

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - UNESP - BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA - NÍVEL: MESTRADO

AYMAR ORLANDI NETO

ASPECTOS BIOLÓGICOS DE *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010
(CICHLIFORMES, CICHLIDAE) NO RIO SÃO JOSÉ DOS DOURADOS, EM ÁREA
DE INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICIAL DE PEREIRA BARRETO, SP

BOTUCATU – SP

2019

AYMAR ORLANDI NETO

ASPECTOS BIOLÓGICOS DE *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010
(CICHLIFORMES, CICHLIDAE) NO RIO SÃO JOSÉ DOS DOURADOS, EM ÁREA
DE INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICIAL DE PEREIRA BARRETO, SP

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências da
Universidade Estadual Paulista
– UNESP, Câmpus de Botucatu,
SP, como parte dos requisitos
para obtenção do Título de
Mestre em Ciências Biológicas –
Área de concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Igor Paiva Ramos
Coorientadora: Profa. Dra. Cristiéle da Silva Ribeiro

BOTUCATU – SP

2019

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP

BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Orlandi Neto, Aymar.

Aspectos biológicos de *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) no rio São José dos Dourados, em área de influência do canal artificial de Pereira Barreto, SP / Aymar Orlandi Neto. - Botucatu, 2019

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Igor Paiva Ramos

Coorientador: Cristiéle da Silva Ribeiro

Capes: 20500009

1. Paraná, Rio. 2. Peixe de água doce. 3. Reservatórios.
4. Ciclídeos.

Palavras-chave: Alto rio Paraná; Atividade antrópica;
Influência ambiental; Peixe de água doce; Reservatórios.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a minha família e a todas as pessoas que conviveram comigo durante a pós-graduação, e todos os envolvidos que colaboraram na realização do projeto. Aos meus pais, Silmara e Aymar pela paciência, carinho e amor nos momentos difíceis e a compreensão durante toda minha estadia fora de casa. Aos meus irmãos que nunca deixam nosso amor e carinho diminuir, apesar da distância. Aos meus avós que apesar de bem velhinhos, ainda conseguem realizar muitos dos seus sonhos sendo felizes. A minha gata Dante, que sofre com meu excesso de carinho.

Ao meu amigo, professor e orientador Igor pela oportunidade de estágio a quatro anos atrás e apoio no desenvolvimento em todos os meus trabalhos. A professora e orientadora Cristiële que aceitou me orientar e viajar até outra cidade para me ajudar a realizar as análises. A Lidiane pela sua paciência, conselhos, ajudas, e é claro, aos doces de toda manhã do laboratório. Ao João pela sabedoria e assistência em todo o projeto.

Aos integrantes do Grupo Pirá e LEFISA pela ajuda nas coletas e *brainstorming*, e ao laboratório LINEO pelo apoio e as risadas. Aos meus amigos Ana Letícia, Juan, Paulo e Marcos por todos os momentos difíceis que vocês me ajudaram e pelo apoio moral quando eu mais precisava.

Ao Instituto de Biociências de Botucatu, pela oportunidade e apoio para o desenvolvimento deste trabalho. À seção técnica do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas do Instituto de Biociências de Botucatu pelo apoio e aos coordenadores do programa durante o período de meu mestrado. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), pelo suporte financeiro durante parte do curso.

A todos deixo minha gratidão!

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	7
Referências Bibliográficas	11
CAPÍTULO I.....	17
ECOLOGIA TRÓFICA DE <i>Geophagus sveni</i> Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREA DE INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICAL DE PEREIRA BARRETO, SP	17
Resumo	18
Introdução.....	19
Material e métodos.....	20
Área de estudo	20
Caracterização de variáveis limnológicas	23
Coleta do material biológico.....	23
Procedimentos laboratoriais e análise de dados.....	24
Resultados	24
Discussão	30
Referências Bibliográficas	33
Material Suplementar	38
CAPÍTULO II.....	41
ASPECTOS PARASITOLÓGICOS DE <i>Geophagus sveni</i> Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICAL DE PEREIRA BARRETO, SP... ..	41
Resumo	42
Introdução.....	43
Material e métodos.....	45
Área de estudo	45
Caracterização de variáveis limnológicas	47
Coleta do material biológico.....	47
Procedimentos laboratoriais e análise de dados.....	48
Resultados	49
Discussão	55
Referências Bibliográficas	61

Material Suplementar	73
CAPÍTULO III	77
PEROXIDAÇÃO LIPÍDICA EM <i>Geophagus sveni</i> Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICAL DE PEREIRA BARRETO, SP... 77	
Resumo	78
Introdução.....	79
Materiais e Métodos.....	82
Área de estudo	82
Caracterização de variáveis limnológicas	84
Coleta do material biológico.....	84
Determinação das concentrações de peroxidação lipídica e análise de dados	85
Resultados	85
Discussão	86
Referências Bibliográficas	90
Material Suplementar	99
Considerações finais.....	103

Resumo geral

O Canal Artificial de Pereira Barreto, localizado na bacia do alto rio Paraná, conecta o rio Tietê (reservatório de Três Irmãos) ao rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), possivelmente influenciando as características limnológicas e hidrológicas no rio receptor. Contudo, informações sobre os efeitos dessa transposição de águas sobre os peixes silvestres são inexistentes, sendo análises de dieta, parasitas e aspectos fisiológicos em espécies residentes possíveis boas ferramentas bioindicadoras. Assim, o objetivo da presente estudo foi avaliar a influência do Canal Artificial de Pereira Barreto sobre aspectos alimentares, parasitológicos e de estresse oxidativo em *Geophagus sveni*, no rio São José dos Dourados. Exemplares de *G. sveni* foram coletados em dois períodos (chuvoso e seco) em três áreas amostrais, uma no reservatório de Três Irmãos e duas no rio São José dos Dourados, sendo uma à montante e outra a jusante do canal. Um total de 192 exemplares, tiveram seus conteúdos estomacais verificados para análises de dieta, bem como seus órgãos internos analisados para a coleta, separação e identificação de endohelmintos. Ainda, a análise de lipoperoxidação foi realizada em 60 exemplares, para verificação de possível estresse oxidativo. Realizou-se a PERMANOVA *one-way* para verificar diferenças na composição da dieta entre as variações espaciais e sazonais, seguido da análise SIMPER para porcentagem de contribuição de cada item quanto à diferença apresentada. Quanto a variabilidade da dieta de indivíduos de cada área foi aplicada análise multivariada, PERMIDISP, empregando a ANOVA permutacional para verificar diferenças em relação aos grupos. Os atributos parasitológicos de cada grupo de parasitas (prevalência, abundância média e intensidade média de infecção) e os valores de lipoperoxidação foram calculados e comparados espacialmente e temporalmente dentro da mesma área, por meio da análise ANOVA com *post-hoc* de Tukey ou Kruskal-Wallis seguido do teste *post-hoc* Wilcoxon-Mann-Whitney. Essas diferenças resultaram no registro de dissimilaridades espaciais e sazonais entre os aspectos alimentares, sendo detrito e Diptera, os itens que mais contribuíram para as diferenças espaciais encontradas, suportado pela teoria do forrageamento ótimo. Não houve diferenças na amplitude de nicho trófico espaço-temporalmente, demonstrando que a plasticidade trófica ocorreu em similaridade entre as áreas e períodos. Possivelmente, em razão dessas diferenças alimentares, principalmente da área montante do canal com as demais e a interação das variáveis biótica e abiótica de cada área, observou-se diferenças nos aspectos parasitológicos, sendo a maior abundância e prevalência parasitária de *Raphidascaris* (*Sprentascaris*) cf. *lanfrediae* na área à montante do canal no rio São José dos Dourados. Ainda, em decorrência da provável capacidade de tolerância de *G. sveni*, os estressores nas áreas estudadas, as concentrações de LPO não variaram espacialmente. A apresentação desses resultados apoia parcialmente nossas hipóteses, contribuindo com o aumento do conhecimento científico sobre a influência do Canal Artificial de Pereira Barreto no rio São José dos Dourados sobre a espécie de peixe silvestre avaliada, até antes desconhecidos, bem como informações biológicas e ecológicas de *G. sveni*.

Palavras-chaves: peixe de água doce, porquinho, influência ambiental, atividade antrópica, reservatórios, alto rio Paraná

Introdução Geral

Aproximadamente 60% dos grandes rios em todo mundo encontram-se modificados para geração de energia hidrelétrica, estando impactados por represamentos (PETESSE; PETRERE JÚNIOR, 2012). Embora importantes para o crescimento econômico mundial, as barragens de usinas hidrelétricas estão entre as atividades humanas mais prejudiciais aos ecossistemas aquáticos, por causar severas modificações na biodiversidade (WINEMILLER et al., 2016). Assim, grandes rios da região Sudeste do Brasil como Tietê, Paranapanema, Grande e Paraná foram represados, resultando em uma sucessão de lagos artificiais em cascata, o que alterou características ecológicas dos ambientes aquáticos e terrestres adjacentes (TUNDISI, 1999; AGOSTINHO et al., 2007).

Dentre os distúrbios observados em decorrência do represamento de grandes rios, destacam-se a retenção de nutrientes, sedimentos e contaminantes, bloqueio de rotas migratórias de peixes, alteração do regime natural das inundações, dentre outros. Tais distúrbios, provocam impactos complexos diretos e indiretos sobre a biota e conectividade entre habitat, fragmentando e modificando-os (AGOSTINHO et al., 2007; MOYLE; MOUNT, 2007; PELICICE; AGOSTINHO, 2009).

Outra intervenção sobre ecossistemas aquáticos observada na bacia do alto rio Paraná, foi a construção do Canal Artifical de Pereira Barreto, instrumento fundamental do Sistema Hidroviário Tietê-Paraná. Tal canal tem como objetivo interligar o reservatório de Três Irmãos ao reservatório de Ilha Solteira, por meio da conexão do rio Tietê (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 19) ao rio São José dos Dourados (UGRHI 18), constituindo o segundo maior canal artificial do mundo, com mais de nove quilômetros de extensão (ANEEL, 2013; CESP, 2015). A importância do canal para a economia do estado de São Paulo é demonstrada pelo aumento significativo na utilização da hidrovía Tietê-Paraná nas últimas décadas, principalmente para transporte de mercadorias, com crescimento médio de 9% ao ano no período de 2000 a 2013 (DH, 2017).

Adicionalmente, tem-se o registro de alterações de variáveis limnológicas, como redução da turbidez e concentrações de nutrientes no rio São José dos Dourados em função do canal artificial de Pereira Barreto (IGRECIAS, 2009), que conecta o reservatório de Três Irmãos ao de Ilha Solteira e contribui com uma vazão média de 173 m³/s para o rio São José dos Dourados (CESP, 2013). Ainda canais artificiais podem além de influenciar variáveis físico-químicas da água, afetar os habitats e biota aquática nas

áreas de afluição (MEADOR, 1992), contudo os efeitos dessas águas transpostas pelo canal Artificial de Pereira Barreto sobre a ictiofauna do rio São José dos Dourados ainda são desconhecidos.

Canalizar e transportar águas entre bacias, ainda que em pequena escala, pode alterar características limnológicas e hidrológicas nos sistemas receptores (MEADOR, 1992; SNADDON; DAVIES, 1998). Uma vez que alterações nessas características podem refletindo nos recursos da ictiofauna (ABELHA et al. 2006) sob forma de distúrbios e alterações na composição da comunidade de invertebrados (SNADDON; DAVIES, 1998) e matéria orgânica (SNADDON et al., 1998). Neste sentido, intervenções antrópicas que alterem as características físico-químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos podem provocar mudanças nas relações das cadeias alimentares bem como da estrutura e dinâmica das comunidades (RIBEIRO FILHO et al., 2014; GURGEL-LOURENÇO et al., 2015).

Uma maneira de avaliar as possíveis influências de alterações antrópicas sobre a ictiofauna são as avaliações de aspectos alimentares. O conhecimento dos aspectos alimentares é considerado uma boa ferramenta para entender a dinâmica das populações de peixes e os componentes bióticos e abióticos do ambiente relacionados a ictiofauna, servindo também como indicador dos recursos disponíveis (DELARIVA; HAHN; KASHIWAQUI, 2013). Tal fato baseia-se na variação da disponibilidade de recursos alimentares, que é influenciada por fatores de escala temporal e espacial, bem como por alterações antrópicas, tendo essa variação importante papel nas alterações do padrão de alimentação dos peixes (WINEMILLER; KELSO-WINEMILLER, 2003; MEDEIROS et al., 2014; PEREIRA; DIAS; OLIVEIRA, 2017). Outro aspecto biologicamente importante relacionado a composição da dieta em peixes, é que o consumo de animais que atuam como hospedeiros intermediários em ciclos biológicos de parasitas contribui para a estruturação das comunidades parasitárias (KARLING et al., 2013).

Assim, além da dieta, modificações nas condições ambientais e do habitat, sejam bióticos ou abióticos, podem influenciar a composição das comunidades parasitárias em peixes (MORLEY, 2007; MORLEY & LEWIS, 2010; KARLING et al., 2013). Fatores bióticos e abióticos, tais como características hidrológicas ou limnológicas, variações espaciais e disponibilidade de recursos em função da sazonalidade, biota local, além de características biológicas e fisiológicas intrínsecas dos hospedeiros (DOGIEL, 1961) refletem em alterações na relação parasita-hospedeiro (FRANCESCHINI, 2016). De forma que, o aumento ou decréscimo do parasitismo pode indicar ações antrópicas que

influenciam o ciclo de vida dos parasitas ou de seus hospedeiros intermediários, paratênicos ou definitivos (LAFFERTY, 1997; LAFFERTY; KURIS, 1999; FRANCESCHINI, 2016). Ressalta-se que a maioria dos organismos parasitas de peixes não são patogênicos para o homem, contudo, alguns grupos podem causar enfermidades graves em virtude da ingestão de pescado parasitado (DIAS et al., 2010).

Aliado a isso, as características do ambiente podem comprometer a fisiologia e sobrevivência desses organismos (CAZENAVE et al., 2014). Uma vez que os peixes estão frequentemente expostos a estressores ambientais, tal como poluentes (IWAMA et al., 1999). Essa habitual exposição a estímulos estressores desencadeia produção excessiva de radicais livres, surtindo efeitos de estresse oxidativos nas células que pode ser produzido pelo aumento da lipoperoxidação (LPO) (DROGE, 2002; HALLIWELL; GUTERIDGE, 2015). Sendo o aumento nos seus níveis de LPO considerado um indicador de doenças ou estresse ambiental, pode ser considerado um ótimo sítio de amostragem bioquímica e estudo comparativo (HERMES-LIMA; ZENTENO-SAVIN, 2002). Ainda, a oxidação lipídica é um o processo primário de deterioração, tendo efeitos na qualidade comercial dos peixes, manifestando-se por mudanças em seu cheiro, cor, textura, valor nutritivo, e possível produção de compostos tóxicos (JENSEN; LAURIDSEN; BERTELSEN., 1998), podendo afetar sua aceitabilidade para o consumo humano, prejudicando a pesca artesanal.

Espécies bioindicadoras abundantes e de interesse econômico/comercial podem ser usadas para verificar e monitorar perturbações ambientais e o estado dos ecossistemas aquáticos (HOLT; MILLER, 2013). Dessa forma, a avaliação da saúde ambiental por meio da biota tornou-se fundamental, pois podem responder quase imediatamente a uma perturbação ou à presença de estressores ambientais (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003), sendo espécies de fácil amostragem dignas de bioindicadores para estudos comparativos (MADI; UETA, 2012)

Desde sua introdução na bacia do alto rio Paraná (MORETTO et al., 2008; GOIS et al., 2015), a espécie atualmente denominada *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (Cichlidae, Cichliiformes) vulgarmente conhecido como “porquinho” ou “ácara”, originária da bacia Amazônica, recebeu diferentes denominações biológicas, a citar: *Geophagus surinamensis* (Bloch, 1791) e *Geophagus proximus* (Castelnau, 1855). Contudo, Lucinda et al. (2010) descreveram a nova espécie da bacia do rio Tocantins (*G. sveni*) e a distinguiram de *G. proximus* por não apresentar uma marca pré-opercular cinza escuro. *Geophaus sveni* também pode ser distinguida por apresentar quatro ou cinco

faixas brancas paralelas transversais na nadadeira caudal, que podem ser quebradas em vários pontos (vs. faixas brancas paralelas completas e horizontalmente direcionadas na nadadeira caudal, em *G. proximus*) (LUCINDA et al., 2010; OTA et al., 2018). Assim, no presente estudo, será adotada a espécie *G. sveni* como a espécie com ocorrência para bacia do alto rio Paraná e dados referentes as espécies *G. proximus* e *G. surinamensis* para tal bacia, serão creditados a espécie *G. sveni*.

Em virtude de seu sucesso na colonização em reservatórios da bacia do alto rio Paraná (GOIS et al., 2015), *G. sveni* tornou-se uma das principais espécies na pesca científica (KLIEMMAN et al., 2018; MARQUES et al. 2018), artesanal e esportiva na região Noroeste do estado de São Paulo (BARLETTA et al., 2016). Tal espécie apresenta comportamento sedentário e cuidados parentais, atingindo suas maiores densidades em ambientes lênticos ou semi-lênticos (ISAAC, 2000). Ainda, Gois et al. (2015) relatam que os ciclídeos tendem a ser orientados visualmente, tendo suas maiores abundâncias registradas em ambientes com alta transparência de água (> dois metros), como observado para diversas áreas na bacia do alto rio Paraná, como o baixo rio Tietê.

Geophagus sveni, alimenta-se de matéria orgânica em decomposição, fragmentos de plantas alóctones, moluscos, crustáceos, cladóceros, copépodes e insetos, apresentando grande plasticidade alimentar. Nidifica no substrato e exibe cuidado parental, sendo que ambos os sexos podem cuidar de ovos e juvenis, contudo normalmente machos defendem o território, enquanto a fêmea cuida da prole (MORETTO et al., 2008; GOIS et al., 2015).

Dessa forma, com base nas informações apresentadas, o objetivo do presente estudo foi testar as seguintes hipóteses:

1) a transposição de águas do rio Tietê (reservatório de Três Irmãos), pelo Canal Artificial de Pereira Barreto para o rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), causa possível mudança nas variáveis limnológicas (IGRECIAS, 2009), podendo alterar aspectos alimentares de *G. sveni*.; (Capítulo I)

2) a transposição de águas do rio Tietê (reservatório de Três Irmãos), pelo Canal Artificial de Pereira Barreto, pode alterar aspectos parasitológicos de *G. sveni* no Rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), tendo em vista que o referido canal pode influenciar aspectos limnológicos (IGRECIAS, 2009) e a dieta de *G. sveni*. (Capítulo II)

3) a transposição de águas do rio Tietê (reservatório de Três Irmãos), pelo Canal Artificial de Pereira Barreto, altera o estresse oxidativo branquial de *G. sveni* no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira). (Capítulo III)

Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., PELICICE, F. M. (2007) *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem.

ANEEL (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA). Boletim de Informações Gerenciais (2017). Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/documents/656877/14854008/Boletim+de+Informa%C3%A7%C3%B5es+Gerenciais+1%C2%BA+trimestre+de+2017/798691d2-990b-3b36-1833-c3e8c9861c21>

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. (2001) Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2), 425-434.

CAZENAVE, J. et al. Deleterious effects of wastewater on the health status of fish: a field caging study. *Ecological Indicators*, 38, p. 104-112, 2014.

CESP - Companhia Energética de São Paulo. (2015) Dados sobre o canal – UHE Três Irmãos. Disponível em: <http://www.cesp.br>, acesso em 02/12/2017.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL). (2016) Relatório Anual de Águas Continentais. Desenvolvido por CETESB. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 02/12/2018.

DELARIVA, R. L., HAHN, N. S., & KASHIWAQUI, E. A. L. (2013) Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology*, 11(4), 891-904.

DH - Departamento Hidroviário. Carga Transportada. Disponível em: <http://www.dh.sp.gov.br/carga-transportada/> Acesso em: 10/12/2017.

DIAS, F. J. E., SÃO CLEMENTE, S.C., KNOFF, M. (2010) Nematoides anisquídeos e cestoides Trypanorhyncha de importância em saúde pública em *Aluterus monoceros* (Linnaeus, 1758) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira Parasitologia Veterinária*, 19(2), 94-97.

GOIS, K. S., PELICICE, F. M., GOMES, L. C., AGOSTINHO, A. A. (2015) Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia*, 746(1), 401.

GRAÇA, W. J., PAVANELLI, C. S. (2007) *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: Editora da UEM.

GURGEL-LOURENÇO, R. C., RODRIGUES-FILHO, C. A. D. S., ANGELINI, R., GARCEZ, D. S., SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. (2015) On the relation amongst limnological factors and fish abundance in reservoirs at semiarid region. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27(1), 24-38.

HECHINGER, R.F., LAFFERTY, K.D. & KURIS, A.M. (2008). Trematodes indicate animal biodiversity in the *Chilean intertidal* and Lake Tanganyika. *Journal of Parasitology* 94, 966–968.

HERMES-LIMA, M., ZENTENO-SAVIN, T. Animal response to drastic changes in oxygen availability and physiological oxidative stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 133(4), p. 537-556, 2002

HOLT E. A, MILLER S. W. (2013) Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nature Educ Knowl.* 3(10), 8.

ISAAC, V. J. (2000) Fish catches among riverside communities around Lago Grande de Monte Alegre, lower Amazon, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 7, 355-374.

KARLING, L. C., LACERDA, A. C. F., TAKEMOTO, R. M., PAVANELLI, G. C. (2013) Ecological relationships between endoparasites and the fish *Salminus brasiliensis* (Characidae) in a Neotropical floodplain. *Neotropical Helminthology*, 7, 219-230.

KLIEMANN, B. C. K.; DELARIVA, R. L.; AMORIM, J. P. A.; RIBEIRO, C. S.; SILVA, B.; SILVEIRA, R. V.; RAMOS, I. P. (2018) Dietary changes and histophysiological responses of a wild fish (*Geophagus cf. proximus*) under the influence of tilapia cage farm. *Fisheries Research*, 204, 337-347.

LIZAMA, M. A. P., TAKEMOTO, R. M., PAVANELLI, G. C. (2006) Parasitism influence on the hepato, splenosomatic and weight/length relation and relative condition factor of *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Prochilodontidae) of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 15(3), 116-122.

LUCINDA, P. H., LUCENA, C. A., ASSIS, N. C. (2010) Two new species of cichlid fish genus *Geophagus* Heckel from the Rio Tocantins drainage (Perciformes: Cichlidae). *Zootaxa*, 2429(1), 29–42.

MADI, R. R., UETA, M. T. (2012) Parasitas de peixes como indicadores ambientais. In: SILVASOUSA, A.T.; M. A. P.; LIZAMA, M.A.P.; TAKEMOTO, R.M. (Eds.). *Patologia e Sanidade de Organismos Aquáticos*. Maringá: Massoni, p 33-58.

MEDEIROS, T. N., ROCHA, A. A. F., SANTOS, N. C. L., SEVERI, W. (2014) Influência do nível hidrológico sobre a dieta de *Leporinus reinhardtii* em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia - Série Zoologia*, 104(3), 290-298.

MORAES, F. R., MARTINS, M. L. (2004) Predisposing conditions and principal diseases of intensive fish farming teleosts. In: CYRINO, J. E. P, URBINATTI, E. C., FRACALOSSO, D. M. *Especial topics in intensive freshwater fish culture in the Tropics*, 343-383.

MORETTO, E. M., MARCIANO, F. T., VELLUDO, M. R., FENERICH-VERANI, N., ESPINDOLA, E. L. G., ROCHA, O. (2008) The recent occurrence, establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tietê River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Paraná Basin (Brazil). *Biodiversity and Conservation*, 17(12), 3013-3025.

MORLEY, N. J., LEWIS, J. W. (2010) Consequences of an outbreak of columnaris disease (*Flavobacterium columnare*) to the helminth fauna of perch (*Perca fluviatilis*) in the Queen Mary reservoir, south-east England. *Journal of Helminthology*, 84(2), 186-192.

MOYLE, P. B., MOUNT, J. F. (2007) Homogenous rivers, homogenous faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5711-5712.

MURRIETA MOREY, G. A. (2017) Diversidade dos metazoários parasitos de peixes carnívoros: *Serrasalmus altispinis* (Merckx, Jégu e Santos, 2000), *Rhaphiodon vulpinus* (Spix & Spix, 1829), e *Acestrorhynchus falcatus* (Bloch, 1794) de lagos de várzea da Amazônia. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

OTA, R. R., DEPRÁ, G. D. C., GRAÇA, W. J. D., PAVANELLI, C. S. (2018) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16(2): 1–111.

PELICICE, F. M., AGOSTINHO, A. A. (2009) Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11(8), 1789-1801.

PEREIRA, L. S., DIAS, R. M., OLIVEIRA, A. G. (2017) Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. *Hydrobiologia*, 95(1), 65-80.

PETESSE, M. L., PETRERE JÚNIOR, M. (2012) As Barragens e os Peixes: O impacto das grandes hidrelétricas nas espécies dos rios represados. *Ciência Hoje*, 49(1), 30-35.

RAMOS, I. P., FRANCESCHINI, L., ZICA, É. O., CARVALHO, E. D., SILVA, R. J. (2014) The influence of cage farming on infection of the corvine fish *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) with metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* (Digenea: Diplostomidae) from the Chavantes reservoir, São Paulo State, Brazil. *Journal of Helminthology*, 88(3), 342-348.

REZENDE, C. F., CARAMASCHI, E. P., LOBÓN-CERVIÁ, L., MAZZONI, R. (2013) Trophic ecology of two benthivorous fishes in relation to drift and benthos composition in a pristine Serra do Mar stream (Rio de Janeiro, Brazil). *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 183(2), 163-175.

RIBEIRO FILHO, R. A., DE ALMEIDA PEREIRA, J. M., BENASSI, S. F. (2014) *Estimating Fish Production in the Itaipu Reservoir (Brazil): The Relationship Between Fish Trophic Guilds, Limnology, and Application of Morphoedaphic Index*. In:

ANSARI, A., GILL, S. Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer, Dordrecht, 165-190.

RODRIGUES, I. J. (2016) Adequação da vinhaça de cana-de-açúcar para reuso agrícola: avaliação de diferentes tecnologias de tratamento e potenciais impactos ambientais, Dissertação de Mestrado, UNESP - Câmpus de Rio Claro.

TUNDISI, J. G. (1999) Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios. Instituto Internacional de Ecologia, 24p.

WINEMILLER, K. O., & KELSO-WINEMILLER, L. C. (2003) Food habits of tilapiine cichlids of the Upper Zambezi River and floodplain during the descending phase of the hydrologic cycle. *Journal of Fish Biology*, 63(1), 120-128.

WINEMILLER, K. O., MCINTYRE, P.B., CASTELLO, L., FLUET-CHOUINARD, E., GIARRIZZO, T., NAM, S., BAIRD, I. G., DARWALL, W., ... STIASSNY, M. L. (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-129.

ZENI, J. O., CASATTI, L. (2014) The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726(1), 259-270.

