

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

GISELE SILVA COSTA DUARTE

**PARASITAS DE PEIXES COMO BIOINDICADORES DE ALTERAÇÕES
AMBIENTAIS**

Maringá, PR

2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

GISELE SILVA COSTA DUARTE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Biologia das Interações Orgânicas.

Orientador: Dr. Ricardo Massato Takemoto
Coorientadora: Dra. Sybelle Bellay

Maringá, PR

2019

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

D812p Duarte, Gisele Silva Costa, 1984-
Parasitas de peixes como bioindicadores de alterações ambientais / Gisele Silva
Costa Duarte. -- Maringá, 2019.
66 f. : il.

Tese (doutorado em Biologia Comparada)--Universidade Estadual de Maringá,
Centro de Ciências Biológicas, 2019.
Orientador: Dr. Ricardo Massato Takemoto.
Coorientadora: Dr.^a Sybelle Bellay.

1. Peixes de água doce - Parasitismo - Metais pesados - Bioindicadores. 2. Poluição
aquática - Metais pesados. 3. Bioindicadores - Elementos traço. 4. Acanthocephalos. I.
Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Biologia Comparada.

CDD 23. ed. -597.1785709816

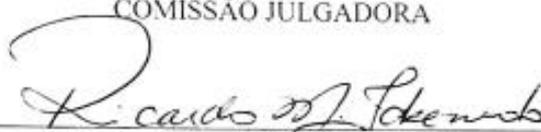
FOLHA DE APROVAÇÃO

GISELE SILVA COSTA DUARTE

Parasitas de peixes como bioindicadores de alterações ambientais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Biologia das Interações Orgânicas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

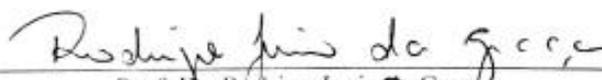
COMISSÃO JULGADORA



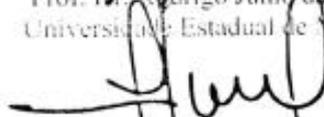
Prof. Dr. Ricardo Massato Takemoto
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)



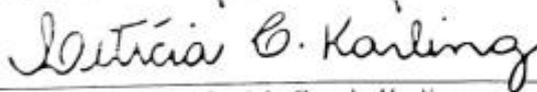
Prof. Dra. Evanilde Benedito
Universidade Estadual de Maringá



Prof. Dr. Rodrigo Junio da Graça
Universidade Estadual de Maringá



Prof. Dr. Igor de Paiva Affonso
Universidade Tecnológica Federal de Ponta Grossa



Prof. Dra. Leticia Cucolo Karling
Universidade Tecnológica Federal de Ponta Grossa

Aprovada em: 16 de setembro de 2019.
Local de defesa: Anfiteatro Keshiyu Nakatani (Nupélia), Bloco G 90, campus da
Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Ninguém caminha sozinho, não se chega muito longe sozinho, não se conquista nada sozinho, por isso faço uso desse espaço para agradecer às pessoas que estiveram ao meu lado nessa longa e surpreendente jornada, que por vezes foi dolorosa, onde tive que me redescobrir na insistência e enfrentar muitas situações que não estavam no “script”, aprendi muita coisa, aprendi que é preciso uma rede de apoio ou alguém que apenas lhe diga “calma, vai dar tudo certo”. Trabalhar com os parasitas é um universo intrigante e maravilhoso, mas se aventurar no mundo dos “metais”, ah!!! Esse me desafiou, me fez rir e chorar muitas vezes, me fez repensar se estava no caminho certo, foram muitos obstáculos vencidos, como em um jogo de vídeo game, a próxima fase parecia sempre mais difícil, mas não podia desistir, afinal, esperava por resultados surpreendentes, e aqui estou, nesse momento único, prestes a dar vida, permitir que as pessoas conheçam meu terceiro filho gerado, não no ventre, mas no coração, e como foi sonhado, esperado, criando muitas expectativas e aguçando cada dia mais minha curiosidade, por isso faço uso desse espaço para agradecer aos meus amigos e parceiros que estiveram presentes nessa jornada, pois...

...Não se faz nada sozinho, de mãos dadas o fardo se torna mais leve...Assim,

Agradeço primeiramente à Deus por ter me permitido chegar até aqui, por tantas portas que foi abrindo pouco a pouco em meia às dificuldades, por ter me mostrado que a fé realmente transpõe barreiras, por todos os pequenos milagres que pude vivenciar ao longo desse trabalho. Sou grata Senhor, à ti toda honra, glória e louvor!

Agradeço ao meu amor Romulo por ter aceitado mudar toda logística de nossas vidas para que eu pudesse trilhar esse caminho de pós graduação, pela força, incentivo, por sempre confiar e acreditar em mim. Obrigada pela paciência e por ter abdicado de tantas coisas para estar ao meu lado na realização e cumprimento dessa meta de vida. Te amo!

Agradeço à minha mãezinha Marilete e minhas manas Val e Pati, obrigada pela confiança, amor, por terem vindo para Goioerê me auxiliar com as crianças para que eu pudesse finalizar a tese e por terem participado de tudo mesmo à distância, amo muito vocês!

Agradeço à tia Luciana e tio Val pelas incansáveis vezes que me acolheram em seu lar, por me receber inicialmente grávida, depois com o Joaquim ainda bebezinho, um tempo depois grávida da Betina e ainda com ela recém-nascida, enfim, obrigada Lu e Val, vocês não me ofereceram apenas pouso, mas sim amor e aconchego de família. Amo vocês!

Agradeço à Thay por dividir o quarto comigo e com o Joaquim, quanta paciência, obrigada por todas as vezes que foi lá em casa brincar com ele, por ser família junto comigo, pelas almoços e jantares juntas! Você foi essencial! Amo você!

Agradeço ao tio Sérgio e tia Tere por toda disposição em me acolher em seu lar, pelo carinho, paciência, pela comida deliciosa, por todas as vezes que acolheu minha família, cuidou tantas e tantas vezes do Joaquim para eu poder estudar, tia, essa conquista também é sua. Obrigada!

Agradeço à minha sogra Neusa, ah! Essa se dispôs tantas vezes à vir para Maringá comigo, cuidar o Joaquim para as viagens para Congresso, coletas, obrigada minha sogra amada, sem a senhora não teria sido possível, foi essencial como sempre! Te amo! Ao meu sogro querido por todo carinho, força e incentivo sempre!

Agradeço à Atsler, amizade que o lab me trouxe, obrigada pela parceria, pelo carinho, pelos almoços juntas, foram tantos, pelas risadas, convivência diária, e, principalmente pela grande ajuda na digestão das amostras, sem você não teria conseguido finalizar esse processo. Obrigada!

Agradeço a minha amiga Lê, companhia em Dois Vizinhos e amizade para a vida toda, amiga que o lab me deu, obrigada Lê por ser você!

Agradeço aos demais colegas e amigos do laboratório de Ictioparasitologia, Danilo pela amizade e parceria de sempre, pelas gargalhadas que alegravam nossos dias, obrigada por ser tão gente boa! E obrigada pelo carinho de sempre com o Joaquim e Betina. Gabizinha, Flávia, Ju, Lucas, Joao Otávio, Gui, Cida, Mara, Rodrigo pelas dicas valiosas ao longo desse percurso, por todos que de alguma forma ajudaram a separar, pesar material, lavar vidrarias, enfim, vocês tornaram tudo mais leve, Janaína por ter sido essencial no desenvolvimento do meu (EGQ), me cobrando, colocando prazos e incentivando, você é demais! Mary, obrigada pelos ensinamentos sobre Kn e pelo companheirismo na viagem para o RJ, foi muito divertido!

Agradeço ao Fagner (Fagninho) pelos mapas! Você é demais! Obrigada!

Agradeço à Liliane da UNEMAT, Lili, obrigada por ter sido tão disponível todas as vezes que precisei de socorro, por ter me ensinado tanta coisa, e principalmente por ter me mostrado que no final tudo ia dar certo, e deu! Obrigada, mesmo!

Agradeço à Daniele Kasper da UFRJ! Obrigada por tudo!

Agradeço à Ana e ao Ranulfo do laboratório de Limnologia.

Agradeço à Maria Salete e ao João pelos empréstimos da Biblioteca, e principalmente pelo amor dedicado ao nosso pequeno Joaquim. Vovó Salete, obrigada!

Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Biologia Comparada – PGB, Lindamir, Estela. Obrigada por tudo.

Agradeço à minha irmãzinha Diesse pela amizade da vida toda, obrigada por ser exatamente como és, e por sempre me incentivar a estudar, amo você! Ao Pitágoras por ter me convidado para participar do projeto do Grupo de Pesquisas em Recursos e Limnologia – GERPEL, da UNIOESTE – campus de Toledo. Esse projeto deu vida ao primeiro capítulo da tese.

Agradeço imensamente ao técnico Flávio Aparecido da UEM de Goioerê, por ter cedido o espaço do laboratório de Química e principalmente pela força para fazer as curvas de calibração.

Agradeço de forma grandiosa e especial ao professor Dr. Nelson Consolin-Filho da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR Campus Campo Mourão, pela parceria na realização das leituras dos metais no Espectrofotômetro, obrigada pela disposição e tempo dedicado para realização desse trabalho.

Agradeço à Dra. Cíntia Moreira Ramos da Unesp de Botucatu – SP, por todas as dicas e por ter me ensinado tanto, obrigada!

Agradeço em especial à Cíntia por ter ficado tantas vezes com o Joaquim no lab para eu trabalhar, foram tantos desenhos e pacotes de amendoim! Você é demais!

Agradeço muito ao parceiro de área Lucas Leite, pela paciência ao me esclarecer tantas coisas sobre o universo dos elementos traço, me ensinar a interpretar o FBC, você foi essencial nessa fase. Infinitamente, obrigada!

Agradeço por final, especialmente ao meu querido orientador Dr. Ricardo Massato Takemoto, por me receber no laboratório, pela paciência, por ter aceitado abraçar comigo esse grande desafio, por ter confiado em mim e pelas palavras de incentivo dizendo sempre para ter calma que tudo ia se ajeitar e dar certo, e deu! Estamos aqui! Obrigada querido professor, por ser tão humilde, generoso, um paizão de todos e um super humano, o senhor é uma pessoa muito iluminada!

Agradeço ainda à minha coorientadora Sybelle Bellay, pelas sugestões, contribuições, paciência, ensinamentos ao longo do trabalho e principalmente por não ter desistido de mim! As podas me fizeram crescer muito! Obrigada!

Agradeço ao professor Pavanelli pelas dicas e colaborações ao longo do trabalho!

Agradeço à CAPES pelo apoio financeiro.

RESUMO GERAL

As pressões antrópicas, como o uso e ocupação do solo, o processo acelerado de urbanização e industrialização têm se intensificado nas bacias hidrográficas, assim como, o uso de fertilizantes, corretivos de solo e o carreamento de substâncias alóctones para os rios e estes contribuem com o aumento da poluição e degradação da qualidade da água nos ecossistemas aquáticos. Os organismos aquáticos estão expostos à estressores ambientais, como variações de parâmetros físicos e químicos, mudanças na dieta e aumento da exposição à elementos traço (metais pesados), sendo que maiores níveis destes elementos na água podem resultar em altas taxas de bioacumulação nos organismos. Nesse sentido, o uso de parasitas de peixes (monogenéticos, cestoides e acantocéfalos) como bioindicadores, permitem avaliar o efeito dos estressores ambientais na saúde dos hospedeiros e ecossistemas aquáticos, e ainda, detectar o acúmulo de elementos traço e descrever a relação que existe, por exemplo, entre a eutrofização e o parasita de ciclo monoxênico. Dentre os grupos de parasitas, foi verificado ainda que os acantocéfalos apresentam alta capacidade de bioacumular elementos traço dos hospedeiros, exibindo assim concentrações muitas vezes superiores que nestes e no ambiente. Assim, o presente estudo foi subdividido em dois artigos que avaliaram os parasitas de peixes como bioindicadores da qualidade ambiental. O objetivo do primeiro artigo foi investigar o potencial uso dos ectoparasitas monogenéticos de *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. como bioindicadores da qualidade ambiental em seis riachos do baixo Iguaçu, caracterizados como urbanos e não urbanos; identificar os monogenéticos encontrados, bem como comparar a abundância de ectoparasitas. E por fim, determinar possível correlação entre o fator de condição relativo (Kn) dos hospedeiros e a abundância de infecção das espécies de parasitas e avaliar diferenças na abundância de parasitas de hospedeiros machos e fêmeas nos riachos urbanos e não urbanos. A abundância de parasitas em ambos hospedeiros foi significativamente distinta entre os ambientes, sendo maior nos riachos urbanos, esses resultados sugerem que estes organismos podem ser favorecidos por alterações nos fatores ambientais e serem usados como ferramentas úteis no biomonitoramento ambiental. O objetivo do segundo artigo foi analisar e comparar a concentração de Cádmio (Cd) encontrado na musculatura, fígado e intestino de *Prochilodus lineatus* e *Serrasalmus marginatus* coletados nos rios Baía e Paraná, bem como avaliar o potencial uso dos acantocéfalos como bioindicadores da poluição ambiental e a capacidade de bioacumulação de Cd por estes parasitas intestinais. Os parasitas apresentaram concentrações estatisticamente superiores que todos os tecidos de *S. marginatus* e *P. lineatus* do rio Baía e *P. lineatus* do rio Paraná. Os acantocéfalos representam importantes ferramentas diagnósticas para avaliar o comportamento dos elementos traço no ambiente.

Palavras-chave: Acantocéfalos. Monogenéticos. Bioacumulação. Elementos traço.

GENERAL ABSTRACT

Anthropic pressures such as land use and occupation, the accelerated process of urbanization and industrialization have intensified in the hydrographic basins as well as the use of fertilizers, soil improvers and the transport of allochthonous substances to rivers and these contribute to increased pollution and degradation of water quality in aquatic ecosystems. Aquatic organisms are exposed to environmental stressors such as variations in physical and chemical parameters, changes in diet and increased exposure to trace elements (heavy metals), and higher levels of these elements in water may result in high bioaccumulation rates in organisms. In this regard, the use of fish parasites (monogeneans, cestodes and acanthocephalans) as bioindicators allows us to evaluate the effect of environmental stressors in the health of hosts and aquatic ecosystems, and to detect the accumulation of trace elements and to describe the relationship that exists, for example, between eutrophication and the monoxenic cycle parasite. Among the parasite groups, it was also found that acanthocephalans have a high capacity to bioaccumulate trace elements of the hosts, thus exhibiting many times higher concentrations than in the hosts and in the environment. Thus, the present study was subdivided into two chapters that evaluated fish parasites as bioindicators of environmental quality. The aim of the first chapter was to investigate the potential use of the monogeneans ectoparasites of *Rhamdia branneri* and *Hypostomus* sp. as bioindicators of environmental quality in six lower Iguaçu streams, characterized as urban and non-urban; identify the monogeneans found and compare the abundance of ectoparasites. Finally, to determine a possible correlation between the relative condition factor (Kn) of hosts and the abundance of parasite species infection and to evaluate differences in parasite abundance of male and female hosts in urban and non-urban streams. The abundance of parasites in both hosts was significantly different between environments, being higher in urban streams, these results suggest that these organisms may be favored by changes in environmental factors and be used as useful tools in environmental biomonitoring. The aim of the second chapter was to analyze and compare the cadmium (Cd) concentration found in the muscles, liver and intestine of *Prochilodus lineatus* and *Serrasalmus marginatus* collected in the Baía and Paraná rivers, as well as to evaluate the potential use of acanthocephalans as bioindicators of environmental pollution and Cd bioaccumulation capacity by these intestinal parasites. The parasites presented statistically higher concentrations than all tissues of *S. marginatus* and *P. lineatus* of Baía river and *P. lineatus* of Paraná river. Acanthocephalans represents important diagnostic tools to evaluate the behavior of trace elements in the environment.

Keywords: Acanthocephalans. Monogeneans. Bioaccumulation. Trace elements.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	12
ARTIGO 1: PARASITAS MONOGENÉTICOS COMO BIOINDICADORES DE PERTURBAÇÕES AMBIENTAIS EM RIACHOS URBANOS E NÃO URBANOS NO BAIXO IGUAÇU	14
RESUMO.....	14
ABSTRACT	15
1. INTRODUÇÃO	16
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
2.5.1 Dados abióticos	21
2.5.2 Dados bióticos	21
3. RESULTADOS	22
3.1.2 Dados bióticos	23
4. DISCUSSÃO	27
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	33
REFERÊNCIAS	34
ARTIGO 2: BIOACUMULAÇÃO DE CÁDMIO EM ACANTOCÉFALOS PARASITAS DE <i>Prochilodus lineatus</i> E <i>Serrasalmus marginatus</i> (OSTEICHTHYES) DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ	
RESUMO.....	40
ABSTRACT	41
1. INTRODUÇÃO	42
2. MATERIAL E MÉTODOS	44
3. RESULTADOS	48
4. DISCUSSÃO	55
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60
REFERÊNCIAS	61

“Existem apenas duas maneiras de viver a vida:
A primeira é vivê-la como se não existissem milagres, a segunda é vivê-la como se tudo fosse um milagre”!

(Albert Einstein)

INTRODUÇÃO GERAL

Os recursos hídricos superficiais estão passando há muito tempo por um processo de degradação, como consequência das ações antrópicas que se desenvolvem com grande intensidade em torno das bacias hidrográficas (TUNDISI, 1999). Fontes antropogênicas como o uso de fertilizantes, agrotóxicos, corretivos de solo, urbanização, industrialização e carreamento de substâncias alóctones para os rios contribuem com o aumento da poluição e degradação da qualidade da água nos ecossistemas aquáticos (SANTANA, 2018). Em decorrência disso, os organismos aquáticos tornam-se expostos à uma gama de estressores naturais e artificiais, como variações de parâmetros físicos e químicos, mudanças na dieta, disponibilidade de habitat e aumento da exposição à contaminantes, como os elementos traço (ADAMS; GREELEY, 2000). Os elementos traço estão presentes naturalmente em níveis mais baixos nos ecossistemas aquáticos, e estão relacionados à fisiologia e ao metabolismo dos organismos. Maiores níveis destes elementos presentes na água podem resultar em altas taxas de acumulação nos organismos aquáticos (RETIEF et al., 2009). As principais fontes de liberação destes elementos nos ecossistemas aquáticos são os fertilizantes (Cd, Cr, Pb e Zn), os pesticidas (Cu, Pb, Mn e Zn) e os preparativos de madeira (Cu e Cr) (PEDROZO; LIMA, 2001; SANTOS et al., 2002).

Deste modo, a poluição, bem como, o estresse sofrido pelo ambiente aquático é refletido nos organismos, populações, comunidades e sobre a estrutura da cadeia alimentar (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Nesse sentido, o uso de parasitas de peixes como bioindicadores permite avaliar o efeito dos estressores ambientais na saúde dos hospedeiros e ecossistemas aquáticos, e ainda, permite detectar o acúmulo de poluentes na biota aquática ou descrever a relação que existe, por exemplo, entre a eutrofização e o parasita de ciclo monoxênico (MARCOGLIESE, 2005; MADI; UETA, 2009). O parasitismo pode ser favorecido pela presença dos estressores ambientais. Assim, quando são afetados os mecanismos de defesa do hospedeiro, este se torna mais susceptível ao parasitismo (SURES, 2004). Os primeiros registros de parasitas de peixes como indicadores de impactos ambientais foram observados com os monogenéticos presentes nas brânquias e tegumento do hospedeiro (MACKENZIE et al., 1995). Nesse sentido, estes ectoparasitas são bastante utilizados na bioindicação por responderem diretamente às alterações ambientais (LAFFERTY, 1997). A presença ou ausência destes organismos, bem como a diversidade de suas comunidades, permite obter informações relevantes sobre fatores ambientais e a saúde dos ecossistemas (SURES; STREIT, 2001). Os monogenéticos já foram identificados com índices parasitários favorecidos com o aumento dos níveis de degradação do

ambiente, em virtude de maior imunossupressão de seus hospedeiros nestes ambientes (VALTONEN et al., 1997). Porém, observa-se uma tendência geral de declínio da riqueza e diversidade destes em ambientes degradados (SURES e STREIT 2001; DZIKOWSKI et al., 2003; FALKENBERG et al., 2019).

Além dos monogenéticos, muitos estudos mostram que os digenéticos, cestoides, nematoides e acantocéfalos são considerados organismos sentinelas, que podem ser eficientes para o esclarecimento em relação à poluição por elementos traço em ecossistemas aquáticos (SURES, 2004; SURES et al., 2017). Dentre estes grupos de organismos, foi verificado que os acantocéfalos apresentam grande capacidade de “sequestrar” ou bioacumular elementos traço dos hospedeiros, exibindo assim concentrações muitas vezes superiores que nestes e no ambiente (SURES, 2003; 2004; 2017; DOS REIS et al., 2017).

