivíduos de pequeno porte.

A correlação dos pontos em razão das concentrações de Pb foi provavelmente favorecida pela vasta área impermeabilizada ao redor do Ribeirão Cambé, que pode contribuir significativamente para o lançamento do elemento Pb nos pontos 1, 4 e 5. Essa contribuição pode ocorrer por meio do escoamento de resíduos urbanos em épocas chuvosas, acidentes ambientais ou através de redes pluviais possivelmente contaminadas, já que a extensa área de corpo hídrico favorece maior conexão com possíveis redes.

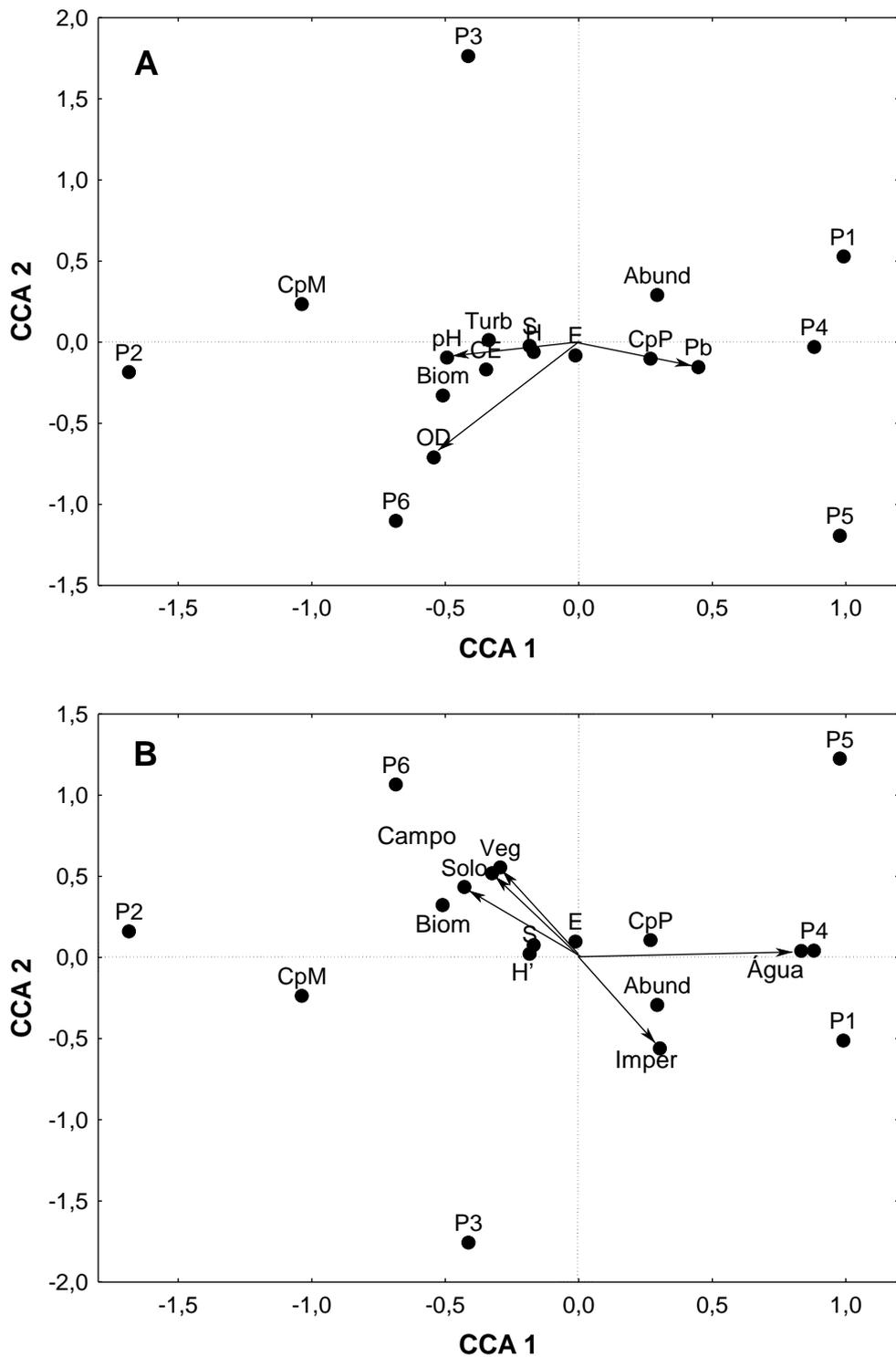


Figura 10 - Diagrama das CCA parciais: A) Para os parâmetros limnológicos dos pontos de amostragem P1 a P6 (OD = Oxigênio Dissolvido; pH; Turb = Turbidez; CE = Condutividade Elétrica; Pb = Concentrações de Chumbo nas espécies de peixes) e parâmetros da comunidade de peixes (Abund = Abundância; Biom = Biomassa; CpP = Percentuais de indivíduos por classe de tamanho de 0 a 10 mm; CpM = Percentuais de indivíduos por classe de tamanho maiores que 10 mm; E = Equitabilidade; H' = Índice de Diversidade de Shannon; S = Riqueza); B) Para os parâmetros de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Cambé em percentuais de área ocupada (Água = Superfície de ambientes aquáticos; Campo = Áreas de campo e agricultura; Imper = Áreas urbanas com solo impermeabilizado; Solo = Solo exposto; Veg = Cobertura vegetal). As setas indicam a correlação dos parâmetros limnológicos e de uso e ocupação do solo com os eixos 1 e 2 das CCAs parciais, respectivamente. Os autovalores das CCAs parciais foram: A) 1o eixo = 0,217; 2o eixo = 0,045; B) 1o eixo = 0,217; 2o eixo = 0,046.

Entretanto, a correlação do padrão de comprimento pequeno dos peixes deve-se possivelmente a fatores como ambientes de cabeceira, como no ponto 1, ou pela degradação do local. Segundo a literatura, peixes de pequeno porte e de distribuição geográfica restrita normalmente colonizam ambientes naturais de cabeceiras (BÖHLKE