APRESENTAÇÃO DOS CAPÍTULOS

O presente texto está formatado em três capítulos, elaborados em forma de artigos científicos:

CAPÍTULO I – “COMPOSIÇÃO DA DIETA DE *Geophagus sveni* (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREAS SOB INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICIAL DE PEREIRA BARRETO”

Neste capítulo, foram realizadas análises de conteúdos estomacais de exemplares de *G. sveni*, coletados em período chuvoso e seco, em áreas do reservatório de Três Irmãos e a montante e jusante do Canal Artificial de Pereira Barreto no rio São José dos Dourados.

CAPÍTULO II - “ASPECTOS PARASITOLÓGICOS DE *Geophagus sveni* (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREAS SOB INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICIAL DE PEREIRA BARRETO”

Neste capítulo, foram caracterizados aspectos da comunidade componente endoparasitária (composição e atributos parasitológicos) em exemplares *G. sveni*, coletados em período chuvoso e seco, em áreas do reservatório de Três Irmãos e a montante e jusante do Canal Artificial de Pereira Barreto no rio São José dos Dourados.

CAPÍTULO III – “PEROXIDAÇÃO LIPÍDICA EM *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICIAL DE PEREIRA BARRETO, SP”

Neste capítulo, foram realizadas análises de lipoperoxidação em fragmentos de branquais de exemplares de *G. sveni*, coletados em período chuvoso e seco, em áreas do reservatório de Três Irmãos e a montante e jusante do Canal Artificial de Pereira Barreto no rio São José dos Dourados.

CAPÍTULO I

ECOLOGIA TRÓFICA DE *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREA DE INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICAL DE PEREIRA BARRETO, SP

Resumo

O Canal Artificial de Pereira Barreto conecta o reservatório de Três Irmãos ao de Ilha Solteira, contribuindo predominantemente com vazão de águas da bacia do rio Tietê para bacia do rio São José dos Dourados. Contudo, os possíveis efeitos dessa transposição de águas sobre a comunidade aquática ainda não são totalmente conhecidos. Sendo análises de dieta em espécies residentes de peixes boas ferramentas bioindicadoras para estudos comparativos, o objetivo do presente trabalho foi testar a hipótese de influência do Canal Artificial de Pereira Barreto sobre aspectos alimentares em *Geophagus sveni* no rio São José dos Dourados. Exemplos de *G. sveni* foram coletados em dois períodos (chuvoso e seco) em três áreas amostrais, uma no reservatório de Três Irmãos e duas (uma à montante e outra a jusante do canal) no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira). Os conteúdos estomacais dos exemplares foram analisados e os itens alimentares identificados e quantificados pelo método volumétrico. Foi empregada PERMANOVA para verificar diferenças espaço-temporais na composição da dieta, seguido da análise SIMPER para porcentagem de contribuição de cada item para diferença observada, e PERMIDISP para a amplitude de nicho trófica de cada área e período. Os resultados demonstram variação na dieta de *G. sveni*, com hábito detritívoro na área a montante do canal, e invertívoro a jusante. Registrou-se dissimilaridades espaciais e temporais nos aspectos alimentares, sendo detrito e Diptera os itens com maiores contribuições para tais diferenças. O fato da vazão das águas do canal ser predominantemente proveniente do reservatório de Três Irmãos, aliado aos efeitos da desaceleração da massa de água, pode ser indício de alterações nas condições hidrológicas no rio São José dos Dourados, possivelmente com efeitos sobre a comunidade de invertebrados e abundância de matéria orgânica, e com reflexos sobre a dieta de *G. sveni*.

Palavras-chaves: porquinho, recursos alimentares, bacia do alto Paraná, transporte de águas, hidrovia Tietê-Paraná

Introdução

O represamento é uma das formas mais contundentes de alterações antrópicas sobre o ambiente aquático e seus recursos (AGOSTINHO et al., 2007; WINEMILLER et al., 2016), modificando apromidamente 60% dos grandes rios em todo o mundo, principalmente com a finalidade de geração de energia elétrica (PETESSE; PETRERE JÚNIOR, 2012). No Brasil, grandes rios da região Sudeste foram transformados em uma sucessão de reservatórios em cascata, sendo oito no rio Tietê, dez no rio Paranapanema, 12 no rio Grande e quatro no rio Paraná (TUNDISI, 1999; AGOSTINHO et al., 2007; ONS, 2019).

Especificamente, ao final da sucessão de reservatórios do rio Tietê, no Noroeste do estado de São Paulo, com a formação do reservatório de Três Irmãos, implantou-se também o canal artificial de Pereira Barreto, que interliga os reservatórios de Três Irmãos e Ilha Solteira, no trecho em que este compreende o rio São José dos Doutrados. Esse canal, concebido para possibilitar uma operação hidráulica comum aos dois reservatórios, pode alterar elementos hidrológicos como vazão, volume e fluxo (MEADOR, 1992), modificando os habitats das áreas doadoras e receptoras das águas transpostas (SNADDOR et al., 1999; MACHADO et al., 2008).

O canal de Pereira Barreto permite o fluxo bidirecional da água, sendo o sentido variável devido aos procedimentos operacionais dos reservatórios de Três Irmãos e Ilha Solteira, ocorrendo uma relação positiva da diferença do desnível entre os reservatórios e a vazão do canal (CESP, 2013; ONS, 2018). Porém, verifica-se o predomínio do sentido da vazão proveniente do reservatório de Três Irmãos, contribuindo em média $177 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de águas transpostas para o rio São José dos Dourados (CESP, 2013; ONS, 2018). Ainda, observou-se que a entrada de águas pelo canal causa redução da turbidez e das concentrações de nutrientes no rio São José dos Dourados (IGRECIAS, 2009). Contudo, as consequências de tais alterações no rio São José dos Dourados sobre a ictiofauna silvestre, ainda são desconhecidas.

Peixes tendem a consumir os recursos mais abundantes (REZENDE et al., 2013), sendo seus espectros alimentares determinados pela biologia de cada espécie e condições ambientais, tal como regime hidrológico (ABELHA et al., 2001). O regime hidrológico pode ser influenciado por fatores espaço-temporais, bem como por alterações antrópicas, interferindo diretamente sobre a disponibilidade de recursos e variação nos padrões de alimentação da ictiofauna (WINEMILLER; KELSO-WINEMILLER, 2003; MEDEIROS

et al. 2014; PEREIRA; DIAS; OLIVEIRA, 2017). Por exemplo, variações de vazão e nível ou da temperatura da água podem afetar a abundância e distribuição de fontes alimentares como invertebrados aquáticos, influenciando a ecologia trófica da ictiofauna (ROLLS et al, 2012; CHAPARRO et al., 2015; PEREIRA et al., 2017).

Dessa forma, o conhecimento dos padrões alimentares da ictiofauna é uma importante ferramenta para compreensão da dinâmica populacional das espécies e suas interrelações com os componentes bióticos e abióticos, servindo também como indicador dos recursos disponíveis (DELARIVA; HAHN; KASHIWAQUI, 2013; SILVA et al., 2014; MATEUS et al., 2016). Para tal, peixes com hábito alimentar generalista (ADITE; WINEMILLER; FIOGBE, 2005; ROLLS et al., 2012), devido à capacidade de mudar rapidamente sua dieta padrão tão logo ocorram alterações na abundância relativa do recurso alimentar em uso (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; ABELHA et al. 2006), são bons indicadores.

Tal característica generalista, é encontrada na espécie de peixe não-nativa na bacia do alto rio Paraná *Geophagus sveni* (= *Geophagus proximus* Castelnau, 1855 para bacia do alto Paraná) (KLIEMANN et al., 2018), conhecido popularmente como “porquinho”. *Geophagus sveni* apresenta altas densidades e abundâncias (GOIS et al., 2015), estando entre as principais espécies na pesca científica (KLIEMANN et al., 2018; MARQUES et al., 2018) e artesanal e esportiva na região Noroeste do estado de São Paulo (BARLETTA et al., 2016).

Nesse sentido, o objetivo do presente estudo é testar a hipótese de que a transposição de águas do rio Tietê (reservatório de Três Irmãos), pelo Canal de Pereira Barreto para o rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), causando possível mudança nas variáveis limnológicas (IGRECIAS, 2009), podendo alterar aspectos alimentares de *G. sveni*.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em três áreas localizadas no alto rio Paraná, uma localizada no reservatório de Três Irmãos, rio Tietê (TI) 20°55'86.78"S e 51°10'64.62"W e duas no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), uma a jusante do Canal de Pereira Barreto (20°55'07.73"S e 51°10'39.78"W) (JC) e outra a montante (MC) (20°56'56.80"S e 51°02'73.58"W) (Figura 1A e B), próximas às áreas de monitoramento

da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), cujos relatórios reportam diferenças em índices de qualidade de água entre as áreas avaliadas (Material Suplementar - Tabela 1). Foram realizadas duas coletas, sendo uma em período chuvoso (dezembro/2017) e outra em período seco (junho/2018).

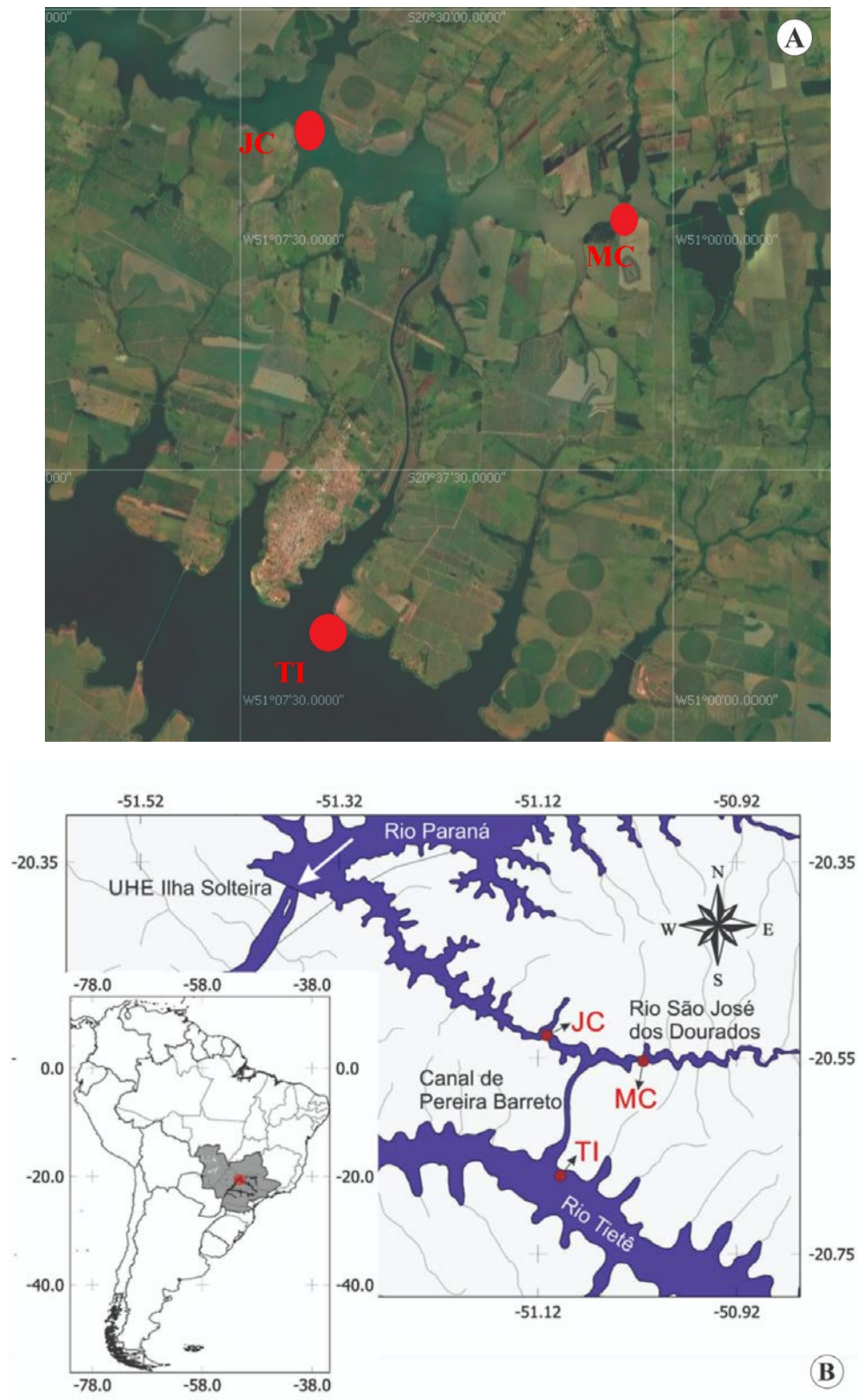


Figura 1: A) Imagem de satélite do canal artificial de Pereira Barreto e suas áreas adjacentes (Datum WGS84 – 19/05/2019); B) Mapa do Brasil, em destaque trecho do rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira) e rio Tietê (reservatório de Três Irmão), estado de São Paulo, com indicação das áreas de amostragem.

Caracterização de variáveis limnológicas

Para a caracterização limnológica foram realizadas cinco mensurações de variáveis limnológicas (transecto linear com 200 m de distância entre cada ponto de mensuração), utilizando-se para cada área amostral por coleta um aparelho multissensor da marca Horiba (modelo U-50, Kyoto, Japão) e um disco de Secchi. Os fatores físico-químicos da água mensurados foram: oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), sólidos dissolvidos totais (g/L) e transparência da água (m) (Material Suplementar – Tabela 2). Também foram obtidos dados de pluviosidade junto ao Sistema HIDRO da Agência Nacional das Águas (<http://www.snirh.gov.br/>) (Material Suplementar - Tabela 2), e dados dos níveis dos reservatórios de Ilha Solteira e Três Irmãos bem como vazões transferidas pelo canal de Pereira Barreto, por meio da plataforma *online* do Operador Nacional de Sistema Elétrico (ONS) (<http://ons.org.br/paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao>) (Material Suplementar – Figura 1).

Coleta do material biológico

Foram capturados 192 exemplares adultos de *G. sveni* (TI = 64, MC = 65 e DC = 63) (autorização SISBIO nº 56809-1 e cadastro SISGEN nº AB43EED) com comprimento padrão variando de 10 a 18 cm. As capturas foram realizadas com auxílio de redes de espera (de 3 a 10 cm entre nós não adjacentes) expostas por 24 horas e revistadas a cada três horas. Os exemplares foram eutanasiados em solução de 0,5% de benzocaína (autorização CEUA nº 02/2017), mensurados o comprimento padrão e massa total individualmente e dissecados para retirada dos estômagos, que foram fixados em formol 4% e conservados em álcool 70%. O material coletado foi destinado ao Laboratório de Ecologia de Peixes (PIRÁ), do Departamento de Biologia e Zootecnia (DBZ) da Universidade Estadual Paulista (UNESP/FEIS), Câmpus de Ilha Solteira – SP. Exemplares testemunhos dos peixes foram depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - IBILCE, na Universidade Estadual Paulista (UNESP) (DZSJRP-Pisces 21365), - Câmpus de São José do Rio Preto, SP.

Procedimentos laboratoriais e análise de dados

Em laboratório, os conteúdos estomacais foram examinados sob estereomicroscópio, os itens alimentares identificados até o menor nível taxonômico possível, usando chaves de identificação de Bicudo e Bicudo (1970) para as algas e de Mugnai et al. (2010) para invertebrados, além de outras referências específicas quando necessárias. Os itens foram quantificados de acordo com o método volumétrico (HYSLOP, 1980), sendo para tal utilizada uma placa de vidro milimetrada (HELLAWELL; ABEL, 1971). Os resultados da dieta foram expressos por meio da porcentagem dos itens alimentares isolados em função do volume total de todos os itens.

Para testar possíveis diferenças espaciais e temporais em cada área, na composição da dieta, foi empregada a Análise Permutacional Multivariada de um fator (PERMANOVA *one-way*) (função *adonis*), utilizando-se a distância de dissimilaridade de Bray-Curtis (ANDERSON, 2006), sendo a composição alimentar de cada exemplar utilizada como repetição e os itens alimentares como variáveis. Posteriormente, aplicou-se o método de similaridade percentual (SIMPER *overall pool*) (função *simper*) para verificar a contribuição de cada item alimentar para as diferenças observadas, também utilizando-se a distância Bray-Curtis (CLARKE, 1993). A fim de verificar a amplitude de nicho trófica, considerando as variações espaciais e temporais, utilizou-se a Análise Permutacional de Dispersões Multivariadas (PERMIDISP) (*betadisper*) com base na distância de amostras (dieta dos indivíduos) a partir do centróide (ANDERSON, 2006). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o pacote “vegan” por meio do software RStudio (RSTUDIO TEAM, 2015) e o nível de significância adotado foi de 5% ($p < 0,05$).

Resultados

Foram verificadas diferenças espaciais na composição da dieta entre JC vs MC e MC vs TI para *G. sveni* (Tabela 1). A dissimilaridade espacial da composição da dieta, foi 76,3%, sendo os itens que mais contribuíram para a diferença detrito (34,8%) e Diptera (22,4%) (Tabela 2). O espectro alimentar de *G. sveni* foi composto por 18 itens, sendo o número de itens, bem como seus respectivos volumes totais consumidos, variáveis entre as áreas e períodos amostrais (Tabela 2). Quanto à variação temporal (sazonal) da dieta, verificou-se mudanças na composição de cada área (Tabela 3), sendo os itens que mais

contribuíram para dissimilaridade total: detrito, Diptera e Bivalvia, para áreas TI (dissimilaridade – 80,5%) e JC (dissimilaridade – 81,83%) e detrito, Diptera e Vegetal para área MC (dissimilaridade – 75,09%) (Tabela 3).

A espécie *G. sveni* apresentou dieta detritívora apenas na área MC. Enquanto nas áreas TI e JC, *G. sveni* apresentou dieta variada, porém o maior consumo de invertebrados aquáticos, como larvas de insetos e molucos, demonstraram o hábito invertívoro. Não foram observadas diferenças espaciais ou temporais na amplitude de nicho trófica (PERMIDSP – Fator espacial: df = 2; F = 2,127; p = 0,53, Fator temporal: TI - df = 1; F = 0,95; p = 0,33; MC - df = 1; F = 0,49; p = 0,36; JC - df = 1; F = 0,62; p = 0,83) (Figura 2).

Tabela 1. Descritores estatísticos das comparações espaço-temporais para composição da dieta de *Geophagus sveni*, no reservatório de Três Irmãos (TI) e áreas a montante (MC) e jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, rio São José dos Dourados, SP, Brasil. Valores significativos ($p < 0.05$).

Permanova <i>one-way</i>	Fator espacial			Fator sazonal		
	JC	JC	MC	JC	MC	TI
	vs	vs	vs			
	MC	TI	TI			
pseudo F	3,55	1,51	1,89	9,19	6,48	2,96
p-value	<0,01	0,07	0,03	0,01	0,01	0,03

Tabela 2: Composição da dieta de *Geophagus sveni* e as respectivas contribuições na dissimilaridade, e porcentagens de volume em área no reservatório de Três Irmãos (TI) e áreas a montante (MC) e jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, no rio São José dos Dourados, SP, Brasil. Simper *overall pool*. Dissimilaridade total 76,3%.

Itens alimentares	Contribuição (%)	Volume relativo (%)		
		TI	MC	DC
Detrito	34,9	33,7	61,4	27,4
Diptera (Chironomidae, Psychodidae e Ceratopogonidae)	22,4	32,8	18,8	27,4
Bivalvia (<i>Limnoperna fortunei</i>)	11,9	14,9	8,7	5,4
Vegetal (<i>Eichhornia</i> sp., <i>Myriophyllum</i> sp. <i>Egeria</i> sp.)	8,5	4,2	5,7	12,9
Gastropoda (Thiaridae)	7,3	6,2	1,4	7,7
Escamas de peixes	2,9	0,4	0,3	6,5
Trichoptera	2,5	2,4	1	1,7
Odonata (Gomphidae)	2,4	0,7	0,9	5,2
Insetos terrestres (Formicidae)	2,1	0,4	0,9	2,4
Algas	1,4	0,5	0,7	0,8
Ostracoda	1,3	0,9	<1	1,4
Ovocitos	0,6	1,7	-	-

Continua

Continuação

Decapoda	0,5	0,7	-	0,6
Plecoptera	0,3	-	0,1	0,5
Cladocera (Daphnidae)	0,3	0,2	0,1	0,2
Inseto não identificado	0,2	0,3	-	-
Ephemeroptera	0,1	0,1	-	-
Coleoptera	<0,1	<0,1	<0,1	-

Tabela 3: Composição da dieta de *Geophagus sveni* em período chuvoso (C) e período seco (S), em área do reservatório de Três Irmãos (TI) e áreas a montante (MC) e jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, no rio São José dos Dourados, SP, Brasil.

Item alimentar	Volume relativo (%)					
	TI		MC		JC	
	C	S	C	S	C	S
Detrito	55,2	28,1	74,5	34,0	37,6	16,9
Diptera (Chironomidae, Psychodidae e Ceratopogonidae)	13,7	38,5	5,1	46,2	22,8	32,1
Bivalvia (<i>Limnoperna fortunei</i>)	17,6	11,1	9,6	6,8	5,2	5,6
Gastropoda (Thiaridae)	3,5	6,6	0,7	2,9	4,7	10,7

Continua

Continuação

Vegetal (<i>Eichhornia</i> sp., <i>Myriophyllum</i> sp. <i>Egeria</i> sp.)	4,5	4,1	5,4	6,4	8,6	17,4
Trichoptera	1,2	3,8	1,2	0,5	3,4	-
Ostracoda	<0,1	2,0	<0,1	<0,1	0,2	2,7
Ovócitos	2,6	0,5	-	-	-	-
Odonata	-	1,6	-	2,7	-	10,6
Algas	0,2	0,9	0,9	0,3	1,2	0,4
Insetos terrestres (Formicidae)	0,6	0,2	1,4	-	4,7	-
Decapoda	-	1,5	-	-	-	1,2
Escamas	0,6	0,2	0,5	0,1	11,2	1,6
Inseto não identificado	-	0,7	-	-	-	-
Cladocera	0,3	0,1	0,1	-	0,4	-
Ephemeroptera	-	0,2	-	-	-	-
Coleoptera	<0,1	-	<0,1	-	-	-
Plecoptera	-	-	-	0,2	-	0,9

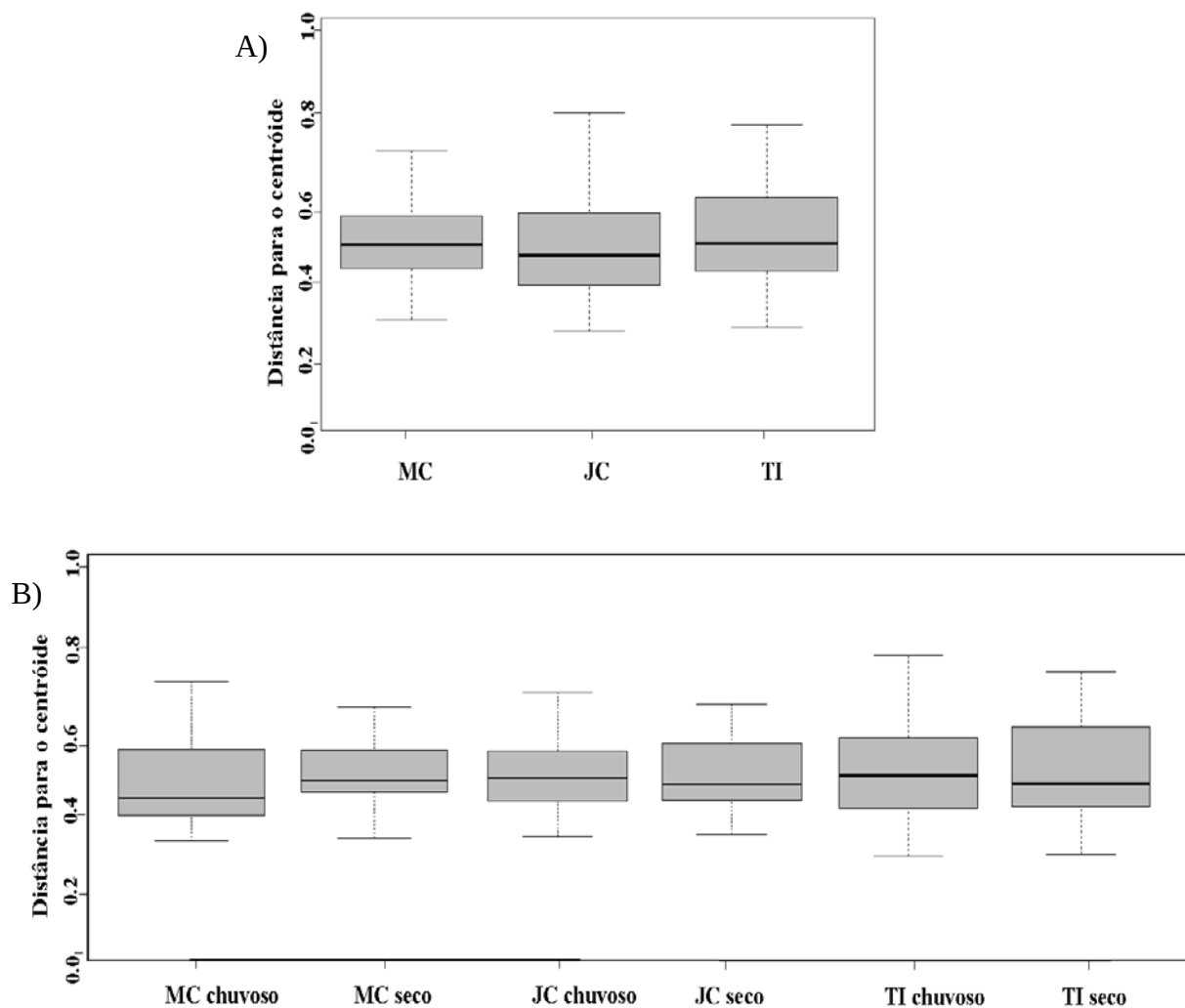


Figura 2. Amplitude de nicho trófico de *Geophagus sveni* no reservatório de Três Irmãos (TI) e áreas montante (MC) e jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, no rio São José dos Dourados, SP, Brasil. A barra horizontal representa a mediana da amplitude de nicho trófico. A) amplitude entre as áreas; e B) amplitude com relação a sazonalidade de cada área.

Discussão

A frequente presença de sedimento no trato digestório de *G. sveni* nas áreas amostradas indica hábito de forrageio junto ao fundo dos corpos d'água. Além disso, a presença de diversos itens, consumidos por *Geophagus* sp., pode ser devida à morfologia de seu trato digestório, caracterizada por uma alta relação entre o tubo digestivo, em formato de “N” e o comprimento padrão do peixe (MORAES; BARBOLA; DUBOC, 2004; BASTOS et al., 2011). Tal relação indica uma adaptação ao processo de digestão lenta e facilita um comportamento generalista para a dieta (SABINO; CASTRO, 1990; FRACALOSSO; CYRINO, 2013), como observado em *G. sveni*.

A variação na composição da dieta de *G. sveni* entre as áreas amostrais no presente estudo possivelmente é reflexo das diferenças bióticas e abióticas dos habitats. O predomínio de detrito na dieta de *G. sveni* em MC, caracterizando uma dieta detritívora, pode estar relacionado à maior abundância desse recurso na área. Tal hábito, detritívoro, já foi evidenciado em outros estudos com *Geophagus* sp. na bacia do Alto Paraná (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005; MORETTO et al., 2008; KLIEMANN et al., 2018). A variação de hábito em relação as outras áreas (JC e TI) pode ser justificada pela teoria do forrageamento ótimo (MACARTHUR; PIANKA, 1966; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010), no qual animais podem ajustar seu comportamento e explorar um nicho que apresente melhor aproveitamento energético, gastando pouco energia para consegui-los.