Assim, o presente estudo foi subdividido em dois capítulos que avaliaram os parasitas de peixes como bioindicadores da qualidade ambiental, bem como a capacidade de bioacumulação de Cádmio por acantocéfalos. O objetivo do primeiro capítulo foi investigar o potencial uso dos ectoparasitas monogenéticos de *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. como bioindicadores da qualidade ambiental em seis riachos do baixo Iguazu, caracterizados como urbanos e não urbanos, bem como identificar as espécies monogenéticas encontradas, e, ainda comparar a abundância de ectoparasitas, determinar possível correlação entre o fator de condição relativo (Kn) dos hospedeiros e a abundância de infecção das espécies de parasitas, bem como avaliar diferenças na abundância de parasitas de hospedeiros machos e fêmeas nos riachos caracterizados como não urbanos e urbanos.

O objetivo do segundo capítulo foi analisar e comparar a concentração de Cádmio (Cd) encontrado na musculatura, fígado e intestino de *Prochilodus lineatus* e *Serrasalmus marginatus* coletados nos rios Baía e Paraná, bem como avaliar o potencial uso dos acantocéfalos como bioindicadores da poluição ambiental e a capacidade de bioacumulação de Cd por estes parasitas intestinais.

Essas duas espécies de peixes foram escolhidas para a quantificação de Cd em seus órgãos e tecidos, bem como de seus parasitas acantocéfalos, principalmente pelo hábito alimentar, deste modo, temos uma espécie detritívora (*P. lineatus*) e uma espécie carnívora (*S. marginatus*). Os acantocéfalos parasitas representam importantes ferramentas diagnósticas para avaliar o comportamento dos elementos traço no ambiente e ainda permitem fornecer informações sobre a disponibilidade biológica destes poluentes nos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, S. M.; GREELEY, M. S. Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. **Water, Air, Soil Pollution**, v. 123, p. 103-115, 2000.
- DOS REIS, C. M. R.; DA SILVA, C., N.; UETA, M. T.; da SILVA, J. C. J.; CECCARELLI, P. S. Evaluation of trace elements in *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) (Characiformes, Prochilodontidae) from the Mogi Guaçu river infected for Acanthocephala *Neoechynorhyncus curemai* Noronha, 1973 (Acanthocephala). **Journal Environmental Analytical Toxicology**, v. 7, n. 458, p. 1-4, 2017.
- DZIKOWSKI, R.; PAPERNA, I.; DIAMANT, A. Use of fish parasite species richness indices in analyzing anthropogenically impacted coastal marine ecosystems. **Helgoland Marine Research**, v. 57, p. 220-227, 2003.
- FALKENBERG, J. M.; GOLZIO, J. E. S. A.; PESSANHA, A.; PATRÍCIO, J.; VENDEL, A. L.; LACERDA, A. C. F. Gill parasites of fish and their relation to host and environmental factors in two estuaries in northeastern Brazil. **Aquatic Ecology**, v. 89, n. 3, p. 2281-2291, 2019.
- LAFFERTY, K. D. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? **Parasitology Today**, v. 13, p. 251–255, 1997.
- MADI, R. R.; UETA, M. T. O papel de Ancyrocephalinae (Monogenea: Dactylogyridae), parasita de *Geophagus brasiliensis* (Pisces: Cichlidae), como indicador ambiental. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 18, n. 2, p. 38-41, 2009.
- MARCOGLIESE, D. J. Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? **International Journal for Parasitology**, v. 35, p. 705–716, 2005.
- MACKENZIE, K., H. H; WILLIAMS, B. WILLIAMS, B. A. H; MCVICAR, R. SIDDALL. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. **Advances in Parasitology**, v. 35, p. 85–144, 1995.
- PEDROZO, M. F. M.; LIMA, I. V. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos**. Salvador: CRA, 128 p., 2001.
- RETIEF, N. R; AVENANT-OLDEWAGE, A.; DU PREEZ, H. H. Seasonal study on *Bothriocephalus* as indicator of metal pollution in yellowfish, South Africa. **Water SA**, v. 35, p. 315–322, 2009.
- SANTANA, N. F. Avaliação da contribuição dos tributários para as concentrações de metais nas águas do Alto Rio Paraná. Maringá, 60 folhas. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2018.

SANTOS, A.; ALONSO, E., CALLEJÓN, M.; JIMÉNEZ, J. C. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the guadamar river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 134, p. 275-286, 2002.

SURES, B. Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. **Parasitology**, v. 126, p. 53–60, 2003.

SURES, B. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. **Trends Parasitology**. v. 20, p. 170–177, 2004.

SURES, B.; STREIT, B. Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. **Parasitology**, v. 123, p. 185-191, 2001.

SURES, B., NACHEV, M., SELBACH, C., MARCOGLIESE, D. J. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in “Environmental Parasitology”. **Parasites Vectors**; n. 10, v. 65, p. 1-19, 2017.

TUNDISI, J. G. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. Instituto Internacional de Limnologia, São Carlos, SP, 24 p., 1999.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 631p., 2008.

VALTONEN, E. T.; HOLMES, J. C.; KOSKIVAARA, M. Eutrophication, pollution, and fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in central Finland. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, p. 572-585, 1997.

ARTIGO 1: MONOGENÉTICOS COMO BIOINDICADORES DE PERTURBAÇÕES AMBIENTAIS EM RIACHOS URBANOS E NÃO URBANOS NO BAIXO IGUAÇU

RESUMO

Organismos aquáticos são bastante vulneráveis as pressões antrópicas que têm aumentado nas últimas décadas, sendo comumente expostos à uma variedade de estressores ambientais. Assim, o uso de bioindicadores permitem avaliar o efeito dos estressores ambientais na saúde dos ecossistemas aquáticos. O objetivo do estudo foi investigar o potencial uso dos ectoparasitas monogenéticos de *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. como indicadores da qualidade ambiental em seis riachos do baixo Iguaçu (urbanos e não urbanos), bem como comparar a abundância dos monogenéticos nos ambientes, determinar ainda possível correlação entre o fator de condição relativo (Kn) dos hospedeiros e a abundância de infestação dos parasitas, avaliar diferenças na abundância de parasitas de hospedeiros machos e fêmeas, e comparar o Kn dos peixes nestes ambientes. Foram coletados 180 peixes, por meio de pesca elétrica, entre os anos de 2014 e 2015, sendo 132 espécimes de *Rhamdia branneri* e 48 *Hypostomus* sp. Os riachos foram amostrados numa extensão de 40 metros de comprimento e as variáveis limnológicas mensuradas. Foram identificadas duas espécies de monogenéticos em *R. branneri* (*Aphanoblastella mastigatus* e *Aphanoblastella juizforense*) e uma espécie em *Hypostomus* sp. (*Phanerotecoides agostinhoi*). Foi realizado o teste(U) de Mann Whitney para comparar a abundância de monogenéticos parasitas de *R. branneri* e *Hypostomus* sp. entre os riachos urbanos e não urbanos, respectivamente ($Z(U) = -2,797$; $p = 0,005$); ($Z(U) = -3,318$; $p = 0,000$), ao comparar o Kn dos hospedeiros nos riachos não urbanos e urbanos, verificou-se diferença significativa para o Kn de *R. branneri* ($Z(U) = -4,463$; $p = 0,000$), sendo maior no ambiente urbano, já para o *Hypostomus* sp. não foi encontrada diferença significativa ($Z(U) = 0,255$; $p = 0,798$). Para verificar se havia correlação entre o comprimento padrão de *R. branneri* e a abundância de parasitismo, bem como para *Hypostomus* sp. foi utilizado o coeficiente de correlação por postos de Spearman, respectivamente ($r_s = 0,042$; $p = 0,626$); ($r_s = 0,181$; $p = 0,215$), e ainda foi utilizado o mesmo teste para verificar se havia correlação entre o Kn e a abundância de monogenéticos para ambos os hospedeiros (*R. branneri* e *Hypostomus* sp.) respectivamente ($r_s = 0,107$; $p = 0,221$); ($r_s = 0,163$; $p = 0,267$). A abundância de parasitas foi significativamente distinta entre os ambientes, sendo maior para ambos hospedeiros nos riachos urbanos. A maior abundância dos monogenéticos nesses ambientes urbanizados indicam que estes organismos podem ser favorecidos por mudanças nos fatores ambientais e ecológicos e neste caso, podem atuar como indicadores de alterações ambientais.

Palavras-chave: Ecotoxicologia. Poluição. Peixes. Parasitas.

ARTICLE 1: MONOGENEAN PARASITES AS BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL CHANGES IN URBAN AND NON-URBAN STREAM IN LOW IGUAÇU

ABSTRACT

Aquatic organisms are quite vulnerable to anthropogenic pressures that have increased in recent decades and are commonly exposed to a variety of environmental stressors. Thus, the use of bioindicators allows to evaluate the effect of environmental stressors on the health of aquatic ecosystems. The aim of this study was to investigate the potential use of monogeneans ectoparasites from *Rhamdia branneri* and *Hypostomus* sp. as indicators of environmental quality in six streams of the lower Iguaçú (urban and non-urban), as well as to compare the abundance of monogeneans in the environments, to determine a possible correlation between the relative condition factor (Kn) of the hosts and the abundance of parasite infestation. , evaluate differences in parasite abundance of male and female hosts, and compare the Kn of fish in these environments. One hundred and eighty fishes were collected by electric fishing between 2014 and 2015, 132 specimens of *Rhamdia branneri* and 48 *Hypostomus* sp. The streams were sampled to a length of 40 meters and the limnological variables measured. Two species of monogeneans were identified in *R. branneri* (*Aphanoblastella mastigatus* and *Aphanoblastella juizforense*) and one species in *Hypostomus* sp. (*Phanerotecioides agostinhoi*). Mann Whitney's test (U) was performed to compare the abundance of parasitic monogeneans of *R. branneri* and *Hypostomus* sp. between urban and non-urban streams, respectively ($Z(U) = -2.797$; $p = 0.005$); ($Z(U) = -3.318$; $p = 0.000$), when comparing the Kn of hosts in non-urban and urban streams, a significant difference was found for *R. branneri* Kn ($Z(U) = -4.463$; $p = 0.000$), being larger in the urban environment, while for *Hypostomus* sp. no significant difference was found ($Z(U) = 0.255$; $p = 0.798$). To verify if there was correlation between the standard length of *R. branneri* and the abundance of parasitism, as well as for *Hypostomus* sp. Spearman's rank correlation coefficient was used, respectively ($r_s = 0.042$; $p = 0.626$); ($r_s = 0.181$; $p = 0.215$), and the same test was also used to verify whether there was a correlation between Kn and monogenetic abundance for both hosts (*R. branneri* and *Hypostomus* sp.) respectively ($r_s = 0.107$; $p = 0.221$); ($r_s = 0.163$; $p = 0.267$). Parasite abundance was significantly different between environments, being higher for both hosts in urban streams. The greater abundance of monogeneans in these urbanized environments indicates that these organisms may be favored by changes in environmental and ecological factors and in this case may act as indicators of environmental change.

Keywords: Ecotoxicology. Pollution. Fish. Parasites.

1. INTRODUÇÃO

Organismos aquáticos estão frequentemente expostos à uma variedade de estressores ambientais, como mudanças nos parâmetros físicos e químicos (pH, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido), além de alterações na dieta, exposição à elementos inorgânicos, contaminantes e processo de eutrofização (ADAMS; GREELEY, 2000). Os organismos em ambientes aquáticos ainda estão susceptíveis ao aumento das pressões antrópicas que tem se agravado nas últimas décadas (LACERDA et al., 2017). O uso de bioindicadores, amplia o entendimento dos impactos e permitem avaliar e quantificar o efeito dos estressores ambientais na saúde dos ecossistemas aquáticos. Bioindicadores são aqueles que refletem o impacto ambiental, pois respondem às alterações de habitat com mudanças na fisiologia e composição química (VIDAL-MARTINEZ et al., 2010; VIDAL-MARTÍNEZ; WUNDERLICH, 2017).

O potencial papel dos parasitas como bioindicadores de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos têm recebido maior atenção nas duas últimas décadas (SURES, 2004; MARCOGLIESE, 2005; NACHEV et al., 2010; VIDAL-MARTÍNEZ et al., 2010; KHAN, 2011). Os monogenéticos são considerados como um dos mais importantes parasitas e organismos sensíveis para monitorar uma série de fatores ambientais, incluindo o estresse devido à poluição (MACKENZIE et al., 1995; LAFFERTY, 1997). Muitos estudos reconhecem os parasitas monogenéticos como bioindicadores úteis para a compreensão da dinâmica da poluição ambiental (LAFFERTY, 1997; MARCOGLIESE; CONE, 1996; LANDSBERG et al., 1998; GALLI et al., 2001; MARCOGLIESE, 2005; SANCHEZ RAMIREZ et al., 2007), devido à forma que respondem à poluição antrópica a qual estão sujeitos, como a presença de esgotos domésticos, resíduos agrícolas e industriais, metais pesados e eutrofização.

Os ectoparasitas, por meio do contato direto com o ambiente, podem sofrer efeito de poluentes, alterando a reprodução, sobrevivência (KHAN; THULIN, 1991; VALTONEN et al., 1997), afetando o tamanho das populações (MACKENZIE, 1999; MOLES; WADE, 2001). Quando sofrem estímulos como turbulência, alterações na temperatura do meio e presença de produtos de excreção do hospedeiro, esses fatores induzem, em muitas espécies de ectoparasitas, a eclosão dos ovos (EIRAS, 1994). Deste modo, como resposta à diferentes formas de poluição ambiental, esses ectoparasitas podem sofrer alterações na sua abundância e intensidade, induzindo a mudanças na estrutura e composição da comunidade (VIDAL-MARTÍNEZ et al., 2010). Portanto, a abundância desses parasitas pode descrever a situação em que se encontra determinado ambiente (SANCHEZ-RAMIREZ et al., 2007; PALM; RUCKERT, 2009).

Alguns estudos demonstraram a relação entre o parasitismo e as condições ecológicas em que os hospedeiros estão expostos, revelando as respostas dos parasitas frente às mudanças ambientais, proporcionando assim o conhecimento sobre a função e integridade dos ecossistemas (HUDSON et al., 2006; LAFFERTY et al., 2008). Em decorrência do desequilíbrio na integridade biótica dos ecossistemas aquáticos, alterações nas populações e comunidades de parasitas podem refletir na perda da qualidade ambiental (LAFFERTY, 1997). Assim, apesar dos diversos efeitos dos poluentes sobre as espécies de parasitas, observa-se uma tendência geral de declínio da riqueza e diversidade destes em ambientes degradados (SURES et al., 2001; DZIKOWSKI et al., 2003; FALKENBERG et al., 2019). Fatores abióticos como temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade e pH podem influenciar a ocorrência temporal e espacial de parasitas (CHUBB, 1979). Os parasitas de ciclo monoxênico já foram identificados com índices parasitários favorecidos em consequência do aumento dos níveis de degradação ambiental (VALTONEM et al., 1997), ou seja, um maior aumento na abundância de determinada espécie.

Embora os estudos que avaliem as respostas das espécies de peixes à urbanização tenham se intensificado nas últimas décadas na região Neotropical (SMITH et al., 2003; FELIPE, SUÁREZ, 2010; DIAS, TEJERINA-GARRO, 2010; ALEXANDRE et al., 2010), ainda existe uma escassez no conhecimento sobre os padrões existentes em corpos hídricos sujeitos a ações antrópicas, frequentes em regiões próximas aos grandes centros urbanos (SHIBATTA; BENNEMANN, 2003) e poucos estudos com parasitas de peixes em riachos brasileiros e que investigaram os parasitas como bioindicadores de poluição ambiental (MADI e UETA, 2009; MOREIRA, et al., 2015; LACERDA et al., 2017; FALKENBERG et al., 2019).

Nesse sentido, uma das abordagens mais utilizada para a compreensão da relação parasita-hospedeiro é a comparação dos índices parasitários entre hospedeiros coletados em um trecho preservado (não urbano) e um trecho impactado (LAFFERTY, 1997). Assim, o objetivo deste estudo foi investigar o potencial uso dos ectoparasitas monogenéticos de *Rhamdia branneri* Haseman, 1911 e *Hypostomus* sp. como bioindicadores da qualidade ambiental em seis riachos do baixo Iguaçu, caracterizados como urbanos e não urbanos, bem como identificar as espécies monogenéticas encontradas, comparar a abundância de ectoparasitas nos ambientes estudados, determinar possível correlação entre o fator de condição relativo (Kn) dos hospedeiros e a abundância de infecção das espécies de parasitas, bem como avaliar diferenças na abundância de parasitas de hospedeiros machos e fêmeas.

Deste modo, o estudo foi estruturado com o intuito de testar as seguintes hipóteses: (i) as duas espécies de hospedeiros analisadas *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. apresentam

similaridade na abundância de monogenéticos parasitas nos riachos urbanos em decorrência destes parasitas serem mais susceptíveis à ambientes impactados; (ii) peixes coletados nos riachos urbanos apresentam menores valores de fator de condição relativo (K_n).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O rio Iguazu possui a maior bacia hidrográfica (Figura 1) dentre os rios paranaenses, compreendendo uma área de aproximadamente 72.000 km², da qual 79% pertencem ao Estado do Paraná, 19% ao Estado de Santa Catarina e 2% à Argentina (ELETROSUL, 1978). Sua nascente localiza-se próxima à região da Serra do Mar, a partir da união entre os rios Iraí e Atuba, na porção leste do município de Curitiba, percorrendo 1.060 km no sentido Leste-Oeste e desaguando no rio Paraná, próximo à Foz do Iguazu (PAIVA, 1982; JÚLIO JÚNIOR et al., 1997).

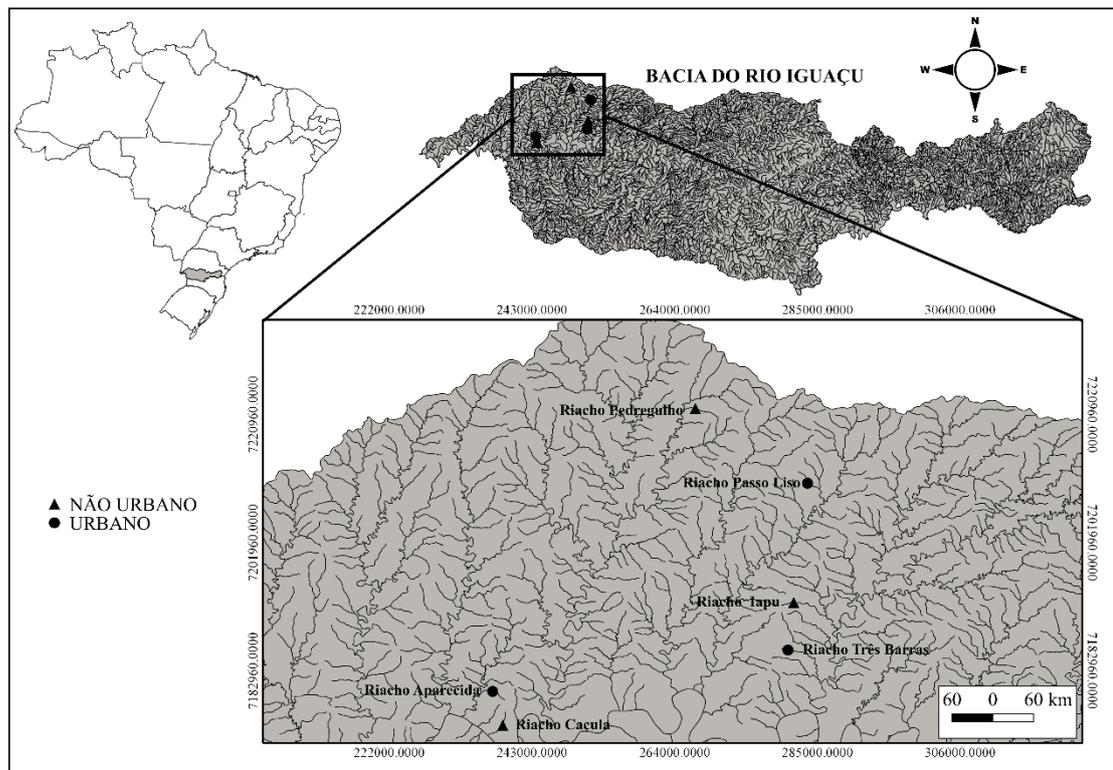


Figura 1. Mapa da bacia do rio Iguazu mostrando a localização dos riachos urbanos e não-urbanos no baixo Iguazu.

Este rio subdivide-se em três porções, com base nas características geomorfológicas de cada planalto paranaense. De acordo com Baumgartner et al. (2012), no 3º planalto paranaense,

que compreende a região de Guarapuava, encontra-se o baixo Iguaçu. A bacia hidrográfica do Iguaçu está localizada em uma região de relevo acidentado, formando diversos rios e cachoeiras, influenciando imensamente a distribuição geográfica de espécies, principalmente a fauna de peixes. Os pontos amostrais deste estudo foram seis riachos de primeira ordem (STRAHLER, 1957) da bacia de drenagem do baixo Iguaçu, riachos urbanos e não urbanos. A caracterização física dos riachos, bem como tipo de substrato, extensão da mata ciliar, presença de fontes poluidoras e fluxo dos riachos (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização física dos riachos urbanos e não urbanos do Baixo Iguaçu – Paraná.

