

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

BRUNA CAROLINE KOTZ KLIEMANN

ICTIOFAUNA SILVESTRE COMO BIOINDICADORA DE INFLUÊNCIAS DE  
UMA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE: ECOLOGIA TRÓFICA E  
HISTOFISIOLOGIA

BOTUCATU – SP

Janeiro/ 2018

BRUNA CAROLINE KOTZ KLIEMANN

Ictiofauna silvestre como bioindicadora de influências de uma piscicultura em tanques-  
rede: ecologia trófica e histofisiologia

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

Orientador: Prof. Dr. Igor Paiva Ramos

Coorientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Rosilene Luciana Delariva

Botucatu – SP

2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.  
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP  
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSANGELA APARECIDA LOBO-CRB 8/7500

Kliemann, Bruna Caroline Kotz.

Ictiofauna silvestre como bioindicadora de influências de uma piscicultura em tanques-rede : ecologia trófica e histofisiologia / Bruna Caroline Kotz Kliemann. - Botucatu, 2018

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

Orientador: Igor Paiva Ramos

Coorientador: Rosilene Luciana Delariva

Capes: 20500009

1. Peixe - Criação. 2. Peixe - Alimentação. 3. Histologia. 4. Ictiofauna. 5. Proteínas.

Palavras-chave: alimentação; cultivo intensivo de peixes; dieta individual; histologia; proteínas totais.

## DEDICATÓRIA

*A minha família, pelo apoio e incentivo.  
A família LIEB e PIRÁ, que me acompanharam e  
auxiliaram durante esses anos de crescimento.*

## AGRADECIMENTOS

*À Prof. Dr.<sup>a</sup> Rosilene Luciana Delariva pela confiança, apoio, paciência e orientação em todos os aspectos, tanto profissionais quanto pessoais.*

*Ao Prof. Dr. Igor Paiva Ramos pela confiança, paciência e orientação. Á banca, Dr.<sup>a</sup> Rosemara e Dr.<sup>o</sup> João por aceitarem a participação na banca e contribuírem com o aprimoramento do trabalho.*

*Ao Prof. Dr. João Paulo Amorim pela parceria e principalmente, pela grande contribuição e ensinamentos no Laboratório de Histologia.*

*Ao Prof. Dr. Luciano Lazzarini Wolff pela amizade e por sempre ser prestativo em ajudar com dúvidas e discussões.*

*À Prof. Cristiele e Prof. Rosicleire pela parceria e contribuição com as análises histológicas e fisiológicas, bem como pela contribuição no aprimoramento deste trabalho com a participação na banca de qualificação.*

*A Jislaine por me auxiliar nas análises estatísticas.*

*Ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, coordenação e professores pelas fundamentais contribuições ao longo do curso.*

*Aos amigos do Laboratório de Ictiologia, Ecologia e Biomonitoramento (LIEB) que me acompanham desde a graduação. Em especial, à Mayara que foi a minha mestre, desde o início me auxiliando com as análises do conteúdo estomacal, análises estatísticas bem como protocolo e análises histológicas. E a Mara e Cris pela amizade e companheirismo nesses anos.*

*À Flávia e Daniel que me auxiliaram nas análises do conteúdo estomacal.*

*À técnica do laboratório de histologia Cris pela ajuda no processamento de materiais e confecções das lâminas histológicas.*

*Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Peixes – Pirá, pelo companheirismo e pelo auxílio na coleta dos dados.*

*As novas amizades feitas, em especial a Letícia que esteve ao meu lado desde a primeira coleta e pelo apoio nesses dois anos e a Lidiane que está sempre disposta a me ajudar quando preciso.*

*As minhas amigas, Kelly, Adrieli e Jéssica, presentes da graduação, que sempre estão ao meu lado me apoiando.*

*Aos meus pai, Carmen e Laudir, por sempre me incentivarem na busca do conhecimento e pela boa educação que me fez tornar a pessoa que sou hoje.*

*As minhas irmãs, Alessandra e Isabelly, pela admiração, incentivo e apoio.*

*A minha avó Melania pela boa educação nos primeiros anos da minha vida e ao incentivo e apoio em todos os momentos da minha vida.*

*Ao meu avô Dealmo, que se orgulha em ter uma futura doutora como neta.*

*Ao meu avô Erico (**in memoriam**) que sempre me aconselhou a estudar e conquistar os meus sonhos.*

*Ao meu namorado Robson, que me apoia e está do meu lado sempre que preciso e pelo incentivo na busca pelo conhecimento.*