A abundância de detrito em MC também é suportada pelo fato dessa área apresentar menor transparência. Tal característica pode ser em decorrência do uso e ocupação agrícola da área, com grande presença de pastagens e monocultura de cana de açúcar (MAIA; CARVALHO; CARVALHO, 2015), que podem disponibilizar compostos carbônicos e nutrientes aos corpos d'água por meio do escoamento superficial (FILOSO et al., 2015). Tais compostos podem escurecer a água, diminuindo a transparência da água (LAMPARELLI, 2004), e acumular-se no fundo, formando detritos, e proporcionando maior disponibilidade desse recurso alimentar (TOMAZ et al. 1992; HAHN; ALMEIDA; LUZ, 1997). Uma menor transparência da água também implica em dificultar o forrageio de outros recursos alimentares como invertebrados aquáticos, uma vez que *G. sveni* (= *G. proximus*) possui alimentação baseada em orientação visual (GOIS et al., 2015).

O hábito invertívoro nas áreas TI e JC, também já foram registrados em diferentes ambientes para *G. sveni* (= *Geophagus* sp. e *G. proximus*) na bacia do alto Paraná (LOUREIRO-CRIPPA & HAHN, 2006; BASTOS et al., 2011). O maior consumo de larvas de Diptera, principalmente Chironomidae, na área TI pode estar relacionado à abundância e densidade desse grupo serem favorecidas, devido seu comportamento generalista, em áreas represadas e urbanizadas (MORAIS et al., 2010). Além disso, a deposição de sedimentos finos comuns em áreas mais baixas do reservatório, ou seja, próximos ao barramentos (CABRAL et al, 2009; ALBERTIN et al., 2010), pode causar mudanças na estrutura da comunidade através da perda de espécies sensíveis e aumento na abundância de animais enterrados, como muitas espécies de larvas Chironomidae (Diptera) (HELLAWELL, 1986). Assim, em tais locais ocorre o favorecimento desse recurso (Diptera), podendo haver aumento de sua abundância (JORCIN; NOGUEIRA, 2008), bem como da abundância de *Limnoperna fortunei* Dunker, 1856 (Bivalve) que possui grande alta tolerância a fatores abióticos (RICCIARDI, 1998).

Para a área JC, apesar da dieta invertívora, detrito ainda teve uma participação relativa similar a Diptera, podendo ser indício da combinação de efeitos da afluência das águas provenientes de MC e TI, e a desaceleração da massa de água em função do remanso hidráulico (CARVALHO et al, 2000) de JC ao reservatório UHE de Ilha Solteira. Canalizar e transferir águas de um reservatório para um curso de rio, pode alterar as características limnológicas e hidrológicas, como o grau de trofia e volume do rio receptor (MEADOR, 1992; SNADDON et al., 1998; FORNARELLI; ANTENUCCI, 2011; SZHUANG, 2016). Uma potencial alteração é a diminuição da acumulação e retenção de partículas grossas de matéria orgânica bentônica (SNADDON et al., 1998), que são fontes importantes de alimentos e refúgios para invertebrados (BIRD; KAUSHIK, 1981), sendo substituídas em formas de partículas finas bentônicas com baixo teor orgânico (JORCIN; NOGUEIRA, 2008). Além disso, como efeito do remanso hidráulico do reservatório, há tendência em diminuir a velocidade da massa de água, conseqüentemente também a disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica suspensas, devido aos processos de sedimentação (PAGIORO et al., 2005; AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; ALBERTIN et al., 2010). Tais distúrbios, em ambientes impactados por canais artificiais, surte efeitos sobre a comunidade de invertebrados aquáticos, como dominância dos grupos de Diptera (O'KEEFFE; DE MOOR, 1998; SNADDON; DAVIES, 1998; SNADDON et al., 1999).

Além disso, o controle das vazões, regulação do volume, incluindo o período, frequência e a intensidade dos pulsos artificiais em áreas semi-lênticas são determinantes para que os peixes explorem ou não novos recursos (AGOSTINHO et al., 2004; AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). A variação na cota do reservatório de Três Irmãos, por exemplo de 326 para 327 metros, pode aumentar a área inundada em até 30 km² (CESP, 2013). O conceito da teoria dos pulsos de inundação, pelo qual o aumento do volume e vazão propicia a inundação de novas áreas laterais no corpo hídrico, sendo o fator-chave para o controle desses recursos (JUNK et al., 1989), parece também se ajustar para JC, assim suportando a hipótese que as águas transpostas pelo canal artificial podem influenciar quali-quantitativamente os recursos da área JC, refletindo na dieta de *G. sveni*.

Quanto à variação sazonal de cada área, os locais e períodos distintos podem estabelecer diferentes condições abióticas, tal como a pluviosidade, refletindo na disponibilidade de recursos alimentares (HAHN et al., 1997; ABELHA et al., 2001). O alto consumo de detrito nas áreas amostradas, durante o período chuvoso, pode estar relacionado ao fato dessa espécie ser generalista e oportunista (MORETTO et. al, 2008; KLIEMANN et al., 2018), contribuindo para o consumo de itens que estejam disponíveis em maior abundância no momento do forrageamento. Em sua maioria, os detritos provêm do alagamento sazonal e escoamento superficial de áreas marginais, e são produzidos pela deposição e biodegradação de matéria vegetal e animal no solo (BEGON et al., 1990; ARAÚJO-LIMA et al., 1995). Tal recurso tem sua abundância influenciada pela pluviosidade, a qual carrega matéria orgânica e outros recursos alóctones (ex. insetos terrestres) das áreas terrestres adjacentes (SILVA; FUGI; HAHN, 2007, BORBA et. al, 2008).

Assim, a pluviosidade é de fundamental importância para as modificações no habitat e abundância de recursos alimentares alóctones (WINEMILLER et. al, 2008), a sua ausência também reflete nas condições bióticas e abióticas. No presente estudo, a ausência de pluviosidade no período seco, pode ter ocasionado aumento da transparência e, conseqüentemente, melhor forrageamento e aproveitamento dos recursos autóctones como larvas de Diptera e macrófitas aquáticas (BORBA et. al, 2008). Além disso, o período seco tipicamente apresenta menor temperatura da água, com diminuição da atividade metabólica dos peixes e, conseqüentemente, também de seu deslocamento e forrageio (SCHIMITTOU, 1993; FRASCÁ-SCORVO et al., 2001; ROUX et al., 2018), sendo oportuno para que eles se alimentem de itens autóctones.

Diante disso, nossos resultados corroboram parcialmente com a hipótese proposta que o Canal artificial de Pereira Barreto pode influenciar a composição da dieta de *G. sveni* no rio São José do Dourados. Ainda, colabora com informações para um melhor diagnóstico das áreas estudadas e da biota aquática em função de um canal artificial. Por fim, as informações acerca da alimentação de *G. sveni*, sobretudo, em diferentes ambientes, indicam o potencial bioindicador da espécie.

Referências Bibliográficas

ABELHA, M. C. F., AGOSTINHO, A. A., GOULART, E. (2001) Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2), 425-434.

ABELHA, M. C. F., & GOULART, E. (2004). Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26(1), 37-45.

ABELHA, M. C. F., GOULART, E., KASHIWAQUI, E. A. L., SILVA, M. R. (2006). *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados, Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variaton. *Neotropical Ichthyology*, 4(3), 349-356.

ADITE, A., WINEMILLER, K. O., FIOGBE, E. D. (2005) Ontogenetic, seasonal, and spatial variation in the diet of *Heterotis niloticus* (Osteoglossiformes: Osteoglossidae) in the So River and Lake Hlan, Benin, West Africa. *Environmental of Biology Fishes*, 73(1), 367-378.

AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*.

ALBERTIN, L. L., MATOS, A. J. S., & MAUAD, F. F. (2010). Cálculo do volume e análise da deposição de sedimentos do reservatório de Três Irmãos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 15(4), 57-67.

ANDERSON, M. J. (2006) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 1(26), 32-46.

BARLETTA, M., CUSSAC, V. E., AGOSTINHO, A. A., BAIGÚN, C., OKADA, E. K., CATTELLA, A., ...FABRÉ, N. (2016) Fishery ecology in South American river basins. In: *Freshwater Fisheries Ecology* (Craig, J., ed), 311–348. Oxford: Wiley-Blackwell.

BASTOS, R. F., CONDINI, M. V., VARELA JUNIOR, A. S., GARCIA, A. M. (2011). Diet and food consumption of the pearl cichlid *Geophagus brasiliensis* (Teleostei: Cichlidae): relationships with gender and sexual maturity. *Neotropical Ichthyology*, 9(4), 825-830.

BICUDO, C. E. M., BICUDO, R. M. T. (1970) *Algas de águas continentais brasileiras chave ilustrada para identificação de gêneros*. São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências.

BIRD, G. A., & KAUSHIK, N. K. (1981). Coarse particulate organic matter in streams. In *Perspectives in running water ecology* (pp. 41-68). Springer, Boston, MA.

BORBA, C. S., FUGI, R., AGOSTINHO, A. A., NOVAKOWSKI, G. C. (2008). Dieta de *Astyanax asuncionensis* (Characiformes, Characidae), em riachos da bacia do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 30(1), 39-45.

CARVALHO, N. O., FILIZOLA J. R., SANTOS, P. M. C., LIMA, J. E. F. W. (2000) *Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios*. Brasília, 132p.

CESP (COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO). (2015) Dados sobre o canal – UHE Três Irmãos. Disponível em: <http://www.cesp.br>, acesso em 02/12/2017.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL). (2016) Relatório Anual de Águas Continentais. Desenvolvido por CETESB. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 02/12/2018.

CLARKE, K. R. (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.

DELARIVA, R. L., HAHN, N. S., KASHIWAQUI, E. A. L. (2013) Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology*, 11(4), 891-904.

FORNARELLI, R.; ANTENUCCI, J. P. (2011). The impact of transfers on water quality and the disturbance regime in a reservoir. *Water research*, 45(18), 5873-5885.

GOIS, K. S., PELICICE, F. M., GOMES, L. C., AGOSTINHO, A. A. (2015) Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia*, 746(1), 401-402.

HAHN, N. S., ALMEIDA, V. L. L., LUZ, K. D. G. (1997). Alimentação e ciclo alimentar diário de *Hoplosternum littorale* (Hancock) (Siluriformes, Callichthyidae) nas lagoas Guaraná e Patos da Planície do Alto Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(1), 57-64.

HAHN, N. S., FUGI, R., NOVAKOWSKI, G. C., BALASSA, G. C. (2007) Ecologia alimentar da corvina, *Pachyurus bonariensis* (Perciformes, Sciaenidae) em duas baías do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Ilheringia - Serie Zoologia*, 97(3), 343-347.

HAHN, N. S., ANDRIAN, I. F., FUGI, R., ALMEIDA, V. L. L. (1997) Ecologia trófica. In.: VAZZOLER, A.E.A.M., AGOSTINHO, A.A. , HAHN, N.S. (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos*. EDUEM, Maringá. 460p.

HELLAWELL, J. M., ABEL, R. (1971) A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, 3(1), 29-37.

HELLAWELL, J. M. (2012). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Springer Science & Business Media.

MARQUES, H., DIAS, J. H. P., PERBICHE-NEVES, G., KASHIWAQUI, E. A. L., RAMOS, I. P. (2018). Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biological conservation*, 224, 347-354.

HYSLOP, E. J. (1980) Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17(1), 411-429.

JORCIN, A., NOGUEIRA, M. G. (2008) Benthic macroinvertebrates in the Parapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1013-1024.

KLIEMANN, B. C. K., DELARIVA, R. L., AMORIM, J. P. A., RIBEIRO, C. S., SILVA, B., SILVEIRA, R. V., RAMOS, I. P. (2018) Dietary changes and histophysiological responses of a wild fish (*Geophagus cf. proximus*) under the influence of tilapia cage farm. *Fisheries Research*, 204, 337-347.

LAMPARELLI, M. C. (2004) *Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MACARTHUR, R.H., PIANKA, E.R. (1966) On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, 100: 603-609.

MATEUS, L. ORTEGA, J., MENDES, A., PENHA, J. (2016) Nonlinear effect of density on trophic niche width and between-individual variation in diet in a neotropical cichlid. *Austral Ecology*, 41(5), 492-500.

MEDEIROS, T. N., ROCHA, A. A. F., SANTOS, N. C. L., SEVERI, W. (2014) Influência do nível hidrológico sobre a dieta de *Leporinus reinhardtii* em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia - Série Zoologia*, 104(3), 11-13.

MORAIS, S.S., MOLOZZI, J., VIANA, A.L., VIANA, T.H., & CALLISTO, M. (2010) Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera: Insecta) and their role as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. *Braz. J. Biol.* 70(4): 995-1004.

MORETTO, E. M., MARCIANO, F. T., VELLUDO, M. R., FENERICH-VERANI, N., ESPINDOLA, E. L. G., ROCHA, O. (2008) The recent occurrence, establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tietê River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Paraná Basin (Brazil). *Biodiversity and Conservation*, 17(12), 3013-3025.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J.L., BAPTISTA, D.F. (2010) *Manual de identificação e macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books, 174p.

O'KEEFFE, J. H., & DE MOOR, F. C. (1988). Changes in the physico-chemistry and benthic invertebrates of the Great Fish River, South Africa, following an interbasin transfer of water. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(1), 39-55.

PAGIORO, TA., ROBERTO, MC., THOMAZ, SM., PIERINI, SA. and TAKA, M. (2005) Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In RODRIGUES, L., THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA. and GOMES, LC., org. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA. p. 39-46.

PEREIRA, L. S., DIAS, R. M., OLIVEIRA, A. G. (2017) Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. *Hydrobiologia*, 795(1), 65-80.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2011) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RICCIARDI, A. (1998). Global range expansion of the Asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling*, 13(2), 97-106.

REZENDE, C. F., CARAMASCHI, E. P., LOBÓN-CERVIÁ, L., MAZZONI, R. (2013) Trophic ecology of two benthivorous fishes in relation to drift and benthos composition in a pristine Serra do Mar stream (Rio de Janeiro, Brazil). *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 183(2), 163-175.

SABINO, J., CASTRO, R. C. M. (1990) Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia.*, 50(1), 23-36.

SNADDON, C. D., DAVIES, B. R., WISHART, M. J., MEADOR, M. E., & THOMS, M. C. (1999). A global overview of inter-basin water transfer schemes, with an appraisal of their ecological, socio-economic and socio-political implications, and

recommendations for their management. *Water Research Commission Report No. TT120/00. Pretoria: Water Research Commission.*

SNADDON, C. D., & DAVIES, B. R. (1998). A preliminary assessment of the effects of a small South African inter-basin water transfer on discharge and invertebrate community structure. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 14(5), 421-441.

TOWNSEND, C. R., BEGON, M., HARPER, J. L. (2010) *Fundamentos em ecologia*. 3ª ed. São Paulo: Artmed, 468 p.

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

WINEMILLER, K.O., LÓPEZ-FERNÁNDEZ, H., TAPHORN, D.C., NICO, L.G., DUQUE, A. B. 2008. Fish assemblages of the Casiquiare River, a corridor and zoogeographical filter for dispersal between the Orinoco and Amazon basins. *Journal of Biogeography*, 35(9), 1551-1563.

Material Suplementar

Tabela 1. Valores obtidos pela CETESB na determinação do Índice de Qualidade de Água (IQA), Índice de Proteção de Vida Aquática (IVA) e Índice de Estado Trófico (IET) dos anos de 2012 a 2017, em ponto amostral a montante do Canal de Pereira Barreto (BJSD02200) e a sua jusante (BJSD02900), no reservatório de Três Irmãos (TITR02800). Classificação dos valores de: IQA – Ótima (80 - 100), Boa (52 - 79), Razoável (37 - 51), Ruim (20 - 36), Péssima (0 - 19); IVA – Ótima ($\leq 2,5$), Boa (2,6 - 3,3), Regular (3,4 - 4,5), Ruim (4,6 - 6,7), Péssima ($> 6,8$); IET – Ultraoligotrófico (= 47), Oligotrófico (47 - 52), Mesotrófico ($> 52 - 59$), Eutrófico ($> 59 - 63$), Supereutrófico ($> 63 - 67$), Hipereutrófico (> 67).

Índices	Ponto amostral	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Média (2012 - 2017)
IQA	BJSD02200	-	88	76	74	81	85	80.8
	BJSD02900	-	92	89	88	89	91	89.8
	TITR02800	91	90	90	89	89	91	90
IVA	BJSD02200	-	-	3.2	2.7	3.3	2.8	3
	BJSD02900	-	-	2.5	3	2.8	2.7	2.75
	TITR02800	2.4	2.5	3	2.7	2.2	2.8	2.6
IET	BJSD02200	-	52	55	53	54	51	53
	BJSD02900	-	47	51	53	51	49	50.2
	TITR02800	43	51	53	52	51	50	50

Tabela 2. Variáveis físico-químicas da água durante os períodos chuvoso e seco, nas áreas amostradas do reservatório de Três Irmãos (TI) e área a jusante do Canal Artificial de Pereira Barreto (JC) e a montante (MC) no rio São José dos Dourados, SP, Brasil. Plu = Pluviosidade mensal; Trans = Transparência; T = Temperatura da água; pH = Potencial hidrogeniônico; ORP = Potencial de redução da oxidação; CE = Condutividade elétrica; OD = Oxigênio dissolvido; STD = Sólidos totais dissolvidos.

Período	Plu (mm)	Áreas	Trans (m)	T(°C)	pH	ORP (mV)	CE (mS/cm)	OD (mg/L)	STD (g/L)
Chuvoso	33	TI	4,95	28,8±0,03	7,1±0,17	185±8,8	0,167±0	7,32±0,4	0,108±0,001
		MC	1,06	29,4±0,2	6,2±0,08	155±14,5	0,133±0	6,7±0,5	0,086±0,002
		JC	2,4	29,1±0,07	6,2±0,16	193±8,09	0,165±0	7,87±0,5	0,107±0,002
Seco	0	TI	5,83	23,7±0,09	6,1±0,14	251±3,3	0,160±0	7±0,26	0,102±0,004
		AC	2,81	23,4±0,01	6,12±0,2	257,6±12	0,149±0	6,35±0,47	0,101±0,002
		JC	3,85	23,4±0,09	5,7±0,15	237±,8	0,163±0	5,8±0,52	0,109±0,001

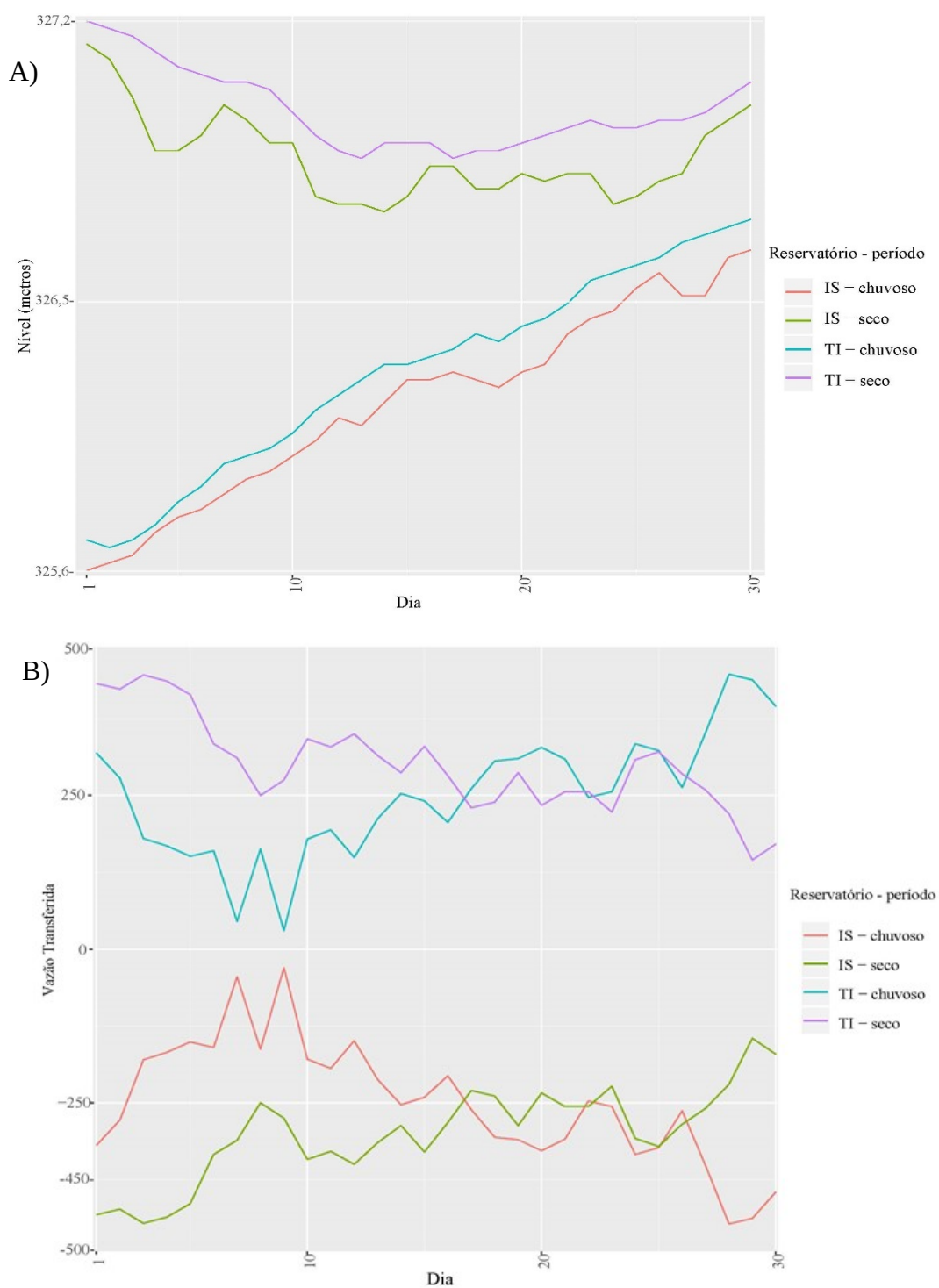


Figura 1. A) Níveis da cota (m) dos reservatórios de Três Irmãos (TI) e Ilha Solteira (IS), **B)** vazões transferidas (m³/s) pelo Canal Artificial e Pereira Barreto, durante 30 dias no período chuvoso (dezembro/2017) e seco (junho/2018).

CAPÍTULO II

ASPECTOS PARASITOLÓGICOS DE *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES, CICHLIDAE) EM ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO CANAL ARTIFICAL DE PEREIRA BARRETO, SP

Resumo

O Canal Artificial de Pereira Barreto, localizado na bacia do alto rio Paraná, conecta o rio Tietê (reservatório de Três Irmãos) ao rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), possivelmente influenciando as características limnológicas e a dieta de populações de peixes silvestres no rio receptor. Contudo, informações sobre os efeitos dessa transposição de águas sobre a fauna parasitológica de peixes silvestres são inexistentes. Tendo em vista que análises de parasitas em espécies de peixes residentes são boas ferramentas bioindicadoras de alterações ambientais, testamos a hipótese que a transposição de águas do rio Tietê, pelo canal Artificial de Pereira Barreto, pode alterar aspectos parasitológicos da espécie de peixe silvestre *Geophagus sveni* no rio São José dos Dourados. Exemplares de *G. sveni* foram coletados em dois períodos (chuvoso e seco) em três áreas amostrais: uma no reservatório de Três Irmãos e duas (uma a montante e outra a jusante do canal) no rio São José dos Dourados. Endoparasitas foram coletados, identificados e separados, sendo os atributos parasitológicos de cada espécie de parasitas calculados (prevalência, abundância média e intensidade média de infecção) e comparados quanto a variação espacial e sazonal dentro de cada área amostral. Foram identificados dois táxons de endoparasitas: metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* e larvas e adultos *Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae*. Observou-se maiores valores de prevalência e abundância média de *R. (Sprentascaris) lanfrediae* na área a montante do canal, possivelmente ocorrendo em associação a mudanças espaciais da dieta e grau de trofia da água, as quais podem ser devido a influência da transposição de águas do canal na área a jusante. Outro fator a ser considerado é a desaceleração da massa de água na área a jusante do canal, devido a sua maior proximidade a barragem da UHE de Ilha Solteira, resultando em mudanças limnológicas. Para as metacercárias de *A. compactum*, o qual ciclo responde a diversas interações bióticas e abióticas, não foram detectadas variações espaciais no rio São José dos Dourados. Assim, concluímos que a transposição de águas pelo canal Artificial de Pereira Barreto sinergicamente com os efeitos do reservatório de Ilha Solteira, podem ser responsáveis pela variação dos índices parasitológicos de *R. (Sprentascaris) lanfrediae*, porém, não foram suficientemente fortes para modificar padrões parasitológicos de *A. compactum* em *G. sveni*.

Palavras-chaves: porquinho, parasitas, variação ambiental, atributos parasitológicos, alto rio Paraná

Introdução

A avaliação da saúde ambiental por meio da biota tornou-se fundamental, uma vez que a própria biota é o melhor preditor de como os ecossistemas respondem à perturbação ou à presença de estressores ambientais (HOLT; MILLER, 2010). Assim, a busca por métodos e técnicas mais eficazes para indicar modificações ambientais tem despertado o interesse dos pesquisadores, incluindo a utilização de organismos como bioindicadores (VIDAL-MARTÍNEZ et al., 2010).

Nesse contexto, os peixes têm sido utilizados com sucesso para avaliação da qualidade de muitos ambientes aquáticos degradados (VIANA; LUCENA FRÉDOU, 2014), por meio da avaliação de seus aspectos biológicos e alterações das comunidades, bem como a avaliação de sua respectiva fauna parasitária (VIDAL MARTÍNEZ et al., 2010; VIDAL-MARTÍNEZ; WUNDERLICH, 2017; SURES et al., 2017). Parasitas podem indicar muitos aspectos biológicos de seus hospedeiros (ex.: dieta, comportamento e filogenia), além de desempenhar importante função sobre os ecossistemas, estabilizando teias alimentares e atuarem como reguladores da abundância ou densidade de populações de hospedeiros, contribuindo assim para a estruturação das comunidades animais (POULIN; MORAND, 2004).

Além de sua importância ecológica, parasitas são organismos praticamente onipresentes e podem expressar mudanças ambientais, seja de origem natural ou antrópica, mais rapidamente que seus hospedeiros (SURES, 2004; SILVA-SOUZA et al., 2006). Dessa forma, podem ser uma boa ferramenta para medida de distúrbios e estresse em ambientes aquáticos naturais, como rios e riachos, bem como em ambientes artificiais, tais como reservatórios e canais fluviais.

Sendo assim, mudanças na estrutura e composição das comunidades parasitárias de peixes, como resposta a diferentes formas de poluição e atividades antrópicas, tem sido utilizada nos últimos anos como indicadoras de impactos ambientais (VIDAL MARTÍNEZ et al., 2010; VIDAL-MARTÍNEZ; WUNDERLICH, 2017; SURES et al., 2017). A fauna parasitária de populações de peixes depende de vários fatores bióticos e abióticos, tais como características limnológicas, variações espaciais e disponibilidade de recursos em função da sazonalidade, biota local, além de características biológicas e fisiológicas intrínsecas dos hospedeiros (DOGIEL, 1961).