Município Riachos	Ambiente	Tipo de Substrato	Mata Ciliar	Fontes poluidoras	Fluxo
Capitão Leônidas Marques Córrego Aparecida 25°28'31.2"S53°36'52.9"W	Urbano	Areia/pedra Cascalho	0 a 5m	Lixo doméstico e urbano	Baixo
Três Barras do PR/Córrego Três Barras 25°25'37.2"S53°10'53.7"W	Urbano	Areia/Pedra Cascalho/lage	0 a 5m	Lixo doméstico e urbano	Baixo
Catanduvas Arroio Passo Liso 25°12'15.3"S53°08'56.6"W	Urbano	Pedra Cascalho/lage	0 a 5m	Lixo doméstico e urbano	Rápido
Capitão Leônidas Marques/Córrego Caçula 25°31'15.2"S53°36'03.3"W	Não urbano	Areia/pedra Cascalho	5 a 10m	Não	Médio
Três Barras do PR/Córrego Iapu 25°21'48.7"S53°10'19.3"W	Não urbano	Areia/pedra Cascalho	0 a 5m	Não	Baixo
Cascavel Córrego Pedregulho 25°06'06.2"S53°18'39.8"W	Não urbano	Pedra/Cascalho	5 a 10m	Não	Médio

2.2 Amostragem

Os riachos foram amostrados trimestralmente, sendo a primeira coleta em setembro, na sequência em dezembro de 2014 e março de 2015, numa extensão de 40 metros de comprimento, com participação e auxílio do Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – GERPEL, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE – campus de Toledo. As coletas foram autorizadas por meio do protocolo (SISBIO/55894).

As características físicas e químicas da água foram mensuradas utilizando equipamentos digitais específicos. As variáveis selecionadas foram: pH, oxigênio dissolvido (OD, mg.L⁻¹), saturação de oxigênio dissolvido (%), condutividade elétrica (Cond, µS.cm⁻¹), temperatura (T,

°C) e turbidez (UNT). Para cada local de coleta, a temperatura atmosférica também foi medida, totalizando sete variáveis abióticas por ambiente amostrado.

2.3 Hospedeiros

Rhamdia branneri Haseman, 1911 (Siluriformes, Heptapteridae), é uma endêmica do rio Iguaçu (BAUMGARTNER et al., 2012). Este peixe é considerado bentônico e especulador do substrato, onívoro, cuja dieta é composta por pequenos peixes, como lambaris e lebistes, insetos, crustáceos, detritos vegetais e orgânicos (OYAKAWA et al., 2006; CASATTI; CASTRO, 2006). Possui hábito noturno, com preferência por locais calmos e profundos dos rios (GOMES et al., 2000) com fragmentos de rochas ou troncos submersos (SCHULZ; LEUCHTENBERGER, 2006). Popularmente conhecido como bagre, com ampla distribuição na América do Sul e Central (SILFVERGRIP, 1996). As fêmeas geralmente atingem comprimento e peso superior ao dos machos (GOMES et al., 2000).

O gênero *Hypostomus* (Siluriformes, Loricariidae), possui cerca de 110 espécies, colonizando todos os habitats aquáticos da América do Sul (MONTROYA-BURGOS, 2003). Apresentam ampla distribuição, a maioria destes peixes possui hábitos bentônicos e crepusculares, durante o dia ficam sob as pedras e submersos (WEBER et al. 2003). Conhecido popularmente como cascudo, é uma espécie de peixe de água doce e clima tropical, não migradora, originária da América do Sul (bacias dos rios Paraná, Tietê e Ribeira). Possui alimentação composta basicamente por itens ingeridos por raspagem de substrato, tais como perifíton e detrito. Os machos geralmente atingem comprimento superior ao das fêmeas (HIRSCHMANN et al., 2011).

2.4 Coleta, necropsia dos hospedeiros e fixação dos parasitas

Foram coletados 132 espécimes de *R. branneri* e 48 espécimes de *Hypostomus* sp. por meio de pesca elétrica, os hospedeiros foram capturados em um riacho com características de ambiente não urbano e em riacho urbano com características de antropização. Os espécimes foram acondicionados em sacos plásticos individualizados, devidamente etiquetados, mantidos em caixa térmica com gelo até o laboratório. Posteriormente, foram congelados em freezer no laboratório de Zoologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e analisados no laboratório de Microscopia.

Os peixes foram identificados até o nível taxonômico mais baixo possível, com base em chaves propostas por Baumgartner (2012) e registrados os dados biométricos (comprimento total e padrão e peso). A identificação do sexo foi realizada por meio da inspeção macroscópica das gônadas conforme proposta de Vazzoler (1996). As brânquias foram removidas e examinadas em uma placa de Petri com água destilada, sob estereomicroscópio óptico para a coleta dos parasitas. Estes foram coletados e processados de acordo com as técnicas de ictioparasitologia (EIRAS et al., 2006).

2.5 Análises estatísticas

2.5.1 Dados abióticos

Considerando as sete variáveis abióticas coletadas (temperatura do ar e da água em °C, oxigênio dissolvido em mg.L⁻¹, pH, condutividade elétrica em µS.cm⁻¹, saturação de OD em % e turbidez em UNT) para cada ambiente amostrado, e os dois grupos previamente estabelecidos (ambientes urbanos e não urbanos) e considerando também que os dados apresentaram normalidade multivariada, uma Análise Discriminante foi realizada no Software Statistica® 7.0 (STATSOFT INC. 2005), a fim de verificar se as variáveis abióticas dos ambientes urbanos e não urbanos caracterizam estes ambientes significativamente como dois grupos.

2.5.2 Dados bióticos

Todos os cálculos de índices parasitológicos seguiram as equações segundo Bush et al. (1997). O Teste não paramétrico de Mann Whitney (U) foi utilizado para realizar as seguintes análises: avaliar diferenças na abundância de monogenéticos parasitas de *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. e o ambiente (urbano e não urbano); comparar o fator de condição relativo (Kn) dos hospedeiros parasitados e não parasitados coletados em riachos urbanos e não urbanos; comparar a abundância de parasitas entre hospedeiros machos e fêmeas de *Rhamdia branneri* e para *Hypostomus* sp. nos dois ambientes e avaliar a existência de diferenças significativas entre o fator de condição relativo Kn para cada hospedeiro, parasitado e não parasitado.

Os valores de comprimento padrão (Ls) e de peso (Wt) de cada hospedeiro foram ajustados à curva da relação Wt/Ls ($Wt = a.Lt^b$) e foram estimados os valores dos coeficientes de regressão a e b. Foram utilizados os valores de **a** e **b** nas estimativas dos valores esperados de peso (We), por meio da equação: $We = a.Lt^b$. Deste modo, foi calculado o fator de condição

relativo (K_n) que corresponde ao quociente entre peso observado e peso esperado para determinado comprimento ($K_n = W_t/W_e$) (Le Cren, 1951).

O coeficiente de correlação, por postos de Spearman “rs”, foi utilizado para determinar possíveis correlações entre o fator de condição relativo (K_n) e a abundância de infestação por monogenéticos para ambos os hospedeiros (*Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp.) (Zar, 2010). Utilizou-se esse mesmo teste para verificar se havia correlação entre o comprimento padrão do hospedeiro *R. branneri* e a abundância de parasitismo, bem como para o hospedeiro *Hypostomus* sp. O nível de significância estatístico adotado foi $p \leq 0,05$.

Todas estas análises estatísticas foram realizadas utilizando o Software Statistica® 7.0.

3. RESULTADOS

3.1 Dados abióticos

Os valores da média e desvio padrão dos parâmetros físicos e químicos medidos na coleta dos hospedeiros nos riachos urbanos e não urbanos estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Média e Desvio Padrão dos parâmetros físicos e químicos medidos na coleta dos hospedeiros nos riachos não urbanos e urbanos do baixo Iguaçu

Parâmetros físico-químicos	Não urbano	Urbano
Temperatura ar (°C)	26±1,03	24±2,28
Temperatura água (°C)	21,5±1,82	23,3±1,66
Oxigênio (mg.L ⁻¹)	6,7±1,09	6,65±0,83
pH	7,11±0,09	7,23±0,22
Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹)	32,75±12,5	106,6±35,81
Saturação de OD (%)	81,7±21,7	79,2±9,18
Turbidez (UNT)	2,3±1,12	4,28±6,73

Os grupos de ambientes não urbanos e urbanos foram confirmados pela discriminante ($F_{7,6} = 4,953$, $p < 0,0346$), com baixa redundância entre os grupos (Wilk's Lambda = 0,14752) e todos os ambientes foram considerados como identificados corretamente dentro de cada grupo. A primeira raiz da discriminante explicou 100% da variância (autovalor = 5,77) com grupos distribuídos ao longo do primeiro eixo ($\chi^2 = 16,267$, g.l. = 7, $p = 0,0227$), enquanto a condutividade foi a variável que contribuiu significativamente para a redução da redundância entre os grupos de ambientes não urbanos e urbanos. Esta variável apresentou elevados valores nos ambientes urbanos (Tabela 3).

Tabela 3. Resumo da Análise Discriminante, incluindo diferentes variáveis abióticas dos ambientes urbanos e não urbanos, p = significância do teste com $\alpha \leq 0.05$. Valor em negrito indica resultado significativo.

Variáveis abióticas	Wilk's Lambda	F-remove	p-level
pH	0,149166	0,06681	0,804673
Condutividade elétrica	0,422458	11,18206	0,015535
Oxigênio dissolvido	0,170322	0,92726	0,372763
Turbidez	0,204584	2,32075	0,178491
Temperatura da água	0,185904	1,56100	0,258048
Saturação oxigênio	0,147523	0,00000	0,998879
Temperatura ar	0,158540	0,44807	0,528157

3.1.2 Dados bióticos

Foram analisados 180 peixes, sendo 132 espécimes de *Rhamdia branneri* e 48 de *Hypostomus* sp. O comprimento padrão dos peixes examinados (média \pm desvio padrão), os valores para o número de hospedeiros parasitados, parasitas coletados, prevalência, abundância média e intensidade média de parasitas coletados em brânquias de *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. amostrados nos riachos do baixo Iguaçu estão apresentados nas Tabelas 4 e 5 respectivamente.

Foram coletados em riachos urbanos e não urbanos 197 espécimes de monogenéticos nas brânquias de *Rhamdia branneri* pertencentes à duas espécies: *Aphanoblastella mastigatus* Suriano, 1986 e *Aphanoblastella juizforense* Carvalho, Tavares e Luque, 2009. Nos espécimes de *Hypostomus* sp. analisados foi identificado o monogenético *Phanerothecioides agostinhoi* Kritsky, Vianna e Boeger, 2007 parasitando brânquia e tegumento, totalizando 719 indivíduos.

Tabela 4. Valor da média e desvio padrão do comprimento (cm) padrão do hospedeiro (CP), número de hospedeiros analisados (HA), número de hospedeiros parasitados (HP), número de parasitas coletados (PC), prevalência (P%), abundância média (AM), intensidade média (IM) de parasitas coletados em brânquias de *Rhamdia branneri*, amostrados em seis riachos no baixo Iguaçu, Paraná.

	CP	HA	HP	PC	P (%)	AM	IM
Não urbano	9,5 \pm 3,94	30	4	6	13,3	0,2	1,5
Urbano	11 \pm 1,91	102	40	191	39,2	1,87	4,8

Tabela 5. Valor da média e desvio padrão do comprimento (cm) padrão do hospedeiro (CP), número de hospedeiros analisados (HA), número de hospedeiros infectados (HP), número de parasitas coletados (PC), prevalência (P%), abundância média (AM), intensidade média (IM) de parasitas coletados em brânquias e tegumento de *Hypostomus* sp. amostrados em seis riachos do baixo Iguaçu, Paraná.

	CP	HA	HP	PC	P (%)	AM	IM
Não urbano	5,7 \pm 1,74	15	0	0	0	0	0
Urbano	6,3 \pm 2,79	33	17	719	51,5	21,8	42,3

Quando comparada a abundância de monogenéticos parasitas de *R. branneri* e o ambiente (urbano e não urbano), bem como para o hospedeiro *Hypostomus* sp. por meio do teste (U) de Mann Whitney, foi verificada diferença significativa, sendo que os riachos urbanos apresentaram hospedeiros com maior abundância de parasitismo respectivamente ($Z(U) = -2,797$; $p = 0,005$); ($Z(U) = -3,318$; $p = 0,000$) (Figura 2).

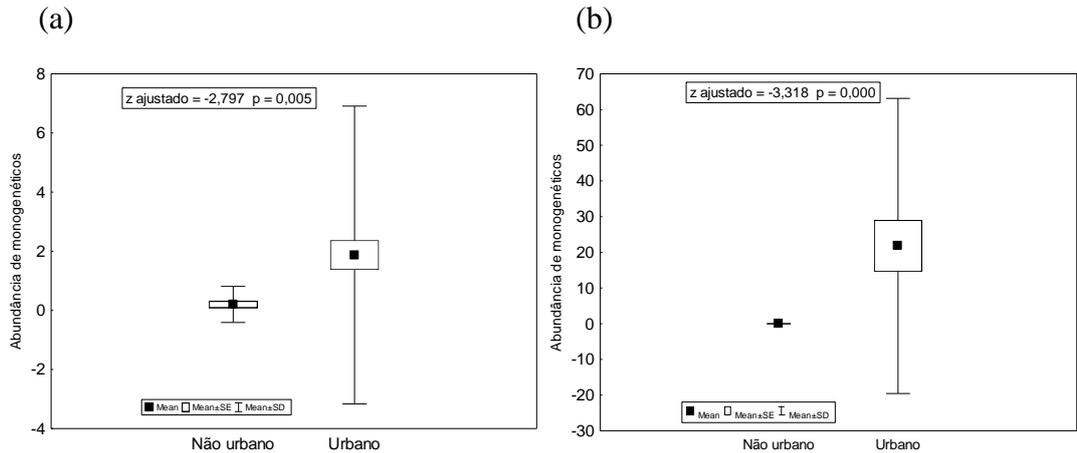


Figura 2. Comparação entre a abundância de monogenéticos parasitas nos ambientes urbanos e não urbanos nos hospedeiros *Rhamdia branneri* (a) e *Hypostomus* sp. (b).

Para verificar se havia correlação entre o comprimento padrão do hospedeiro *Rhamdia branneri* e a abundância de parasitismo, bem como para o hospedeiro *Hypostomus* sp. foi utilizado o coeficiente de correlação por postos de Spearman, os resultados mostraram que para ambos não foi observada correlação significativa respectivamente ($r_s = 0,042$; $p = 0,626$); ($0,181$; $p = 0,215$) (Figura 3).

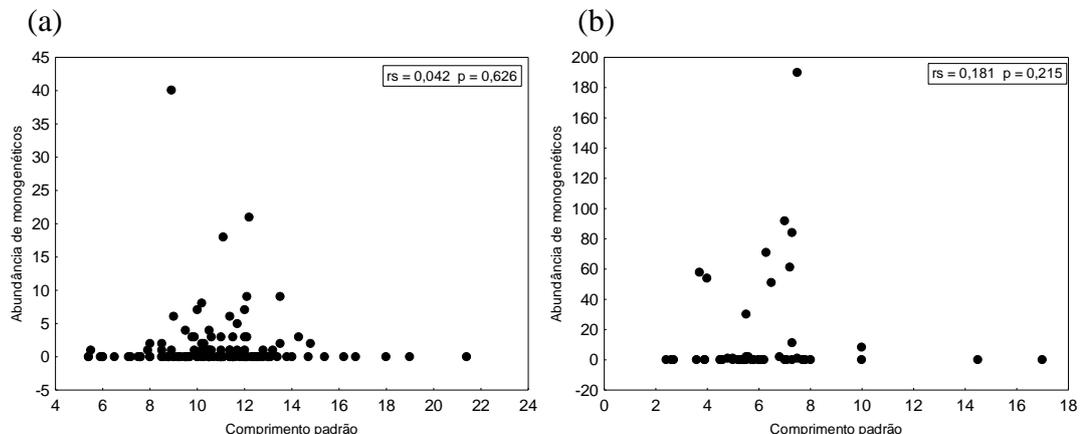


Figura 3. Correlação entre a abundância de monogenéticos parasitas e o comprimento padrão de *Rhamdia branneri* (a) e *Hypostomus* sp. (b)

Para verificar a relação entre o fator de condição relativo (Kn) e a abundância de infestação por monogênicos para ambos os hospedeiros (*Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp.), foi utilizado o coeficiente de correlação por postos de Spearman, os resultados demonstraram que não houve correlação significativa respectivamente ($r_s = 0,107$; $p = 0,221$); ($r_s = 0,163$; $p = 0,267$) (Figura 4).

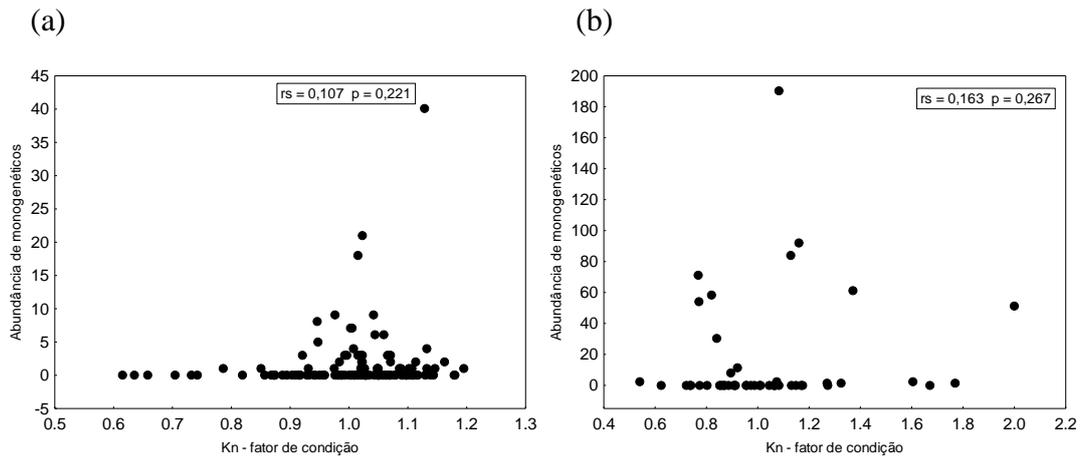


Figura 4. Correlação entre o fator de condição relativo (Kn) e a abundância de monogênicos em *Rhamdia branneri* (a) e *Hypostomus* sp. (b).

Foi verificado por meio do teste (U) de Mann Whitney que o fator de condição relativo Kn de ambos os hospedeiros (*Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp.) não diferiram significativamente entre indivíduos parasitados e não-parasitados respectivamente ($Z(U) = -1,448$; $p = 0,147$); ($Z(U) = 0,657$; $p = 0,510$) (Figura 5).

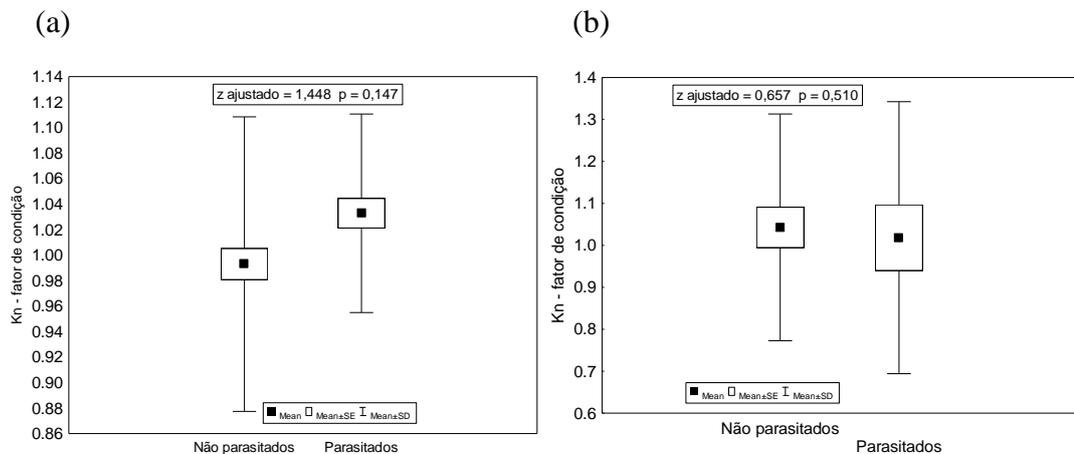


Figura 5. Comparação entre o fator de condição relativo (Kn) de hospedeiros parasitados e não parasitados pelos monogênicos em *Rhamdia branneri* (a) e *Hypostomus* sp. (b).

Quando comparado o Kn dos hospedeiros coletados em riachos não urbanos e urbanos, verificou-se diferença significativa para o Kn de *Rhamdia branneri*, sendo maiores valores no ambiente urbano ($Z(U) = -3,491$; $p = 0,000$), já para o *Hypostomus* sp. não foi encontrada diferença significativa para os valores de Kn nos dois ambientes comparados ($Z(U) = 0,967$; $p = 0,333$) (Figura 6).