et al., 1978; CARAMASCHI, 1986; LANGEANI, 1989; ROSA; MENEZES, 1996; LOWE-MCCONNELL, 1999; OYAKAWA, 2000; CASTRO, 2001; CASATTI, et al., 2001). Por outro lado, essa correlação com indivíduos de pequeno porte pode estar relacionada com a presença de impactos negativos no meio, ocasionando o desaparecimento de populações de peixes, alterando a estrutura trófica e, conseqüentemente, a diversidade do local. Entretanto, o comprimento pequeno encontrado para o ponto 4 (Lago Igapó) deve-se a coleta na zona litorânea, constituída, sobretudo de peixes juvenis, não podendo se descartar a presença de peixes maiores, já que se trata de um ambiente lacustre. Quanto ao parâmetro abundância, mesmo sendo aplicadas técnicas de coletas diferenciadas nos pontos 1, 4 e 5, pois se tratam de sistemas límnicos diferentes, a quantidade de indivíduos coletados foi próxima entre eles (Tabela 7), evidenciando que suas diferentes características permitiram a elevada abundância de espécies de pequeno porte por distintas razões (Figura 10).

Por outro lado, o ponto 6 (ponto mais próximo à foz do ribeirão) se mostrou o mais rico em oxigênio dissolvido, em parte em razão da declividade do canal nesse trecho, formando áreas de correrias de longas extensões, cercado por áreas de campo e agricultura, solo exposto, mas também pela maior contribuição relativa de cobertura vegetal. Em razão dessas características morfométricas e fisiográficas, o ponto 6 se caracterizou pela maior biomassa de peixes, principalmente de indivíduos de maior porte da Ordem Siluriformes, os quais são adaptados a ambientes lóticos de intenso fluxo e fundo rochoso (PAGOTTO et al. 2011). Esses indivíduos, gênero *Hypostomus*, por exemplo, apresentam corpos deprimidos e bocas ventrais que permitem explorar o perifíton e a matéria orgânica que fica aderida às rochas no leito do ribeirão, revelando adaptações ecomorfológicas específicas para esse tipo de hábitat (DELARIVA e AGOSTINHO, 2001).