Assim, as condições ambientais podem refletir em alterações na relação parasita-hospedeiro, de modo que, o aumento ou decréscimo do parasitismo pode indicar ações antrópicas que influenciam o ciclo de vida dos parasitas ou de seus hospedeiros

intermediários, paratênicos ou definitivos (LAFFERTY, 1997; LAFFERTY; KURIS, 1999; FRANCESCHINI, 2016). Por exemplo, a eutrofização de um ambiente pode atuar positivamente sobre as taxas de parasitismo, favorecendo a ocorrência de alguns grupos de hospedeiros intermediários, enquanto que a poluição por metais pesados e outros compostos químicos podem diminuir a ocorrência de parasitas, sobretudo, daqueles que apresentam ciclo heteróxico, diminuindo a taxa de sobrevivência de fases larvais livre-natantes (LACERDA et al., 2017; SURES et al., 2017).

Para estudos comparativos baseados em aspectos parasitológicos como indicadores ambientais, as espécies de peixes hospedeiras devem ser comuns, abundantes, não migradores (fauna residente) e de fácil amostragem (OVERSTREET, 1997; SURES 2004; MADI; UETA, 2012). Tais características, podem ser conferidas à espécie de peixe *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (= *Geophagus proximu* Castelnau, 1855 para bacia do alto Paraná) (KLIEMANN et al., 2018), conhecido popularmente como “porquinho”. *Geophagus sveni* apresenta altas densidades e abundâncias (GOIS et al., 2015), estando entre as principais espécies utilizadas em estudos ecológicos (KLIEMANN et al., 2018; MARQUES et al., 2018), e de importância na pesca artesanal e esportiva na região do Noroeste do estado de São Paulo, Brasil (BARLETTA et al., 2016).

Na região Noroeste do estado de São Paulo, o reservatório de Três Irmãos, localizado no rio Tiê e o rio São José dos Dourados (tributário do reservatório de Ilha Solteira), são interligados pelo Canal Artificial de Pereira Barreto, o qual contribui com uma vazão considerável, predominantemente, do reservatório de Três Irmãos ao rio São José dos Dourados (IGRECIAS, 2009; ONS, 2018). Tal vazão ocorre em função da afluência de água aos reservatórios em consequência dos seus níveis d’água (CESP, 2015; ONS, 2018). A entrada dessas águas pelo canal favorece a redução da turbidez e das concentrações de nutrientes no rio São José dos Dourados (IGRECIAS, 2009). Contudo, as possíveis consequências dessas águas transpostas sobre aspectos biológicos da ictiofauna silvestre, incluindo sua respectiva fauna parasitária, ainda são desconhecidas.

Rückert et al. (2007) estudaram a fauna parasitária em peixes que habitam águas salobras no canal artificial de Kiel, que conecta o mar Báltico ao mar Norte, no qual ocorre um gradiente de salinidade devido à influência das águas marinhas e influxos de água doce. Tal estudo permitiu verificar que o canal age como uma barreira natural, impedindo a invasão de parasitas de um mar para o outro, devido à sensibilidade de

parasitas a baixa salinidade. Contudo, não há estudos semelhantes em canais fluviais em águas dulcíaquícolas.

Assim, a proposta do presente estudo é testar a seguinte hipótese: a transposição de águas do rio Tietê (reservatório de Três Irmãos), pelo Canal Artificial de Pereira Barreto, pode alterar aspectos parasitológicos de *G. sveni* no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), tendo em vista que o Canal Artificial de Pereira Barreto pode influenciar aspectos limnológicos (IGRECIAS, 2009) e a dieta de *G. sveni*, alterando os recursos alimentares e espaciais em áreas do rio São José dos Dourados (ver Capítulo I).

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em três áreas localizadas no alto rio Paraná, uma localizada no reservatório de Três Irmãos, rio Tietê (TI) 20°65'86.78"S e 51°10'64.62"W e duas no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), uma a jusante do Canal de Pereira Barreto (20°55'07.73"S e 51°10'39.78"W) (JC) e outra a montante (MC) (20°56'56.80"S e 51°02'73.58"W) (Figura 1A e B), próximas às áreas de monitoramento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), cujos relatórios reportam diferenças em índices de qualidade de água entre as áreas avaliadas (Material Suplementar - Tabela 1). Foram realizadas duas coletas, sendo uma em período chuvoso (dezembro/2017) e outra em período seco (junho/2018).

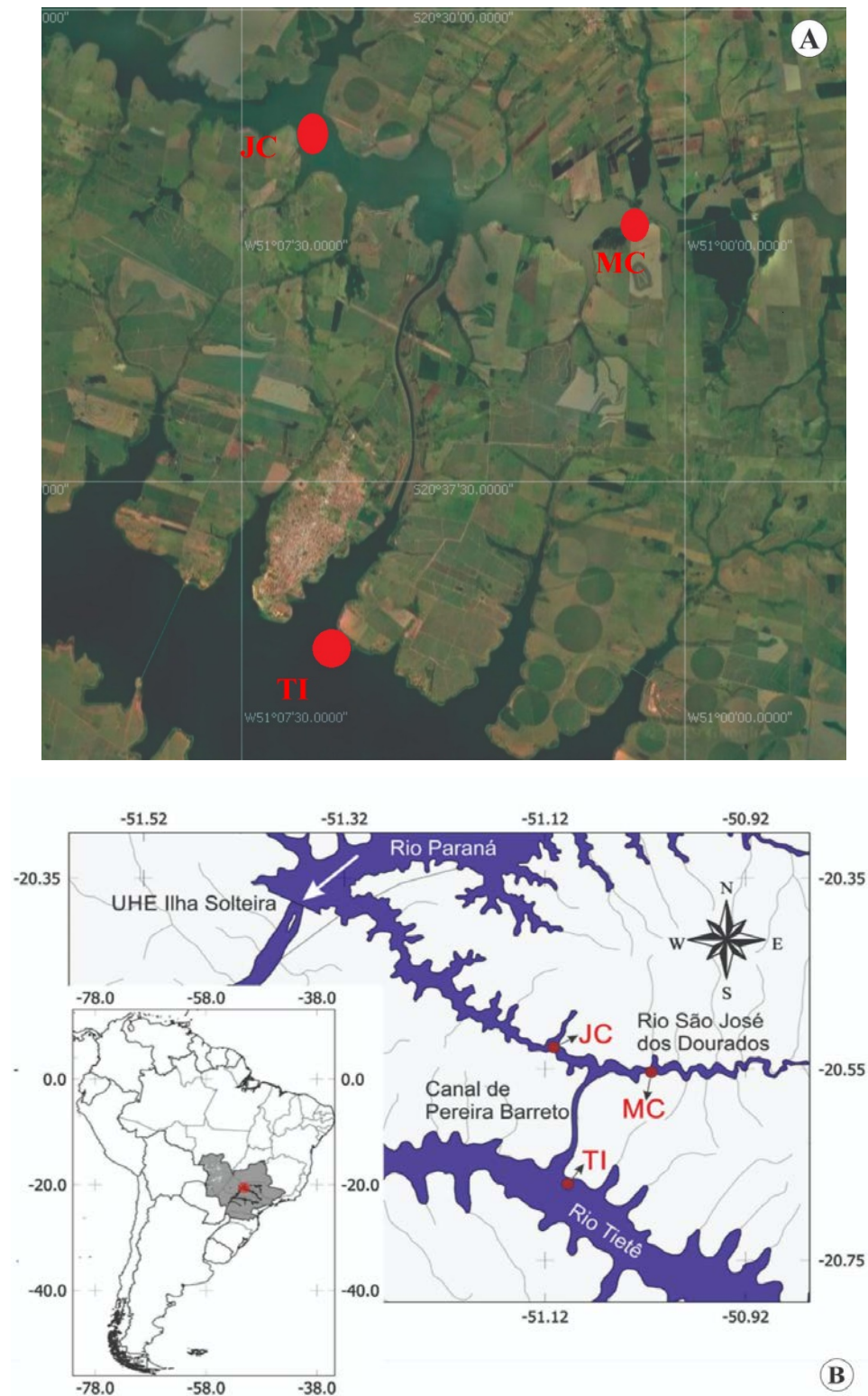


Figura 1: A) Imagem de satélite do canal artificial de Pereira Barreto e suas áreas adjacentes (Datum WGS84 – 19/05/2019); B) Mapa do Brasil, em destaque trecho do rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira) e rio Tietê (reservatório de Três Irmão), estado de São Paulo, com indicação das áreas de amostragem.

Caracterização de variáveis limnológicas

Para a caracterização limnológica foram realizadas cinco mensurações de variáveis limnológicas (transecto linear com 200 m de distância entre cada ponto de mensuração), utilizando-se para cada área amostral por coleta um aparelho multissensor da marca Horiba (modelo U-50, Kyoto, Japão) e um disco de Secchi. Os fatores físico-químicos da água mensurados foram: oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), sólidos dissolvidos totais (g/L) e transparência da água (m) (Material Suplementar – Tabela 2). Também foram obtidos dados de pluviosidade junto ao Sistema HIDRO da Agência Nacional das Águas (<http://www.snirh.gov.br/>) (Material Suplementar - Tabela 2), e dados dos níveis dos reservatórios de Ilha Solteira e Três Irmãos bem como vazões transferidas pelo canal de Pereira Barreto, por meio da plataforma *online* do Operador Nacional de Sistema Elétrico (ONS) (<http://ons.org.br/paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao>) (Material Suplementar – Figura 1).

Coleta do material biológico

Foram capturados 192 exemplares adultos de *G. sveni* (TI = 64, MC = 65 e DC = 63) (autorização SISBIO nº 56809-1 e cadastro SISGEN nº AB43EED) com comprimento padrão variando de 10 a 18 cm. As capturas foram realizadas com auxílio de redes de espera (de 3 a 10 cm entre nós não adjacentes) expostas por 24 horas e revistadas a cada três horas. Os exemplares foram eutanasiados em solução de 0,5% de benzocaína (autorização CEUA nº 02/2017), mensurados o comprimento padrão e massa total individualmente e dissecados para retirada dos estômagos, que foram fixados em formol 4% e conservados em álcool 70%. O material coletado foi destinado ao Laboratório de Ecologia de Peixes (PIRÁ), do Departamento de Biologia e Zootecnia (DBZ) da Universidade Estadual Paulista (UNESP/FEIS), Câmpus de Ilha Solteira – SP. Exemplares testemunhos dos peixes foram depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - IBILCE, na Universidade Estadual Paulista (UNESP) (DZSJRP-Pisces 21365), - Câmpus de São José do Rio Preto, SP.

Procedimentos laboratoriais e análise de dados

Para avaliação parasitológica, todos os exemplares de *G. sveni* foram congelados e destinados ao Laboratório de Ecologia de Peixes (PIRÁ), do Departamento de Biologia e Zootecnia (DBZ) da Universidade Estadual Paulista (UNESP/FEIS), Câmpus de Ilha Solteira – SP, onde foram necropsiados e examinados quanto a presença de endoparasitas. Em laboratório, os peixes foram descongelados e filetados, de modo que o tecido muscular (filé) de cada espécime foi analisado sob mesa de inspeção (*candling table*), a qual permite a verificação de possíveis cistos de parasitas nos tecidos musculares por meio da incidência de luz branca por baixo de uma placa de vidro ligeiramente fosca, com cerca de 5 mm de espessura.

Em seguida, as vísceras foram removidas e os órgãos colocados individualmente em placas de Petri: olhos, coração, fígado, baço, vesícula biliar, rim, bexiga urinária, bexiga natatória e gônadas. O estômago e intestinos foram analisados concomitante a caracterização da dieta e os parasitas encontrados foram quantificados e preservados em etanol 70%. Para visualização das estruturas de valor sistemático, os nematoides foram diafanizados utilizando-se ácido láctico, enquanto espécimes de Trematoda foram corados com camalúmen de Mayer e diafanizados em eugenol (EIRAS et al., 2006). Os parasitas foram fotodocumentados empregando-se sistema computadorizado de análise de imagens com contraste por interferência diferencial (DIC) – LAS V3 (Leica Application Suite) do Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPAS), Departamento de Parasitologia, do Instituto de Biociências de Botucatu (IBB), Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Botucatu, São Paulo. As identificações dos parasitas foram feitas com base em chaves de identificação e artigos científicos (para trematódeos: Kohn et al., (1995), Ostrowsky de Núñez, (2017); para nematoides: Moravec et al., (1998), Carvalho de Melo et al.,(2011)).

Foaram calculados os seguintes descritores parasitológicos: prevalência (P), abundância média (AM) e intensidade média de infecção (IMI), de acordo com Bush et al. (1997). Os dados de IMI e AM são apresentados como média $\pm$ erro padrão da média, seguida da amplitude entre parênteses (valores mínimo e máximo). As possíveis diferenças espaciais e sazonais da prevalência parasitária foram avaliadas com o teste X^2 -Quadrado (função *prop.test*). Enquanto a abundância média e intensidade média de infecção por meio da Kruskal-Wallis seguido do teste *post-hoc* de Wilcoxon-Mann-

Whitney e ANOVA (função *aov*), seguido do teste *post hoc* de Tukey (função *TukeyHSD*), respectivamente.

Também, utilizou-se a correlação de Pearson para verificar a força relativa da relação linear entre a matriz de dieta e a de parasitos de *G. sveni* (JUNKER; SCHREIBER, 2011). Para tal, agrupou-se os itens alimentares consumidos (Material Suplementar - Tabela 3), utilizando somente os itens de relevância no ciclo biológico dos parasitas registrados, sendo eles: Moluscos (gastrópodes e bivalves) e Artrópodes aquáticos (crustáceos e larvas e pupas de insetos aquáticos), além de Detrito (material orgânico amorfo associado a sedimento e serrapilheira) como indicativo indireto de ingestão de invertebrados.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa RStudio (R CORE TEAM, 2011) e o nível de significância adotado foi de 5% ($p < 0,05$). Espécimes testemunhos dos parasitas serão depositados na Coleção Helmintológica do Departamento de Parasitologia (CHIBB), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), município de Botucatu, São Paulo. Exemplares testemunhos dos peixes foram depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - IBILCE, na Universidade Estadual Paulista (UNESP) (DZSJRP-Pisces 21365), - Câmpus de São José do Rio Preto, SP.

Resultados

Apenas dois táxons de organismos endoparasitas foram registrados: metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* Lutz, 1928 (Figura 2) sitiadas no humor aquoso e larvas e adultos de *Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae* Carvalho de Melo, Nascimento dos Santos, Guerreiro Giese, Nunes dos Santos, Portes Santos, 2011 (Figura 3), no intestino e cavidade visceral dos exemplares (Tabela 1). Não foram encontradas larvas de parasitas encistadas na musculatura dos peixes analisados.

Foram observadas diferenças nos índices parasitológicos para ambos os taxa, sendo para *R. (Sprentascari) cf. lanfrediae* maiores valores foram registradas em MC para prevalência ($X^2 = 14,445$, $DF = 2$, $p = 0,0007$) e abundância média parasitária (Kruskal-Wallis = 7,34, $DF = 2$, $p < 0,001$) (Tabela 1). Enquanto a prevalência de *A. compactum* foi maior na área a jusante do canal apenas em relação ao reservatório de Três Irmãos (X^2 -Quadrado = 7,282, $DF = 2$, $p = 0,02620$) (Tabela 1).

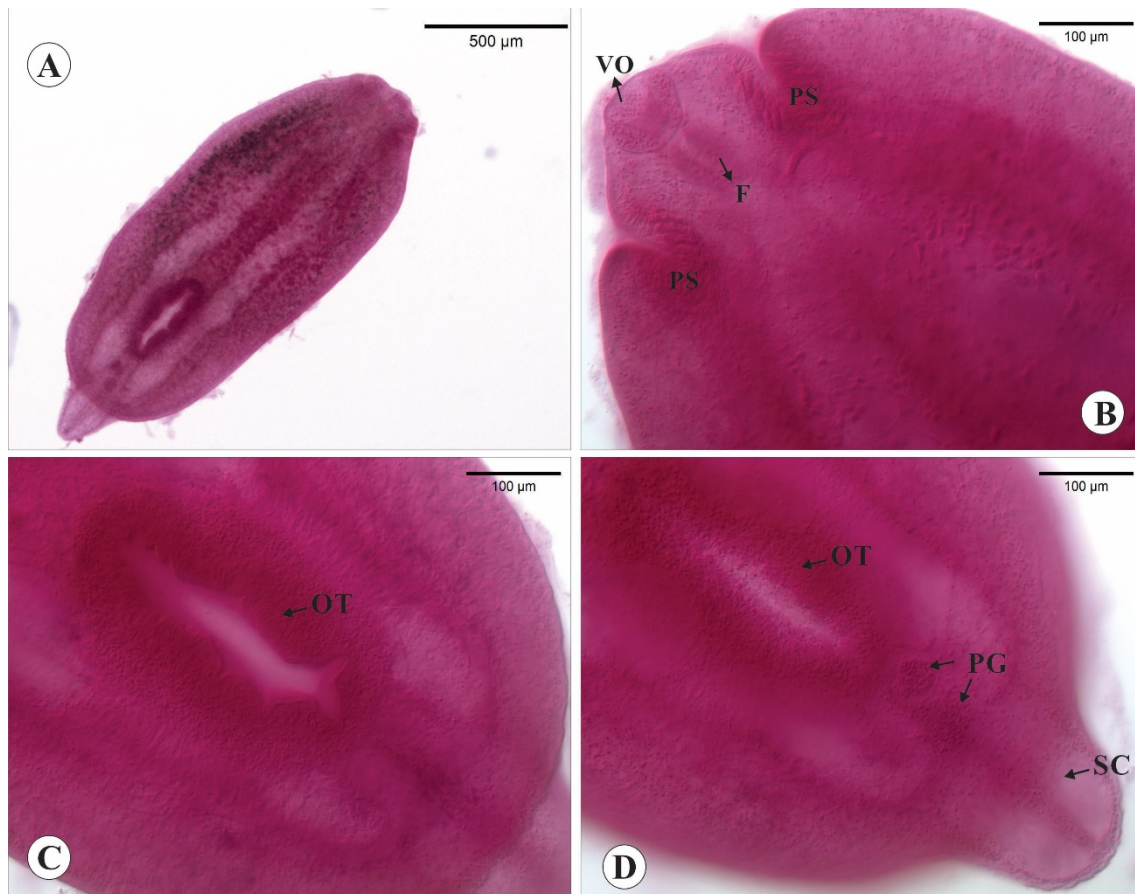


Figura 2 (A–D): Metacercária de *Austrodiplostomum compactum* (Trematoda, Diplostomidae) encontrado no humor aquoso ocular de *Geophagus sveni* (Cichliformes) coletados no reservatório de Três Irmãos (TI) e em duas áreas no rio São José dos Dourados, sendo uma a montante (MC) e outra a jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto-SP. (A) Vista geral (ventral), mostrando o corpo bipartido; (B) Região anterior: detalhe da ventosa oral (VO), pseudoventosas (PV) e faringe (F); (C–D) Região posterior: (C) detalhe do órgão tribocítico (OT), e (D) detalhe dos primórdios genitais (PG), órgão tribocítico (OT), e segmento cônico posterior (SC). Espécime corado com Carmalúmen de Mayer e analisado com microscópio óptico.

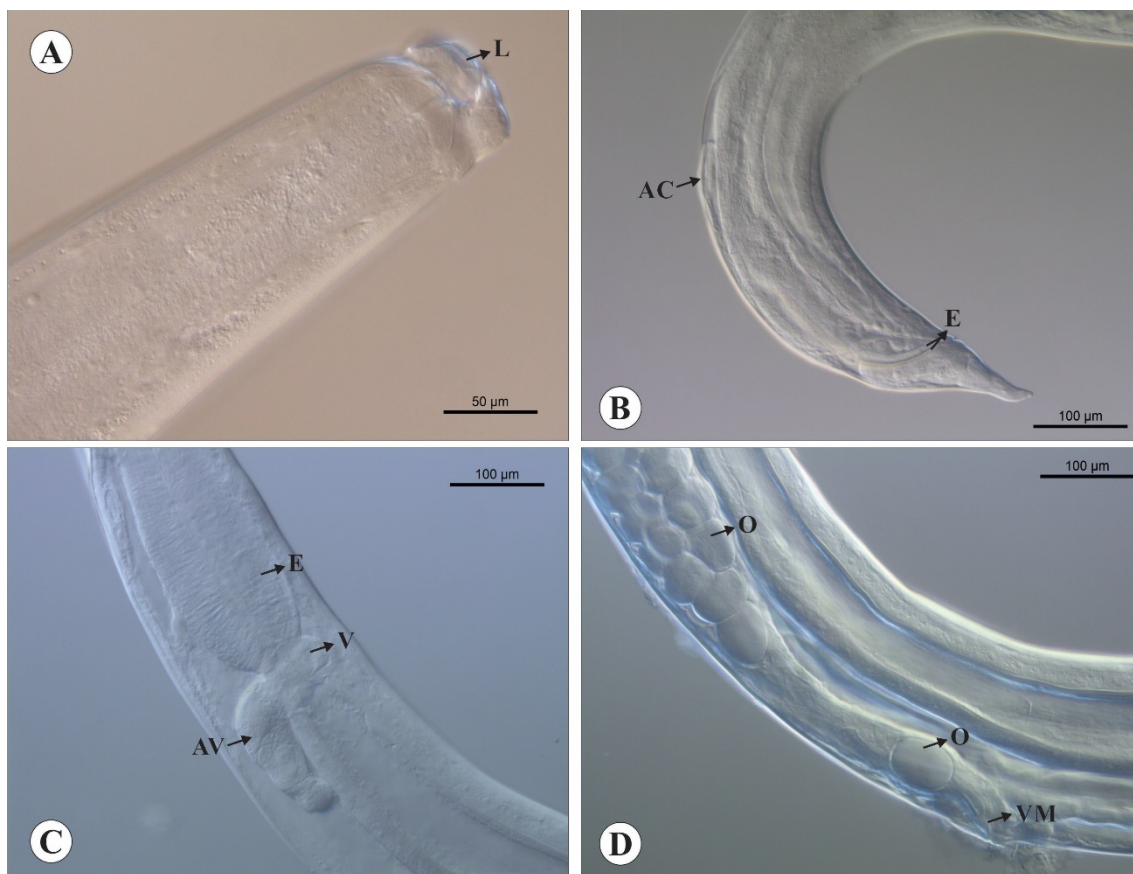


Figura 3 (A–D): *Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae* (Nematoda, Anisakidae) encontrado no intestino de *Geophagus sveni* (Cichliformes) coletados no reservatório de Três Irmãos (TI) e em duas áreas no rio São José dos Dourados, sendo uma a montante (MC) e outra a jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto-SP. (A) Região anterior do macho, com detalhe dos lábios (L); (B) Porção posterior do macho, com detalhe da ala caudal pouco desenvolvida (AC) e o par de espículos, com forma e tamanho semelhantes; (C) Região anterior da fêmea, com detalhe de parte do esôfago (E), ventrículo (V) e apêndice ventricular (AV); (D) Fêmea, com útero repleto e ovos: detalhe de um ovo (O) no oviduto, e vagina muscular (VM).

Quanto à variação sazonal (período chuvoso vs. período seco), foi observado que os valores dos índices parasitológicos para *R. (Sprentascaris) lanfrediae* no reservatório de Três Irmãos foram menores no período seco: prevalência ($t = -2,61$; $p = 0,03$), abundância média parasitária ($t = -3,10$; $p < 0,01$) e intensidade média parasitária ($t = -1,79$; $p = 0,04$) (Tabela 2). Ainda, em relação à correlação da comunidade parasitária de hospedeiros com a composição da dieta, registrou-se associação positiva dos nematoides com o consumo de detrito ($r = 0,20$; $p = 0,03$) (Figura 4).

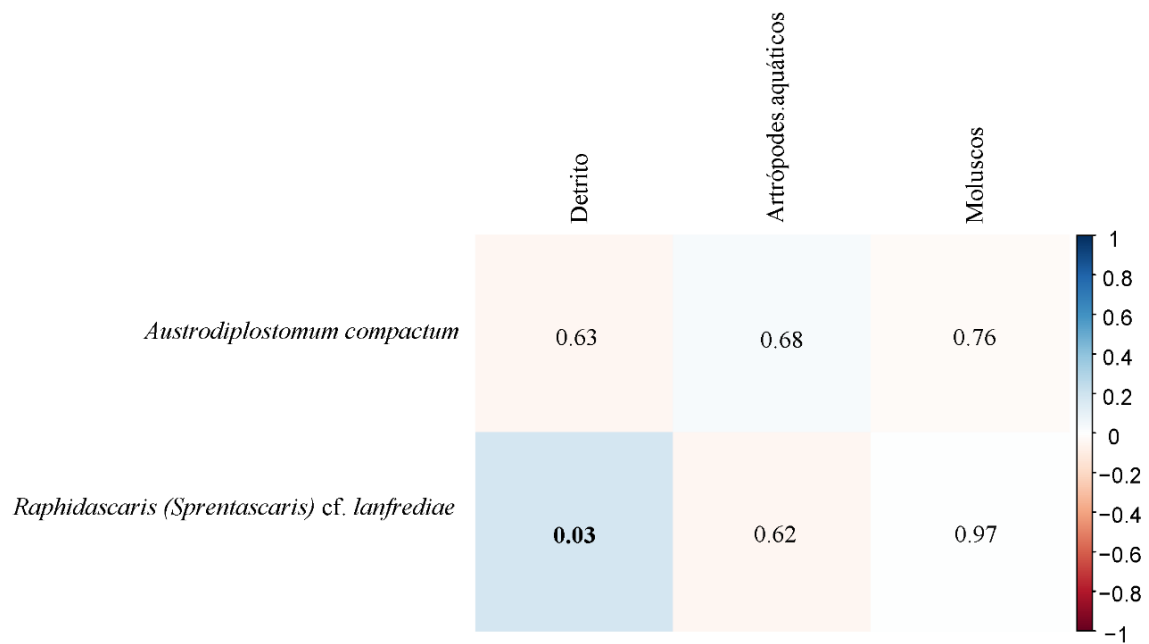


Figura 4: Correlações entre a abundância de *Austrodiplostomum compactum* (Trematoda, Digenea) e *Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae* (Nematoda, Anisakidae) com itens alimentares consumidos por *Geophagus sveni* (Cichliformes). A cor das caixas indica a força relativa da relação linear entre as matrizes de dados de dieta e abundância de parasitas, além do sinal de correlações entre pares de variáveis. Valores de *p*, dentro das caixas, indicados em negrito quando significativos.