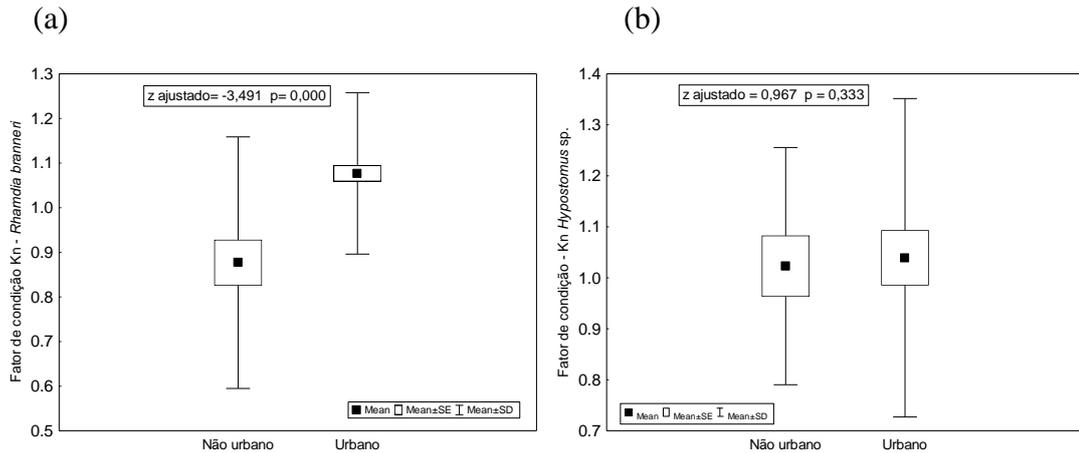


Figura 6. Comparação entre o fator de condição relativo (Kn) de hospedeiros coletados nos riachos não urbanos e urbanos, *Rhamdia branneri* (a) e *Hypostomus* sp. (b).

O Teste de (U) de Mann Whitney foi realizado para comparar a abundância de parasitas entre hospedeiros machos e fêmeas de *Rhamdia branneri*, bem como para *Hypostomus* sp. nos riachos urbanos e não urbanos. Os resultados do teste mostraram que não houve diferença significativa em relação a abundância de parasitas encontrados em hospedeiros machos e fêmeas nestes ambientes, respectivamente ($Z(U) = -1,074$; $p = 0,282$); ($Z(U) = -1,759$; $p = 0,078$) (Figura 7).

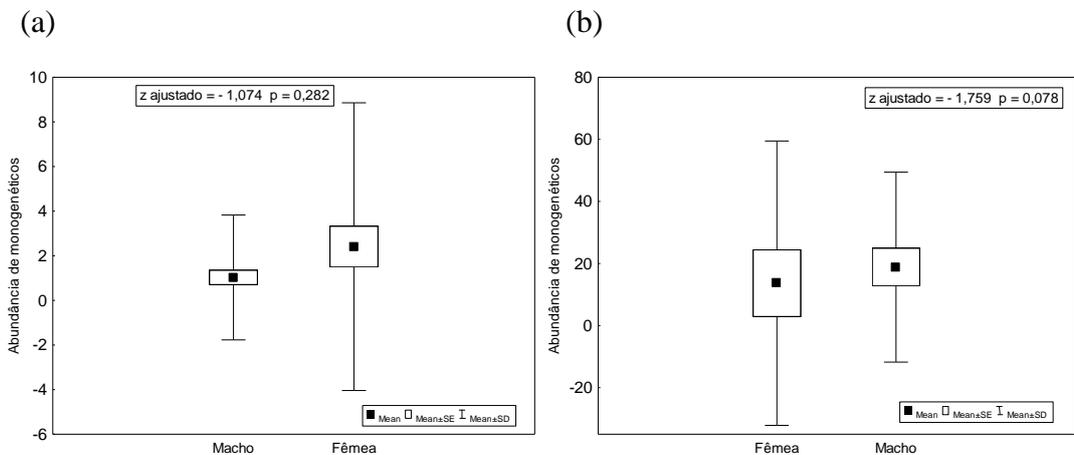


Figura 7. Comparação entre a abundância de monogenéticos entre hospedeiros machos e fêmeas de *Rhamdia branneri* (a) e *Hypostomus* sp. (b) provenientes de ambientes urbanos e não urbanos.

4. DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo mostraram basicamente os mesmos padrões de abundância de parasitas para as duas espécies de peixes estudadas nos riachos urbanos. Foram encontradas e identificadas duas espécies de monogenéticos: *Aphanoblastella juizforense* e *Aphanoblastella mastigatus* parasitando *R. branneri*. Parasitas deste gênero são comumente encontrados nas brânquias de Siluriformes da região Neotropical (THATCHER, 2006) e já foram descritos parasitando também *Rhamdia quelen* Quoy e Gaimard, 1824. Figueredo et al. (2014), verificaram a presença de *A. mastigatus* nas brânquias deste hospedeiro mantidos em tanques de cultivo. A espécie *A. juizforense* foi descrita por Carvalho et al. (2009), em ambiente natural parasitando as brânquias de *R. quelen* do rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais. *Phanerotecioides agostinhoi* foi encontrado parasitando brânquias e tegumento de *Hypostomus* sp. (Kritsky, Vianna e Boeger, 2007). Os resultados encontrados para os riachos urbanos foram semelhantes, conforme apresentado, ou seja, maior abundância de monogenéticos nos hospedeiros destes ambientes em comparação com os não urbanos.

As relações parasita/hospedeiro podem sofrer mudanças nos índices de prevalência, abundância e alterações no Kn, em decorrência dos efeitos da urbanização, principalmente provocado pelo aporte de matéria orgânica proveniente de esgotos domésticos (THILAKARATNE et al., 2007). Provavelmente, em nosso estudo, a maior abundância de monogenéticos nos riachos urbanos tenha sido causada pelos efeitos da poluição. Nesse sentido, esperava-se que a abundância de monogenéticos nas duas espécies de hospedeiros nos riachos urbanos fosse significativamente maior do que nos riachos não urbanos, principalmente em função das características abióticas observadas nestes riachos, os quais apresentam redução de suas matas ciliares, edificações no entorno e ainda recebem esgotos e efluentes domésticos de ligações clandestinas.

O aporte de matéria orgânica (resíduos orgânicos e esgotos domésticos) ocasionam adição de sais à água, partículas em suspensão e conseqüentemente o aumento de íons presentes no meio, o que favorece a elevação dos valores de condutividade da mesma (ESTEVES, 1998). O aumento da condutividade é diretamente proporcional ao aporte de matéria orgânica, assim pode-se considerar os riachos urbanos como os que recebem maior aporte orgânico, apresentando os maiores valores de condutividade elétrica. Já o ambiente aquático livre de partículas em suspensão geralmente apresenta baixos valores de condutividade elétrica, como observado no riacho não urbano no presente estudo.

Em ambientes eutrofizados, com níveis de turbidez e condutividade elevados devido à poluição, observa-se irritação nos filamentos branquiais dos peixes, aumentando, assim, a susceptibilidade aos parasitas monogenéticos (SKINNER, 1982). Ainda, no mesmo trabalho, estudando os monogenéticos parasitas de três espécies de peixes na Baía do Sul de Biscayne, Flórida, em uma área poluída, o autor observou que a intensidade parasitária foi maior neste local do que em ambientes não contaminados, os poluentes causaram ainda estresse e alteraram a resistência do hospedeiro aos parasitas favorecendo a alta infestação parasitária.

Deste modo, entende-se que os poluentes podem estar atuando nestes ambientes como agentes estressores dos hospedeiros, provocando mudanças na tolerância dos mesmos, o que pode ter proporcionado a maior abundância de monogenéticos parasitas nos riachos urbanos em comparação com os não urbanos. Esses resultados corroboram com os encontrados por Valtonen et al. (1997), onde compararam a comunidade parasitária de peixes em um lago oligotrófico e despoluído com outros dois eutrofizados e poluídos, verificaram altas prevalências de monogenéticos (*Dactylogyrus* sp.) nos lagos poluídos, os autores interpretaram estes resultados como decorrentes da diminuição da imunidade do hospedeiro em função da poluição química. Fatores ambientais como produtos químicos ou má nutrição podem agir suprimindo o sistema imunológico dos peixes, tornando-os susceptíveis à infestação e infecção por monogenéticos, *Trichodina* e bactérias (WEDEMEYER et al., 1976).

Utilizando o monogenético Ancyrocephalinae como indicador ambiental, Madi e Ueta (2009), compararam dois reservatórios de São Paulo com características tróficas distintas, os autores observaram que a prevalência e a intensidade de infecção variaram conforme ocorreu alteração no aporte de material em suspensão na água. Ainda no lago com menor grau de interferência antrópica foi encontrado o parasita, por ocasião das enxurradas que resultaram em um fluxo maior de partículas em suspensão, favorecendo a infestação. Moderadas intensidades de poluição nos ecossistemas aquáticos produzem alterações na estrutura das comunidades, como redução na biodiversidade de organismos, desaparecimento de algumas espécies e aumento na abundância de outras mais aptas ao ambiente antropicamente alterado, como foi observado no presente estudo, a maior abundância de monogenéticos nos riachos urbanos.

Moles e Wade (2001), verificaram que o peixe *Ammodytes hexapterus* exposto ao sedimento contaminado por 90 dias, com hidrocarboneto de petróleo (PHC) tiveram a redução na atividade fagocítica dos macrófagos e perceberam um aumento significativo na abundância e prevalência de *Gyrodactylus*. Os autores concluíram que as concentrações de PHC causaram a imunossupressão do hospedeiro, provocando um aumento dos níveis de parasitismo. Ainda, Galli et al. (2001), estudando lagos com diferentes níveis tróficos, encontraram diferenças entre

populações de ectoparasitas e endoparasitas, onde observaram que as abundâncias de ectoparasitas aumentaram proporcionalmente com o aumento do nível de eutrofização do ambiente.

Silveira et al. (2013) também utilizaram os parasitas monogenéticos como ferramentas para avaliar a qualidade ambiental do rio Guandu - RJ, os autores concluíram que o parasitismo por monogenéticos evidenciam ocorrências de atividades antrópicas que poluem o rio, uma vez que muitos grupos de helmintos são sensíveis às modificações ambientais e assim, se reproduzem e proliferam em águas deterioradas, quando ocorre eutrofização e redução do oxigênio.

Os maiores valores de condutividade elétrica e turbidez encontrados nos riachos urbanos em nosso estudo podem ser em decorrência da poluição e o aporte de esgotos domésticos carregados para dentro destes ambientes, isso pode ter favorecido a presença de maior abundância de monogenéticos encontrados em *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. quando comparados com os riachos não urbanos, enquanto que nestes ambientes foi observado menor abundância de monogenéticos em condutividade elétrica e turbidez reduzidas.

Em ambientes com maior grau de eutrofização artificial, onde há sobrecarga de matéria orgânica e compostos nitrogenados, geralmente ocorrem quedas bruscas nos níveis de oxigenação. De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), o valor mínimo de oxigênio dissolvido (OD) para a preservação da vida aquática, estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 é de 5,0 mg.L⁻¹, mas existe uma variação na tolerância de espécie para espécie. Deste modo, os peixes podem ser afetados diretamente, tornando-se assim mais susceptíveis à proliferação e disseminação de certas espécies de parasitas, por exemplo, os ectoparasitas. Neste caso o parasita ou o hospedeiro pode ser influenciado pelo impacto no ambiente, podendo até mesmo se extinguir ou ainda se sobressair em detrimento de outras espécies e grupos.

De acordo com Vazzoler (1996), o fator de condição (Kn) é uma ferramenta utilizada como indicador quantitativo do “bem estar” dos peixes. As alterações que podem ocorrer nos valores de Kn são utilizadas para avaliar o efeito de alguns parâmetros, como por exemplo, a qualidade ou o estado do ambiente em que o peixe está inserido, o efeito de poluentes e do parasitismo sobre os hospedeiros (RANZANI-PAIVA et al., 2000). No presente estudo, os valores de Kn para *R. branneri* mostraram que neste caso, esta espécie se desenvolve melhor em ambientes urbanizados (poluídos). Verificou-se diferença significativa no fator de condição relativo (Kn) desta espécie entre os ambientes não urbanos e urbanos, os hospedeiros coletados nos riachos urbanizados possuíam valores de Kn mais elevados, aparentemente isso pode ser

explicado pelo fato dos hospedeiros terem encontrado melhores condições de desenvolvimento quando comparados aos dos locais não urbanos. Estudando hospedeiro do mesmo gênero, Piaia et al. (1999), verificaram o melhor desenvolvimento de *Rhamdia quelen* em locais com maiores níveis de turbidez quando comparado a ambientes bem iluminados, o que pode ter acontecido nos riachos urbanos, devido ao aporte de matéria orgânica com conseqüente diminuição da transparência da água nestes locais.

Moreira et al. (2015), estudando parasitas de *Rhamdia quelen* e *Hypostomus ancistroides* como indicadores da qualidade ambiental em riachos urbanos e rurais da cidade de Maringá - PR, observaram resultados semelhantes em *R. quelen*, onde os valores de Kn foram mais elevados nos riachos urbanizados, corroborando com os dados obtidos para *R. branneri* no presente estudo, onde os hospedeiros coletados nos riachos urbanos apresentaram melhores condições de desenvolvimento quando comparados aos dos locais não urbanos. Considerando ainda que, *R. branneri* se alimenta de peixes, crustáceos, insetos, restos vegetais, e detritos orgânicos, provavelmente o enriquecimento do meio com nutrientes (recursos) pode ter favorecido numa maior amplitude de seus itens alimentares. Já para o *Hypostomus* sp., os valores de Kn não diferiram quando comparados os ambientes investigados. Supostamente o maior aporte de nutrientes e material orgânico nos locais urbanos não tenha exercido influência na dieta do cascudo, que é composta basicamente por detritos e perifíton raspados do substrato.

Quando comparados os valores de Kn para hospedeiros parasitados e não parasitados, estes não diferiram significativamente, deste modo não foi constatado danos aparentes em *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp. em função da abundância de parasitas monogenéticos encontrados, mesmo quando em maiores infrapopulações, como foi observado para *Hypostomus* sp. parasitado por 719 espécimes de monogenéticos.

De acordo com Graham (2007), os cascudos (*Hypostomus* sp.) são classificados como peixes respiradores aéreos facultativos, não respiram ar normalmente quando em água em condições de normóxia, mas precisam adotar este modo de respiração quando expostos a condições desfavoráveis para respiração aquática, como em casos de hipóxia, ou em resposta ao aumento do requerimento de oxigênio, como um resultado de mudanças na temperatura da água. Segundo o mesmo autor, quando o cascudo está em contato com o ar, são verificados períodos de comportamento de “inspiração” e “expiração” intermitentes pela boca, de forma a suprir o estômago que se torna altamente vascularizado com ar, em situações adversas, (redução da demanda de oxigênio na água), utiliza a respiração acessória, deste modo, sugere-se que a presença de maior abundância dos parasitas branquiais neste hospedeiro não afetaram a obtenção de oxigênio e conseqüentemente o bem estar do peixe. De acordo com Dias et al.

(2004), em muitos casos, os hospedeiros podem abrigar altas cargas parasitárias sem afetar seu fator de condição relativo (Kn).

Algumas espécies de peixes têm suas comunidades parasitárias influenciadas pelo sexo do peixe, segundo Esch et al. (1988), este é um fator biótico importante. Em *Rhamdia*, as fêmeas atingem comprimentos e pesos superiores aos dos machos (NARAHARA et al. 1985a; GOMES et al. 2000). Já em *Hypostomus*, é verificada uma tendência dos machos apresentarem maiores tamanhos que as fêmeas (HIRSCHMANN et al., 2011). Em relação a abundância de parasitas encontrados para ambos os hospedeiros (machos e fêmeas), em nosso estudo, não foi observada diferença significativa nestes ambientes. Assim, acredita-se que machos e fêmeas de *R. branneri* e *Hypostomus* sp., apresentem similaridades em relação ao comportamento, hábito alimentar e ao habitat, uma vez que riachos proporcionam alternativas de habitats mais restritos (especialmente e biologicamente), não apresentando grandes variações na coluna d'água quando comparados à ambientes com maiores cursos de água, como os rios, com isso estes hospedeiros possuem as mesmas possibilidades de serem parasitados. Também, de acordo com os autores Ito et al. (2005), não foi verificada influência do sexo do hospedeiro no parasitismo em *Corydoras paleatus*, peixe com o mesmo hábito alimentar, detritívoro, coletado na bacia do rio Paraná.

Estudando a relação entre o parasitismo e o sexo em *R. quelen*, Madi e Silva (2005), concluíram que não houve diferença significativa em relação a abundância de parasitas encontrados em hospedeiros machos e fêmeas, corroborando com os resultados obtidos neste estudo. Em outras espécies de peixes de água doce, uma diferença significativa pode ser verificada entre os sexos, em função da ingestão diferenciada de recursos alimentares entre os mesmos, o que pode proporcionar para um dos sexos maior susceptibilidade ao contato com formas infectantes do parasita (DUNEAU; EBERT, 2012).

O estresse ambiental pode influenciar na reprodução e no tamanho dos hospedeiros, porém nas espécies de peixes investigadas não foi observada correlação significativa entre o comprimento padrão dos hospedeiros e a abundância parasitária, provavelmente esse fato é decorrente da similaridade de recursos alimentares baseada em detritos (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005). Desta forma, acredita-se que não ocorram grandes mudanças na dieta alimentar, nem no comportamento destes peixes, nas distintas faixas etárias, culminando em níveis de parasitismo semelhantes entre as mesmas.

O uso de parasitas de peixes como bioindicadores da qualidade ambiental é uma ferramenta importante ao identificar o impacto causado pelas mudanças no ambiente antes que a degradação se expresse de forma a comprometer fortemente toda a comunidade aquática.

Deste modo, os bioindicadores não só constataam alterações no ambiente, como também podem ser usados para direcionar ações efetivas de manejo e proteção ambiental. Porém, a escassez de estudos ictioparasitológicos nos riachos investigados no Baixo Iguaçu são um fator limitante às possibilidades de comprovação de alteração e ou perda na riqueza das espécies de parasitas em função do impacto antrópico.

Por fim, o estudo dos monogenéticos em ambientes com características de degradação, agrega informações que contribuirão para o conhecimento dos processos que ocorrem em riachos impactados pelas ações antrópicas, com relação à ecologia e biologia dos organismos aquáticos, bem como o uso dos ectoparasitas como uma importante ferramenta de biomonitoramento para a compreensão da ecologia de riachos e a qualidade ambiental.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados refletidos na abundância de infecção por monogenéticos em *Rhamdia branneri* e *Hypostomus* sp., sugerem que estes parasitas podem atuar como indicadores de alterações ambientais. Visto que, a condição ambiental em que os hospedeiros estavam inseridos, com intensa presença de atividade antrópica no entorno (agropecuária, redução de mata ciliar e o despejo de esgotos domésticos) podem ter atuado nestes ambientes como agentes estressores dos hospedeiros, provocando mudanças na resistência dos mesmos, o que pode ter proporcionado a maior abundância de monogenéticos parasitas nos riachos urbanos em comparação com os não urbanos, porém isso não foi suficiente para afetar ou alterar o Kn dos hospedeiros, que se mantiveram no geral com o valor centralizador em torno de 1, o que é considerado normal.

Neste caso constatou-se que, atributos referentes à fisiologia do peixe como, comprimento, peso e sexo, não estiveram relacionados ao aumento da abundância de parasitas, mas questões referentes às alterações ambientais que exercem efeito diretamente sobre a imunidade dos hospedeiros e conseqüentemente das populações parasitárias.

Enfim, sugere-se que outros estudos sejam realizados com o intuito de proporcionar uma melhor compreensão sobre o uso de monogenéticos de peixes como indicadores da qualidade ambiental em riachos, principalmente aqueles que apresentam condições ambientais alteradas e explicar o comportamento dos parasitas frente à estes agravos ambientais.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, S. M.; GREELEY, M. S. Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. **Water, Air, Soil Pollution**, v. 123, p. 103-115, 2000.
- ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M. A. M. M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a Neotropical stream (Piracicaba river basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 641, p. 97-114, 2010.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; FERNANDEZ, D. R.; SUZUKI, H. I. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. **River Research and Applications**, v. 18, n. 3, p. 299-306, 2002.
- BAUMGARTNER, G.; PAVANELLI, C. S.; BAUMGARTNER, D.; BIFI, A. G.; DEBONA, T.; FRANA, V. A. **Peixes do Baixo Rio Iguçu**. Maringá: Eduem, p. 203, 2012.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.
- BUSH, A. O.; LAFFERTY, K. D.; LOTZ, J. M.; SHOSTAK, A. W. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. Revisited. **Journal Parasitology**, v. 83, n. 4, p. 575-83, 1997.
- CARVALHO, ADRIANO, R.; TAVARES, LUIZ, E. R.; LUQUE, JOSÉ, L. A new species of *Aphanoblastella* (Monogenea: Dactylogyridae) parasitic on *Rhamdia quelen* (Siluriformes: Heptapteridae) from Southeastern Brazil. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 323-325, 2009.
- CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropical**, v. 2, n. 2, p. 1-14, 2002.
- CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the river São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 203-214, 2006.
- CALLISTO, M.; Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, n. 1, p. 91-98, 2002.
- CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>. Acesso em 1 de junho de 2019.
- CHUBB, J. C. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. Part III. Larval Cestoda and Nematoda. **Advances in Parasitology**, v. 18, p. 1-120, 1979.
- DIAS, P. G.; FURUYA, W. M.; PAVANELLI, G. C.; MACHADO, M. H.; TAKEMOTO, R. M. Efeito da carga parasitária de *Rondonia rondomi* Travassos, 1920, (Nematoda, Atractidae) sobre o fator de condição do armado, *Pterodoras granulosus* Valenciennes, 1833 (Pisces, Doradidae). **Acta Scientiarum**, v. 26, n. 2, p. 151-156, 2004.