O ponto 2 (após a cabeceira e a jusante de uma pequena barragem) se revelou um ambiente relativamente bem oxigenado e com a ocorrência de espécies de maior porte, formado por uma grande proporção de espécie exótica *T. rendalli*, introduzida para pesca amadora local.

4. CONCLUSÃO

O Ribeirão Cambé se revelou fortemente impactado ao longo da sua bacia, sofrendo diferentes pressões à medida que percorria diferentes elementos da paisagem. O trecho de cabeceira apresentou elevadas concentrações de Pb, com intensa sedimentação de material alóctone e indícios de assoreamento, revelando forte dominância da espécie exótica de pequeno porte *P. reticulata*.

No seu trecho médio, o principal impacto sobre a bacia é a instalação de uma cadeia de reservatórios (Lagos Igapó), a qual tende a sedimentar materiais em suspensão e contribui para a formação de uma dinâmica lântica dentro do sistema lótico original. Como os trechos da bacia próximos ao Lago Igapó correspondem à área mais intensamente urbanizada, a contribuição desses materiais se dá principalmente via escoamento superficial por galerias de captação de água pluvial.

No lago e imediatamente a jusante, a concentração de Pb nas espécies de peixes se apresentou muito alta, acima do que determina a legislação. Este fato traz preocupação, pois corresponde a uma área com relativa atividade pesqueira amadora, visando o consumo de proteína animal. No trecho próximo à foz, localizado a jusante do lançamento de efluentes tratados de uma ETE, por se tratar de uma área de corredeiras cercada por vasta área de floresta ciliar, revelou ocorrência de espécies de grande porte, portanto relativamente com maior biomassa.

Do ponto de vista da dinâmica temporal de contaminação da bacia, no inverno as espécies *O. niloticus*, *P. reticulata* e *H. ancistroides* apresentaram concentrações médias significativas e acima da resolução para os pontos 2, 3 e 5. Entretanto, os maiores acúmulos de Pb nos peixes ocorreram nas estações do verão, sendo significativamente maiores em relação às demais estações.

REFERÊNCIAS

ABES, Sara S. da; AGOSTINHO, Ângelo A.; OKADA, Edson K.; GOMES, Luiz C. Diet *Iheringichthys labrosus* (Pimelodidae, Siluriformes) in the Itaipu Reservoir Paraná River, Brasil-Paraguay. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Maringá, v. 44, n.1, p. 101-105, mar. 2001.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA. Resolução RDC Nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico Mercosul sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Diária Oficial da Federação Pública do Brasil. Brasília, DF, 30 ago. 2013. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/8100bb8040eac2e8b590b79cca79f4cf/RDC+n%C2%BA+42_2013_final.pdf?MOD=AJPERES>. Acesso em: 16 de fev. 2015.

AI-SABTI, Kabil; METCALFE, Chris D. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. **Mutation Research**, Peterborough, v. 343, n. 2-3, p. 121-135, jun. 1995.

ALMEIDA, Pauline. Lago Igapó passa por estudo para desassoreamento em Londrina. O Diário.com, Londrina, mai. 2013; Disponível em: <<http://londrina.odiarario.com/londrina/noticia/747968/lago-igapo-passa-por-estudo-para-desassoreamento-em-londrina/>>. Acesso em 16 de fev. 2015.

ARAÚJO, Francisco G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 58, n. 4, p. 547-558, jul. 1998.

ARAÚJO, Fernando. Algas colorem de verde água do Igapó. **Jornal de Londrina**, Londrina, p. 4A. jan. 2004.

ARAÚJO, Rafael S. **Micro Bacia do Ribeirão Cambé-Londrina-PR: Levantamento ambiental utilizando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto**. 2004 140f. Monografia (Bacharelado em Geografia) - Departamento de Geociências, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2004.