Tabela 1. Atributos parasitológicos de *Geophagus sveni* coletados no reservatório de Três Irmãos (TI) e rio São José dos Dourados a montante (MC) e jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, SP, Brasil. P = prevalência (%); AM = abundância média; IMI = intensidade média de infecção; EP = erro padrão; Vmin = valor mínimo; Vmax = valor máximo; Letras sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre as localidades; Sítio de infecção: #olhos (humor aquoso); *intestino e cavidade visceral

Local	<i>Austrodiplostomum compactum</i> (metacercária) [#]			<i>Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae</i> (larvas e adultos) [*]		
	P%	AM±EP (Vmin-Vmax)	IMI±EP (Vmin-Vmax)	P%	AM±EP (Vmin-Vmax)	IMI±EP (Vmin-Vmax)
TI	62,5 ^c	3,8±0,70 (0–23)	6,1±0,90 (1–23)	21,8 ^b	2,15±1,14 ^b (0–60)	9,86±4,81 (1–60)
MC	70,7 ^{bc}	3,5±0,56 (0–20)	4,93±0,70 (1–20)	52,3 ^a	5,15±1,09 ^a (0–45)	9,85±1,76 (1–45)
JC	83,2 ^{ab}	3,87±0,50 (0–17)	4,76±0,55 (1–17)	28,1 ^b	1,98±0,77 ^b (0–45)	7,0±2,40 (1–45)

Tabela 2. Dados parasitológicos de *Geophagus sveni* coletados no período chuvoso e seco, no reservatório de Três Irmãos (TI) e em duas áreas no rio São José dos Dourados, sendo uma a montante (MC) e outra a jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, SP, Brasil. N = número de peixes coletados; NP = peixes parasitados; P = prevalência (%); AM = abundância média; IMI = intensidade média de infecção EP = erro padrão; Vmin = valor mínimo; Vmax = valor máximo; Letras sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre os períodos. Sítio de infecção: #olhos (humor aquoso); *intestino e cavidade visceral

<i>Austrodiplostomum compactum</i> (metacercária) [#]						<i>Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae</i> (larvas e adultos) [*]				
Area	N	NP	P (%)	AM±EP (Vmin-Vmax)	IMI±EP (Vmin-Vmax)	N	NP	P (%)	AM±EP (Vmin-Vmax)	IMI±EP (Vmin-Vmax)
TI										
Chuvoso	32	19	59	3,65±0,99 (0-20)	6,15±1,40 (1-20)	32	11	34 ^a	4,18±2,30 ^a (0-60)	12,2±5,90 ^a (1-60)
Seco	32	21	65	3,96±0,94 (0-23)	6,04±1,20 (1-23)	32	3	9 ^b	0,13±0,10 ^b (0-2)	1,3±0,33 ^b (1-2)
MC										
Chuvoso	32	24	75	4,09±0,93 (0-20)	5,45±1,10 (1-20)	32	17	53	6±1,90 (0-45)	9,3±2,80 (1-45)
Seco	33	22	66	2,09±0,64 (0-19)	4,3±0,81 (1-19)	33	17	51	4,3±1,10 (0-18)	8,4±1,50 (1-18)
JC										
Chuvoso	30	22	70	3,5±0,78 (0-17)	4,95±0,94 (1-17)	30	8	25	1,2±0,78 (0-10)	4,5±1,25 (2-10)
Seco	32	30	93	4,2±0,60 (0-17)	4,63±0,68 (1-17)	32	10	31	2,75±1,40 (0-45)	9,1±4,20 (1-45)

Discussão

Tendo em vista a diferença nos valores dos índices parasitológicos (prevalência e abundância média) em função das áreas amostrais (JC e MC), nossos resultados apoiam nossa hipótese principal. Sugere-se que a ocorrência de *R. (Sprentascaris) lanfrediae* entre as áreas no rio São José dos Dourados, pode sofrer influencia indireta das águas recebidas do canal artificial de Pereira Barreto.

Espécies de nematoides pertencentes ao gênero *Raphidascaris* estão incluídos na família Anisakidae Railliet, Henry 1912 (ANDERSON, 2000; MELO et al., 2011), a qual é composta por várias espécies com potencial zoonótico, sendo transmitidos a humanos por meio do consumo de carne de peixe crua ou malcozida (TAVARES; LUQUE, 2006). No caso de *Raphidascaris* spp., até o momento não há relatos de infecções acidentais em humanos. No presente estudo, não foram observadas a ocorrência de larvas desses nematoides na musculatura dos peixes avaliados, o que pode indicar uma tendência comportamental desse parasita quanto a preferência do sítio de infecção, sendo uma importante informação epidemiológica, tendo em vista a alta importância de *G. sveni* para pesca artesanal e comercialização na região Noroeste do estado de São Paulo.

Nematoides do subgênero *Sprentascaris* são restritos a América do Sul, e parasitam peixes dulcícolas, preferencialmente aqueles pertencentes as ordens Siluriformes e Characiformes, com excessão de *R. (Sprentascari) lanfrediae* e *Raphidascaris (Sprentascaris) andersoni* Malta, Paiva, Elisei, Tavares e Pereira, 2018, cujos registros de hospedeiros pertencem à ordem Cichliformes (MORAVEC 1998; EIRAS et al. 2010). Ainda que com espectro de hospedeiro em comum, *R. (Sprentascari) lanfrediae* e *R. (Sprentascaris) andersoni* diferenciam-se morfologicamente e na distribuição geográfica (MALTA et al., 2018).

O ciclo de vida de *R. (Sprentascari) lanfrediae* é pouco conhecido, sendo invertebrados aquáticos, tais como crustáceos (anfípodas), oligoquetas e insetos aquáticos (larvas de Chironomidae, Odonata e Trichoptera), registrados como os primeiros hospedeiros intermediários para nematoides desse gênero (MORAVEC, 1998; ANDERSON, 2000). Peixes pequenos podem atuar como segundo hospedeiros intermediários ou paratênicos, albergando formas larvais (geralmente larvas de terceiro

estádio), ou ainda, podem atuar como hospedeiros definitivos, assim como mamíferos e aves piscívoras, albergando formas adultas de *Raphidascaris* spp. (MORAVEC, 1998; ANDERSON, 2000, ZAGO et al., 2013). A presença de adultos de *R. (Sprentascaris) lanfreadiae* nos espécimes analisados, assim como registrado para outros ciclídeos em outros estudos, como *Geophagus argyrostictus* Kullander, 1991, *G. proximus* e *Satanoperca jurupari* HECKEL, 1840 (MELO et al, 2011; PEREIRA; LUQUE, 2017), sugerem que de *G. sveni* atua como hospedeiro definitivo no ciclo biológico desse parasita. Potenciais hospedeiros intermediários de *Raphidascaris* spp., como os citados anteriormente, estão inseridos na composição da dieta de *G. sveni* na bacia do alto rio Paraná (Ver Capítulo I). Dessa forma, um indicativo no ambiente sobre hospedeiros intermediários pode ser verificado pelas análises do conteúdo estomacal de seus predadores, tal como *G. sveni*.

A correlação positiva do nematoide com o recurso alimentar detrito pelo hospedeiro, alia-se ao fato de maior prevalência de *R. (Sprentascaris) lanfreadiae* na área MC, a qual teve detrito como item predominante na dieta de *G. sveni*. Tendo em vista a preferência ao forrageio de detrito por esse ciclídeo, essa correlação permite inferir, indiretamente, a ingestão de invertebrados aquáticos infectados (ANDERSON, 2000), os quais podem, muitas vezes, se abrigar enterrando-se no sedimento e material orgânico da região bentônica (CULP et al., 1983; WANTZEN; WAGNER, 2006). Vital (2018) também analisou a prevalência de *Raphidascaris* sp. (= *Raphidascaris (Sprentascaris) lanfreadiae*) em *G. sveni*, no reservatório de Ilha Solteira, coletando em áreas com influência de piscicultura em tanques-rede e uma área sem a influência da piscicultura (área Controle). Tal estudo registrou menor valor de prevalência desse nematoide (2,35%) na área sob influência da atividade da piscicultura, quando comparada com área sem a influência da piscicultura (10,14%), sendo que os peixes (*G. sveni*) analisados procedentes da área sem a influência da piscicultura, consumiram uma maior quantidade de detrito (KLIEMANN et al., 2018).

Ademais, a diferença na composição da dieta dos espécimes de *G. sveni* entre as áreas MC e JC, sendo nesta última com menor consumo de detrito, pode ser indício do efeito sinérgico da afluência das águas provenientes de MC e TI (Ver Capítulo I). A transposição de águas interbacias pode alterar as características dos habitats, e

consequentemente dos recursos, tanto das bacias doadoras quanto receptoras (SNADDON et al., 1999; ZHUANG, 2016), influenciando na oferta de recursos alimentares e espaciais (SNADDON; DAVIES, 1998).

O grau de trofia do corpo hídrico também pode influenciar os resultados parasitológicos, uma vez que permite diagnosticar a qualidade da água, baseando-se principalmente nas concentrações de nutrientes, clorofila-*a* e valor de transparência da água (CETESB, 2018). O aumento no grau de trofia pode levar ao aumento da abundância e densidade de alguns grupos de hospedeiros intermediários, tais como invertebrados aquáticos favorecidos pelo enriquecimento e concentração de nutrientes (MARCOGLIESE, 2004; GOATER; BALDWIN; SCRIMGEOUR, 2005; SURES et al., 2017). Dessa forma, o estado trófico do ambiente pode influenciar indiretamente a transmissão de nematoides (VALTONEN et al., 1994; CARNEY; DICK, 2000; VIDAL-MARTINEZ et al., 2010).

A maior prevalência e abundância média de *R. (Sprentascaris) lanfreadiae* na área MC, pode ter relação a variação do índice de estado trófico entre JC e TI. No presente estudo, o rio São José dos Dourados, em seu histórico de monitoriamento, possui variação espacial em seu índice trófico, de forma que a área a montante do canal artificial (MC) indica grau mesotrófico, e a área a jusante do canal, bem como no Reservatório de Três Irmãos, ambos oligotróficos (Material Suplementar – Tabela 1; CETESB, 2018). Tal fato ajuda a explicar a maior prevalência e abundância média do nematoídeo anisaquídeo na área MC, em relação as outras áreas de menor estado trófico (JC e TI). O transporte de águas entre bacias, mesmo que em pequenas escalas, pode alterar consideravelmente características limnológicas das áreas receptoras (MEADOR, 1992; SNADDON et al., 1999; SZHUANG, 2016). Sendo a área TI localizada no final de uma sucessão de reservatórios em cascata, o processo de sedimentação e retenção dos nutrientes, reduz a matéria orgânica suspensa e favorece a oligotrofização nessa área (BARBOSA et al., 1999). Assim, a variação de índice trófico no rio São José dos Dourados pode ser um reflexo da transferência de águas pelo canal do reservatório de Três Irmãos, que também pode diminuir a turbidez e concentração de nutrientes na área JC (IGRECIAS, 2009). Valtonen, Holmes e Koskivaara (1997) verificaram maior prevalência (63%) do nematoídeo anisaquídeo *Raphidascaris acus* em tecidos de um ciprinídeo (*Rutilus rutilus*)

em lagos mesotróficos, quando comparado a um sistema oligotrófico (23%). Diversos outros estudos evidenciaram resposta positiva de parasitas nematoides em ambientes mesotróficos e eutróficos (VALTONEN et al., 1994; CARNEY; DICK, 2000; VIDAL-MARTINEZ et al., 2010).

Além do canal artificial, outro fator a ser considerado é a desaceleração da massa de água que tende a aumentar a transparência da água nos reservatórios (PAGIORO et al., 2005). Devido à maior proximidade de JC com a barragem da UHE de Ilha Solteira, a velocidade da massa de água tende a diminuir, consequentemente também diminuindo a disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica devido aos processos de sedimentação, aumentando a transparência da água (PAGIORO et al., 2005; AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Dessa forma, tal condição da área também pode estar relacionada a um grau de trofia menor em relação a uma condição de transição ou lótica, tal como na área MC.

Já a variação sazonal dos índices parasitológicos de *R. (Sprentascaris) lanfrediae* na área TI pode estar relacionada ao período de precipitação que favorece o ingresso de matéria orgânica das áreas ripárias ao corpo hídrico (TOMAZ et al. 1992), aumentando o consumo de detrito nesse período (ver Capítulo I), favorecendo a infecção. Tendo em vista que o escoamento superficial de matéria orgânica pode favorecer a abundância de invertebrados e consequentemente potenciais hospedeiros (BENK, 2001; COYNER et al., 2003), uma maior abundância de nematoides pode ser atribuído à estação chuvosa pela disponibilização de novos habitats e abrigos, que propicia aumento e estabelecimento de populações de potenciais hospedeiros (SIMÕES et al., 2010; COSTA-PEREIRA; PAIVA; TAVARES-DIAS et al., 2014). Assim, variações temporais da fauna de invertebrados podem ter repercussões nos índices parasitológicos, uma vez que abundância e prevalência de parasitas com ciclos de vida heteroxeno dependem diretamente da presença e abundância dos potenciais hospedeiros que compõem seus ciclos biológicos (CARVALHO; LUQUE, 2011; SOARES; LUQUE, 2015). Soares e Luque (2015) também registraram maior prevalência e abundância média de *Raphidascaris* sp. em *Pagrus pagrus* (Perciformes) durante o verão, posteriormente associando a ocorrência do parasita ao período chuvoso.

Em relação às metacercárias de *A. compactum* encontradas, o ciclo biológico desse diplostomídeo também é heteróximo, envolvendo um primeiro hospedeiro intermediário (moluscos gastrópodes), um segundo hospedeiro intermediário (peixes), ou hospedeiro paratênico (anfíbios), além de um hospedeiro definitivo, tal como a ave piscívora *Nannopterum brasilianus* Gmelin, 1789 (VIOLANTE GONZÁLEZ et al., 2009; GROBBELAAR et al. 2014). As vias de transmissão das formas larvais livre-natantes no segundo hospedeiro definitivo (peixe), ocorre tipicamente por penetração ativa da cercária na musculatura, ou pelas brânquias, durante o processo de ventilação por batimento opercular (MIKHEEV et al., 2014). Já a transmissão das metacercárias para os hospedeiros definitivos ocorre via cadeia trófica e o parasita adulto aloja-se no intestino da ave piscívora (PINTO; MELO, 2013; ROSSER et al., 2016; DE NUÑEZ, 2017).

Quantificar padrões que regem as interações parasito-hospedeiros em populações silvestres é dificultada pelo fato de que a maioria dessas interações são associados a diversos fatores ambientais (condições abióticas, comportamento, recursos nutricionais, competição, predação e sazonalidades) (SURES, 2004; DECAESTECKER et al., 2005). De acordo com Wunderlich (2015) e Taglioretti et al. (2018), a ausência de um padrão claro de infecção para esta metacercária nas áreas comparadas, permite sugerir que as prevalências possam ser explicadas pela distribuição dos hospedeiros intermediários e definitivos. Estudos que avaliaram a abundância de hospedeiros e taxas de infecção registraram associações positivas da abundância de aves piscívoras com a prevalência de caramujos infectados, consequentemente aumentando a disponibilidade de estágios infectantes (cercárias) para os peixes (SMITH, 2001; HECHINGER; LAFFERTY, 2005; HECHING et al., 2007).

Apesar que não tenha sido identificado *Biomphalaria* sp. na dieta de *G. sveni* nas áreas amostradas, ainda que inseridas na distribuição espacial desse caramujo (SCHOLTE et al., 2012), outros grupos são sugeridos como possíveis hospedeiros intermediários primários, tal como o caramujo *Aylacostoma pulcher* Reeve, 1860 (Thiaridae) (ZICA et al., 2010). Caramujos Thiaridae são monitorados em todo o mundo devido seu potencial em atuar como hospedeiros intermediário de trematódeos (BOGÉA et al., 2005; DECHRUKSA et al., 2007). Além disso, a prevalência de trematódeos possui relação positiva com a densidade de invertebrados bentônicos (HECHINGER et al.,

2007), sendo que um dos principais fatores para o sucesso de infecção do *A. compactum* é o contato com seus hospedeiros, favorecendo o ciclo de vida do parasita (PINTO; MELO, 2013; ROSSER et al., 2016; DE NUÑEZ et al., 2017; TAGLIORETTI et al., 2018). Aliado a isso, Thiaridae foi um dos itens alimentares mais consumidos na área JC (Material suplementar – Tabela 3), o que demonstra aproximação, devido ao forrageio, a esses gastrópodes.

A ausência de correlação dos itens alimentares consumidos por *G. sveni* com o parasitismo por metacercárias de *A. compactum* pode estar relacionado ao fato de que a infecção dos peixes não ocorre via cadeia trófica, e sim, pela penetração ativa das cercárias liberadas pelo molusco infectado (VIOLANTE GONZÁLEZ et al., 2009; GROBBELAAR et al. 2014). Contudo, o consumo de itens bentônicos, significa explorar o mesmo nicho dos moluscos que podem potencialmente atuar como hospedeiros intermediários, possibilitando a aproximação entre eles, expondo os peixes e tornando-os mais suscetíveis a penetração ativa das cercárias livre-natantes de *A. compactum* (MARCOGLIESE, 2002). Ainda, sugere-se que a desaceleração das massas de águas em áreas mais próximas a barramentos, como o caso de JC e TI, pode favorecer o sucesso de infecção dos miracídio e cercaria em seus hospedeiros. Uma vez que altas velocidades de fluxo de água podem diminuir a proporção de cercárias que penetram nos tecidos de seus hospedeiros (MIKHEEV et al., 2014).

Contudo, o fato da área TI ser próxima a zonas urbanas pode afetar negativamente o parasitismo em duas formas. A primeira seria a diminuta vegetação marginal por conta de processos de urbanização, prejudicando a residência das aves (hospedeiros definitivos) (CROOKS; SUAREZ; BOLGEN, 2004). A segunda seria o escoamento superficial ou afluência de contaminantes urbanos prejudicando a sobrevivência ou a transmissão de parasitas aquáticos em fase de vida livre, dessa forma diminuindo suas abundâncias nos hospedeiros (PIETROCK; MARCOGLIESE, 2003). Contaminantes podem exercer um efeito letal aos estágios larvais livre-natantes de certos parasitas que tem em seus ciclos ao menos uma fase aquática (HOOLE, 1997; HOOLE et al, 2003), tal como cercárias, resultando em um efeito negativo na interação parasita-hospedeiro (SURES et al., 2017).

Uma outra hipótese sugerida quanto à variação na prevalência de *A. compactum*, seria uma variação na abundância de hospedeiros definitivos. Aves piscívoras

frequentemente utilizam a vegetação aquáticas como áreas de repouso, abrigo e nidificação (CONDE-TINCO; IANNAcone, 2013). Um padrão encontrado para a ave *N. brasiliensis* sugere que ela evite grandes corpos hídricos ausentes de macrófitas e aqueles com altos níveis de eutrofização em função da menor disponibilidade de peixes nesses ambientes em comparação com os outros tipos de habitats (GIMENES; DOS ANJOS, 2004; PIMENTA; DRUMMOND; LIMA, 2007). O fato de *G. sveni* utilizar mais dessas macrófitas como recurso em sua dieta na área JC em relação a TI pode ser um indicativo indireto de maior abundância desse recurso na área.

Considerando que a comunidade de parasitas pode ser determinada por características e interações físico-químicas do ambiente, além de aspectos biológicos, abundância e distribuição de seus hospedeiros, é possível observar que variações desses fatores podem influenciar direta ou indiretamente na estrutura de tal comunidade (MIKHEEV et al, 2014; AMARANTE et al., 2015; WUNDERLICH, 2015; SURES et al., 2017). Assim, a avaliação de parasitas como bioindicadores deve considerar o hospedeiro, a sazonalidade e o ambiente, uma vez que tais fatores se combinam para exercer um efeito sinérgico ou antagônico sobre os hospedeiros e a comunidades de parasitas, obtendo-se assim, maior precisão dos resultados (VIDAL-MARTÍNEZ et al., 2010).

Concluimos que a hipótese testada foi parcialmente corroborada, uma vez que as diferenças observadas no rio São José do Dourados, podem estar relacionadas não apenas ao canal artificial, como também à menor velocidade da massa de água. Ambos fatores, podem ter influenciado no grau de trofia, bem como da dieta de *G. sveni* entre as áreas avaliadas, favorecendo as diferenças observadas em relação à prevalência e abundância média de *R. (Sprentascaris) lanfrediae*. Ainda, a prevalência de *A. compactum* em JC demonstra ser resultado de interações bióticas e abióticas, tal como possível abundância de caramujos infectados e menor velocidade da massa de água.

Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., & PELICICE, F. M. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.

AMARANTE, C. F. D., TASSINARI, W. D. S., LUQUE, J. L., & PEREIRA, M. J. S. (2016). Factors associated with parasite dominance in fishes from Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 25(2), 225-230.

ANDERSON, R. C. (2000). Nematode parasites of vertebrates: their development and transmission. Cabi, 614p.

BARBOSA, F. A. R., PADISÁK, J., ESPÍNDOLA, E. L. G., BORICS, G. and ROCHA, O. (1999). The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the River Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In TUNDISI, J. G. & STRAŠKRABA, M., ed. *Theoretical reservoir ecology and its application*. Backhuys Publishers. p. 425-437.

BARLETTA, M., CUSSAC, V. E., AGOSTINHO, A. A., BAIGÚN, C., OKADA, E. K., CATELLA, A. C. & LASSO, C. A. (2016). Fisheries ecology in South American river basins. *Freshwater fisheries ecology*, 311-348.

BENKE, A. C. (2001). Importance of flood regime to invertebrate habitat in an unregulated river–floodplain ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(2), 225-240.

BOGÉA, T., CORDEIRO, F. M., & GOUVEIA, J. S. D. (2005). *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) as intermediate host of Heterophyidae (Trematoda: Digenea) in Rio de Janeiro metropolitan area, Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 47(2), 87-90.

BUSH, A.O., LAFFERTY, K.D., LOTZ, J.M. E A.W. SHOSTAK. (1997) Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis revisited. *The Journal of Parasitology*, 83, 575–583.

CARNEY, J. P., DICK, T. A. (2000) Helminth communities of yellow perch (*Perca flavescens*): determinants of pattern. *Canadian Journal of Zoology*, 78(4), p. 538-555.

CARVALHO, A. R., LUQUE, J. L. (2011) Seasonal variation in metazoan parasites of *Trichiurus lepturus* (Perciformes: Trichiuridae) of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(3), p. 771-782.

CESP (COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO). (2015) *Dados sobre o canal – UHE Três Irmãos*. Disponível em: <http://www.cesp.br>, acesso em 02/12/2017.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL). (2017) *Relatório Anual de Águas Continentais*. Desenvolvido por CETESB. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 02/12/2018.

COSTA-PEREIRA, R., PAIVA, F., TAVARES, L. E. R. (2014) Variation in the parasite community of the sardine fish *Triportheus nematurus* (Actinopterygii: Characidae) from the Medalha lagoon in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of helminthology*, 88(3), p. 272-277.

COYNER, D. F., SPALDING, M. G., FORRESTER, D. J. (2003). Influence of treated sewage on infections of *Eustrongylides ignotus* (Nematoda: Dioctophymatoidea) in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) in an urban watershed. *Comparative Parasitology*, 70(2), 205-211.

CRIBB, T. H., CHISHOLM, L. A., BRAY, R. A. (2002) Diversity in the Monogenea and Digenea: does lifestyle matter? *International Journal for Parasitology*, 32(3), p. 321-328.

CROOKS, K. R., SUAREZ, A. V., BOLGER, D. T. (2004) Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological conservation*, 115(3), p. 451-462.

CULP, J. M., WALDE, S. J., & DAVIES, R. W. (1983). Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(10), 1568-1574.

DE NÚÑEZ, M. O. (2017) Redescription of *Austrodiplostomum compactum* (Trematoda: Diplostomidae) from its Type Host and Locality in Venezuela, and of *Austrodiplostomum mordax* from Argentina. *Journal of Parasitology*, 103(5), 497-505.

DE NÚÑEZ, M. O., ARREDONDO, N. J., DE PERTIERRA, A. A. G. (2017). Adult trematodes (Platyhelminthes) of freshwater fishes from Argentina: A checklist. *Revue Suisse de Zoologie*, 124(1), 91-113.

DECAESTECKER, E., DECLERCK, S., DE MEESTER, L., & EBERT, D. (2005). Ecological implications of parasites in natural *Daphnia* populations. *Oecologia*, 144(3), 382-390.

DECHRUKSA, W., KRAILAS, D., UKONG, S., INKAPATANAKUL, W., & KOONCHORNBOON, T. (2007). Trematode infections of the freshwater snail family Thiaridae in the Khek river, Thailand. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 38(6), 1016.

DOGIEL, V. A. (1961) Ecology of the parasites of freshwater fishes. In: DOGIEL, V.A., PETRUSHEVSKI, G.K., POLYANSKI, Y.I. (Eds). *Parasitology of Fishes*. Leningrad: University Press. 1-47.

DUSEK, L., GELNAR, M., SEBELOVÁ, S. (1998) Biodiversity of parasites in a freshwater environment with respect to pollution metazoan parasites of chub (*Leuciscus cephalus* L.) as a model for statistical evaluation. *International Journal for Parasitology*, 28(1), 1555-1571.

EIRAS, J.C., TAKEMOTO, R.M., PAVANELLI, G.C. (2010) *Diversidade dos parasitas de peixes de água doce do Brasil*. ClicheTec Editora, Maringá, 333 pp.

EIRAS, J.C., TAKEMOTO, R.M., PAVANELLI, G.C. (2006) *Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes*. 2ª ed. Maringá.

FORNARELLI, R.; ANTENUCCI, J. P. (2011). The impact of transfers on water quality and the disturbance regime in a reservoir. *Water research*, 45(18), 5873-5885.

FRANCESCHINI, L., ZAGO, A. C., ZOCOLLER-SENO, M. C., VERÍSSIMO-SILVEIRA, R., NINHAUS-SILVEIRA, A., SILVA, R. J. D. (2013). Endohelminths in *Cichla piquiti* (Perciformes, Cichlidae) from the Paraná River, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 22(4), 475-484.

FRANCESCHINI, L. (2016) *Biodiversidade de parasitas de peixes da família Loricariidae (Teleostei: Siluriformes) procedentes do rio Sapucaí-Mirim, Brasil*. Botucatu, 154 p.

GIMENES, M. R., DOS ANJOS, L. (2004) Spatial distribution of birds on three islands in the upper River Paraná, Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 15(1), p. 71-85.

GOIS, K. S., PELICICE, F. M., GOMES, L. C., & AGOSTINHO, A. A. (2015). Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia*, 746(1), 401-413.

GROBBELAAR, A., VAN AS, L. L., BUTLER, H. J. B., VAN AS, J. G. (2014) Ecology of diplostomid (Trematoda: Digenea) infection in freshwater fish in southern Africa. *African Zoology*, 49(2): 222-232

HECHINGER, R. F., & LAFFERTY, K. D. (2005). Host diversity begets parasite diversity: bird final hosts and trematodes in snail intermediate hosts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1567), 1059-1066.

HECHINGER, R. F., LAFFERTY, K. D., HUSPENI, T. C., BROOKS, A. J., & KURIS, A. M. (2007). Can parasites be indicators of free-living diversity? Relationships between species richness and the abundance of larval trematodes and of local benthos and fishes. *Oecologia*, 151(1), 82-92.

HOOLE D. (1997) The effects of pollutants on the immune response of fish: implications for helminth parasites. *Parasitologia*, 39, 219-225.

HOOLE, D., LEWIS, J. W., SCHUWERACK, P. M. M., CHAKRAVARTHY, C., SHRIVE, A. K., GREENHOUGH, T. J., & CARTWRIGHT, J. R. (2003). Inflammatory interactions in fish exposed to pollutants and parasites: a role for apoptosis and C reactive protein. *Parasitology*, 126(7), S71-S85.