DIAS, A. M.; TEJERINA-GARRO, F. L. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, p. 587-598, 2010.

DUNEAU, D.; EBERT, D. Host sexual dimorphism and parasite adaptation. **PLOS Biology**, v. 10, n. 2, p. 1-9, 2012.

DZIKOWSKI, R.; PAPERNA, I.; DIAMANT, A. Use of fish parasite species richness indices in analyzing anthropogenically impacted coastal marine ecosystems. **Helgoland Marine Research**, v. 57, p. 220-227, 2003.

EIRAS, J. C. **Elementos da Ictioparasitologia**, Porto, Fundação Eng. Antônio de Almeida, 339p., 1994.

EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R.M.; PAVANELLI, G. C. **Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes**. 2. ed. Maringá: Eduem, 199 p., 2006.

ESCH, G. W.; KENNEDY, C.; BUSH, A.; AHO, J. Patterns in helminth communities in freshwater fish in Great Britain: alternative strategies for colonization. **Parasitology**, v. 96, n. 3, p. 519-532, 1988.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 226 p., 1998.

ELETROSUL. O impacto ambiental da ação do homem sobre a natureza - rio Iguaçu, Paraná, Brasil: reconhecimento da ictiofauna, modificações ambientais e usos múltiplos dos reservatórios. Florianópolis, 33 p., 1978.

FALKENBERG, J. M.; GOLZIO, J. E. S. A.; PESSANHA, A.; PATRÍCIO, J.; VENDEL, A. L.; LACERDA, A. C. F. Gill parasites of fish and their relation to host and environmental factors in two estuaries in northeastern Brazil. **Aquatic Ecology**, v. 53, n. 1, p. 109-118, 2019.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, p. 143-151, 2010.

FIGUEREDO, A. B. Haematological and parasitological assessment of silver catfish *Rhamdia quelen* farmed in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 23, n. 2, p. 157-163, 2014.

GALLI, P.; CROSA, G.; MARINIELLO, L. ORTIS M.; D'AMELIO, S. Water quality as a determinant of the composition of fish parasite communities. **Hydrobiologia**. v. 452, p. 173–179, 2001.

GOMES, L. C.; GOLOMBIESKI, J. I.; GOMES, A. R. C.; BALDISSEROTTO, B. Biologia do Jundiá *Rhamdia quelen* (Teleostei, Pimelodidae). **Ciência Rural**, v. 30, n. 1, p. 179-185, 2000.

GRAHAM, J. B. **Air-breathing fishes: evolution, diversity and adaptation**. Academic Press, San Diego, London, Boston, New York, Sidney, Tokio, Toronto, 324 p., 2007.

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 853-860, 1997.

HIRSCHMANN, A. BERNHARDT, C. F.; GRILLO, H. C. Z. Reprodução de *Hemiancistrus punctulatus* Cardoso & Malabarba, 1999 (Siluriformes: Loricariidae) no sistema da laguna dos Patos: uma espécie de ambiente lótico frente às alterações provocadas por represamentos. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 250-257, 2011.

HUDSON, P. J.; DOBSON, A. P.; LAFERTY, K. D. Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites? **Trends Ecology Evolution**, v. 21, p. 381-5, 2006.

ITO, K. F.; MOREIRA, S.; TAKEMOTO, R. M; PAVANELLI, G. C. Ecological aspects of the *Procamallanus (Spirocamallanus) pintoii* of *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) in reservoirs of the State of Paraná, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 27, n. 3, p. 239-242, 2005.

JÚLIO JÚNIOR, H. F.; BONECKER, C.; AGOSTINHO, A. A. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, p. 387, 1997.

KHAN, R. A.; HULIN, J. Influence of pollution on parasites of aquatic animals. **Advances in Parasitology**, v. 30, p. 201–238, 1991.

KHAN, R. A. Chronic exposure and decontamination of a marine sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) to polychlorinated biphenyls using selected body indices, blood values, histopathology, and parasites as bioindicators. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, p. 479–485, 2011.

KRITSKY, D.; VIANNA, R.; BOEGER, W. Neotropical Monogenoidea. 50. Oviparous gyrodactylids from loricariid and pimelodid catfishes in Brazil, with the proposal of *Phanerothecioides* n. g., *Onychogyrodactylus* n. g. and *Aglaiogyrodactylus* n. g. (Polyonchoinea: Gyrodactylidae). **Systematic parasitology**, v. 66, p. 1-34, 2007.

LACERDA, A. C. F.; ROUMBEDAKIS, K.; BERETA JUNIOR, J. G. S.; NUÑER, A.; PETRUCIO, M. M.; MARTINS, M. Fish parasites as indicators of organic pollution in southern Brazil. **Journal of Helminthology**, v. 92, p. 1-10, 2017.

LAFFERTY, K. D. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? **Parasitology Today**, v. 13, p. 251-255, 1997.

LAFFERTY, K. D. Ecosystem consequences of fish parasites. **Journal of Fish Biology**, v. 73. P. 2083 – 2093, 2008.

LANDSBERG, J. H.; BLAKESLEY, B. A.; REESE, R. O.; MCRAE, G.; FORSTCHEN, P. R. Parasites of fish as indicators of environmental stress. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 51, p. 211-232, 1998.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch *Perca fluviatilis*. **Journal of Animal Ecology**, v. 20, p. 201-219, 1951.

MACKENZIE, K., H. H; WILLIAMS, B. WILLIAMS, B. A. H; MCVICAR, R.; SIDDALL. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. **Advances in Parasitology**, v. 35, p. 85-144, 1995.

MACKZENIE, K. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, p 955–959, 1999.

MADI, R. R.; SILVA, M. S. R. *Contracaecum* Railliet & Henry, 1912 (Nematoda, Anisakidae): o parasitismo relacionado à biologia de três espécies de peixes piscívoros no reservatório do Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 7 n. 1, p.15-24, 2005.

MADI, R. R; UETA, M. T. O papel de Ancyrocephalinae (Monogenea: Dactylogyridae), parasita de *Geophagus brasiliensis* (Pisces: Cichlidae), como indicador ambiental. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 18, n.2, p. 38- 41, 2009.

MARCOGLIESE, D. J.; CONE, D. K. On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: influence of pH. **Journal Parasitology**, v. 82, n. 5, p. 697-701, 1996.

MARCOGLIESE, D. J. Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? **International Journal for Parasitology**, v. 35, p. 705-716, 2005.

MOLES, A.; WADE, T. L. Parasitism and phagocytic function among sand lance *Ammodytes hexapterus* Pallas exposed to crude oil-laden sediments. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 66, n. 4, p. 528-535, 2001.

MONTOYA-BURGOS, J. I. Historical biogeography of the catfish genus *Hypostomus* (Siluriformes: Loricariidae), with implications on the diversification of Neotropical ichthyofauna. **Molecular Ecology**, v. 12, p. 1855-1867, 2003.

MOREIRA, L. H. de A.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. Urbanization effects on the host/parasite relationship in fishes from tributary streams of Pirapó River, Paraná State: assessment of potential environmental bioindicators. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 3, p. 319-326, 2015.

NACHEV, M.; ZIMMERMANN, S.; RIGAUD, T.; SURES, B. Is metal accumulation in *Pomphorhynchus laevis* dependent on parasite sex or infrapopulation size? **Parasitology**. v. 137, p. 1239–1248, 2010.

NARAHARA, M. Y.; GODINHO, H. M.; FENERICH-VERANI, N.; ROMAGOSA, E. Relação peso-comprimento e fator de condição de *Rhamdia hilarii* (Valenciennes, 1840) (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, n. 4, p. 13-22, 1985.

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

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica, 201p. 2006.

PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. Editerra Editorial, Brasília. 292 p., 1982.

PALM, H. W.; RUCKERT, S. A new approach to visualize ecosystem health by using parasites. **Parasitology Research**, v. 105, p. 539-53, 2009.

PIAIA, R.; TOWNSEND, C. R.; BALDISSEROTTO, B. Growth and survival of fingerlings of silver catfish exposed to different photoperiods. **Aquaculture International**, v. 7, n. 3, p. 201-205, 1999.

RANZANI-PAIVA, M. J. T.; SILVA-SOUZA, A. T.; PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M. Hematological characteristics and relative condition factor (Kn) associated with parasitism in *Schizodon borelli* (Osteichthyes, Anostomidae) and *Prochilodus lineatus* (Osteichthyes, Prochilodontidae) from Paraná River, Porto Rico, Paraná, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 22, n. 2, p. 515-521, 2000.

SANCHEZ-RAMIREZ, C.; VIDAL-MARTINEZ, V. M.; AGUIRRE-MACEDO, M. L.; RODRIGUEZ-CAMUL, R. P.; GOLD-BOUCHOT, G.; SURES, B. *Cichlidogyrus sclerosus* (Monogenea: Ancyrocephalinae) and its host the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), as bioindicators of chemical pollution. **Journal of Parasitology**, v. 93, n. 5, p. 1097-1106, 2007.

SCHULZ, U. H.; LEUCHTENBERGER, C. Activity patterns of South American silver catfish (*Rhamdia quelen*). **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2, p. 565-574, 2006.

SHIBATTA, A. O.; BENNEMANN, T. S. Plasticidade alimentar em *Rivulus pictus* Costa (Osteichthyes, Cyprinodontiformes, Rivulidae) de uma pequena lagoa em Brasília, Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 4, p. 615-618, 2003.

SILFVERGRIP, A. M. C. **A systematic revision of the Neotropical catfish genus *Rhamdia* (Teleostei, Pimelodidae)**. Stockholm: Department of Zoology, Stockholm University and Department of Vertebrate Zoology: Swedish Museum of Natural History. p. 156, 1996.

SILVEIRA, A. C. A.; ALMEIDA, K. S. S.; COHEN, S. C. Estudo sobre a ocorrência de helmintos Monogenea, Digenea e Nematoda parasitando peixes da espécie *Trachelyopterus striatulus* (STEINDACHNER, 1877) (Siluriformes: Auchenipteridae) provenientes do Rio Guandu (RJ). **Saúde & Ambiente em Revista**, v.8, n.1, p. 01-08, 2013.

SKINNER, R. H. The interrelation of water quality, gill parasites, and gill pathology of some fishes from south Biscayne Bay, Florida. **Fishery Bulletin**, v. 80, n. 2, p. 269-280, 1982.

SMITH, W. S.; PETRERE-JR, M.; BARRELLA, W. The fish fauna in tropical rivers: the case of the Sorocaba river basin. **Revista de Biologia Tropical**, v. 51, n. 3-4, p. 769-782, 2003.

STATSOFT INC. **Statistica for Windows (data analysis software system), version 7.1**. Statsoft, Tulsa, Oklahoma (USA), 2005.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **New Halen: Transactions: American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

SURES, B.; STREIT, B. Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. **Parasitology**, v. 123, p. 185-191, 2001.

SURES, B. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. **Trends Parasitology**, v. 20, p. 170–177, 2004.

SURES, B. Environmental parasitology. Interactions between parasites and pollutants in the aquatic environment. **Parasite**, v. 15, p. 434-438, 2008.

THATCHER, V. E. Aquatic Biodiversity in Latin America. **Amazon fish parasites**, v. 1, p. 257, 508 p., 2006.

THILAKARATNE, I. D. S. I. P.; MCLAUGHLIN, J. D.; MARCOGLIESE, D. J. Effects of pollution and parasites on biomarkers of fish health in spottail shiners *Notropis hudsonius* (Clinton). **Journal of Fish Biology**, v. 71, n. 2, p. 519-538, 2007.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. 1987. Surface water monitoring: A framework for change. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Policy Planning and Evaluation. Washington, 1987.

VALTONEN, E. T.; HOLMES, J. C.; KOSKIVAARA, M. Eutrophication, pollution, and fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in central Finland. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, p. 572-585, 1997.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, Eduem, v. 169, 1996.

VIDAL-MARTINEZ, V. M.; PECH, D., SURES, B.; PURUCKER, T.; POULIN, R. Can parasites really reveal environmental impact? **Trends in Parasitology**, v. 26, p. 44-51, 2010.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M.; WUNDERLICH, A. C. Parasites as bioindicators of environmental degradation in Latin America: A meta-analysis. **Journal of Helminthology**, v. 91, n. 2, p. 165-173, 2017.

WEBER, C.; REIS, R. E.; KULLANDER, S. O; FERRARIS, J. R. C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre, p. 351-372, Edipucrs, 2003.

WEDEMEYER, G. A., MEYER, F. P.; SMITH, L. **Diseases of fishes. Environmental stress and fish diseases**. T. F. H., Neptune City, N. J., 192 p., 1976.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, New Jersey, 944 p., 2010

ARTIGO 2: BIOACUMULAÇÃO DE CÁDMIO EM ACANTOCÉFALOS PARASITAS DE *Prochilodus lineatus* E *Serrasalmus marginatus* (OSTEICHTHYES) DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

RESUMO

Os ambientes aquáticos vêm sofrendo constantemente os efeitos das ações antrópicas, dentre elas a liberação de uma variedade de poluentes orgânicos e inorgânicos. Nesses ambientes, os impactos podem ser avaliados por meio do uso de bioindicadores, os quais são uma ferramenta muito útil ao proporcionar o conhecimento acerca dos níveis biológicos de poluentes disponíveis no meio. Assim, os peixes são considerados como bons indicadores da saúde do ecossistema aquático, pois são capazes de bioacumular elementos traço e outros contaminantes tóxicos em seus tecidos em níveis superiores aos encontrados na água. Além dos estudos com peixes, os parasitas acantocéfalos vêm demonstrando de forma eficaz que podem ser utilizados como importantes ferramentas, atuando como bioindicadores de poluição ambiental por elementos traço, devido a capacidade de “sequestrar” e bioacumular esses elementos em níveis maiores do que no peixe hospedeiro. Nesse sentido, objetivo do trabalho foi analisar e comparar a concentração de Cádmio (Cd) encontrado na musculatura, fígado e intestino de *Prochilodus lineatus* e *Serrasalmus marginatus* coletados nos rios Baía e Paraná, bem como avaliar o potencial uso dos acantocéfalos como bioindicadores da poluição ambiental e a sua capacidade de bioacumulação de Cd. Foram coletados 53 peixes, sendo 20 espécimes de *Prochilodus lineatus* no Rio Paraná e 17 no Rio Baía e ainda, 16 espécimes de *Serrasalmus marginatus* no rio Baía, em setembro de 2017 e março de 2018. Os tecidos dos peixes e os parasitas foram submetidos à solubilização química. As concentrações parciais do Cádmio foram obtidas a partir da digestão da amostra úmida. Em seguida foi realizada a leitura das amostras usando o Espectrofotômetro de absorção atômica por chama Analytik Jena – modelo NOVAA 300. Quando comparadas as concentrações de Cd encontradas nos parasitas *E. salobrensis* e *N. curemai* dos hospedeiros *S. marginatus* e *P. lineatus* (rio Paraná e Baía), respectivamente, não foi encontrada diferença estatisticamente significativa (KW) = 4,626; p = 0,09). Os resultados do teste de Kruskal-Wallis mostraram que os parasitas apresentaram concentrações estatisticamente superiores que todos os tecidos de *S. marginatus* (p = 0,000), *P. lineatus* do rio Baía (p = 0,000) e *P. lineatus* do rio Paraná (p = 0,000). As altas concentrações de Cd nestes parasitas ocorreram em função da elevada capacidade de bioacumulação que eles exibem, principalmente pela forma de absorção de nutrientes diretamente do conteúdo intestinal do hospedeiro pelo tegumento, bem como pela presença do Cd nas águas superficiais da planície de inundação do alto rio Paraná, como mencionado em estudos anteriores. Os indicadores de acumulação fornecem importantes informações sobre a disponibilidade biológica de poluentes, deste modo, esses parasitas representam possíveis ferramentas diagnósticas para avaliar o comportamento dos elementos inorgânicos no ambiente e até que ponto eles estão disponíveis para serem absorvidos pela biota aquática.

Palavras-chave: Bioindicadores. Elemento traço. Bioconcentração. Peixes.

ARTICLE 2: CADMIUM BIOACCUMULATION IN PARASITES ACANTHOCEPHALANS OF PROCHILODUS LINEATUS AND SERRASALMUS MARGINATUS (OSTEICHTHYES) OF THE UPPER PARANA RIVER FLOODPLAIN

ABSTRACT

Aquatic environments have been constantly suffering the effects of anthropogenic actions, including the release of a variety of organic and inorganic pollutants. In these environments, impacts can be assessed through the use of bioindicators, which are a very useful tool in providing knowledge about the biological levels of pollutants available in the environment. Thus, fish are considered to be good indicators of aquatic ecosystem health, as they are capable of bioaccumulation trace elements and other toxic contaminants in their tissues at levels higher than those found in water. In addition to fish studies, acanthocephalans parasites have been effectively demonstrating that they can be used as important tools, acting as bioindicators of environmental trace element pollution, due to their ability to "sequester" and bioaccumulate these elements at higher levels than in fish host. In this sense, the aim of this study was to analyze and compare the cadmium (Cd) concentration found in the muscles, liver and intestine of *Prochilodus lineatus* and *Serrasalmus marginatus* collected in the Baía and Paraná rivers, as well as to evaluate the potential use of acanthocephalans as bioindicators of environmental pollution. and their capacity for bioaccumulation of Cd. 53 fish were collected, 20 specimens of *Prochilodus lineatus* in the Paraná River, 17 in the Baía River and 16 specimens of *Serrasalmus marginatus* in the Baía River, in September 2017 and March 2018. Fish tissues and parasites were subjected to chemical solubilization. Cadmium partial concentrations were obtained from the digestion of the wet sample. The samples were then read using the Analytik Jena Flame Atomic Absorption Spectrophotometer - NOVAA 300 model. When comparing the Cd concentrations found in the parasites *E. salobrensis* and *N. curemai* of the hosts *S. marginatus* and *P. lineatus* (rio Paraná and Bahia), respectively, no statistically significant difference (KW) = 4,626; $p = 0.09$). The results of the Kruskal-Wallis test showed that the parasites presented statistically higher concentrations than all tissues of *S. marginatus* ($p = 0.000$), *P. lineatus* of Baía river ($p = 0.000$) and *P. lineatus* of Paraná river ($p = 0.000$). The high concentrations of Cd in these parasites were due to their high bioaccumulation capacity, mainly due to the absorption of nutrients directly from the intestinal contents of the host by the integument, as well as the presence of Cd in the upper floodplain surface waters of Paraná River, as mentioned in previous studies. Accumulation indicators provide important information on the biological availability of pollutants, so these parasites represent possible diagnostic tools for assessing the behavior of inorganic elements in the environment and the extent to which they are available to be absorbed by the aquatic biota.

Keywords: Bioindicators. Trace element. Bioconcentration. Fish.

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos são alvos de discussões devido à poluição que vem recebendo, principalmente em decorrência das ações antrópicas, com uma variedade de poluentes que são constantemente liberados, aumentando assim a preocupação em relação aos impactos ocasionados (KHAN; THULIN, 1991; SANTANA, 2018). Nos ambientes aquáticos os impactos podem ser avaliados por meio do uso de bioindicadores, como por exemplo, os peixes, os quais são uma ferramenta muito útil ao proporcionar o conhecimento acerca dos níveis biológicos de poluentes disponíveis no meio (THIELEN et al., 2004).

Os peixes são capazes de bioacumular elementos traço e outros contaminantes tóxicos em seus tecidos em níveis superiores aos encontrados na água, de tal maneira que, quanto mais elevado o nível trófico do organismo, maior concentração destes elementos pode ser encontrada (BRAMORSKI, 2004; ATLI; CANLI, 2010; EDWARDS et al., 2014). Nesse sentido, os peixes são considerados como bons indicadores da saúde do ecossistema aquático, devido à posição trófica que ocupam na cadeia alimentar (ADAM et al., 1993; TURKMEN et al., 2008). O acúmulo de elementos traço está relacionado ao tipo de elemento biodisponível no meio, bem como a biologia e espécie do peixe (QIAO-QIAO et al., 2007). Estes elementos podem se acumular no fígado, brânquias, rins, intestino e no músculo. Embora o músculo seja a parte mais consumida pelos seres humanos, este não é considerado o melhor indicador de contaminação, pois estudos mostram que geralmente apresentam menores concentrações de elementos traço que os demais órgãos analisados (HAS-SCHÖN et al., 2006).