ARAÚJO, Beatriz, F.; CARVALHO, Carlos E.V.; ANDRADE, Dálcio R.; GOMES, Rafaela S.; SOUZA, Cristine T. (2010) Distribuição de Mercúrio Total em Tecido Muscular de *Hypostomus affinis* (Steindachner, 1877) e *Hypostomus c.f. luetkini* (Barlenger, 1887) do Rio Muriaé, Itaperuna – RJ. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, Rio de Janeiro, v. 5, n.1, p. 49-54, jan. 2010.

BATJAKAS, Ioannis E.; EDGAR, Robert K.; KAUFMAN, Leslie S. Comparative feeding efficiency of indigenous and introduced phytoplanktivores from Lake Victoria: Experimental studies on *Oreochromis esculentus* and *Oreochromis niloticus*, Bélgica, **Hydrobiologia**, v. 347, p. 75-82, abr. 2007.

BÖHLKE, J.E.; S.H. WEITZMAN & N.A. MENEZES. Estado atual da sistemática de peixes da América do Sul. **Acta Amazonica**, v. 8, p. 657-677, 1978.

BOZZETTI, Márcia; SCHULZ, Uwe H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, Holanda, v. 529, p.133-144, abr. 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde Portaria nº. 685/98, SVS/MS. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF ago. 1998, republicado em 29/9/98 e Tabela II, Aditivos Acidentais do Decreto nº. 55.871/65, de mar. 1965, referente a alimentos não contemplados na Portaria 685/98.

BRASIL. Portaria SURHEMA nº 3 de 21 de março de 1991. **Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente**. Disponível em: <http://www.recursoshidricos.pr.gov.br/arquivos/File/enquadramento-b-tibagi.pdf>>. Acesso em 09 fev. 2015.

CAJUSTE, L.J.; CARRILLO, G.R.; COTA, G.E.; LAIRD, R.J. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. **Water, Air, and Soil Pollution**, México, v. 57-58, p. 763-771, ago. 1991.

CALA, P; BERNAL G. Ecologia y adaptaciones de la tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*) en ambientes naturales – Caso embalse de Betania y cienaga de chilloa, sistema del rio Magdalena, Colômbia. **Revista Associação Colombiana de Ictiologia**, Bogotá, v. 2, n.1 p. 3-29, 1997.

CARAMASCHI, Erica P. **Distribuição da ictiofauna de riachos das bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu, SP)**. 1986. 245 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1986.

CASATTI, Lilian. ; LANGEANI, Francisco; CASTRO, Ricardo M. C. Peixes de riachos do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1 e 2, p. 15, 2001.

CASATTI, Lilian; FERREIRA, Cristiane P.; LANGEANI, Francisco A. Fish-based biotic integrity index to assess lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, São José do Rio Preto, v. 623, p. 173-189, dez. 2008.

CASTRO, Ricardo M. C. Diversidade de Peixes de riachos e cabeceiras da Bacia do Alto Rio Paraná no Estado de São Paulo: Resultados preliminares. Disponível em: <http://www.bdt.org.br/peixes_pr/projeto>. Acesso em: 7 fev. 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas>>. Acesso em 16 de fev. de 2015.

DELARIVA, R. L; AGOSTINHO, A. A. Relationship between morphology and diets of six neotropical loriciariids. **Journal of Fish Biology**. Maringá, v. 58, p. 832-847, out. 2000.

DIAS, Ana Carolina M.I.; WYSS, Christina C.B.; LOPES, Vanessa G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Rio de Janeiro, v.27, n. 4, p. 355-364, out./dez. 2005.

DIAS, Dan R. Qualidade da água dos lagos sob análise. Londrina, fev. 2015. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/qualidade-da-agua-dos-lagos-sob-analise>>. Acesso em 10 de fev. 2015.

DUPONCHELLE, Fabrice; CECCHI, Philippe; CORBIN, Daniel; NUÑEZ, Jesus; LEGENDRE, Marc. Variations in fecundity and eggs size of female Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, from manmade lakes of Côte d'Ivoire. **Environmental Biology of Fishes**, Holanda, v. 57, p. 155-170, 2000.