IGRECIAS, L. F. M. (2009) *Avaliação da influência do entorno e do Canal de Pereira Barreto na qualidade da água do Baixo São José dos Dourados*. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira.

JUNKER, B. H., SCHREIBER, F. (2011) *Analysis of biological networks*. John Wiley & Sons.

KLIEMANN, B. C. K., DELARIVA, R. L., AMORIM, J. P. A., RIBEIRO, C. S., SILVA, B., SILVEIRA, R. V., RAMOS, I. P. (2018) Dietary changes and histophysiological responses of a wild fish (*Geophagus cf. proximus*) under the influence of tilapia cage farm. *Fisheries Research*, 204, p. 337-347.

LACERDA, A. C. F., ROUMBEDAKIS, K., JUNIOR, J. B., NUÑER, A. P. O., PETRUCIO, M. M., & MARTINS, M. L. (2017). Fish parasites as indicators of organic pollution in southern Brazil. *Journal of helminthology*, 92(3), 322-331.

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

LAFFERTY, K.D., KURIS, A.M. (1999) How environmental stress affects the impacts of parasites. *Limnological Oceanographic*, 44(3), 925–933.

LAFFERTY, KEVIN D., KURIS, ARMAND M. (2005) Parasitism and environmental disturbances. *Parasitism and Ecosystems*, p. 113-123.

MADI, R. R., UETA, M. T. (2012) Parasitas de peixes como indicadores ambientais. In: SILVASOUSA, A.T.; M. A. P.; LIZAMA, M.A.P.; TAKEMOTO, R.M. (Eds.). *Patologia e Sanidade de Organismos Aquáticos*. Maringá: Massoni, p 33-58.

MALTA, L. S., PAIVA, F., ELISEI, C., TAVARES, L. E. R., & PEREIRA, F. B. (2018). A new species of *Raphidascaris* (Nematoda: Raphidascarididae) infecting the fish *Gymnogeophagus balzanii* (Cichlidae) from the Pantanal wetlands, Brazil and a taxonomic update of the subgenera of *Raphidascaris* based on molecular phylogeny and morphology. *Journal of helminthology*, 1-10.

MARCOGLIESE, D. J. (2002) Food webs and the transmission of parasites to marine fish. *Parasitology*, 124(7), p. 83-99.

MARCOGLIESE, D. J. (2004). Parasites: small players with crucial roles in the ecological theater. *EcoHealth*, 1(2), 151-164.

MARQUES, H., DIAS, J. H. P., PERBICHE-NEVES, G., KASHIWAQUI, E. A. L., & RAMOS, I. P. (2018). Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in neotropical reservoirs. *Biological conservation*, 224, 347-354.

MEADOR, M. R. (1992) Inter-basin water transfer: Ecological concerns. *Fisheries*, 17(2), p. 17-22.

MELO, M. F. C., SANTOS, J. N., GIESEI, E. G., SANTOS, E. G. N., SANTOS, C. P. (2011) *Raphidascaris* (*Sprentascaris*) *lanfrediae* sp. nov. (Nematoda: Anisakidae) from the fish *Satanoperca jurupari* (Osteichthyes: Cichlidae). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 106(5), 553-556.

MIKHEEV, V. N., PASTERNAK, A. F., VALTONEN, E. T., & TASKINEN, J. (2014). Increased ventilation by fish leads to a higher risk of parasitism. *Parasites & vectors*, 7(1), 281.

MORAVEC, F. (1998) *Nematodes of freshwater fishes of the Neotropical Region*. Academy of Sciences of the Czech Republic, Praha, 464 pp.

MORAVEC, F. (2004) Observations on the transmission and the seasonality of infection of the nematode *Raphidascaris acus* in *Salmo trutta fario* in a small trout stream in North Bohemia, Czech Republic. *Helminthologia*, 41(2), 91-98.

MORAVEC, F. (1970) On the life history of the nematode *Raphidascaris acus* (Bloch, 1779) in the natural environment of the river Bystřice, Czechoslovakia. *Journal of Fish Biology*, 2(4), p. 313-322.

MORAVEC, F., KOHN, A., & FERNANDES, B. M. M. (1990) First record of *Raphidascaris* (*Sprentascaris*) *hypostomi* (Petter et Cassone, 1984) comb. N. And *R. (S.) mahnerti* (Petter et Cassone, 1984) comb. N. (Nematoda: Anisakidae) from Brazil with remarks on the taxonomic status of. Nematoda: Anisakidae) from Brazil with remarks on the taxonomic status of the genus *Sprentascaris* Petter et Cassone, 1984. *Folia Parasitologica*. 37: 131-140.

MORETTO, E. M., MARCIANO, F. T., VELLUDO, M. R., FENERICH-VERANI, N., ESPINDOLA, E. L. G., ROCHA, O. (2008) The recent occurrence, establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tietê River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Paraná Basin (Brazil). *Biodiversity and Conservation*, 17(12), 3013-3025.

ONS. HISTÓRICO DA OPERAÇÃO - DADOS HIDROLÓGICOS/VOLUMES/VAZÃO (2019) Acessado: 11-04-2018. Disponível em: <http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/>

OVERSTREET, R. M. (1997) Parasitological data as monitors of environmental health. *Parassitologia*, 39, 169–175

PAGIORO, TA., ROBERTO, MC., THOMAZ, SM., PIERINI, SA. and TAKA, M. (2005) Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In RODRIGUES, L., THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA. and GOMES, LC., org. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA. p. 39-46.

PEREIRA, F. B., LUQUE, J. L. (2017) An integrated phylogenetic analysis on ascaridoid nematodes (Anisakidae, Raphidascarididae), including further description and

intraspecific variations of *Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae* in freshwater fishes from Brazil. *Parasitology international*, 66(1), p. 898-904.

PIETROCK, M., MARCOGLIESE, D. J. (2003). Free-living endohelminth stages: at the mercy of environmental conditions. *Trends in Parasitology*, 19(7), 293-299.

PIMENTA, F. E., DRUMMOND, J. C. P, LIMA, A. C. (2007) Aves aquáticas da Lagoa da Pampulha: seleção de habitats e atividade diurna. *Lundiana*, 8(2), p. 89-96.

PINTO, H. A., MELO, A. L. (2013). A checklist of cercariae (Trematoda: Digenea) in molluscs from Brazil. *Zootaxa*, 3666(4), 449-475.

POULIN, R., MORAND, S. (2004) *Parasite Biodiversity*. Smithsonian Books: Washington, DC, 216p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2011) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

ROSSER, T. G., BAUMGARTNER, W. A., ALBERSON, N. R., WOODYARD, E. T., REICHLEY, S. R., WISE, D. J., GRIFFIN, M. J. (2016). *Austrodiplostomum* sp., *Bolbophorus* sp. (Digenea: Diplostomidae), and *Clinostomum marginatum* (Digenea: Clinostomidae) metacercariae in inland silverside *Menidia beryllina* from catfish aquaculture ponds, with notes on the infectivity of *Austrodiplostomum* sp. cercariae in channel catfish *Ictalurus punctatus*. *Parasitology Research*, 115(11), 4365-4378.

RÜCKERT, S., KLIMPEL, S., PALM, H. W. (2007). Parasite fauna of bream *Abramis brama* and roach *Rutilus rutilus* from a man-made waterway and a freshwater habitat in northern Germany. *Diseases of Aquatic Organisms*, 74(3), 225-233.

SCHOLTE, R. G., CARVALHO, O. S., MALONE, J. B., UTZINGER, J., & VOUNATSOU, P. (2012). Spatial distribution of *Biomphalaria* spp., the intermediate host snails of *Schistosoma mansoni*, in Brazil. *Geospatial health*, S95-S101.

SILVA-SOUZA, A. T., SHIBATTA, O. A., MATSUMURA-TUNDISI, T., TUNDISI, J.G. DUPAS, F.A. (2006) Parasitas de peixes como indicadores de estresse ambiental e eutrofização. In: TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T., GALLI, P. (Org.). *Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle*. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 1ed., 373-386.

SIMÕES, R., GENTILE, R., RADEMAKER, V., D'ANDREA, P., HERRERA, H., FREITAS, T. & MALDONADO, A. (2010). Variation in the helminth community structure of *Thrichomys pachyurus* (Rodentia: Echimyidae) in two sub-regions of the Brazilian Pantanal: the effects of land use and seasonality. *Journal of Helminthology*, 84(3), 266-275.

SMITH, N. F. (2001) Spatial heterogeneity in recruitment of larval trematodes to snail intermediate hosts. *Oecologia* 127:115–122.

SNADDON, C. D., DAVIES, B. R., WISHART, M. J., MEADOR, M. E., & THOMS, M. C. (1999). A global overview of inter-basin water transfer schemes, with an appraisal of their ecological, socio-economic and socio-political implications, and recommendations for their management. *Water Research Commission Report No. TT120/00. Pretoria: Water Research Commission*.

SNADDON, C. D., & DAVIES, B. R. (1998). A preliminary assessment of the effects of a small South African inter-basin water transfer on discharge and invertebrate community structure. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 14(5), 421-441.

SOARES, I. A., LUQUE, J. L. Seasonal variability of the composition and structure of parasite communities of red porgy, *Pagrus pagrus* (Perciformes: Sparidae) off Brazil. *Helminthologia*, v. 52, n. 3, p. 236-243, 2015.

SURES, B. (2004) Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in parasitology*, 20(4), p. 170-177.

SURES, B., NACHEV, M., SELBACH, C., MARCOGLIESE, D. J. (2017). Parasite responses to pollution: what we know and where we go in 'Environmental Parasitology'. *Parasites Vectors*, 10(1), 65.

TAGLIORETTI, V., ROSSIN, M. A., TIMI, J. T. (2018). Fish-trematode systems as indicators of anthropogenic disturbance: Effects of urbanization on a small stream. *Ecological Indicators*, 93, 759-770.

TAVARES-DIAS, M., OLIVEIRA, M. S. B., GONÇALVES, R. A., & SILVA, L. M. A. (2014). Ecology and seasonal variation of parasites in wild *Aequidens tetramerus*, a Cichlidae from the Amazon. *Acta Parasitologica*, 59(1), 158-164.

THOMAZ, S. M., LANSAC TÔHA, F. A., ROBERTO, M. C., ESTEVES, F. A., & LIMA, A. F. (1992). Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guarana: a varzea lake of the High Rio Parana, state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revue d'Hydrobiologie tropicale*, 25(4), 269-276.

TINCO, M. A. C., IANNACONE, J. (2013) Bioecology of *Phalacrocorax brasilianus* (gmelin, 1789) (Pelecaniformes: Phalacrocoracidae) in South America. *The Biologist*, 11(1), p. 151-166.

VALTONEN, E. T., HOLMES, J. C., & KOSKIVAARA, M. (1997). 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*, 54(3), 572-585.

VALTONEN, E.T., HAAPARANTA, A., HOFFMANN, R. (1994) Occurrence and histological response of *Raphidascaris acus* (Nematoda: Ascaridoidea) in roach from four lakes differing in water quality. *International Journal for Parasitology*, 24: 197–206.

VIANA, A. P., LUCENA FRÉDOU, F. (2014). Ichthyofauna as bioindicator of environmental quality in an industrial district in the amazon estuary, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2), 315-324.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M., PECH, D., SURES, B., PURUCKER, S. T., POULIN, R. (2010) Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology*, 26(1), 44–51.

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

VIOLANTE-GONZÁLEZ, J., GARCÍA-VARELA, M., ROJAS-HERRERA, A., GUERRERO S. G. (2009) Diplostomiasis in cultured and wild tilapia *Oreochromis niloticus* in Guerrero State, Mexico. *Parasitology Research*, 105, 803-807.

VITAL, A. L. A. (2018) *Influência de piscicultura em tanques-rede sobre dieta, aspectos populacionais e parasitológicos de Geophagus cf. proximus (Perciformes: Cichlidae) no reservatório de Ilha Solteira, SP/MS*. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

VITAL, J. F., MURRIETA-MOREY, G. A., PEREIRA, N. B., & MALTA, J. C. (2016) Metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) em peixes de lagos de várzea da Amazônia Brasileira. *Folia Amazónica*, 25(2), 153-158.

WANTZEN, K. M., WAGNER, R. (2006) Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical–temperate comparison. *Journal of the north American benthological society*, 25(1), p. 216-232, 2006.

WUNDERLICH, A. C. (2015) Parasitos de peixes e biomarcadores como ferramentas para avaliação da poluição em rios e represas na bacia do Rio Tietê, estado de São Paulo. Tese apresentada ao Instituto de Biociências – UNESP.

ZAGO, A. C., FRANCESCHINI, L., ZOCOLLER-SENO, M. C., VERÍSSIMO-SILVEIRA, R., MAIA, A. A. D., IKEFUTI, C. V., DA SILVA, R. J. (2013) The helminth community of *Geophagus proximus* (Perciformes: Cichlidae) from a tributary of the

Paraná River, Ilha Solteira Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Journal of Helminthology*, 87(2), 203-211.

ZHUANG, W. (2016) Eco-environmental impact of inter-basin water transfer projects: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13), 12867-12879.

ZICA, E. D. O. P., WUNDERLICH, A. C., RAMOS, I. P., , DA SILVA, R. J. (2010) *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Digenea, Diplostomidae) infecting *Geophagus proximus castelnaui*, 1855 (Cichlidae, Perciformes) in the Tietê river, Nova Avanhandava reservoir, municipality of Buritama, São Paulo State, Brazil. *Neotropical Helminthology*, 4(1), 9-15.

Material Suplementar

Tabela 1. Valores obtidos pela CETESB na determinação do Índice de Qualidade de Água (IQA), Índice de Proteção de Vida Aquática (IVA) e Índice de Estado Trófico (IET) dos anos de 2012 a 2017, em ponto amostral a montante do Canal de Pereira Barreto (BJSD02200) e a sua jusante (BJSD02900), no reservatório de Três Irmãos (TITR02800). Classificação dos valores de: IQA – Ótima (80 - 100), Boa (52 - 79), Razoável (37 - 51), Ruim (20 - 36), Péssima (0 - 19); IVA – Ótima ($\leq 2,5$), Boa (2,6 - 3,3), Regular (3,4 - 4,5), Ruim (4,6 - 6,7), Péssima ($> 6,8$); IET – Ultraoligotrófico (= 47), Oligotrófico (47 - 52), Mesotrófico ($> 52 - 59$), Eutrófico ($> 59 - 63$), Supereutrófico ($> 63 - 67$), Hipereutrófico (> 67).

Índices	Ponto amostral	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Média (2012 - 2017)
IQA	BJSD02200	-	88	76	74	81	85	80.8
	BJSD02900	-	92	89	88	89	91	89.8
	TITR02800	91	90	90	89	89	91	90
IVA	BJSD02200	-	-	3.2	2.7	3.3	2.8	3
	BJSD02900	-	-	2.5	3	2.8	2.7	2.75
	TITR02800	2.4	2.5	3	2.7	2.2	2.8	2.6
IET	BJSD02200	-	52	55	53	54	51	53
	BJSD02900	-	47	51	53	51	49	50.2
	TITR02800	43	51	53	52	51	50	50

Tabela 2. Variáveis físico-químicas da água durante os períodos chuvoso e seco, nas áreas amostradas do reservatório de Três Irmãos (TI) e área a jusante do Canal Artificial de Pereira Barreto (JC) e a montante (MC) no rio São José dos Dourados, SP, Brasil. Plu = Pluviosidade mensal; Trans = Transparência; T = Temperatura da água; pH = Potencial hidrogeniônico; ORP = Potencial de redução da oxidação; CE = Condutividade elétrica; OD = Oxigênio dissolvido; STD = Sólidos totais dissolvidos..

Período	Plu (mm)	Áreas	Trans (m)	T(°C)	pH	ORP (mV)	CE (mS/cm)	OD (mg/L)	STD (g/L)
Chuvoso	33	TI	4,95	28,8±0,03	7,1±0,17	185±8,8	0,167±0	7,32±0,4	0,108±0,001
		MC	1,06	29,4±0,2	6,2±0,08	155±14,5	0,133±0	6,7±0,5	0,086±0,002
		JC	2,4	29,1±0,07	6,2±0,16	193±8,09	0,165±0	7,87±0,5	0,107±0,002
Seco	0	TI	5,83	23,7±0,09	6,1±0,14	251±3,3	0,160±0	7±0,26	0,102±0,004
		AC	2,81	23,4±0,01	6,12±0,2	257,6±12	0,149±0	6,35±0,47	0,101±0,002
		JC	3,85	23,4±0,09	5,7±0,15	237±,8	0,163±0	5,8±0,52	0,109±0,001

Tabela 3. Composição da dieta de *Geophagus sveni* e as respectivas porcentagens de volume em área no reservatório de Três Irmãos (TI) e áreas a montante (MC) e jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, no rio São José dos Dourados, SP, Brasil.

Itens alimentares	Volume relativo (%)		
	TI	MC	DC
Detrito	33.7	61.4	27.4
Diptera (Chironomidae, Psychodidae e Ceratopogonidae)	32.8	18.8	27.4
Bivalvia (<i>Limnoperna fortunei</i>)	14.9	8.7	5.4
Vegetal (<i>Eichhornia</i> sp., <i>Myriophyllum</i> sp. <i>Egeria</i> sp.)	4.2	5.7	12.9
Gastropoda (Thiaridae)	6.2	1.4	7.7

Continua

Continuação

Escamas de peixes	0.4	0.3	6.5
Trichoptera	2.4	1	1.7
Odonata (Gomphidae)	0.7	0.9	5.2
Insetos terrestres (Formicidae)	0.4	0.9	2.4
Algas	0.5	0.7	0.8
Ostracoda	0.9	<1	1.4
Ovocitos	1.7	-	-
Decapoda	0.7	-	0.6
Plecoptera	-	0.1	0.5
Cladocera (Daphnidae)	0.2	0.1	0.2
Inseto não identificado	0.3	-	-
Ephemeroptera	0.1	-	-
Coleoptera	<0.1	<0.1	-

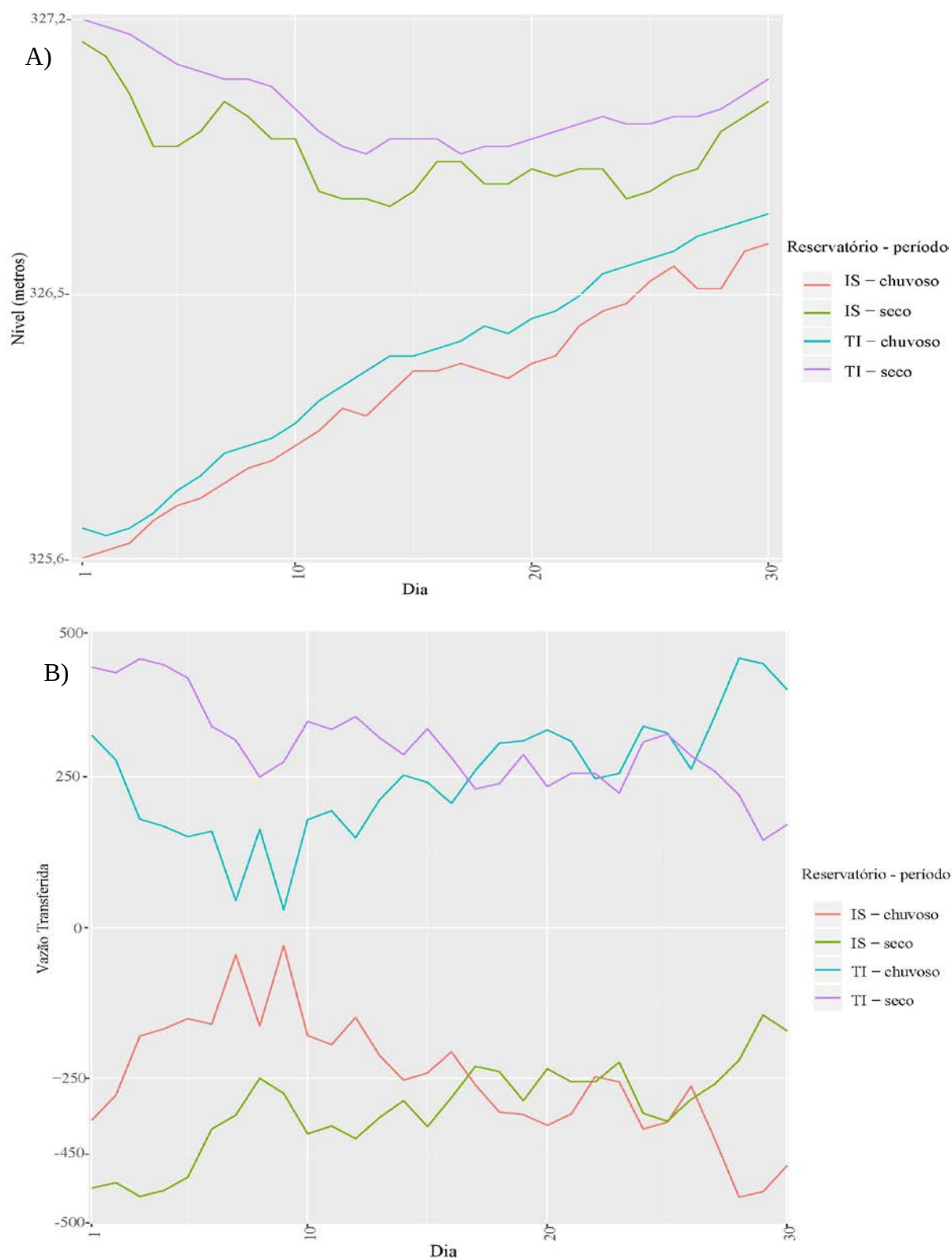


Figura 1. A) Níveis da cota (m) dos reservatórios de Três Irmãos (TI) e Ilha Solteira (IS), **B)** vazões transferidas (m³/s) pelo Canal Artificial e Pereira Barreto, durante 30 dias no período chuvoso (dezembro/2017) e seco (junho/2018).

CAPÍTULO III

**PEROXIDAÇÃO LIPÍDICA EM *Geophagus sveni*
Lucinda, Lucena & Assis, 2010 (CICHLIFORMES,
CICHLIDAE) EM ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO CANAL
ARTIFICAL DE PEREIRA BARRETO, SP**

Resumo

Perturbações no meio aquático, tais como presença de poluentes ou alterações limnológicas, podem comprometer a fisiologia dos peixes em consequência do estresse oxidativo. O Canal Artificial de Pereira Barreto, uma alteração antrópica na bacia do alto Paraná, contribui com a transposição de águas da bacia do rio Tiête para bacia do rio São José dos Dourados. Esta transposição de águas pode alterar variáveis limnológicas, surtindo efeitos sobre a biota aquática, principalmente no sistema receptor. Contudo, tais efeitos sobre a comunidade aquática ainda são desconhecidos. Sendo o estresse oxidativo, uma resposta da alteração da condição de homeostase, podendo ser verificado no tecido branquial de bioindicadores pelas concentrações de peroxidação lipídica (LPO), o presente estudo objetivou testar a hipótese de que a transposição de águas do rio Tietê (reservatório de Três Irmãos), pelo Canal Artificial de Pereira Barreto, altera o estresse oxidativo branquial de *Geophagus sveni* no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira). Exemplares de *G. sveni* foram coletados em dois períodos (chuvoso e seco) em três áreas amostrais, uma no reservatório de Três Irmãos e duas (uma à montante e outra a jusante do canal) no rio São José dos Dourado (reservatório de Ilha Solteira). Fragmentos de arcos branquiais de 60 exemplares (10 por período e área amostral) foram analisados, quantificando-se a peroxidação lipídica (LPO) de cada exemplar pelo método FOX. A variação espacial e sazonal das concentrações de LPO foi comparada pela ANOVA *one way*, enquanto para variabilidade individual foi empregada análise PERMIDISP ($p < 0,05$). Diferenças de LPO foram registradas apenas sazonalmente na área a jusante do canal, enquanto não houve variações espaciais e individuais. Tal fato pode ser resposta à aclimação e resiliência da população de *G. sveni* aos estressores ambientais. Espécies não-nativas e invasoras são caracterizadas pela plasticidade fenotípica que podem conferir tolerância às variações ambientais. Enquanto a variação sazonal a jusante do canal pode estar relacionada a composição da dieta, com maior abundância de recursos antioxidantes, tal como invertebrados aquáticos, no período seco e do escoamento superficial de possíveis poluentes no período chuvoso. Com isso, as águas transpostas pelo canal e o regime pluviométrico podem afetar indiretamente o estresse oxidativo de *G. sveni*, devido a influência sobre aspectos quali-quantitativos dos recursos alimentares e poluentes a jusante do canal.

Palavras-chaves: porquinho, lipoperoxidação, alto rio Paraná, sistema de transposição, hidrovía Tiête-Paraná

Introdução

As características do ambiente são importantes preditores para a saúde dos peixes, sendo que alterações no meio, podem comprometer a fisiologia e sobrevivência desses organismos (CAZENAVE et al., 2014). Os peixes estão frequentemente expostos a fatores estressantes, como poluentes e variações físico-químicas tais como concentração de gases dissolvidos na água (O_2 e CO_2), pH, turbidez, disponibilidade de alimento e temperatura (IWAMA et al., 1999). Essa habitual exposição a estímulos estressores desencadeia mecanismos para recuperar a homeostase, levando à produção excessiva de radicais livres que surgem em função das ações oxidativas no sistema biológico (DROGE, 2002).

Fatores estressantes fazem com que o oxigênio (O_2) presente no ambiente aeróbio se torne danoso ao sistema biológico, ou seja, gere estresse oxidativo, e consequentemente espécies reativas de oxigênio (EROs), tais como o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), o ânion superóxido (O_2^-) e o radical hidroxila ($HO\bullet$). Tais espécies reativas de oxigênio possuem um ou mais elétrons desemparelhados no seu orbital mais externo e apresentam a característica de serem altamente reativos. EROs atacam e provocam modificações em estruturas celulares como lipídios, proteínas e DNA, oxidando-as e podendo inclusive levar a morte celular (HARRIS, 1992). Sendo todas as biomoléculas suscetíveis à oxidação, a lipoperoxidação (LPO) das membranas celulares é um exemplo de lesão que pode ser promovida por EROs, principalmente a $HO\bullet$. Radical hidroxila ($HO\bullet$) atua como iniciador ($R\bullet$) ao reagir com ácidos graxos poliinsaturados, as quais compõem as membranas celulares de animais, formando um radical lipídico ($L\bullet$): $LH + R\bullet \sim L\bullet$ (DROGE, 2002; AYALA; MUÑOZ; ARGÜELLES, 2014). Ao contrário de sua molécula original, o radical lipídico gerado reage rapidamente em meio aeróbio, formando um radical peróxido que novamente retirará um hidrogênio de ácidos graxos adjacentes, resultando em um hidroperóxido e uma nova EROs (Figura 1).

Os efeitos da LPO são extremamente deletérios aos fosfolipídios de membranas, principalmente aos ácidos graxos poliinsaturados. Dentre os danos oriundos da LPO podem ser citados a redução da fluidez e a destruição da integridade do sistema de membranas. Tais ações podem resultar em um colapso do gradiente iônico

transmembrana, além da inativação de enzimas transmembrana, o que pode comprometer drasticamente o funcionamento celular (HALLIWELL; GUTERIDGE, 2015). Dessa forma, a LPO é considerada uma das principais causas de injúria e morte celular (HERMES-LIMA, 2004).