Estudos têm sido realizados demonstrando de forma eficaz o uso de parasitas de peixes (digeneas, nematoides, cestoides e acantocéfalos) como ferramentas úteis no biomonitoramento, atuando como bioindicadores de poluição ambiental por elementos traço (SURES, 2004, 2017; NACHEV et al., 2010; KHAN, 2011; NAJM; FAKHAR, 2015; VIDAL-MARTÍNEZ; WUNDERLICH, 2017; DOS REIS et al., 2017; LEITE et al., 2017), devido a capacidade de “sequestrar” e bioacumular elementos traço do hospedeiro, onde os parasitas intestinais apresentam altas concentrações destes elementos quando comparados aos níveis encontrados nos tecidos do hospedeiro. Nesse contexto, os endoparasitas por não ter contato direto com o ambiente externo só poderiam obter estes poluentes através de seus hospedeiros (SURES; SIDDALL, 2003).

Dentre os endoparasitas, os acantocéfalos possuem elevada capacidade de bioacumulação, principalmente pela ausência do sistema digestório, absorvendo por difusão, os nutrientes pré-digeridos diretamente do conteúdo intestinal do hospedeiro. Nesse sentido, todas

as substâncias que entram nos acantocéfalos passam pelo seu tegumento, logo, se as substâncias podem ser detectadas, elas estão biologicamente disponíveis no sentido de que são capazes de atravessar as membranas biológicas. Além disso, a localização do parasita no hospedeiro, bem como seu estágio de desenvolvimento pode desempenhar um papel importante no processo de bioacumulação (NACHEV; SURES, 2016).

A absorção de grande quantidade de elementos traço nos tecidos dos parasitas diminui a concentração encontrada nos tecidos dos hospedeiros, favorecendo estes em relação a maior tolerância aos ambientes com altos níveis de poluentes (SURES, 2017). Assim, os acantocéfalos são extremamente importantes para detectar e quantificar substâncias tóxicas em ambientes aquáticos, respondendo rapidamente a presença de substâncias químicas e acumulando altas concentrações, principalmente para alguns elementos traço, como o cádmio e o chumbo, com amplos efeitos tóxicos na água (NAJM; FAKHAR, 2015; PALLER et al., 2016; SURES, 2017).

No Brasil, ainda é recente essa abordagem testando a capacidade dos acantocéfalos de bioacumular elementos traço dos tecidos dos peixes, existindo até então apenas um trabalho com essa temática (DOS REIS et al., 2017). Foi realizado ainda um estudo com larvas de *Contracaecum* para avaliar sua capacidade de bioacumulação de elementos traço (LEITE et al., 2017). Até o momento, não foram realizados estudos relacionados à poluição ambiental por elementos traço na Planície de inundação do alto rio Paraná associados à dinâmica ictioparasitária, uma proposta nesse sentido se faz necessária para que se possa compreender a relação parasita-hospedeiro-poluição por meio destes parasitas intestinais.

Essas duas espécies de peixes foram escolhidas para a quantificação de Cd em seus órgãos, bem como de seus parasitas acantocéfalos, principalmente pelo hábito alimentar, deste modo, temos uma espécie detritívora (*P. lineatus*), bentônica, que está em contato direto com o sedimento, onde podem estar adsorvidos elementos inorgânicos como os elementos traço que, comumente podem ser ingeridos juntamente com o alimento e outra espécie carnívora (*S. marginatus*) que se alimenta de outros peixes e demais organismos que podem também apresentar elementos traço acumulados e estes vir a biomagnificar de um nível trófico para o outro.

Os elementos mais preocupantes presentes em ambientes aquáticos são o Cd e o Pb, por serem encontrados ligados às frações biodisponíveis, indicando contaminação recente (LANGE, 2012). O Cádmio é um elemento não essencial aos organismos, ou seja, é considerado tóxico, não apresenta função biológica conhecida e seus efeitos sobre os elementos da biota são considerados deletérios, podendo interferir em reações enzimáticas, bloqueando e deslocando íons essenciais (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Os peixes podem bioacumular o Cd nas

brânquias e no trato gastrointestinal (HOGSTRAND; HAUX, 1991), além de que, os efeitos de sua acumulação nas vísceras podem se tornar perceptíveis, ocasionando modificações comportamentais, como até mesmo o aumento da agressividade (NOGAMI et al. 2000). Portanto, os indicadores de acumulação como os acantocéfalos fornecem informações importantes sobre a presença dos elementos traço que se encontram biodisponíveis para serem absorvidos pela biota no ambiente aquático.

Assim, o objetivo do trabalho foi analisar e comparar a concentração de Cádmio (Cd) encontrado nos tecidos de *Prochilodus lineatus* Valenciennes, 1836 e *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837 (músculo, fígado e intestino) coletados nos rios Baía e Paraná, bem como avaliar o potencial uso dos acantocéfalos como bioindicadores da poluição ambiental e a capacidade de bioacumulação de Cd por estes parasitas intestinais.

Deste modo, o trabalho foi estruturado com o intuito de testar as seguintes hipóteses: (i) acantocéfalos apresentam maior capacidade de bioacumulação de elementos traço se comparados aos hospedeiros; (ii) *Serrasalmus marginatus* espécie carnívora e seus acantocéfalos parasitas apresentam maiores concentrações de Cd quando comparada com *Prochilodus lineatus* espécie detritívora e seus parasitas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O rio Paraná é o principal rio da bacia do Prata, o décimo maior do mundo em vazão, e o quarto em área de drenagem, percorre 4.605 km de sua nascente, no Planalto Central, até a foz no estuário do Rio La Plata, atravessando regiões de clima subtropical e tropical (NUPÉLIA, 2000) (Figura 1). O alto curso do rio Paraná é barrado à jusante pela Usina Hidrelétrica (UHE) de Itaipu, à montante pelas UHE de Porto Primavera e Jupia (SOUZA-FILHO; STEVEAUX, 1997). Esse sistema fluvial é caracterizado por um regime de pulsos sazonais de inundação de elevada importância para os ecossistemas aquáticos da região (THOMAZ et al., 1997). Os sistemas rio-planície de inundação apresentam uma marcante variação temporal dos fatores físicos, químicos e biológicos associadas às alterações das fases de inundação e seca, sendo tais modificações influenciadas pelo regime hidrológico do rio principal. Conseqüentemente, este intenso dinamismo ocasionado pelas oscilações do nível hidrométrico, reflete-se fortemente sobre os fatores abióticos e bióticos dos ambientes (THOMAZ et al., 2009; ROSIN et al., 2009).

O processo de represamento à montante também tem atuado na modificação das características limnológicas do Rio Paraná, resultando em progressiva redução da concentração de fosfatos e no incremento da transparência da água (NUPÉLIA, 2000). Já os habitats conectados ao Rio Ivinhema apresentam maior turbidez e maior concentração de nutrientes, e ainda, as lagoas e canais do rio Baía apresentam baixos valores de oxigênio dissolvido e pH (RENÓ et al., 2009).

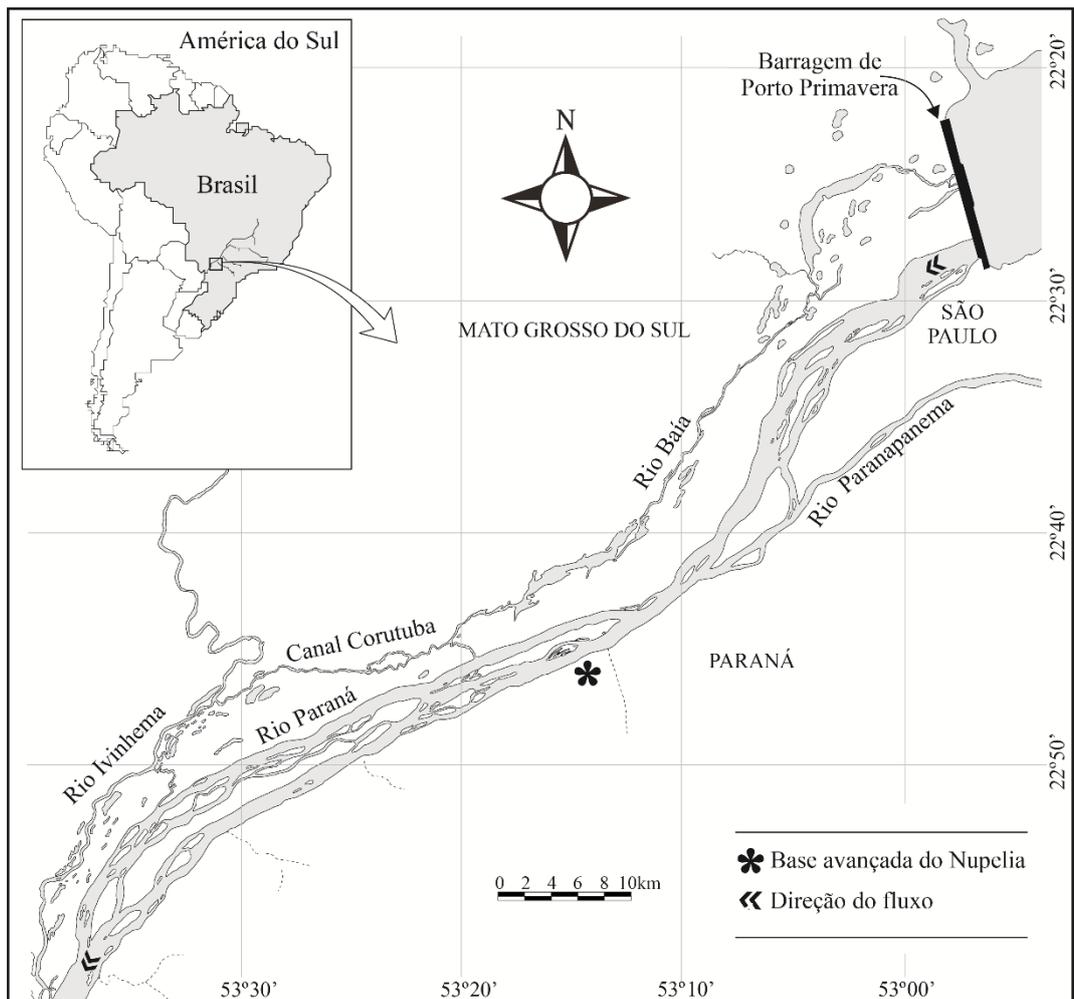


Figura 1. Mapa da Planície de inundação do alto rio Paraná, mostrando o rio Paraná e Baía, locais de coleta dos hospedeiros. Fonte: Jaime Luiz L. Pereira, 2018.

2.2 Hospedeiros

Prochilodus lineatus Valenciennes, 1836 pertence à Characiformes: Prochilodontidae, popularmente conhecido como curimba, é uma das principais espécies de médio a grande porte reconhecidas na bacia do rio Paraná, com grande importância econômica (AGOSTINHO et al., 1997a). Possui hábito alimentar iliófago (detritívoro), alimentam-se de organismos bentônicos,

larvas de insetos, moluscos, e estão em constante contato com o sedimento (FUGI; HAHN, 1991). *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837 pertence à Characiformes: Serrasalmidae, conhecida popularmente como piranha, pirambeba, piranha de barriga branca, espécie de água doce, introduzida na bacia do rio Paraná. É uma espécie carnívora, alimentando-se de insetos, peixes, crustáceos entre outros grupos de animais, preferem ambientes lênticos como locais de reprodução e habitação, e ainda, estão presentes em alguns rios da América do Sul (AGOSTINHO et al., 2003).

2.3 Coleta dos peixes e dos parasitas

Os peixes foram coletados em setembro de 2017 e março de 2018, com redes de espera de diferentes malhagens. No total foram coletados 53 peixes, sendo 20 espécimes de *P. lineatus*, no Rio Paraná e 17 no Rio Baía, e ainda 16 espécimes de *S. marginatus*, no rio Baía.

Os hospedeiros foram eutanasiados por meio de secção medular, conforme autorização da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA – Parecer 123/2010) da Universidade Estadual de Maringá e da autorização de coleta do SISBIO sob nº 22442-1. Foi realizada a biometria, peso (g), medidas em cm (comprimento total e padrão), congelados e transportados ao Laboratório de Ictioparasitologia da Universidade Estadual de Maringá - UEM. A necropsia foi realizada por meio de incisão longitudinal na superfície ventral, os peixes foram eviscerados, retirando-se o fígado, intestino e uma porção do músculo próximo a nadadeira dorsal, a determinação do sexo foi feita por meio de inspeção visual. Para cada espécime foram separados individualmente e registrados o peso dos tecidos e órgãos (músculo, fígado e intestino), em seguida estes foram congelados e seguiu-se a inspeção do intestino para a coleta dos acantocéfalos sob Estereomicroscópio óptico. Os tecidos foram armazenados em freezer até o momento da digestão das amostras para a determinação da concentração do elemento traço ZHOU; WONG (2000).

Alguns acantocéfalos foram separados para montagem de lâminas para identificação das espécies, conforme Eiras et al. (2006). Para as análises de Cd nos parasitas de *P. lineatus* foi utilizado *Neoechinorhynchus curemai* Noronha, 1973 e em *S. marginatus* foi utilizado *Echinorhynchus salobrensis* Machado Filho, 1948. Os parasitas foram separados por hospedeiro, acondicionados em tubos do tipo Eppendorf®, conservados congelados até a preparação e abertura das amostras e posterior leitura do metal em Espectrofotômetro de absorção atômica por chama. Ao final das preparações 189 amostras analisadas para detecção de Cd (fígado, músculo, intestino e parasitas de cada hospedeiro).

2.4 Análise do elemento traço – Cádmio

As amostras dos órgãos dos hospedeiros foram preparadas em laboratório, sendo utilizado o peso de aproximadamente 4 g cada quando possível e todos os acantocéfalos do intestino de um hospedeiro, ou seja, a infrapopulação, de acordo com Bush et al. (1997), foram reunidos e tratados como uma amostra, e utilizados para a quantificação do elemento traço. Os tecidos dos peixes e os parasitas foram submetidos à solubilização química conforme descrito por (ZHOU; WONG, 2000). As concentrações parciais dos metais foram obtidas a partir da digestão da amostra úmida em tubo de ensaio específico para bloco digestor. As amostras foram solubilizadas com 8 ml de uma solução de ácido nítrico e ácido sulfúrico (HNO₃: H₂SO₄) (2:1 v/v) a 25° C por 3 h, e em seguida a 60° C por 5 h. Foram adicionados 5 ml de Peróxido de hidrogênio (H₂O₂ 30%) e a temperatura permaneceu a 65° C até que as amostras digeridas apresentassem aspecto o mais claro possível. Para o branco foi seguido o mesmo procedimento, porém sem material biológico no tubo. As amostras foram acondicionadas em tubo Falcon e avolumadas para 50 ml com água destilada.

Para a construção das curvas analíticas foi usado o padrão da solução estoque de Cd com concentração de 1.000 mgL⁻¹ para a realização dos cálculos dos analitos, foi feita uma curva de calibração com o padrão de Cd nas seguintes concentrações: 0,05; 0,1; 0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0 e 5,0 mgL⁻¹. Após a calibração foi realizada a leitura dos padrões para a construção da curva (SKOOG et al., 2005). Em seguida foi realizada a leitura das amostras para o elemento Cd usando o Espectrofotômetro de absorção atômica por chama Analytik Jena – modelo NOVAA 300 da Universidade Tecnológica Federal do Paraná- UTFPR - Campus de Campo Mourão. As concentrações foram calculadas através do sinal da amostra reduzido do valor do sinal do branco, em seguida este valor foi convertido em mg.kg⁻¹. A partir da obtenção das concentrações estes valores foram utilizados para avaliar as concentrações do Cádmio nos órgãos dos hospedeiros.

2.5 Análise dos dados

Os fatores de bioconcentração (FBC) dos acantocéfalos em relação aos tecidos dos hospedeiros foram determinados como a razão entre a concentração do elemento nos parasitas e a do tecido do hospedeiro ($FBC = C [\text{parasita}] / C [\text{órgão do hospedeiro}]$) (Sures et al., 1999). O tamanho da infrapopulação foi correlacionado pelo coeficiente de correlação por postos de

Spearman com o FBC do músculo, intestino, fígado e com a concentração de Cd nos acantocéfalos.

Para avaliar diferenças nas concentrações de Cádmio (Cd) entre os acantocéfalos e os tecidos (músculo, fígado e intestino) das espécies de hospedeiros (*P. lineatus* – Paraná, *P. lineatus* – Baía e *S. marginatus* – Baía) foi usado o Teste de Kruskal-Wallis e post-hoc teste z e a mesma análise foi aplicada para avaliar as concentrações de Cd entre as espécies de acantocéfalos de acordo com o hospedeiro (foram analisados curimba para os dois ambientes separadamente). Foi utilizado ainda o mesmo teste para comparar a concentração de Cd entre os hospedeiros *P. lineatus* (rio Paraná e Baía) e *S. marginatus* (rio Baía) de acordo com o órgão analisado. Todas as análises foram realizadas utilizando o Software Statistica® 7.0.

A distribuição dos dados foi avaliada por meio do teste de Shapiro-Wilk para avaliar a normalidade, como os resultados apresentaram distribuição não normal ($p < 0,05$) foi aplicado testes não paramétricos. Os testes foram considerados significativos com $p \leq 0,05$.

3. RESULTADOS

As concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) encontradas nas amostras de tecidos (músculo, intestino e fígado) de *P. lineatus* parasitados, não parasitados e nos acantocéfalos *N. curemai* no rio Paraná, (média e desvio padrão) (tabelas 1 e 2).

Tabela 1. Concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) em tecidos de *Prochilodus lineatus* parasitados por *Neoechinorhynchus curemai* no rio Paraná e nos acantocéfalos, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Infrapopulação <i>N. curemai</i>	<i>N. curemai</i>	Músculo	Fígado	Intestino
1	1	1,036585	0,001688	0,004583	0,004684
2	2	0,589820	0,002388	0,005767	0,003983
3	1	0,601190	0,001151	0,002727	0,002647
4	2	1,559524	0,005888	0,006686	0,005879
5	3	0,125000	0,000840	0,001630	0,000759
6	7	0,057823	0,001800	-	0,000844
7	11	0,042749	0,002010	0,008116	0,002311
média±dp	2±3,76	1,29±0,56	0,001±0,001	0,004±0,002	0,002±0,001

Tabela 2. Concentrações de Cd (mg.kg⁻¹) em tecidos de *Prochilodus lineatus* não-parasitados no rio Paraná, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Músculo	Fígado	Intestino
1	0,000625	0,001286	0,002250
2	0,009213	0,014647	0,012318
3	0,002238	0,007133	0,003900
4	0,001875	0,004857	0,001966
5	0,001513	0,003971	0,003455
6	0,002050	0,008000	0,003773
7	0,006513	0,022500	0,011750
8	0,001925	0,003280	0,002263
9	0,003500	0,015000	0,002050
10	0,000473	0,002727	0,001171
11	0,000650	0,002500	0,001127
12	0,005023	0,058243	0,008438
média±dp	0,001±0,002	0,005±0,015	0,002±0,004

Valores para as concentrações de Cd (mg.kg⁻¹) encontradas nas amostras de tecidos (músculo, intestino e fígado) de *P. lineatus* parasitados, não parasitados e nos acantocéfalos *N. curemai* no rio Baía, (média e desvio padrão) estão registradas nas tabelas 3 e 4.

Tabela 3. Concentrações de Cd (mg.kg⁻¹) em tecidos de *Prochilodus lineatus* e nos parasitas *Neoechinorhynchus curemai* no rio Baía, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Infrapopulação <i>N. curemai</i>	<i>N. curemai</i>	Músculo	Fígado	Intestino
1	9	0,092593	0,001738	0,005107	0,005227
2	1	0,821429	0,001688	0,001025	0,001570
3	12	0,116071	0,002975	0,003931	0,002240
4	58	0,022270	0,002511	0,006559	0,002550
5	83	0,016997	0,002837	0,004260	0,003063
6	1	1,095238	0,001990	0,013188	0,005125
7	6	0,199405	0,006294	0,006500	0,002533
8	10	0,110119	0,002388	0,008381	0,001620
9	2	0,505952	0,001575	0,004722	0,001963
10	1	1,160714	0,002288	0,006298	0,005475
11	1	1,289157	0,002211	0,009077	0,007500
média±dp	6±27,4	0,199±0,5	0,002±0,001	0,0062±0,003	0,002±0,001

Tabela 4. Concentrações de Cd (mg.kg⁻¹) em tecidos de *Prochilodus lineatus* não-parasitados no rio Baía, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Músculo	Fígado	Intestino
1	0,001663	0,007791	0,004030
2	0,001938	0,008465	0,006486
3	0,002213	0,003333	0,001932
4	0,002196	0,012035	0,003066
5	0,001955	0,007500	0,004152
6	0,002022	0,006846	0,007230
média±dp	0,001±0,000	0,007±0,002	0,004±0,002

Concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) nos tecidos (músculo, intestino e fígado) de *S. marginatus* parasitados, não parasitados e nos acantocéfalos intestinais *E. salobrensis*, coletados no rio Baía (tabelas 5 e 6).