*À CNPQ, pelo auxílio financeiro.*

*À todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização dessa pesquisa.*

## SUMÁRIO

<b>Resumo geral .....</b>	<b>8</b>
<b>Introdução geral .....</b>	<b>9</b>
<b>CAPÍTULO I</b>	<b>19</b>
Resumo.....	20
Introdução.....	20
Materiais e métodos.....	21
Resultados.....	25
Discussão.....	32
Referências.....	35
<b>CAPÍTULO II</b>	<b>40</b>
Resumo.....	41
Introdução.....	42
Materiais e métodos.....	44
Resultados.....	49
Discussão.....	54
Referências.....	57
<b>CAPÍTULO III</b>	<b>63</b>
Resumo.....	64
Introdução.....	64
Materiais e métodos.....	66
Resultados.....	71
Discussão.....	76
Referências.....	82
<b>CONCLUSÃO GERAL</b>	<b>90</b>

## Resumo geral

O crescimento populacional e a procura por uma alimentação mais saudável tem impulsionado a produção do pescado em escala mundial. Nesse cenário, a aquicultura, em especial os sistemas de pisciculturas em tanques-rede, tem se destacado mundialmente, sendo o principal modelo empregado em reservatórios brasileiros. Esse modelo de cultivo é intensivo, com peixes estocados em alta densidade em estruturas flutuantes, alimentados com intenso aporte de ração. Considerando que os tanques são estruturas imersas nos corpos de água, esse modelo de cultivo é responsável pela entrada de matéria orgânica (ração, fezes e escamas) no ambiente, a qual fica disponível como alimento para a biota aquática. Diante disso, o objetivo do presente estudo foi avaliar se a entrada de matéria orgânica promove alterações na dieta da ictiofauna silvestre nos arredores dos tanques de cultivo, influenciando assim a estrutura trófica da mesma. Ainda, avaliar a influência desses empreendimentos a nível individual e se essas alterações são capazes de promover alterações histofisiológicas, utilizando uma espécie omnívora como modelo. Foram realizadas análises do conteúdo estomacal de dez espécies da ictiofauna silvestre (*Geophagus* cf. *proximus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Pimelodus* cf. *platicirris*, *Serrasalmus maculatus*, *Raphiodon vulpinus*, *Triportheus nematurus*, *Metynnis maculatus*, *Satanoperca pappaterra*, *Schizodon nasutus* e *Roebooides paranensis*) amostrada em área sob influência da piscicultura (área tanque) e área livre de influência (área controle), no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, rio Grande, SP. Observaram-se diferenças na alimentação entre os locais de amostragem, sendo o item ração, um dos principais responsáveis por essa diferença. Além disso, verificou-se que dentre as guildas tróficas que compõem a comunidade silvestre, as espécies omnívoras e oportunistas foram as mais influenciadas pela piscicultura em tanques-rede, visto que apresentam plasticidade trófica, consumindo os itens mais disponíveis no ambiente. Ainda, foi aplicada uma abordagem alternativa para o estudo do uso e partilha dos recursos alimentares em nível individual para a população de *Geophagus* cf. *proximus*, sob influência de uma piscicultura em tanques-rede. Este estudo demonstrou que populações conhecidas como generalistas podem na verdade ser compostas por indivíduos especialistas e que a variação interindividual e a especialização são influenciadas pelas variações no ambiente, bem como pela disponibilidade de recursos alimentares. Adicionalmente, foram realizadas análises histofisiológicas do tecido hepático (concentração de proteínas totais, do fígado, gônadas e músculo), de *Geophagus* cf. *proximus*, espécie omnívora, amostrada nas duas áreas. Verificou-se que a ração, contendo altas concentrações lipídicas e proteicas, promoveu histopatologias severas no fígado, bem como hiperplasia pancreática e esteatose hepática. Assim, conclui-se que a piscicultura em tanques-rede influenciou a ecologia trófica da ictiofauna silvestre, principalmente espécies omnívoras-oportunistas, as quais se alimentaram da ração, um item alimentar altamente disponível e de fácil captura. Esse modelo de cultivo considerado promotor de alterações ambientais, influenciando na disponibilidade de alimento, interferiu também nos padrões de uso de recursos pelos indivíduos. Além disso, o consumo de ração provocou alterações histofisiológicas no tecido hepático e gonadal de uma espécie silvestre. Diante disso, reforça-se a importância do estudo acerca das influências de desses empreendimentos sobre a fauna aquática.

**Palavras-chave:** cultivo intensivo de peixes, alimentação, dieta individual, histologia, proteínas totais, ictiofauna.