Por outro lado, mecanismos de defesa antioxidante podem atuar de forma a evitar o aumento da peroxidação lipídica. Estudos recentes com *Perna perna* Linnaeus, 1758 verificaram que a exposição a metais de cobre e ferro, em determinadas concentrações, pode estimular a atividade da glutathiona peroxidase de hidroperóxido fosfolipídico (PHGPx), que atua na proteção contra a LPO (ALMEIDA, et al., 2004; AYALA; MUÑOZ; ARGÜELLES, 2014). Outros mecanismos como antioxidantes exógenos provenientes da dieta (vitaminas C, E e os carotenóides) também contribuem para o equilíbrio na produção e controle das espécies reativas de oxigênio (PAPAS, 1999; HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2015) (Figura 1).

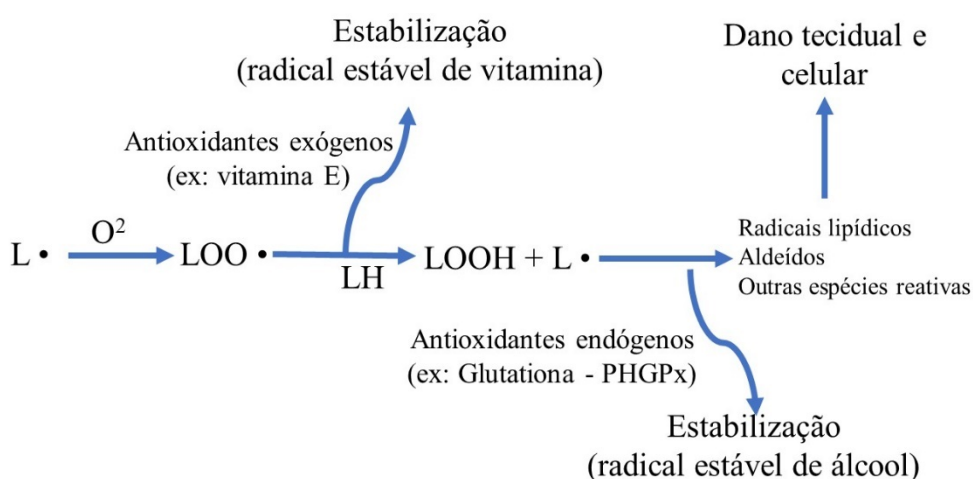


Figura 1. Processo de peroxidação lipídica. $L \cdot$ = Radical lipídico; $LOO \cdot$ = Radical peróxido lipídico; LH = Molécula de lipídio; LOOH = hidroperóxido lipídico; O_2 = Oxigênio (Fonte: próprio autor)

Nesse contexto, o tecido branquial, por estar em contato direto com os estressores ambientais e apresentar sensibilidade ao estresse oxidativo, sendo o aumento nos seus níveis de LPO considerado um indicador de doenças ou estresse ambiental, pode ser

consideradourum ótimo sítio de amostragem bioquímica (HERMES-LIMA; ZENTENO-SAVIN, 2002). Ainda, sendo a oxidação lipídica um processo primário de deterioração, seus efeitos sobre a qualidade do pescado, manifestam-se por mudanças em seu cheiro, cor, textura, valor nutritivo e possível produção de compostos tóxicos (JENSEN; LAURIDSEN; BERTELSEN., 1998), o que afeta sua aceitabilidade para consumo humano, podendo causar prejuízos a pesca artesanal.

Especificamente, essa atividade pesqueira vem se estabelecendo em ecossistemas aquáticos artificiais como os reservatórios, mantendo alto nível de produtividade e renda dos pescadores, os quais também utilizam do pescado como principal fonte de proteína (ALVES DA SILVA; MARUYAMA; PAIVA, 2018; NOVAES; CARVALHO, 2009). Porém nesses ambientes, misturas complexas de poluentes entram por fontes difusas devido ao aumento do processo de urbanização, atividades industriais e agrícolas (SANTANA et al., 2018). Tais fontes difusas podem ser problemáticas em rios com uso do entorno predominantemente agropecuário, podendo resultar em subprodutos altamente tóxicos para biota aquática, como herbicidas e pesticidas (SOLOMON et al., 2013; DE CASTILHOS GHISI; CESTARI, 2013), como o rio São José dos Dourados/SP.

Adicionalmente, tem-se o registro de alterações de variáveis limnológicas, como redução da turbidez e concentrações de nutrientes no rio São José dos Dourados em função do canal artificial de Pereira Barreto (IGRECIAS, 2009), que conecta o reservatório de Três Irmãos ao de Ilha Solteira e contribui com uma vazão média de 173 m³/s para o rio São José dos Dourados (CESP, 2013). Ainda canais artificiais podem além de influenciar variáveis físico-químicas da água, afetar os habitats e biota aquática nas áreas de afluência (MEADOR, 1992), contudo os efeitos dessas águas transpostas pelo canal de Pereira Barreto sobre a ictiofauna do rio São José dos Dourados ainda são desconhecidos.

Desde sua introdução e estabelecimento na bacia do alto rio Paraná, a espécie de peixe *Geophagus sveni* (= *Geophagus proximu* Castelnau, 1855 para bacia do alto Paraná) (KLIEMANN et al., 2018), conhecido popularmente como “porquinho”, apresenta altas densidades e abundâncias (GOIS et al., 2015). Assim, está entre as principais espécies na pesca científica (KLIEMANN et al., 2018; MARQUES et al., 2018), artesanal e esportiva na região do Noroeste do estado de São Paulo (BARLETTA et al., 2016). Segundo HOLT

e MILLER (2013), espécies bioindicadoras abundantes e de interesse econômico/comercial podem ser usadas para verificar e monitorar perturbações ambientais e o estado dos ecossistemas aquáticos.

Sendo, as alterações nas respostas biológicas dos organismos aquáticos usadas para avaliar os efeitos de estressores na biota (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003), e biomarcadores ferramentas que permitem avaliar os padrões desses efeitos nos organismos, seus dados se tornam valiosos para o estado ecotoxicológico das massas de água (SANCHEZ; PORCHER, 2009). Assim, o presente estudo objetivou testar a hipótese de que a transposição de águas do rio Tietê (reservatório de Três Irmãos), pelo Canal Artificial de Pereira Barreto, altera o estresse oxidativo branquial de *G. sveni* no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira). Tal hipótese baseia-se no fato de que as perturbações no meio aquático devido o uso agropastoril do entorno, pode ser mitigado pela vazão do canal, favorecendo a diluição de possíveis contaminantes (SNADDON et al. 1998; SNADDON et al. 2000).

Materiais e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em três áreas localizadas no alto rio Paraná (reservatório de Três Irmãos – rio Tietê e reservatório de Ilha Solteira – rio São José dos Dourados) (Figura 1A), adjacentes ao Canal Artificial de Pereira Barreto e próximas as áreas de monitoramento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a qual em seus históricos indica diferenças em índices de qualidade de água (Material Suplementar - Tabela 1). As coletas foram realizadas em período chuvoso (Dezembro/2017) e seco (Junho/2018) em três áreas: uma área no reservatório de Três Irmãos (TI) (20°65'86.78"S e 51°10'64.62"W) e duas no rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira), uma a jusante do Canal de Pereira Barreto (20°55'07.73"S e 51°10'39.78"W) (JC) e outra a montante (MC) (20°56'56.80"S e 51°02'73.58"W) (Figura 1B).

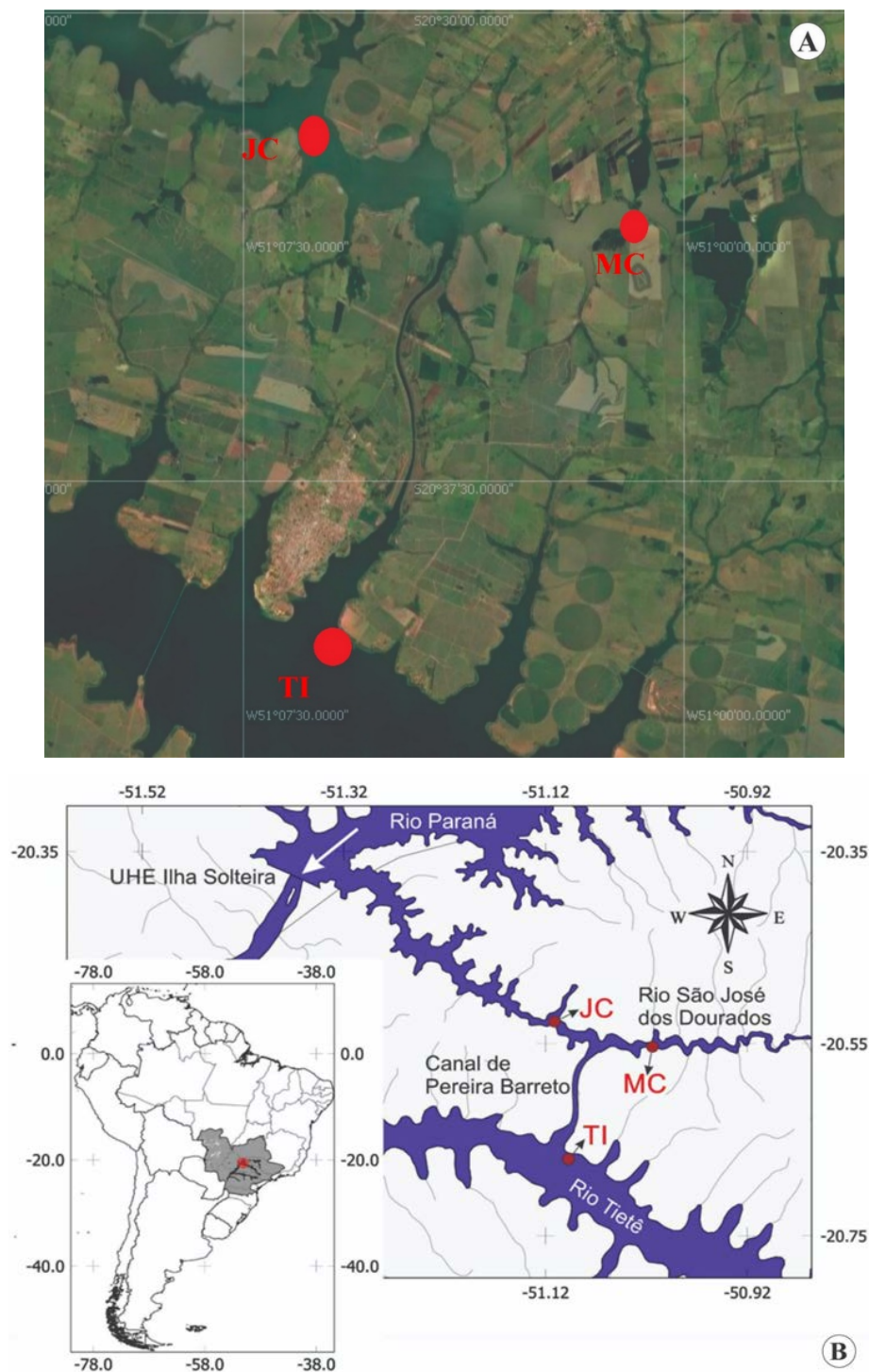


Figura 1: A) Imagem de satélite do canal artificial de Pereira Barreto e suas áreas adjacentes (Datum WGS84 – 19/05/2019); B) Mapa do Brasil, em destaque trecho do rio São José dos Dourados (reservatório de Ilha Solteira) e rio Tietê (reservatório de Três Irmão), estado de São Paulo, com indicação das áreas de amostragem.

Caracterização de variáveis limnológicas

Para a caracterização limnológica foram realizadas cinco mensurações de variáveis limnológicas (transecto linear com 200 m de distância entre cada ponto de mensuração), utilizando-se para cada área amostral por coleta um aparelho multissensor da marca Horiba (modelo U-50, Kyoto, Japão) e um disco de Secchi (Material Suplementar – Tabela 2). Os fatores físico-químicos da água mensurados foram: oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), sólidos dissolvidos totais (g/L) e transparência da água (m) (Material Suplementar – Tabela 2). Também foram adquiridos dados de pluviosidade junto ao Sistema HIDRO da Agência Nacional das Águas (<http://www.snirh.gov.br/>) (Material Suplementar - Tabela 2), e dados dos níveis dos reservatórios de Ilha Solteira e Três Irmãos bem como vazões transferidas pelo canal de Pereira Barreto por meio da plataforma *online* do Operador Nacional de Sistema Elétrico (ONS) (<http://ons.org.br/paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao>) (Material Suplementar – Figura 1).

Coleta do material biológico

Os exemplares adultos de *G. sveni* com tamanho padronizado (10 a 18 cm) foram capturados, totalizando 60 indivíduos, 20 de cada área, e desses, 10 para cada período (autorização SISBIO nº 56809-1 e cadastro SISGEN nº AB43EED). As capturas foram realizadas com auxílio de redes de espera (de 3 a 10 cm entre nós não adjacentes) expostas por 24 horas e revistadas a cada três horas. Os exemplares foram eutanasiados em solução de 0,5% de benzocaína (CEUA nº 02/2017), mensurados o comprimento padrão e massa total individualmente e seus arcos branquiais coletados e, congelados e mantidos em nitrogênio líquido. O material coletado foi destinado ao Laboratório de Ecologia de Peixes (PIRÁ), do Departamento de Biologia e Zootecnia (DBZ) da Universidade Estadual Paulista (UNESP/FEIS), Câmpus de Ilha Solteira – SP, onde foi acondicionado no laboratório em -80°C . Exemplares testemunhos dos peixes foram depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências, Letras e

Determinação das concentrações de peroxidação lipídica e análise de dados

A quantificação de peroxidação lipídica (LPO) foi realizada em fragmentos de arcos branquais esquerdo pelo método FOX (Ferrous Oxidation in Xylenol Orange) desenvolvido por Hermes-Lima et al. (1995). Os filamentos branquiais foram homogeneizados em metanol e centrifugados a 1.000g e posteriormente adicionados os reagentes: 1 mM FeSO₄ 0,25 M H₂SO₄ 1 mM laranja de xilenol e água Miliq em um volume total de 0,9 mL. As amostras foram incubadas a temperatura ambiente por 1h e a absorbância lida em espectrofotômetro a 580 nm. Subsequentemente foram adicionadas às amostras hidroperóxido de cumeno (CHP) (5×10^{-3} mM) e realizada nova leitura a 580 nm. As concentrações de peroxidação lipídica foram expressas em nMol de hidroperóxido de cumeno*g de proteína⁻¹ em massa úmido.

Posteriormente, sendo os valores de LPO de cada exemplar, em seu fator espaço ou espaço-período utilizada como repetição, foi aplicado teste Shapiro-Wilk (função *shapiro.test*) para verificar a normalidade dos dados espaciais e sazonais. Para comparação entre as áreas, e sazonal de cada área, foi aplicada ANOVA (função *aov*), seguido do teste *post hoc* de Tukey (função *TukeyHSD*). Para a variabilidade individual foi empregada a análise permutacional de dispersões multivariadas (PERMIDISP) (pacote *vegan*, função *betadisper*). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software RStudio v.1.1.456 (RSTUDIO TEAM, 2015) o nível de significância adotado foi de 5% ($p < 0,05$).

Resultados

Não houve variação espacial para LPO, ainda que registrado maior valor na área JC (Figura 2A). Contudo, verificou-se variação sazonal, com maior valor no período chuvoso em JC ($f = 11,13$; $p = 0.006$) (Figura 2B). Também não foram observadas diferenças nas dispersões individuais de LPO entre as áreas, apesar de grande variabilidade nas

concentrações na área JC (Figura 2C).

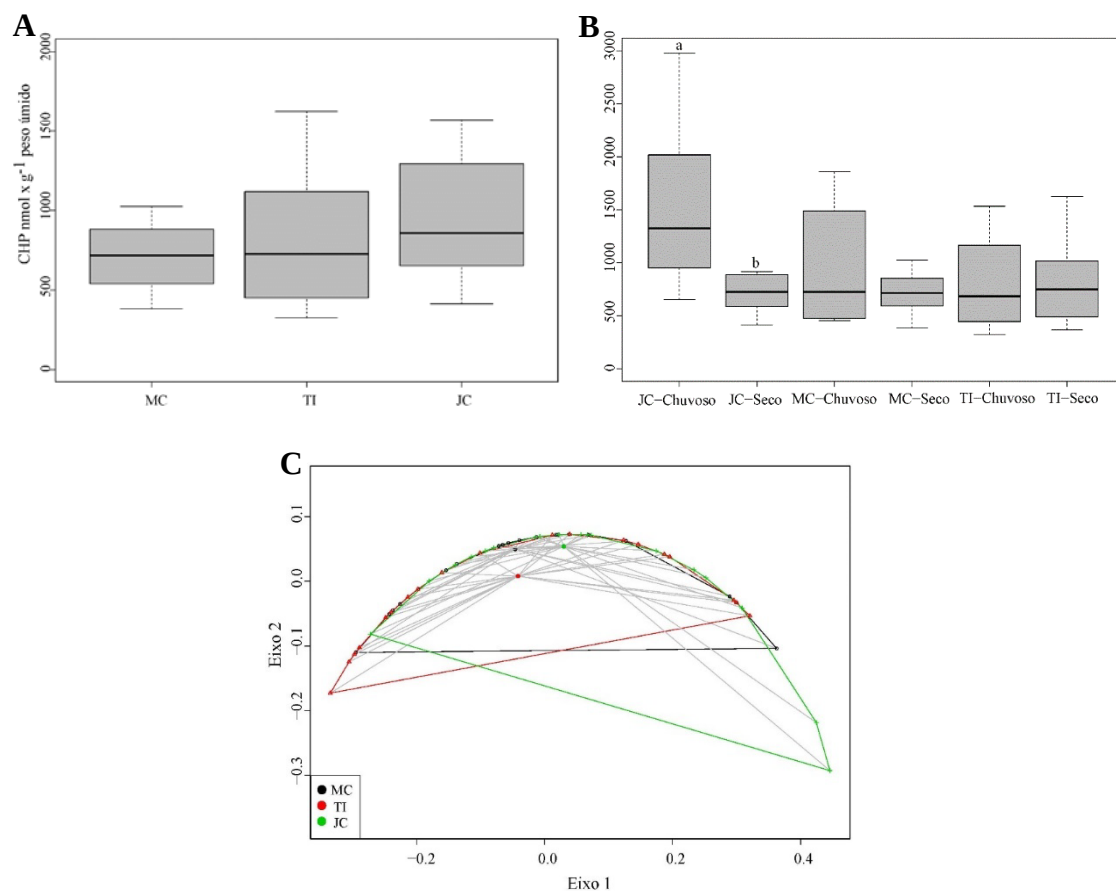


Figura 2. Concentrações médias e o desvio padrão de Peroxidação lipídica em membranas branquiais em *Geophagus sveni*: **(A)** em fator espacial, **(B)** sazonal, e **(C)** suas dispersões individuais (análise de coordenadas principais - PCoA) para as áreas no reservatório de Três Irmãos (TI) e áreas com a afluência de águas de TI pelo Canal de Pereira Barreto (JC) e sem essa afluência (MC). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas.

Discussão

O uso exclusivamente agropastoril nas áreas MC e JC, com predomínio da monocultura de cana-de-açúcar, favorece escoamentos de poluentes, tais como pesticidas, herbicidas, adubos químicos, fuligem (DAVIS et al., 2013; FILOSO et al., 2015), com possíveis efeitos deletérios para a biota aquática (MIRANDA et al., 2008). No entanto, a transferência das águas por um canal artificial, pode favorecer uma maior diluição desses

poluentes (SNADDON et al. 1998; SNADDON et al. 2000). Assim, esperava-se que exemplares de *G. sveni* na área MC apresentassem maior níveis de LPO em relação a área JC, o que não foi observado.

Especificamente, peixes possuem alta taxa de absorção através das brânquias devido à sua lipofilicidade, sendo vulnerável a poluentes agrícolas, apresentando toxicidades até 1000 vezes maiores em relação à mamíferos e aves (SRIVASTAV; SRIVASTAVA; SRIVASTAV, 1997; BOLOGNESI 2003; FIRAT et al., 2011). Ainda que nossos resultados não indiquem diferenças espaciais no estresse oxidativo, eles se assemelham com resultados de Osório et al. (2014), nos quais as concentrações de LPO em *Geophagus brasiliensis* não apresentaram diferenças em um gradiente espacial com diferentes usos e fontes poluentes. Porém, mesmo níveis inalterados de LPO em peixes que podem estar continuamente expostos à estressores, não significa necessariamente que o estresse oxidativo esteja ocorrendo de forma similar (BRITO et al., 2012). Níveis de transcrição de enzimas antioxidantes endógenas, tais como superóxido dismutase e glutathione, podem ser significativamente maiores nas brânquias de peixes tolerantes que vivem nas áreas contaminadas em comparação aos controles (REGOLI; BENEDETTI; GIULIANI, 2011), com posterior diminuição nas concentrações das defesas antioxidantes dos peixes após a depuração do ambiente (MARTÍNEZ-GÓMEZ et al., 2009), o que pode justificar as semelhanças observadas entre as diferentes áreas avaliadas.

Em estudo experimental com a espécie de peixe *Astyanax bimaculatus*, exposto por 96 h a ambiente com pH (5,5) e alumínio ($0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), registrou média de CHP no fígado acima de $1.200 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1}$ em massa úmida, o qual diminuiu (aproximadamente $800 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1}$ em massa úmida) após ser exposto por outras 96 h em água limpa (VIEIRA; CORREIA; MOREIRA, 2013). Mecanismos eficazes de aclimação, desintoxicação e tolerância são críticos para a sobrevivência de uma espécie em um ambiente poluído. A ausência da diferença espacial e individual também pode ser em resposta à aclimação e resiliência da população dessa espécie em função dos estressores ambientais. A expressão positiva da expressão de genes antioxidantes auxilia no mecanismo de aclimação fisiológica, tolerância e sobrevivência de peixes expostos a poluentes (ROBERTS; ORIS; STUBBLEFIELD, 2006). Tal como Jimenez et al. (2018) sugeriram para a espécie rústica de peixe *Cyprinodon variegatus* Lacepède, 1803, que, frente a exposição de drásticas

alterações em temperaturas e oxigênio dissolvido, também não foram alterados seus níveis de LPO.

As condições de tolerância e aclimação aos estressores do ambiente variam entre espécies, as quais refletem as adaptações das propriedades funcionais e mecanismos compensatórios, podendo facilitar a colonização por essas espécies em novas áreas (PISCART et al., 2011; FEDORENKOVA et al., 2013; BIELEN et al., 2016). Espécies sobreviventes às variações ambientais durante as dispersões, podem ser mais tolerantes do que espécies nativas, podendo assim se tornarem invasivos (PISCART et al., 2011). Além disso, o grau de tolerância a poluentes de origem agrícola, em particular da monocultura de cana de açúcar, pode ser o fator determinante à distribuição de espécies não-nativas e invasoras em paisagens com esse tipo de uso (GONINO et al., 2019). O fato de *G. sveni* ser não-nativo na bacia do alto rio Paraná e ainda assim, ter colonizado e se distribuído com abundância ao longo da bacia, em áreas com diferentes condições tróficas (MORETTO et al., 2008), é um indicativo de plasticidade fenotípica, sustentando a hipótese dessa espécie ser tolerante aos estressores ambientais, contribuindo para as similaridade espaciais e das dispersões individuais de LPO.

A diferença sazonal de LPO na área JC pode estar relacionada a variação alimentar sazonal, o que pode ter alterado a eficiência de resposta do sistema imune de *G. sveni*, diminuindo a LPO no período seco. No período seco para área JC, *G. sveni* consumiu uma maior quantidade de invertebrados aquáticos quando comprado ao período chuvoso, tais como Diptera, moluscos e outros invetebrados. Uma maior variação de itens alimentares na dieta de peixes possibilita melhor coeficiente de digestibilidade, e consequentemente aumento da assimilação de compostos químicos antioxidantes endógenos (BOMFIM; LANNA, 2004; FRACALOSSO; CYRINO, 2013). Dessa forma, favorecendo o sistema de defesa imunológico dos organismos, que possui mecanismos que tentam equilibrar e controlar danos oxidativos, e consequentemente diminuindo as concentrações de LPO (HAMRE et al., 2004; VALAVANIDIS et al., 2006). Esses mecanismos antioxidantes são subdivididos em enzimáticos e não enzimáticos, sendo os não enzimáticos principais as vitaminas A, C, E (alfa-tocoferol) e carotenoides (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2015). Em particular o alfa-tocoferol é um potente antioxidante lipossolúvel, presente em todas as membranas celulares e, portanto, atuando

na proteção contra a lipoperoxidação (KAY et al., 1986; HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2015). Sendo as membranas celulares de peixes ricas em ácidos graxos poliinsaturados, o que pode resultar em maior requerimento de alfa-tocoferol para balancear o estresse oxidativos (WATANABE et al. 1981).

Além do alfa-tocoferol, carotenoides, como astaxantina, podem funcionar como precursores da vitamina A e atuar como antioxidantes (HALLIWELL & GUTTERIDGE, 2015). Tais compostos químicos, alfa-tocoferol e astaxantina, não podem ser sintetizados pelos peixes, sendo assim adquiridos via absorção no intestino (FRACALOSSO; CYRINO, 2013), pelo consumo de presas como: moluscos, dípteros, odonatas, coleópteros, crustáceos e diversos outros invertebrados aquáticos (PENNINO; DIERENFELD; BEHLER, 1991; MATSUNO, 2001; KARA, 2013). Dessa forma, a variação da concentração de LPO em JC, também pode ser considerada devido uma alimentação mais rica em fontes de compostos químicos antioxidantes no período seco.

Podendo agir de forma sinérgica a alimentação sazonal, consideramos que a presença pontual de contaminantes durante a amostragem no período chuvoso pode ter relação ao maior valor de LPO. Outros estudos utilizando peixes bioindicadores com tendência de forrageamento em zona bentônica, tais como, *Astyanax* spp. e *Loricariichthys anus* Valenciennes, 1835, em áreas com respectivas influências urbana/rural e rural, também verificaram aumento de LPO durante o período de maior precipitação (FREIRE et al., 2015; DO AMARAL et al., 2018). Assim a pluviosidade é determinante para a disponibilidade e concentrações de contaminantes no corpo hídrico, uma vez que esses tendem a aumentar devido ao escoamento superficial, transporte pela chuva nas áreas de drenagens e inundação dos sistemas fluviais (RICHARDS; BAKER, 1993). Posteriormente, no meio aquático, tais poluentes são depositados no sedimento ou, adsorvidos e depositados no sedimento (READMAN et al., 2002; BEYER et al. 2010). Dessa forma, peixes geralmente são contaminados por contato direto com poluentes dissolvidos na água, pelo contato com o sedimento, ou pela alimentação ingerindo partículas contaminadas (FREIRE et al., 2015). Sendo detrito, com presença relevante de sedimentos, um dos principais itens alimentares na dieta de *G. sveni* durante a amostragem do período chuvoso em JC, é possível que o maior nível de LPO nesse período tenha sido devido ao aumento pontual na carga de poluentes.