Tabela 5. Concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) em tecidos de *Serrasalmus marginatus* e nos parasitas *Echinorhynchus salobrensis* no rio Baía, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Infrapopulação <i>E. salobrensis</i>	<i>E. salobrensis</i>	Músculo	Fígado	Intestino
1	1	1,464286	0,0000036	0,012788	0,023727
2	2	0,892857	0,002213	0,024429	0,033571
3	3	0,657738	0,002768	0,031750	0,097692
4	1	1,446429	0,003075	0,037000	0,037000
5	14	0,150510	0,003038	0,010583	0,008167
6	4	0,520089	0,003313	0,047885	0,043654
7	1	1,464286	0,003375	0,082000	0,063250
8	5	0,410714	0,004033	0,034844	0,031905
9	2	0,727679	0,003038	0,016250	0,014500
10	4	0,526786	0,003000	0,024468	0,010171
11	1	2,136364	0,002988	0,032432	0,025638
12	2	1,040179	0,003529	0,038667	0,054348
13	2	1,004505	0,003313	0,025463	0,032750
média±dp	6±27,4	1±785506,4	0,003±0,000	0,031±0,018	0,033±0,024

Tabela 6. Concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) em tecidos de *Serrasalmus marginatus* não-parasitados no rio Baía, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Músculo	Fígado	Intestino
1	0,002113	0,016800	0,009556
2	0,002713	0,024706	0,087143
3	0,002950	0,038382	0,022177
média±dp	0,002±0,000	0,024±0,010	0,022±0,041

Os valores de Fatores de bioconcentração para Cd (mg.kg^{-1}) calculados para *N. curemai* parasitas de *P. lineatus* no rio Paraná, rio Baía e para *E. salobrensis* parasitas de *S. marginatus* no rio Baía (média e desvio padrão), estão registrados nas tabelas 7, 8 e 9.

Tabela 7. Fatores de bioconcentração – $FBC = (C_{[parasita]}/C_{[órgão]})$ para Cd ($mg.kg^{-1}$) em *Neoechinorhynchus curemai* parasitas de *Prochilodus lineatus* coletados no rio Paraná, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Infrapopulação <i>N. curemai</i>	$C_{[parasita]}/C_{[músculo]}$	$C_{[parasita]}/C_{[fígado]}$	$C_{[parasita]}/C_{[intestino]}$
1	1	614,3	226,2	221,3
2	2	247,0	102,3	148,1
3	1	522,2	220,4	227,1
4	2	264,9	233,2	265,3
5	3	148,8	76,7	164,6
6	7	32,1	-	68,5
7	11	21,3	5,3	18,5
média±dp	2±3,7	247,0±229,3	161,3±96,0	164,5±89,3

Tabela 8. Fatores de bioconcentração – $FBC = (C_{[parasita]}/C_{[órgão]})$ para Cd ($mg.kg^{-1}$) em *Neoechinorhynchus curemai* parasitas de *Prochilodus lineatus* coletados no rio Baía, média e desvio padrão.

Hospedeiro	Infrapopulação <i>N. curemai</i>	$C_{[parasita]}/C_{[músculo]}$	$C_{[parasita]}/C_{[fígado]}$	$C_{[parasita]}/C_{[intestinal]}$
1	9	53,3	18,1	34,1
2	1	486,8	801,4	523,3
3	12	39,1	29,5	51,8
4	58	8,9	3,4	8,7
5	83	5,9	4,2	5,5
6	1	550,5	83,1	213,7
7	6	1,81	30,7	78,7
8	10	46,1	13,1	68,1
9	2	321,2	107,1	257,8
10	1	507,4	184,3	212,2
11	1	583,1	142,2	171,9
média±dp	6±27,4	53,2±251,1	30,6±231,2	78,7±153,2

Tabela 9. Fatores de bioconcentração – $FBC = (C_{[parasita]}/C_{[órgão]})$ para Cd ($mg.kg^{-1}$) em *Echinorhynchus salobrensis* parasitas de *Serrasalmus marginatus* coletados no rio Baía, média e desvio padrão.

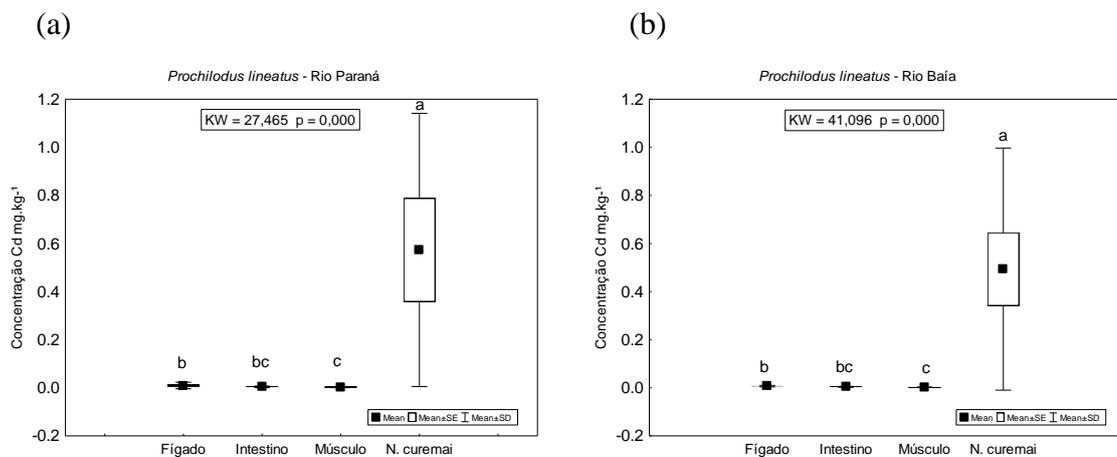
Hospedeiro	Infrapopulação <i>E. salobrensis</i>	$C_{[parasita]}/C_{[músculo]}$	$C_{[parasita]}/C_{[fígado]}$	$C_{[parasita]}/C_{[intestino]}$
1	1	507.036,0	114,5	61,7
2	2	403,5	36,5	26,6
3	3	237,6	20,7	6,7
4	1	470,4	39,1	39,1
5	14	49,5	14,2	18,4
6	4	157,0	10,9	11,9
7	1	433,9	17,8	23,1
8	5	101,8	11,8	12,9
9	2	239,6	44,8	50,2
10	4	175,6	21,5	51,8
11	1	715,1	65,9	83,3
12	2	294,7	26,9	19,1
13	2	303,2	39,4	30,7
média±dp	2±3,4	294,7±186,1	26,9±28,4	26,6±22,6

De modo geral a concentração de Cd nos parasitas, assim como os valores de FBC, variaram de acordo com o tamanho da infrapopulação. As amostras submetidas à análise de recuperação de Cd com menos parasitas tiveram concentrações maiores que aquelas com mais espécimes nas amostras. Em consequência disso, o fator de bioconcentração também aumentou. O Coeficiente de Correlação por postos de Spearman comprova essa hipótese, mostrando uma forte correlação negativa entre o tamanho da infrapopulação e as concentrações de Cd obtidas em cada amostra de parasitas e também nos FBC calculados, ou seja, conforme aumenta o tamanho da infrapopulação, as concentrações de Cd nos parasitas, assim também como os FBC's tendem a diminuir ou vice-versa (Tabela 10).

Tabela 10. Coeficiente de Correlação por postos de Spearman (r_s) entre os valores dos fatores de bioconcentração (FBC) e das concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) (Conc. Cd) em *Neoechinorhynchus curemai* e *Echinorhynchus salobrensis* e o tamanho da infrapopulação em seus hospedeiros *Serrasalmus marginatus* (SM) e *Prochilodus lineatus* do rio Baía (PLB) e rio Paraná (PLP).

Infrapopulação	FBC						Conc. Cd	
	Músculo		Intestino		Fígado		Acantocéfalos	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p	r_s	p
<i>E. salobrensis</i> (SM)	-0,91	<0,01	-0,61	<0,05	-0,71	<0,01	-0,91	0,01
<i>N. curemai</i> (PLB)	-0,83	<0,01	-0,87	<0,01	-0,91	<0,01	-0,9	0,01
<i>N. curemai</i> (PLP)	-0,94	<0,01	-0,74	<0,05	-0,73	<0,05	-0,8	0,01

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis mostraram que os parasitas apresentaram concentrações estatisticamente superiores que todos os tecidos de *S. marginatus* ($p = 0,000$), *P. lineatus* do rio Baía ($p = 0,000$) e *P. lineatus* do rio Paraná ($p = 0,000$) (Figura 2).



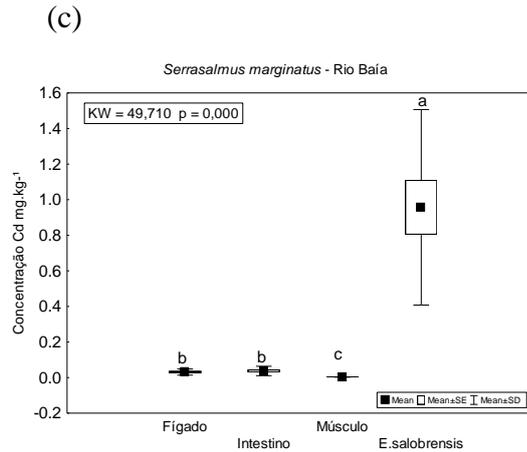


Figura 2. Concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) nos tecidos de *Prochilodus lineatus* no rio Paraná e Baía e acantocéfalos (*Neoechinorhynchus curemai*) e nos tecidos de *Serrasalmus marginatus* no rio Baía e (*Echinorhynchus salobrensis*) (a, b, c). As letras no interior da figura indicam o resultado do teste z (post hoc do Kruskal-Wallis).

Quando comparadas por meio do teste de Kruskal-Wallis, as concentrações de Cd entre os parasitas *E. salobrensis* e *N. curemai* coletados em diferentes espécies de hospedeiros não foi encontrada diferença estatisticamente significativa ($\text{KW} = 4,626$; $p = 0,09$) (Figura 3).

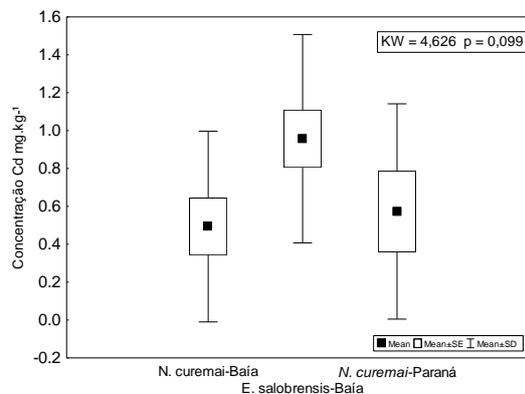


Figura 3. Concentrações de Cd (mg.kg^{-1}) nos parasitas *Echinorhynchus salobrensis* do hospedeiro *Serrasalmus marginatus* no rio Baía e *Neoechinorhynchus curemai* de *Prochilodus lineatus* no rio Baía e Paraná.

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis mostraram que *Serrasalmus marginatus* apresentou concentrações superiores de Cd (mg.kg^{-1}) no fígado ($\text{KW} = 26,623$; $p = 0,000$), intestino ($\text{KW} = 31,165$; $p = 0,000$) e músculo ($\text{KW} = 11,450$; $p = 0,003$) em comparação aos *P. lineatus* tanto do rio Baía quanto do rio Paraná, (Figura 4).

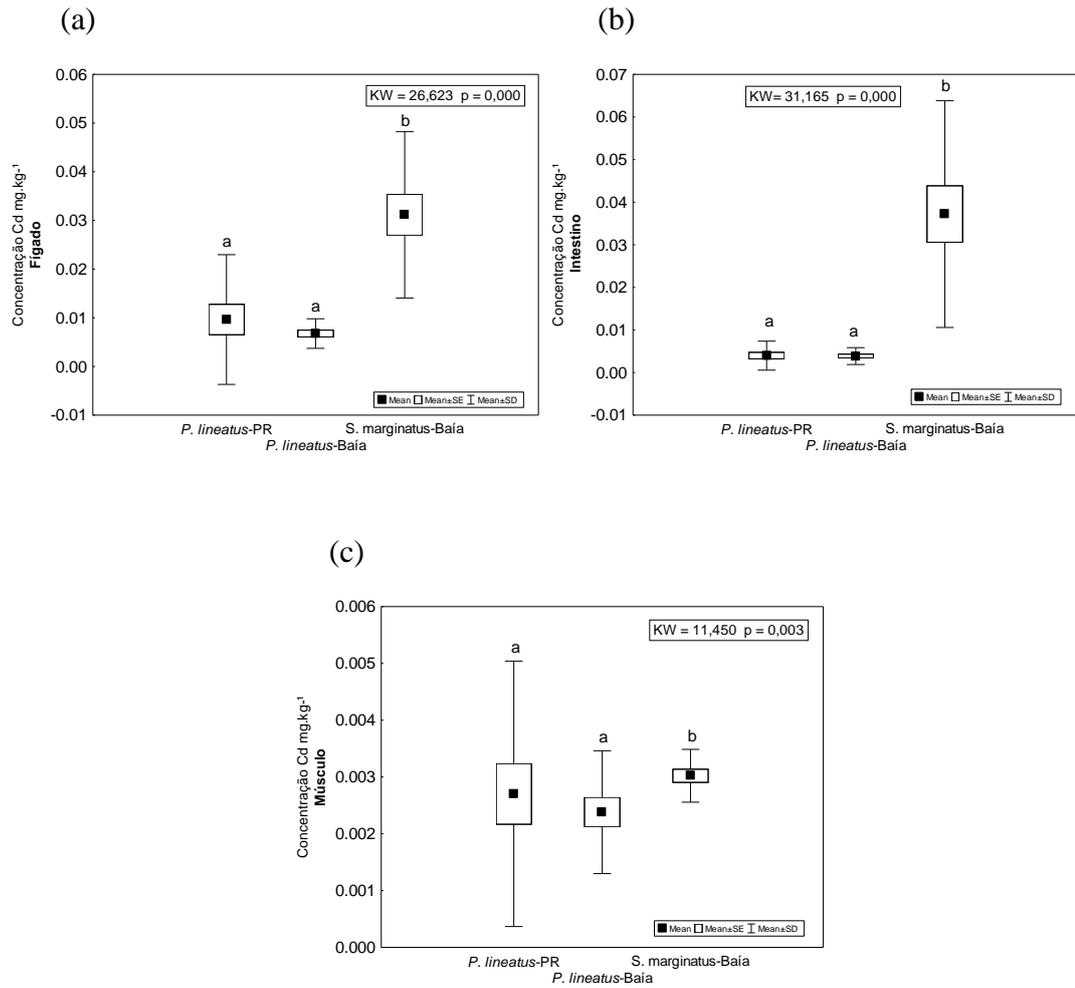


Figura 4. Concentrações de Cd (mg.kg⁻¹) no fígado, intestino e músculo de *P. lineatus* (Paraná e Baía) e *S. marginatus* no rio Baía, respectivamente (a, b, c). As letras no interior da figura indicam o resultado do teste z (post hoc do Kruskal-Wallis).

4. DISCUSSÃO

O potencial acumulativo dos acantocéfalos em relação aos tecidos dos hospedeiros, obtidos mostra o mesmo padrão de acumulação nos parasitas de *P. lineatus* dos dois rios, onde os maiores valores foram obtidos em comparação ao músculo, com FBC médio de $236,73 \pm 252,14$ no rio Baía e de $264,38 \pm 229,25$ no rio Paraná. Em relação ao intestino e fígado os valores médios também foram altos, variando de $146,29 \pm 154,58$ (intestino) a $128,80 \pm 231,22$ (fígado) no rio Baía e $159,05 \pm 89,35$ (intestino) e $144,01 \pm 96$ (fígado) no rio Paraná. Em *S. marginatus*, o músculo também foi o tecido em que os FBC foram mais altos com concentrações até 500.000 vezes maiores nos parasitas.

Houve variação entre as concentrações de Cd nos tecidos analisados dos hospedeiros quando comparadas *Prochilodus lineatus* e *Serrasalmus marginatus*. As concentrações de Cd nos tecidos de *S. marginatus* no rio Baía foram significativamente maiores do que as encontradas para *P. lineatus* no rio Baía e Paraná. *Serrasalmus marginatus* apresentou concentrações mais altas deste elemento nos três tecidos analisados (fígado, músculo e intestino) em comparação aos *P. lineatus* dos dois ambientes. Em estudo na planície do alto rio Paraná sobre a contribuição dos tributários para as concentrações de elementos traço na água, Santana (2018) verificou a presença de ampla variabilidade de cádmio no rio Baía. Deste modo, o elemento traço presente na água pode se apresentar em frações biodisponíveis, ser ingerido juntamente com a água por pequenos invertebrados e outros peixes e assim alcançar por via trófica a espécie carnívora, deste modo, o Cd inicia o processo de bioacumulação nos tecidos deste hospedeiro e conseqüentemente no parasita intestinal.

De acordo com Sanches et al. (2013) que avaliaram o teor de Cd na tainha *Mugil platanus* espécie de peixe planctívora, no bagre *Netuma barba*, espécie onívora e na corvina *Micropogonias furnieri*, espécie carnívora, observaram que a concentração de Cd foi maior na corvina, quando comparado às outras espécies, devido ao fato desse hospedeiro possuir hábito alimentar carnívoro, o que indica que o acúmulo deste elemento pode ser maior pela razão da biomagnificação ao longo da cadeia trófica, já que esse peixe se alimenta de indivíduos de níveis tróficos inferiores, os quais podem apresentar maiores níveis de contaminação por ocuparem uma posição mais elevada na cadeia alimentar. Isso pode estar relacionado com o que foi verificado para *S. marginatus* no presente estudo, pelo fato de pertencerem à níveis tróficos diferentes, sendo um hospedeiro carnívoro e outro detritívoro, no caso o *P. lineatus*.

Prochilodus lineatus, é considerado um peixe detritívoro e o elemento traço Cádmio geralmente está presente em maiores níveis no sedimento do que na água, quando este é

revolvido, as partículas tornam-se biodisponíveis e acabam sendo ingeridas pelo hospedeiro, juntamente com os recursos alimentares e assim sofrendo bioacumulação nos tecidos, bem como nos acantocéfalos. Os resultados obtidos neste estudo mostraram que este hospedeiro também apresentou concentrações de Cd nos tecidos, porém em menores níveis se comparado ao hospedeiro *S. marginatus*, esse fato pode estar relacionado principalmente ao hábito alimentar do peixe detritívoro, quando comparado à um peixe carnívoro que se alimenta de outros níveis tróficos, onde pode ocorrer a biomagnificação dos elementos traço ao longo da cadeia trófica, e ainda pela presença dos acantocéfalos que exibem a capacidade de absorver o elemento traço do hospedeiro via tegumento.

Assim, os hábitos alimentares e o modo de vida das espécies estão profundamente relacionados ao nível de acumulação de metais pesados (UYSAL et al., 2008), nesse sentido, pode-se constatar que a diferença nos resultados para a bioacumulação de Cd está fortemente relacionada com a biologia da espécie hospedeira, bem como com os níveis de elementos traço presentes na água e no sedimento e a presença dos acantocéfalos no intestino do hospedeiro. Essa distribuição e acumulação do elemento nos tecidos é dependente da espécie e via de exposição (alimento ou água). Considerando que nos organismos, os teores de metais são geralmente maiores do que os encontrados na água, assim, a acumulação desse elemento aumenta em função da sua concentração na água.

As concentrações de Cd mostraram-se semelhantes ao comparar os tecidos (músculo-músculo; fígado-fígado; intestino-intestino) do hospedeiro *P. lineatus* dos dois rios isoladamente (Baía e Paraná), não havendo diferença estatisticamente significativa entre os tecidos. A ausência dessa diferença pode ter ocorrido em função de ser a mesma espécie de peixe analisada, considerando que estes indivíduos apresentam os mesmos hábitos alimentares. Neste caso, é possível que as concentrações de Cd estejam presentes no sedimento dos dois ambientes, deste modo não foi observado diferença na concentração deste elemento nesta espécie (*P. lineatus*) para os ambientes estudados.

Os elementos traço presentes nos ambientes aquáticos são em sua maioria ligados à partículas suspensas ou sedimentares, e apenas pequenas porções delas são encontradas como íons livres e biodisponíveis, ou seja, que podem ser absorvidos diretamente da água pela biota aquática. Além disso, conforme Zagatto e Bertoletti (2008), organismos bentônicos podem selecionar partículas maiores de carbono orgânico, influenciando sua exposição aos contaminantes associados ao sedimento, como é o caso do Cádmiio.

Os acantocéfalos de *P. lineatus* (*N. curemai*) apresentaram concentrações estatisticamente superiores que todos os tecidos analisados deste hospedeiro (músculo, fígado

e intestino), tanto para o rio Baía quanto para o rio Paraná. Confirmando a ideia de que estes parasitas apresentam alta capacidade de bioacumulação (SURES, 2004; NACHEV et al., 2013; SURES et al., 2017). Em relação aos altos valores de bioconcentração obtidos nos tecidos dos hospedeiros analisados, pôde-se observar o mesmo padrão já mencionado por outros autores com o mesmo filo de parasitas, em que os acantocéfalos estudados parecem ter uma maior afinidade para a acumulação de elementos considerados tóxicos, que é o caso do cádmio. Podolska et al. (2016), avaliando a concentração de elementos-traço em *Echinorhynchus gadi*, no bacalhau *Gadus morhua* do sul do mar Báltico, constataram maiores concentrações de Ca, Cd, Mn, Na, Pb, Sr e verificaram que os acantocéfalos acumularam principalmente os metais tóxicos (Cd e Pb), onde o Cd apresentou a maior bioconcentração nos parasitas (FBC > 200) em comparação com o músculo do peixe.