ESSINGTON, Michael E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC Press, 2004.

FERREIRA, Cristiane P., CASATTI Lilian. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem. **Revista Brasileira de Zoologia**, São José do Rio Preto, v. 23, n.3 p.642-651, set. 2006.

GAMBAROTTO Bruno L. **Proposta de índice de integralidade ambiental aplicado a riachos de mata atlântica e aplicação de teste de validação com parâmetros de assembléia de peixes**. 2014. 94 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Bacharelado em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

GLEDHILL, Martha; NIMMO, Malcom; HILL, Stephen J.; BROWN, Murray T. The toxicity of copper (II) species to marine algae, with particular reference to macroalgae. **Journal of Phycology**, Plymouth, v. 33, n.1 p. 2-11, fev. 1997.

GOLDSTEIN, Gary W. Lead poisoning and brain cell function. **Environmental Health Perspectives**, Baltimore, v. 89, p. 91-94, nov. 1990.

GUILHERME, Luiz R.G.; MARQUES, João J.; PIERANGELI, Maria A.P.; ZULIANI Daniela Q.; CAMPOS Mari Luci; MARCHI Giuliano. Elementos-traço em solos e ecossistemas aquáticos. **Tópicos em Ciências do Solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.

HAYASHI, Carmino. Breves considerações sobre as tilápias. In: **Curso de piscicultura-criação racional de tilápias**. Maringá: FADEC/UEM. 1995. p. 4.

HERO, Jean-Marc; RIDGWAY, Tyrone. Declínio global de espécies. In: **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima. 2006. p. 53-90.

JAVED, Muhammad. Heavy metal contamination of freshwater fish in bed sediments in the River Ravi stretch and related tributaries. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 8, p. 1337-1341, 2005.

JOHNSON, R.A; WICHERN, D.W. **Applied multivariate statistical analysis**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1998.

KLAASSEN, C.D. Metais Pesados e seus Antagonistas. In: **As bases farmacológicas da terapêutica**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1991, p. 1061- 1065.

KOHNEM, U.P. **O guppy - criação e desenvolvimento**. São Paulo: Nobel, 1991.

LANGEANI, Francisco. **Ictiofauna do Alto Curso do Rio Tietê (SP): Taxonomia**. 1989. 231 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 1989.

LEMES, Elis Mara; GARUTTI, Valdener. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. **Série Zoologia**, Iheringia, v. 92, n. 3, p. 69-78, 2002.

LOWE-McCONNELL, Rosemary H. **Estudos Ecológicos de comunidades de Peixes Tropicais**. EDUSP, 1999.

LYONS, John; NAVARRO-PÉREZ, Sonia; COCHRAN, Philip A.; SANTANA Eduardo C.; GUZMÁN-ARROYO Manuel. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. **Conservation Biology**, Monona, v. 9, p. 569-584, jun. 1995

MANSOUR, S.; SIDKY, M. Ecotoxicological Studies. Heavy Metals Contaminating Water and Fish from Fayoum Governorate. **Food Chemistry**, Egypty, v. 78, p. 15-22, jul. 2002.

MCCUNE, B., MEFFORD, M.J. **PC-ORD-Multivariate analysis of ecological data**. Gleneden Beach: MjM Software Design, 1999.

MENEGHEL, Stella S (2003). Algas deixam Igapó com mancha verde. **Jornal de Londrina**, Londrina, p. 3A, fev. 2003.

MEURER, Fábio; HAYASHI, Carmino; SOARES, Claudemir M. et al. Utilização de levedura spray dried na alimentação de alevinos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Acta Scientiarum**, Toledo, v. 22, n. 2, p. 479-484, 2000.

NEVES, Carlos Eduardo das. **Análise Geossistêmica: as geofácies e geótopos da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé com enfoque no córrego Água Fresca e afluente superior do córrego dos Periquitos**. 2012. 77 f. Monografia (Bacharel em Geografia) – Departamento de Geociências, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

OLIVEIRA, Deise C.; BENNEMANN, Sirlei T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, Londrina, v. 5, n. 1, p. 95-107, fev. 2005.