Outra hipótese a ser sugerida, é afluência do Canal Artificial de Pereira Barreto com águas do reservatório de Três Irmãos, adicionando uma mistura de poluentes de diferentes fontes urbanas provenientes do reservatório, e agrícolas *in situ*. Tal hipótese é sustentada pelo registro de efeito crônico em *Ceriodaphnia dubi*, em ensaio ecotoxicológico realizado pela Cetesb (2018) no rio São José dos Dourados, em área a jusante de JC, no mesmo período amostral (chuvoso). Aliado a isso, o mesmo resultado ecotoxicológico foi registrado na área TI semanas antes da amostragem do período chuvoso (CETESB, 2018). Mesmo que a publicação do relatório da Cetesb do ano de 2019 esteja em andamento, impossibilitando por hora a averiguação de contaminação no período seco, as similaridades dos resultados nos ensaios toxicológicos em períodos próximos, possibilitam a ocorrência de efeito somático dos estressores pelo canal, ainda o fato da diminuição do LPO no período posterior em JC, também indica resiliência da espécie ante os estressores ambientais na área.

A hipótese testada foi parcialmente corroborada, em decorrência da provável capacidade de aclimação da espécie frente os estressores nas áreas estudadas, não variando espacialmente LPO. Contudo, a variação sazonal de tais concentrações em JC, indicam que os efeitos dos estressores oxidativos podem ter sido mitigados pela dieta mais rica em antioxidantes no período seco, influenciada pelas águas transpostas pelo Canal de Pereira Barreto (ver Capítulo 1).

Referências Bibliográficas

ALMEIDA E.A., MIYAMOTO, S., BAINY, A. C. D., DE MEDEIROS, M. H. G., & DI MASCIO, P. (2004) Protective effect of phospholipid hydroperoxide glutathione peroxidase (PHGPx) against lipidperoxidation in mussels *Perna perna* exposed to different metals. *Marine Pollution Bulletin*, 49(5-6), p. 386-92.

ALVES DA SILVA, M. E. P., MARUYAMA, L. S., PAIVA, P. (2018) Levantamento da pesca e perfil sócio-econômico dos pescadores artesanais profissionais no reservatório Billings. *Pesca Institute Buletin*, 35(4), p. 531-543.

AYALA, A. A., MUÑOZ, M. F., ARGÜELLES, S. (2014) Lipid peroxidation: production, metabolism, and signaling mechanisms of malondialdehyde and 4-hydroxy-2-nonenal. *Oxidative Medicine And Cellular Longevity*, 1(1).

BARLETTA, M., CUSSAC, V. E., AGOSTINHO, A. A., BAIGÚN, C., OKADA, E. K., CATELLA, A. C. & LASSO, C. A. (2016) Fisheries ecology in South American river basins. In: *Freshwater Fisheries Ecology*, v.1, ed. John Wiley & Sons, p. 311-348.

BEYER, J., BEYER, J., JONSSON, G., PORTE, C., KRAHN, M. M., & ARIESE, F. (2010) Analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollutants in fish bile: a review. *Environmental toxicology and pharmacology*, 30(3), p. 224-244.

BIELÉN A, BOŠNJAK, I., SEPČIĆ, K., JAKLIČ, M., CVITANIĆ, M., LUŠIĆ, J., ... & HUDINA, S. (2016) Differences in tolerance to anthropogenic stress between invasive and native bivalves. *Science of the Total Environment*, (543), p. 449–459.

BOLOGNESI, C. (2003) Genotoxicity of pesticides: a review of human biomonitoring studies. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 543(3), p. 251-272.

BOMFIM, M. A. D., LANNA, E. A. T. (2004) Fatores que afetam os coeficientes de digestibilidade nos alimentos para peixes. *Revista Eletrônica Nutritime*, 1(1), p. 20-30.

BRITO, I. A., FREIRE, C. A., YAMAMOTO, F. Y., DE ASSIS, H. C. S., SOUZA-BASTOS, L. R., CESTARI, M. M., ... & DE OLIVEIRA RIBEIRO, C. A. (2011) Monitoring water quality in reservoirs for human supply through multi-biomarker evaluation in tropical fish. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(2), p. 615-625.

CAZENAVE, J., BACCHETTA, C., ROSSI, A., ALE, A., CAMPANA, M., & PARMA, M. J. (2014) Deleterious effects of wastewater on the health status of fish: a field caging study. *Ecological Indicators*, 38, p. 104-112.

CESP - Companhia Energética de São Paulo. (2013) *A Usina Hidrelétrica Três Irmãos*. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br>, acesso em 02/02/2018.

CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). (2018) *Relatório anual de águas interiores de 2017*. Desenvolvido por CETESB. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>, acesso em: 02/03/2019.

DAVIS, A. M., THORBURN, P. J., LEWIS, S. E., BAINBRIDGE, Z. T., ATTARD, S. J., MILLA, R., & BRODIE, J. E. (2013) Environmental impacts of irrigated sugarcane production: herbicide run-off dynamics from farms and associated drainage systems. *Agriculture, ecosystems & environment*, 180, 123-135.

DE CASTILHOS GHISI, N., CESTARI, M. M. (2013) Genotoxic effects of the herbicide Roundup® in the fish *Corydoras paleatus* (Jenyns 1842) after short-term, environmentally low concentration exposure. *Environmental monitoring and assessment*, 185(4), p. 3201-3207.

DO AMARAL, A. M. B., GOMES, J. D. L. C., WEIMER, G. H., MARINS, A. T., LORO, V. L., & ZANELLA, R. (2018) Seasonal implications on toxicity biomarkers of *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1835) from a subtropical reservoir. *Chemosphere*, 191, p. 876-885.

DROGE, W. (2002) Free radicals in the physiological control of cell function. *Physiological Reviews*, 82, p. 47-95.

FEDORENKOVA, A., VONK, J. A., BREURE, A. M., HENDRIKS, A. J., & LEUVEN, R. S. E. W (2013) Tolerance of native and non-native fish species to chemical stress: a case study for the River Rhine. *Aquatic Invasions*, 8(1), p. 231-241.

FILOSO, S., DO CARMO, J. B., MARDEGAN, S. F., LINS, S. R. M., GOMES, T. F., & MARTINELLI, L. A. (2015) Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, p. 1847-1856.

FIRAT, O. FIRAT, Ö., COGUN, H. Y., YÜZEREROĞLU, T. A., GÖK, G., FIRAT, Ö., KARGIN, F., & KÖTEMEN, Y. (2011) A comparative study on the effects of a pesticide (cypermethrin) and two metals (copper, lead) to serum biochemistry of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Fish Physiology Biochemical*, 37, p. 657–666.

FRACALOSSO, D. M., CYRINO, J. E. B. (2013) *Nutriaqua: nutrição e alimentação de espécies de interesse para a aquicultura brasileira*. 1st ed. Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, Florianópolis, 232 pp.

FREIRE, C. A., SOUZA-BASTOS, L. R., CHIESSE, J., TINCANI, F. H., PIANCINI, L. D., RANDI, M. A., ... & VITULE, J. R. (2015) A multibiomarker evaluation of urban, industrial, and agricultural exposure of small characins in a large freshwater basin in southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(17), p. 13263-13277.

GOIS, K. S., PELICICE, F. M., GOMES, L. C., & AGOSTINHO, A. A (2015) Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia*, 746(1), p. 401-413.

GONINO, G. M. R., FIGUEIREDO, B. R., MANETTA, G. I., ALVES, G. H. Z., & BENEDITO, E. (2019) Fire increases the productivity of sugarcane, but it also generates ashes that negatively affect native fish species in aquatic systems. *Science of The Total Environment*, 664, p. 215-221.

HALLIWELL, B., GUTTERIDGE, J. M. C. Free radicals in biology and medicine. Oxford University Press, USA, 2015.

HAMRE, K. et al. (2004) Antioxidant vitamins, minerals and lipid levels in diets for Atlantic salmon (*Salmo salar*): effects on growth performance and fillet quality. *Aquaculture Nutrition*, 10(2), p. 113-123.

HARRIS, E. D., CHRISTIANSEN, R., WAAGBØ, R., MAAGE, A., TORSTENSEN, B. E., LYGREN, B., ... & ALBREKTSSEN, S. (1992) Regulation of antioxidant enzymes. *The FaseB Journal*, 6, p. 2675-2683.

HERMES-LIMA, M, WILLMORE, W. G., & STOREY, K. B. (1995) Quantification of lipid peroxidation in tissue extracts based on Fe (III) xylenol orange complex formation. *Free Radical Biology And Medicine*, 19(3), p. 271–80.

HERMES-LIMA, M., ZENTENO-SAVIN, T. (2002) Animal response to drastic changes in oxygen availability and physiological oxidative stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 133(4), p. 537-556.

HERMES-LIMA, M. (2004) Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals. *Functional metabolism: Regulation and adaptation*, 1, p. 319-66.

HOLT E. A, MILLER S. W. (2013) Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nature Educ Knowl*. 3(10).

IGRECIAS, L. F. M. (2009) *Avaliação da influência do entorno e do Canal de Pereira Barreto na qualidade da água do Baixo São José dos Dourados*. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira.

IWAMA, G. K., VIJAYAN, M. M., FORSYTH, R. B., & ACKERMAN, P. A. (1999) Heat shock proteins and physiological stress in fish. *American Zoologist*. 39, p. 901-909.

JENSEN, C., LAURIDSEN, C., BERTELSEN, G. (1998) Dietary Vitamin E: Quality and Storage Stability of Pork and Poultry. *Trends in Food Science And Technology*, 9(2), p.62-72.

JIMENEZ, A. G., BRAUN, E., & TOBIN, K. (2018) How does chronic temperature exposure affect hypoxia tolerance in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus variegatus*) ability to tolerate oxidative stress? *Fish Physiology and Biochemistry*, 1(1), p. 1-12.

KARA, T. (2013) Seasonal variation of vitamin and sterol content of Chironomidae larvae. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 16, p. 1579-1583.

KAY, M. M., BOSMAN, G. J., SHAPIRO, S. S., BENDICH, A., & BASSEL, P. S. (1986) Oxidation as a possible mechanism of cellular aging: vitamin E deficiency causes premature aging and IgG binding to erythrocytes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 83(8), p. 2463-2467.

LÓPEZ-LÓPEZ, E., SEDEÑO-DÍAZ, J. E., SOTO, C., & FAVARI, L. (2011) Responses of antioxidant enzymes, lipid peroxidation, and Na⁺/K⁺-ATPase in liver of the fish *Goodea atripinnis* exposed to Lake Yuriria water. *Fish physiology and biochemistry*, 37(3), p. 511-522.

MARTÍNEZ-GÓMEZ, C., FERNÁNDEZ, B., VALDÉS, J., CAMPILLO, J. A., BENEDICTO, J., SÁNCHEZ, F., & VETHAAK, A. D. (2009) Evaluation of three-year monitoring with biomarkers in fish following the Prestige oil spill (N Spain). *Chemosphere*, 74(5), p. 613–620.

MATSUNO, T. (2001) Aquatic animal carotenoids. *Fisheries science*, 67(5), p. 771-783.

MEADOR, M. R. (1992) Inter-basin water transfer: Ecological concerns. *Fisheries*, 17(2), p. 17-22.

MIRANDA, A. L., ROCHE, H., RANDI, M. A. F., MENEZES, M. L. D., & RIBEIRO, C. O. (2008) Bioaccumulation of chlorinated pesticides and PCBs in the tropical freshwater fish *Hoplias malabaricus*: histopathological, physiological, and immunological findings. *Environment International*, 34(7), p. 939-949.

MORETTO, E. M. et al. (2008) The recent occurrence, establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tietê River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Paraná Basin (Brazil). *Biodiversity and Conservation*, 17(12), p. 3013-3025.

NOVAES, J. L. C., CARVALHO, E. D. (2018) Recursos pesqueiros oriundos da pesca artesanal no reservatório de Jurumirim, Rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. *Pesca Institute Buletin*, 35(4), p. 553-565.

OSÓRIO, F. H. T ., SILVA, L. F. O., PIANCINI, L. D. S., AZEVEDO, A. C. B., LIEBEL, S., YAMAMOTO, F. Y., ... & CESTARI, M. M. (2014) Water quality assessment of the Tubarão River through chemical analysis and biomarkers in the Neotropical fish *Geophagus brasiliensis*. *Environmental Science and Pollution Research International*, 21(15), p. 9145-9160.

PAPAS, A. M. (1999) Diet and Antioxidant Status. *Food Chemistry and Toxicology*, 37, p. 999-1007.

PENNINO, M., DIERENFELD, E. S., BEHLER, J. L. (1991) Retinol, α -tocopherol and proximate nutrient composition of invertebrates used as feed. *International Zoo Yearbook*, 30(1), p. 143-149.

PISCART, C., KEFFORD, B. J., & BEISEL, J. N. (2011) Are salinity tolerances of non-native macroinvertebrates in France an indicator of potential for their translocation in a new area? *Limnologica*, 41(2), p. 107–112.

READMAN, J. W., FILLMANN, G., TOLOSA, I., BARTOCCI, J., VILLENEUVE, J. P., CATINNI, C., & MEE, L. D. (2002) Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, n. 1, p. 48-62.

REGOLI, F., BENEDETTI, M., GIULIANI, M. E. (2011) Antioxidant defenses and acquisition of tolerance to chemical stress. *Tolerance to Environmental Contaminants*, p. 153-173.

RICHARDS, R. P; BAKER, D. B. (1993) Pesticide concentration patterns in agricultural drainage networks in the Lake Erie basin. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 2(1), p. 13-26.

ROBERTS, A. P., ORIS, J. T., STUBBLEFIELD, W. A. (2006) Gene expression in caged juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) exposed to the waters of Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 52, p. 1527–1532.

RSTUDIO TEAM. *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston, 2015. URL <http://www.rstudio.com/>.

SANCHEZ, W.; PORCHER, J. (2009) Fish biomarkers for environmental monitoring within the Water Framework Directive of the European Union. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, 28, (2), p. 150-158.

SANTANA, M. S., YAMAMOTO, F. Y., SANDRINI-NETO, L., NETO, F. F., ORTOLANI-MACHADO, C. F., RIBEIRO, C. A. O., & PRODOCIMO, M. M. (2018) Diffuse sources of contamination in freshwater fish: Detecting effects through active biomonitoring and multi-biomarker approaches. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 173-181.

SANTOS, G. S. (2017) *Avaliação dos efeitos do cobre em duas espécies de ciclídeos (Geophagus brasiliensis e Oreochromis niloticus) utilizando multi-biomarcadores*. Tese do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – UFPR, 2017.

SNADDON, C.D., DAVIES, B. R. (1998) A preliminary assessment of the effects of a small South African interbasin water transfer on discharge and invertebrate community structure. *Regulated Rivers: Research and Management*. 14: 421-441.

SNADDON, C.D., WISHART, M.J., DAVIES, B.R. (1998) Some implications of inter-basin water transfers for river ecosystem functioning and water resources management in South Africa. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*. 1: 159-182.

SNADDON, C.D., DAVIES, B.R., WISHART, M.J. (2000) A global overview of inter-basin water transfer schemes, with an appraisal of their ecological, socio-economic and socio-political implications, and recommendations for their management, WRC Report No. TT120/00. Water Research Commission, Pretoria.

SOLOMON, K. R., DALHOFF, K., VOLZ, D., & VAN DER KRAAK, G. (2013) Effects of herbicides on fish. In: *Fish physiology*. Academic Press, p. 369-409.

SRIVASTAV, A.K., SRIVASTAVA, S. K., SRIVASTAV, S. K. (1997) Impact of deltamethrin on serum calcium and inorganic phosphate of freshwater catfish, *Heteropneustes fossilis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 59(5), 841–846.

VALAVANIDIS, A., VLAHOIANNI, T., DASSENAKIS, M., & SCOULLOS, M. (2006) Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64(2), p. 178-189.

VAN DER OOST, R., BEYER, J., VERMEULEN, N. P. E. (2003) Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), p. 57-149.

VIEIRA, V. A., CORREIA, T. G., MOREIRA, R. G. (2013). Effects of aluminum on the energetic substrates in neotropical freshwater *Astyanax bimaculatus* (Teleostei: Characidae) females. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 157(1), 1-8.

WUNDERLICH, A. C. *Parasitos de peixes e biomarcadores como ferramentas para avaliação da poluição em rios e represas na bacia do Rio Tietê, estado de São Paulo*, Tese do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Instituto de Biociências de Botucatu – UNESP, 2015.

Material Suplementar

Tabela 1. Valores obtidos pela CETESB na determinação do Índice de Qualidade de Água (IQA), Índice de Proteção de Vida Aquática (IVA) e Índice de Estado Trófico (IET) dos anos de 2012 a 2017, em ponto amostral a montante do Canal de Pereira Barreto (BJSD02200) e a sua jusante (BJSD02900), no reservatório de Três Irmãos (TITR02800). Classificação dos valores de: IQA – Ótima (80 - 100), Boa (52 - 79), Razoável (37 - 51), Ruim (20 - 36), Péssima (0 - 19); IVA – Ótima ($\leq 2,5$), Boa (2,6 - 3,3), Regular (3,4 - 4,5), Ruim (4,6 - 6,7), Péssima ($> 6,8$); IET – Ultraoligotrófico (= 47), Oligotrófico (47 - 52), Mesotrófico ($> 52 - 59$), Eutrófico ($> 59 - 63$), Supereutrófico ($> 63 - 67$), Hipereutrófico (> 67).

Índices	Ponto amostral	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Média (2012 - 2017)
IQA	BJSD02200	-	88	76	74	81	85	80.8
	BJSD02900	-	92	89	88	89	91	89.8
	TITR02800	91	90	90	89	89	91	90
IVA	BJSD02200	-	-	3.2	2.7	3.3	2.8	3
	BJSD02900	-	-	2.5	3	2.8	2.7	2.75
	TITR02800	2.4	2.5	3	2.7	2.2	2.8	2.6
IET	BJSD02200	-	52	55	53	54	51	53
	BJSD02900	-	47	51	53	51	49	50.2
	TITR02800	43	51	53	52	51	50	50

Tabela 2. Variáveis físico-químicas da água durante os períodos chuvoso e seco, nas áreas amostradas do reservatório de Três Irmãos (TI) e área a jusante do Canal Artificial de Pereira Barreto (JC) e a montante (MC) no rio São José dos Dourados, SP, Brasil. Plu = Pluviosidade mensal; Trans = Transparência; T = Temperatura da água; pH = Potencial hidrogeniônico; ORP = Potencial de redução da oxidação; CE = Condutividade elétrica; OD = Oxigênio dissolvido; STD = Sólidos totais dissolvidos.

Período	Plu (mm)	Áreas	Trans (m)	T(°C)	pH	ORP (mV)	CE (mS/cm)	OD (mg/L)	STD (g/L)
Chuvoso	33	TI	4,95	28,8±0,03	7,1±0,17	185±8,8	0,167±0	7,32±0,4	0,108±0,001
		MC	1,06	29,4±0,2	6,2±0,08	155±14,5	0,133±0	6,7±0,5	0,086±0,002
		JC	2,4	29,1±0,07	6,2±0,16	193±8,09	0,165±0	7,87±0,5	0,107±0,002
Seco	0	TI	5,83	23,7±0,09	6,1±0,14	251±3,3	0,160±0	7±0,26	0,102±0,004
		AC	2,81	23,4±0,01	6,12±0,2	257,6±12	0,149±0	6,35±0,47	0,101±0,002
		JC	3,85	23,4±0,09	5,7±0,15	237±,8	0,163±0	5,8±0,52	0,109±0,001

Tabela 3: Composição da dieta de *Geophagus sveni* em período chuvoso (C) e período seco (S), em área do reservatório de Três Irmãos (TI) e áreas a montante (MC) e jusante (JC) do Canal Artificial de Pereira Barreto, no rio São José dos Dourados, SP, Brasil.

Item alimentar	Volume relativo (%)					
	TI		MC		JC	
	C	S	C	S	C	S
Detrito	55.2	28.1	74.5	34.0	37.6	16.9
Diptera (Chironomidae, Psychodidae e Ceratopogonidae)	13.7	38.5	5.1	46.2	22.8	32.1
Bivalvia (<i>Limnoperna fortunei</i>)	17.6	11.1	9.6	6.8	5.2	5.6
Gastropoda (Thiaridae)	3.5	6.6	0.7	2.9	4.7	10.7
Vegetal (<i>Eichhornia</i> sp., <i>Myriophyllum</i> sp. <i>Egeria</i> sp.)	4.5	4.1	5.4	6.4	8.6	17.4
Trichoptera	1.2	3.8	1.2	0.5	3.4	-
Ostracoda	<0.1	2.0	<0.1	<0.1	0.2	2.7
Ovócitos	2.6	0.5	-	-	-	-
Odonata	-	1.6	-	2.7	-	10.6
Algas	0.2	0.9	0.9	0.3	1.2	0.4
Insetos terrestres (Formicidae)	0.6	0.2	1.4	-	4.7	-
Decapoda	-	1.5	-	-	-	1.2
Escamas	0.6	0.2	0.5	0.1	11.2	1.6

Continua

Continuação

Inseto não identificado	-	0.7	-	-	-	-
Cladocera	0.3	0.1	0.1	-	0.4	-
Ephemeroptera	-	0.2	-	-	-	-
Coleoptera	<0.1	-	<0.1	-	-	-
Plecoptera	-	-	-	0.2	-	0.9

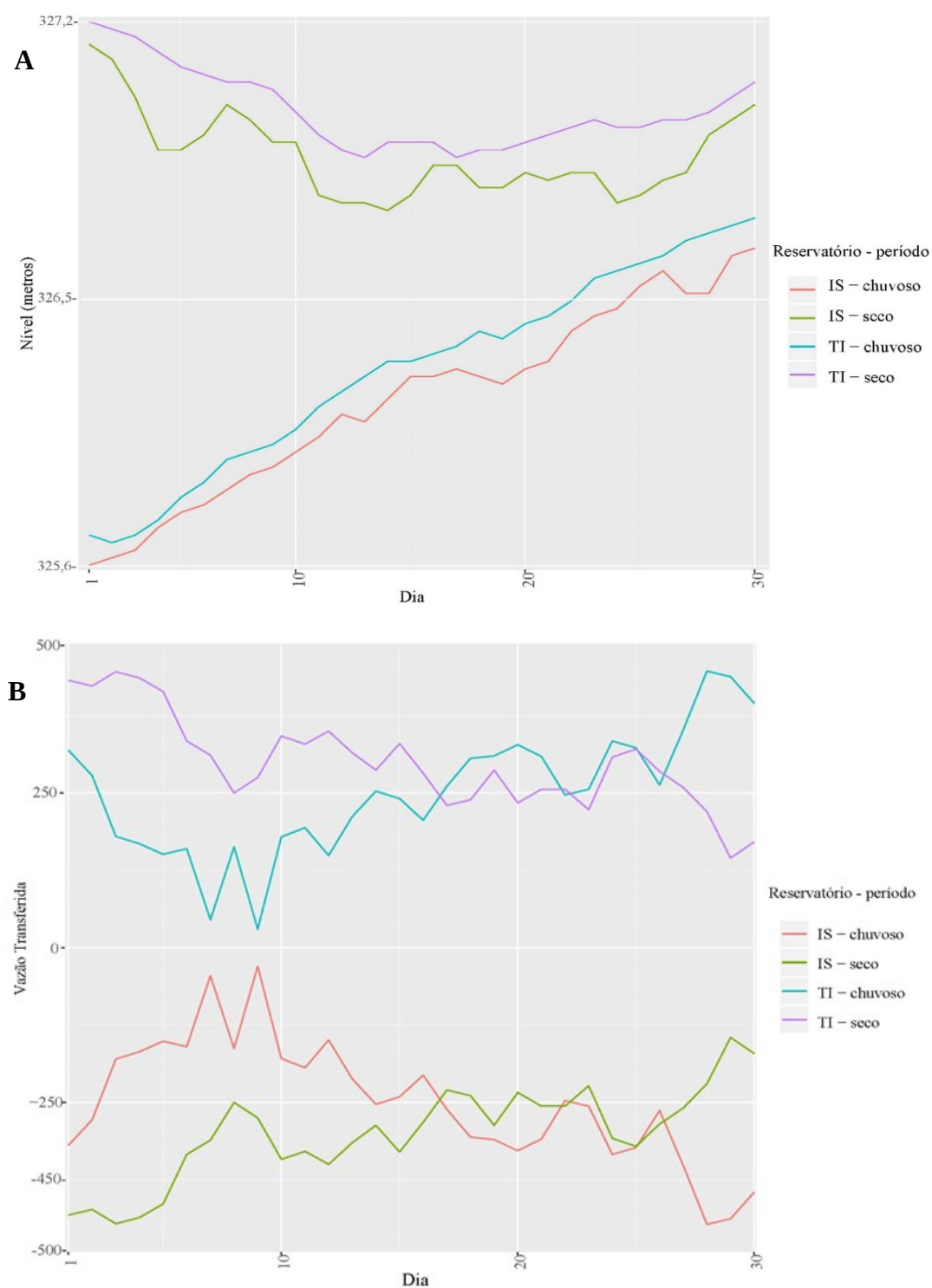


Figura 1. A) Níveis da cota (m) dos reservatórios de Três Irmãos (TI) e Ilha Solteira (IS), **B)** vazões transferidas (m^3/s) pelo Canal Artificial e Pereira Barreto, durante 30 dias no período chuvoso (dezembro/2017) e seco (junho/2018).

Considerações finais

As análises de dieta revelaram comportamento alimentar generalista para *G. sveni*, alimentando-se principalmente de invertebrados aquáticos e detrito, mas ainda demonstrando ampla plasticidade alimentar consumindo 18 itens alimentares. Com a dieta podendo variar de acordo com a disponibilidade dos itens alimentares no ambiente, os itens que variaram em suas porcentagens relativas, entre as áreas e sazonalidades, podem estar refletindo as influências das características limnológicas e hidrológicas específicas de cada área/estação. As diferenças nos aspectos parasitológicos em função das diferentes áreas e período (sazonalidade) avaliado no presente estudo, possivelmente resulta das interações do hospedeiro com o ambiente e os recursos disponíveis que podem ter influência do canal artificial. A possível influência nos aspectos parasitológicos ocorre de forma indireta, cujos efeitos vão depender do ciclo biológico do parasita, podendo favorecer a infecção pelo consumo de itens alimentares positivamente associados a infecção pelo hospedeiro (*G. sveni*), ou aproximando-o de hospedeiros intermediários. Também nosso estudo demonstrou que *G. sveni* ubíquona áreas amostrais e, potencial espécie bioindicadora tanto para estudos comparativos de dieta quanto parasitológicos. Apesar das análises de peroxidação lipídica não apresentarem mudanças espaciais, a alteração sazonal desse parâmetro aliada a mudança da dieta formou relações importantes sobre possíveis gatilhos do mecanismo de defesa e a qualidade da dieta de peixes silvestres.

Por fim, algumas lacunas não foram preenchidas sendo um fator já esperado, visto que o ambiente aquático é um sistema aberto e sua biota respondendo a uma série de fatores não mensurados em nosso estudo. Contudo, apresentamos resultados que contribuem com o aumento do conhecimento científico sobre a influência do Canal Artificial de Pereira Barreto no rio São José dos Dourados, bem como informações biológicas e ecológicas de *G. sveni*. Tais conhecimentos podem ser utilizados para elucidações de fenômenos em outros ambientes impactados por canais artificiais, além de sua aplicação em planejamentos ecológicos e estudos de impactos de canais artificiais bem como gerenciamento operacional de usinas hidrelétricas.