O Cádmio, elemento traço investigado neste estudo, acumulou-se em maior grau nos acantocéfalos *Neochinorhynchus curemai* e *Echinorhynchus salobrensis* comparado aos tecidos analisados de seus hospedeiros, essas altas concentrações de Cd nestas espécies parasitas podem ser explicadas em função da capacidade de bioacumulação que os acantocéfalos exibem, principalmente pela forma de absorção de nutrientes diretamente do conteúdo intestinal do hospedeiro via tegumento. Estes resultados para Cd e outros elementos foram encontrados em vários trabalhos sobre bioacumulação com outras espécies de peixes e acantocéfalos parasitas (SURES, 1994; 1995; 2003; 2004; HASSANINE et al., 2018; AL-HASAWI, 2019). Ainda, a presença deste elemento traço nos acantocéfalos coletados no rio Baía e Paraná, pode ser em decorrência dos altos níveis presentes nas águas superficiais nestes ambientes, como relata Azevedo (2005) em estudo realizado na planície do alto rio Paraná, onde registrou presença de Cd (40 vezes acima) do valor permitido pela legislação para ecossistemas aquáticos, sugerindo alteração ocasionada sobretudo por uso extensivo do solo por atividade agrícola. Ainda, Santana (2018) avaliando a concentração de elementos traço na planície do alto rio Paraná, verificou valores para Cd cerca de 10 vezes acima do estabelecido pela legislação.

Em estudo com os acantocéfalos *Pomphorhynchus laevis* e *Acanthocephalus lucii*, Sures e Taraschewski (1995), analisaram os fatores de bioconcentração de Cd nestes parasitas, os resultados mostraram que *P. laevis* acumulou maiores quantidades de cádmio no músculo (400 vezes), do que no hospedeiro *Leuciscus cephalus* e 27.000 vezes maior que na água, seguido do intestino (67 vezes) e do fígado (31 vezes), e ainda, os valores de bioconcentração do mesmo elemento no *A. lucii* parasitando os órgãos de *Perca fluviatilis* também foram significativamente maiores do que os encontrados no músculo, fígado e intestino do hospedeiro.

Em estudo semelhante com *P. laevis*, Sures et al. (1997) avaliando a concentração de Cd em peixes coletados na Europa, encontraram níveis de Cd no acantocéfalo de aproximadamente 500 vezes maior do que no músculo do seu hospedeiro. Resultados análogos foram encontrados por Nachev e Sures (2016), ao analisar a bioconcentração de (As, Cd, Cu e Pb) em *P. laevis*, observaram concentrações significativamente maiores dos elementos nos parasitas em comparação com os tecidos (músculo, fígado e intestino) do hospedeiro *Barbus barbus*.

Ainda, nos estudos de Nachev et al. (2010), ao avaliar a concentração de Cd nos parasitas, no músculo, intestino e fígado de 27 peixes coletados no rio Danúbio (Bulgária), os resultados demonstraram altas concentrações deste elemento em acantocéfalos, sendo 195 vezes maior quando comparado aos tecidos do hospedeiro. Investigando o peixe *Siganus rivulatus* e o acantocéfalo *Sclerocollum saudii* de uma pequena baía fortemente poluída, do Mar Vermelho, Hassanine et al. (2018), verificaram que as concentrações de Cd e Pb nesta espécie de acantocéfalo foram muito superiores às encontradas nos tecidos do hospedeiro.

Em nosso estudo, quando comparada concentração de Cd entre *N. curemai* e *E. salobrensis*, não foi verificada diferença estatisticamente significativa, mostrando que as duas espécies provavelmente apresentaram a mesma eficiência na acumulação do elemento traço. Apesar destes acantocéfalos terem sido coletados de hospedeiros de espécies diferentes e pertencerem também à espécies distintas, fisiologicamente possuem a mesma forma de obtenção de recursos, sendo diretamente do conteúdo intestinal do hospedeiro, e consequentemente, ambas com a mesma capacidade de absorção via tegumento.

De modo geral a concentração de Cd nos tecidos dos parasitas, assim como os valores de FBC, variaram de acordo com a abundância de infecção. As menores infrapopulações de acantocéfalos apresentaram maiores concentrações de Cd do que as maiores. Ou seja, conforme o tamanho da infrapopulação diminui, as concentrações de Cd nos tecidos dos parasitas aumentam. Assim, a combinação destes resultados sugere fortemente uma competição intraespecífica dos acantocéfalos pela absorção deste elemento traço (KENNEDY et al., 1989; BATES; KENNEDY, 1990, 1991; SASAL et al., 2000). Esses resultados corroboram com os encontrados por Sures et al. (1999) onde reforçam a ideia de competição, sendo a análise de correlação de Spearman revelou que as concentrações de vários elementos dentro dos parasitas diminuiu com o aumento da infrapopulação de *Acanthocephalus luccii*.

O Cádmiu é um elemento não essencial aos organismos, ou seja, é considerado tóxico, não apresenta função biológica conhecida e seus efeitos sobre a biota são deletérios (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008), assim quando ocorre competição entre os parasitas e o hospedeiro pela absorção de elementos essenciais, os parasitas acabam absorvendo os

elementos não essenciais juntamente com os essenciais, reduzindo assim a concentração destes no hospedeiro.

A forte correlação negativa entre a abundância de acantocéfalos e as concentrações de Cd e FBC encontradas nos acantocéfalos revelou que conforme aumentava a abundância de parasitas, diminuía a concentração de Cd e os valores de FBC nos mesmos, sustentando a hipótese de que quanto mais acantocéfalos nos hospedeiros, menores as concentrações de Cd recuperadas nos parasitas. Estes resultados corroboram também com os encontrados por Hassanine et al. (2018), onde verificaram forte correlação negativa entre as concentrações de elementos traço no acantocéfalo (*Sclerocollum saudii*) e o tamanho da infrapopulação parasitária do hospedeiro *Siganus rivulatus* no Mar Vermelho.

Deste modo, os resultados do presente estudo embasam a ideia de que existe competição intraespecífica por Cd, ou seja, entre os parasitas acantocéfalos de uma mesma espécie e da mesma infrapopulação, no caso, pelos elementos disponíveis nos órgãos dos hospedeiros. E essa competição por recursos do hospedeiro é constatada também em infrapopulações de outras espécies de acantocéfalos coletados de outros peixes (SASAL et al., 2000; KENNEDY, 2006; POULIN, 2006; AL-JAHDALI; HASSANINE, 2012; HASSANINE et al., 2018).

Diante dos resultados, considera-se então que este sistema parasita-hospedeiro é eficiente para o biomonitoramento da poluição ambiental por elementos traço em bacias hidrográficas brasileiras.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os altos valores de bioacumulação de Cádmio encontrados nos acantocéfalos *N. curemai* e *E. salobrensis* sustentam a ideia de que estes parasitas intestinais são extremamente úteis para estudos de biomonitoramento de elementos traço em ecossistemas aquáticos, revelando assim, alta capacidade em bioconcentrar Cádmio em seus tecidos, mostrando ser excelentes modelos bioindicadores. Portanto, os indicadores de acumulação fornecem importantes informações sobre a disponibilidade biológica de poluentes, deste modo, parasitas representam possíveis ferramentas diagnósticas para avaliar o comportamento dos elementos inorgânicos no ambiente e de que forma eles estão disponíveis para serem absorvidos pela biota aquática.

REFERÊNCIAS

- ADAM, S. M.; BROWN, A. M.; GOEDE, R. W. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 122, p. 63-73, 1993.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G., BICUDO, C. E. M. MATSUMURA -TUNDISI, T. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro - RJ. p. 59 – 104, 1995.
- AGOSTINHO, A. A., JÚLIO Jr., H. F., GOMES, L. C., BINI, L. M.; AGOSTINHO, C. S. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: (VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. orgs.). **A planície de inundação do alto rio Paraná**. EDUEM, Maringá, p. 179-208, 1997.
- AGOSTINHO, C. S.; HAHN, N. S.; MARQUES, E. E. Patterns of food resource use by two congeneric species of piranhas (*Serrasalmus*) on the upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 177-182, 2003.
- AL-JAHDALI, M. O.; HASSANINE, R. M. El-S. Infrapopulations of *Sclerocollum saudii* Al-Jahdali, 2010 (Acanthocephala: Cavisomidae) in the rabbitfish *Siganus rivulatus* (Teleostei, Siganidae) from the Saudi coast of the Red Sea. **Journal of Helminthology**, v. 86, p. 85–94, 2012.
- AL-HASAWI, Z. M. “Environmental Parasitology: intestinal helminth parasites of the siganid fish *Siganus rivulatus* as bioindicators for trace metal pollution in the Red Sea.” **Parasite**, v. 26, n. 12, p. 1-12, 2019.
- ATLI, G.; CANLI, M. Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 1884-1889, 2010.
- AZEVEDO, J. C. R. Estudo biogeoquímico da lagoa dos Patos - MS, pertencente a planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá. 214 fl. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2005.
- BATES, R. M.; KENNEDY, C. R., 1990. Interactions between the acanthocephalans *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus anguillae* in rainbow trout: testing an exclusion hypothesis. **Parasitology**, v. 100, p. 435– 44, 1990.
- BATES, R. M.; KENNEDY, C. R. Potential interactions between *Acanthocephalus anguillae* and *Pomphorhynchus laevis* in their natural hosts chub, *Leuciscus cephalus* and the European eel, *Anguilla anguilla*. **Parasitology**, v. 101, p. 289–97, 1991.
- BRAMORSKI, J. Avaliação da qualidade de sedimentos dos rios Tietê e Piracicaba nos seus compartimentos de entrada no reservatório de Barra Bonita – SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo – USP, 2004.

BUSH, A. M. O; LAFFERTY, K. D.; LOTZ, J. M; SHOSTAK, A. W. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. Revisited. **Journal of Parasitology**, v. 83, n. 4, p. 575-83, 1997.

DOS REIS, C. M. R; DA SILVA CAMPOS, N.; UETA, M. T, da SILVA J. C. J, CECCARELLI, P. S. Evaluation of trace elements in *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) (Characiformes, Prochilodontidae) from the Mogi Guaçu river infected for *Acanthocephala Neoechynorhyncus curemai* Noronha, 1973 (Acanthocephala). **Journal Environmental & Analytical Toxicology**, v. 7, p. 1-4, 2017.

EDWARDS, M. L., JACOB, A., KIMBROUGH, K. L., DAVENPORT, E. D.; JOHNSON, W. E. Assessment of trace elements and legacy contaminant concentrations in California mussels (*Mytilus* spp.): relationship to land use and outfalls. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 2, p. 325-33, 2014.

EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. **Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes**. 2. ed. Maringá: Eduem, 199 p., 2006.

FOWLER, H. W. Os peixes de água doce do Brasil. **Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo**, v. 6, n. 2, p. 205-404, 1950.

FUGI, R.; HAHN, N. S. Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 51, n. 4, p. 873-879, 1991.

HAS-SCHÖN, E., BOGUT, I., STRELEC, I. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva (Croatia). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 50, n. 4, p. 545–551, 2006.

HASSANINE, R.; AL-HASAWI, Z.; HARIRI, M.; TOULIABAH, H. *Sclerocollum saudii* (Acanthocephala: Cavisomidae) as a sentinel for heavy-metal pollution in the Red Sea. **Journal of Helminthology**, v. 93, n. 2, p. 177-186, 2018.

HOGSTRAND, C.; HAUX, C. Binding and detoxication of heavy metals in lower vertebrates with reference to metallothionein. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 100, n. 1-2, p. 137-141, 1991.

KENNEDY, C. R., BATES, R. M., BROWN, A. F. Discontinuous distributions of the fish acanthocephalans *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus anguillae* in Britain and Ireland: an hypothesis. **Journal of Fish Biology**. v. 34, n. 4, p. 607–619, 1989.

KENNEDY, C. R. **Ecology of the Acanthocephala**. Cambridge: Cambridge University Press, 249 p., 2006.

KHAN, R. A.; THULIN, J. Influence of pollution on parasites of aquatic animals. **Advances in Parasitology** v. 30, p. 201–238, 1991.

KHAN, R. A. Chronic exposure and decontamination of a Marine sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) to polychlorinated biphenyls using selected body indices, blood values,

histopathology, and parasites as bioindicators. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, p. 479–485, 2011.

LANGE, C. N. Contaminação do solo e mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em coluna de solo franco arenoso com cinza de carvão. São Paulo, 2012. 165 fl. F. il. Tese35 (Mestrado em tecnologia Nuclear- Materiais) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

LEITE, L. A. R.; PEDRO, N. H. O.; AZEVEDO, R. K.; KINOSHITA, A., GENNARI, R. F., WATANABE, S.; ABDALLAH, V. D. *Contracaecum* sp. parasitizing *Acestrorhynchus lacustris* as a bioindicator for metal pollution in the Batalha River, southeast Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 836–840, 2017.

NACHEV, M. Bioindication capacity of fish parasites for the assessment of water quality in the Danube River. Inaugural–Dissertation. Universität Duisburg Essen, 130 p., 2010.

NACHEV, M.; SCHERTZINGER, G.; SURES, B. Comparison of the metal accumulation capacity between the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis* and larval nematodes of the genus *Eustrongylides* sp. infecting barbel (*Barbus barbus*). **Parasites & Vectors**, v. 6, n. 21, p. 1-8, 2013.

NACHEV, M.; SURES, B. Seasonal profile of metal accumulation in the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis*: a valuable tool to study infection dynamics and implications for metal monitoring. **Parasites & Vectors**, v. 9, n. 300, p. 1-9, 2016.

NAJM, M.; FAKHAR, M. Helminthic Parasites as heavy metal bioindicators in aquatic ecosystems. **Medical Laboratory Journal**, v. 9, n. 4, p. 26-32, 2015.

NOGAMI, E. M.; KIMURA, C. C. M.; RODRIGUES, C.; MALAGUTTI, A. R.; LENZI, E.; NOZAKI, J. Effects of dietary cadmium and its bioconcentration in Tilapia *Oreochromis niloticus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 45, p. 291:295, 2000.

NUPELIA - Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura. A Planície alagável do Rio Paraná: Estrutura e Processos Ambientais. Disponível em: <http://www.peld.uem.br/2000>. Acesso em: 15 ago. 2019.

PALLER, V. G. V.; RESURRECCION, D. J. B.; DE LA CRUZ, C. P. P.; BANDAL, M. Z. Acanthocephalan parasites (*Acanthogyryus* sp.) of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) as biosink of lead (Pb) contamination in a Philippine freshwater lake. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 96, n. 6, p. 810–815, 2016.

PODOLSKA, M.; JUSZCZAK, P.; ALTYN, N. K. Host condition and accumulation of metals by acanthocephalan parasite *Echinorhynchus gadi* in cod *Gadus morhua* from the southern Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, p. 287-292, 2016.

POULIN, R. **Evolutionary ecology of parasites**. 2nd Princeton, Princeton University Press, p. 360 p., 2006.

QIAO-QIAO, C.; GUANG-WEI, Z.; LANGDON, A. Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China. **Journal of Environmental of Sciences**, v. 19, p. 1500-1504, 2007.

RENÓ, V. F.; MORAES, L. E. S.; SAITO, E. A.; NASCIMENTO, R. F. F.; LOBO, F. L.; SAMIZAVA, T. M.; NOVO, E. M. L. M. Caracterização espectral das águas da Planície do Rio Paraná a partir de imagens Landsat TM. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 4821-4828, 2009.

ROSIN, G. C., OLIVEIRA-MANGAROTTI, D. P.; TAKEDA, A. M.; BUTAKKA, C. M. M. Consequences of dam construction upstream of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): a temporal analysis of the Chironomidae community over an eight-year. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 591-608, 2009.

SANCHES FILHO, P. J.; FONSECA, V. K.; HOLBIG, L. Avaliação de metais em pescado da região do Pontal da Barra, Laguna dos Patos, Pelotas-RS. **Ecotoxicology Environmental Contamination**, v. 8, n. 1, p. 105-111, 2013.

SANTANA, N. F. Avaliação da contribuição dos tributários para as concentrações de metais nas águas do Alto Rio Paraná. Maringá, 60 folhas. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2018.

SASAL, P., JOBET, E.; FALIEUX, E.; MORAND, S. Sexual competition in an acanthocephalan parasite of fish. **Parasitology** v. 120, p. 65–69, 2000.

SAZIMA, I.; MACHADO, F. A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. **Environmental Biologic Fishes**, v. 28, p. 17-31, 1990.

SIVAPERUMAL, P.; SANKAR, T. V.; P. G. NAIR., V. “Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from Internal markets of India vis-a-vis International Standards.” **Food Chemistry**, v. 102, p. 612-620, 2007.

SKOOG, D. A.; WEST, D. M.; HOLLER, F. J. **Fundamentos de Química Analítica**. Tradução da 8. ed. norte-americana. São Paulo: Thomson Learning, 2005.

SOUZA-FILHO, E. E.; STEVEAUX, J. C. Geologia e Geomorfologia do Complexo Rio Baía, Curutuba, Ivinhema. In: A. E. M. VAZZOLER, AGOSTINHO, A. A; HAHN, N. S. (Eds). **A planície de inundação do alto Paraná: Aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos**. Maringá: EDUEM, NUPELIA, p. 3–72. 1997.

STARLING, J. A. Feeding, nutrition and metabolism. In: CROMPTON, D. W. T.; NICKOL, B. B. (Eds) **Biology of the Acanthocephala**. Cambridge, Cambridge University Press, p. 125–212, 1985.

STATSOFT INC. **Statistica for Windows (data analysis software system)**, version 7.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma (USA), 2005.

SURES, B. Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. **Parasitology**, v. 126, p. 53–60, 2003.

SURES, B. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. **Trends in Parasitology**, v. 20, p. 170–177, 2004.

SURES, B.; NACHEV, M.; SELBACH, C., MARCOGLIESE, D.J. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in Environmental Parasitology. **Parasites & Vectors**, v. 10, n. 65, p. 1-19, 2017.

SURES, B.; SIDDALL, R.; TARASCHEWSKI, H. Parasites as accumulation indicators of heavy metal pollution. **Parasitology Today**, v. 15, p. 16-21, 1999a.

SURES, B.; SIDDALL, R. *Pomphorhynchus laevis* (Palaeacanthocephala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) as an indicator of metal pollution. **International Journal for Parasitology**, v. 33, p. 65-70, 2003.

SURES, B.; STEINER, W.; RYDLO, M.; TARASCHEWSKI, H. Concentrations of 17 elements in the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*), in different tissues of perch (*Perca fluviatilis*), and in perch intestinal parasites (*Acanthocephalus lucii*) from the subalpine lake Mondsee, Austria. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 18, p. 2574-2579, 1999b.

SURES, B.; TARASCHEWSKI, H.; JACKWERTH, E. Lead content of *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala), *Anguillicola crassus* (Nematodes) and their host *Anguilla anguilla*. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 19, n. 2, p. 105-107, 1994.

SURES, B.; TARASCHEWSKI, H. Cadmium concentrations in two adult acanthocephalans, *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus lucii*, as compared with their fish hosts and cadmium and lead levels in larvae of *A. lucii* as compared with their crustacean host. **Parasitology Research**. v. 81, n. 6, p. 494-497, 1995.

SURES, B.; TARASCHEWSKI, H.; ROKICKI, J. Lead and cadmium content of two cestodes, *Monobothrium wageneri* and *Bothriocephalus scorpii*, and their fish hosts. **Parasitology Research**, v. 83, p. 618–623, 1997.

THIELEN, F.; ZIMMERMANN, S.; BASKA, F.; TARASCHEWSKI, H. & SURES, B. The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) from barbel as a bioindicator for metal pollution in the Danube River near Budapest, Hungary. **Environmental Pollution**, v. 129, p. 421-429, 2004.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds). **A planície de inundação do alto Paraná: Aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos**. Maringá: EDUEM, NUPELIA, p. 73–102. 1997.

THOMAZ, S. M.; CARVALHO, P.; PADIAL, A. A.; KOBAYASHI, J. T. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 617-625, 2009.

TURKMEN, M.; AYSUN, T.; YALQIN, T. Metal contaminations in five fish species from Black, Marmara, Aegean and Mediterranean seas, Turkey. **Journal of Chilean Chemical Society-On-line**, v. 53, n. 1, 2008.

UYSAL, K., EMRE, Y.; KÖSE, E. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasmaoptical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). **Microchemical Journal**, v. 90, p. 67-70, 2008.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M.; WUNDERLICH, A. C. Parasites as bioindicators of environmental degradation in Latin America: A meta-analysis. **Journal of Helminthology**, v. 91, n. 2, p. 165-173, 2017.

ZAGATTO, P. A; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática** – princípios e aplicações. 486p. São Carlos: RiMa, 2008.

ZHOU, H. Y; WONG MH. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on dietary influences. **Water Research**, v. 34, n. 17, p. 4234 – 4242, 2000.