OLIVEIRA, Edson F.; GOULART, Erivelto. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interações de fatores. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 22, n.2, p. 445-453. 2000.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. Risk Reduction Monograph N°.1: Lead. OECD Environment Directorate, 1993. Disponível em: <<http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ocde/gd%2893%2967&doclanguage=en>>. Acesso em 07 mar. 2015.

OSMAN, Alaa G.M.; KLOAS, Werner. Water quality and heavy metal monitoring in water, sediments, and tissues of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) from the river Nile, Egypt. **Journal of Environmental Protection**, v. 1, n. 4, p. 389-400, 2010.

OYAKAWA, Osvaldo. T. Diversidade de Peixes de Riachos e Cabeceiras da Bacia do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. Resultados preliminares. Disponível em: <http://www.mz.usp.Br/biota_fapesp_ribeira.htm>. Acesso em: 18 set. 2000.

PAGOTTO, João Paulo A.; GOULART, Erivelto A.; OLIVEIRA, Edson F.; YAMAMURA, Cristiane A. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, Maringá, v. 71, n. 2, p. 1-11, 2011.

PAIVA, Cláudia A. **Dispersão do chumbo em ambientes aquáticos da região de Belo Jardim-PE**. 2005. 71 f. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

PAPAGIANNIS, I.; KAGALOU, I.; LEONARDOS, J.; PETRIDIS, D.; KALFAKAKOU, V. Copper and Zinc in Four Freshwater Fish Species from Lake Pamvotis (Greece). **Environment International**, Ioannina, v. 30, n. 3, p. 357-362, mai. 2004.

PATIN, S.A.; Tilapia as a bio-assay organism in toxicological studies Biogeochemical and toxicological studies of water pollution. **Vniro**, Moscou, p. 39-46, 1984.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, Ângelo A.; OKADA, Edson K. Fish diversity and community structure in two tributaries of the Parana River, Parana state, Brasil. **Hydrobiologia**, Maringá, v. 294, p. 243-251, jan. 1994.

PIERZYNSKI, Gary M.; SIMS Thomas J.; VANCE, George F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1984.

PINTO, B.C.T.; ARAÚJO, F.G.; HUGHES, R.M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, v. 556, n. 1, p. 69-83, fev. 2006.

POPMAN, T.J.; PHELPS, R.P. Status report to commercial tilapia producers on monosex fingerling productions techniques. In: Simpósio Sul Americano de Aquicultura Brasil, 1998, Recife, **Anais...** Florianópolis: SIMBRAQ, 1998. p. 127-145.

PREFEITURA DE LONDRINA. Dados Geográficos. Disponível em: <http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=40&Itemid=58>. Acesso em: 2 de jan. de 2014.

RANTIN, Francisco T.; JOHANSEN, Kjell. Responses of the teleost *Hoplias malabaricus* to hypoxia. **Environmental Biology of Fishes**, São Carlos, v. 11, n. 3, p. 221-228, out. 1984.

REPULA, Carolina M.M.; CAMPOS, Bruna K.; GANZAROLLI, Edgard M.; LOPES, Mauro C.; QUINÁIA, Sueli O. Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n.5, p. 905-909, fev. 2012.

ROSA, Ricardo S.; MENEZES, Naércio A. Relação Preliminar das Espécies de peixes (Pisces, Elasmobranchii, Actinopterygii) Ameaçadas no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, João Pessoa, v.13, n.3, p. 647-667,1986.

SCHIRMER, M. Factors affecting heavy metal bioavailability in polluted rivers. In: Metal compounds in environment and life: Interrelation between chemistry and biology. Grã-Bretanha: **Science and Tecnology Letters**. 1992, p. 109-116.

SHIBATTA, Oscar A.; BENNEMANN, Sirlei T.; SILVA- SOUZA, Ângela T. Diversidade de peixes do ribeirão Cambé. In: Diagnóstico das condições biológicas e ambientais do alto ribeirão Cambé. Londrina: **Relatório Técnico Científico**. 2003. p. 41-51.

SHUQAIR, Shuqair M.S. **Estudo de Contaminação do solo e a água subterrânea por elementos tóxicos originados dos rejeitos das minas de carvão de Figueira no estado do Paraná**. 2002. 117 f. Tese (Doutorado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear-Materiais) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2002.

SILVA, Luciana D.; NASCIMENTO, Valdirene do.; SANTOS, Suzana C.; MORAIS, José O.R.; MORAIS, Simone M.T.S. de. Análise morfométrica das células do cloro de *Poecilia vivipara* expostas a frações da folha e casca do caule de *Caryocar brasiliensis*. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, p. 195-201, abr. 2003.

SKOOG, Douglas A.; WEST, Donald M.; HOLLER, James S.; CROUCH, S.R. **Fundamentos de Química Analítica**. São Paulo: Cengage Learning, 2005.

SADAO, Marcelo. Intoxicação por chumbo. **Revista de Oxidologia**, v.17, p. 37-42, jan./fev./mar. 2002.

SOUZA, Fagner de.; TOZZO, Robson A. *Poecilia reticulata* Peters 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) como possível bioindicador de ambientes degradados. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 3, n. 2, p. 163-175, jan./jun. 2013.

SPARKS, D.L. **Environmental Soil Chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995.

SQUIZZATO, Rafaela. **Análise do uso e ocupação do solo da Bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR) e sua relação com a estrutura da assembléia de peixes**. (Graduação em

Engenharia Ambiental) – Bacharelado em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

TAO, S.; LIU, C.; DAWSON, R.; CAO, J.; LI, B. Uptake of particulate lead via the gills of fish (*Carassius auratus*). **Archives Environmental Contamination and Toxicology**, Beijing, v. 37, n. 3, p. 352-357, out. 1999.

TAYEL, S.; YACOUB, A.M.; MAHMOUD, S. Histopathological and Haematological Responses to Freshwater Pollution in the Nile Catfish *Clarias gariepinus*. **Journal of Egyptian Academic Society for Environmental Development**, v. 9, p. 43-60, 2008.

TUKKER, Arnold; BUIJST, Harrie; VAN, Laurant O.; VAN, Ester D.V. Risks to health and the environment related to the use of lead in products. TNO Strategy, Technology and Policy, 2001. Disponível em: <http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/studies/tno-lead_en.pdf>. Acesso em: 16 de fev. 2015.

TUNDISI, José G.; TUNDISI, Matsumura T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Final review of scientific information on lead. Environmental Health News, 2010. Disponível em: <<http://www.environmentalhealthnews.org/ehs/news/2013/pdflinks/UN%202010%20report>>. Acesso em: 07 mar. 2015.

VAL, A.L.; ALMEIDA-VAL, V.M.F. **Fishes of the Amazon and their Environment: Physiological and Biochemical Aspect**. New York: Springer-Verlag, 1995.

VAZZOLER, Ana Emília A.M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Nupélia, 1996.

VIEIRA, Daniel B.; SHIBATTA, Oscar A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropical**, Londrina, v. 7, p. 57-65, fev. 2007.

WIDIANARKO, B.C.; VAN GESTEL A.M.; VERWEIJ, R.A.; VAN STRAALLEN, N.M. Associations between Trace Metals in Sediment, Water, and Guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from Urban Streams of Semarang, Indonesia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Semarang, v. 46, n.1, p. 101-107, mai. 2000.

WINEMILLER, K.O.; KELSO-WINEMILLER, L.C. Food habits of tilapiine cichlids of the Upper Zambezi River and floodplain during descending phase of the hydrologic cycle. **Journal of Fish Biology**, Texas, v. 63, n. 1, p. 120-128, jul. 2003.

YABE, Maria S.J.; Oliveira Elisabeth de. Metais pesados em águas superficiais com estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, Londrina, v. 21, n. 5, p. 551-556, jan. 1998.