## Introdução geral

O cultivo de organismos aquáticos, em especial peixes, é realizado há aproximadamente 4.500 anos pelos egípcios e há séculos pelos chineses (ABRUNHOSA, 2011; SOUZA e LEITE, 2017; SCHULTER e VIEIRA FILHO, 2017). Até meados das décadas de 1960 e 1970, a aquicultura era mundialmente realizada de forma artesanal e familiar, com a alimentação dos peixes baseada em subprodutos (esgoto doméstico, adubo e subprodutos agrícolas) e alimentos naturais (AGOSTINHO et al., 2007; EDWARDS, 2015). Assim, essa atividade contribuía na ciclagem de resíduos agrícolas ou domésticos, sendo considerada menos impactante para o ambiente (EDWARDS, 2015).

Após a segunda guerra mundial, a aquicultura começou a ser reconhecida mundialmente como uma nova fronteira na produção de alimentos, com grande potencial produtivo, obteve grandes investimentos e começou a se desenvolver de forma intensiva, em escala industrial (AGOSTINHO et al., 2007; SOUZA e LEITE, 2017). Ao longo dos anos foram desenvolvidas e implementadas rações comerciais, melhoramento genético das espécies cultivadas, com consequente aumento na produção de pescado (EDWARDS, 2015). Contudo, paralelamente ao seu desenvolvimento, houve o agravamento de seus efeitos sobre o meio ambiente (PILLAY, 2004).

Atualmente, o crescimento e demanda populacional por uma alimentação mais saudável, como o consumo de pescado por exemplo, tem exigido melhoria na segurança alimentar juntamente com produções em massa de pescado (SIDONIO et al., 2012; SCHULTER e VIEIRA FILHO, 2017). Dessa forma, a ciência por meio de desenvolvimento tecnológico, aumenta a eficiência de manejo, e rações (alto valor nutritivo e digestibilidade), contribuindo para um produto final de boa qualidade e consequentemente para o atual cenário de constante crescimento da aquicultura (ABRUNHOSA, 2011; EDWARDS, 2015).

A aquicultura brasileira no ano de 2015 produziu 574.164 toneladas de pescado, avaliados em R\$ 4,4 bilhões, sendo a maior parte (69,9%) oriunda da piscicultura, produzidas nas 27 unidades da federação (2.905 municípios), com importante papel para economia nacional (IBGE, 2015). Especificamente, a piscicultura continental apresentou crescimento anual médio de 8% no período de 2004 a 2014, destacando-se a região Sudeste, com crescimento de 12,7% em 2015, sendo o estado de São Paulo o quinto maior produtor, com 6,4% da produção nacional (31.141 toneladas) (IBGE, 2015).

Dentre os organismos cultivados (peixes, crustáceos e moluscos), destaca-se o peixe de água doce tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus* e suas linhagens) (KIRCHNER et al., 2016; SCHULTER e VIEIRA FILHO, 2017). Segundo IBGE (2015), *Oreochromis niloticus* é a segunda espécie mais cultivada em todo mundo, com a maior produção dentre as espécies de peixes cultivadas no Brasil (219.329 toneladas = 45,4% da produção de pescado em 2015). Sua produção cresceu 23,9% entre 2004 e 2015, respondendo por 38,4% do valor da produção nacional de peixes (IBGE, 2015). Assim, observa-se que o cultivo de tilápias em tanques-rede vem sendo uma das atividades zootécnicas com o maior crescimento no período, com alta relevância econômica regional e nacional. Além da tilápia, outras espécies são cultivadas com sucesso, tais como o tambaqui (*Colossoma macropomum*), tambacu (*Colossoma* sp. x *Piaractus* sp.), pacus (gênero *Piaractus*) e carpas (*Cyprinus carpio*, *Aristichthys nobilis*, *Ctenopharyngodon idella*) (ABRUNHOSA, 2011; KUBITZA, 2015). Assim, atualmente o modelo de cultivo intensivo, devido às suas características, é o principal meio de produção de pescado no Brasil (ARAÚJO et al., 2015; SCHULTER e VIEIRA FILHO, 2017).

Em águas continentais e marinhas costeiras, observa-se o predomínio do modelo de piscicultura em tanques-rede (ABRUNHOSA, 2011; BRABO et al., 2015). Esse modelo foi desenvolvido inicialmente na Indonésia em 1922, onde os piscicultores cultivavam os peixes em cestos ou gaiolas de bambu (REKSALEGORA, 1979). A partir da década de 1950, os japoneses desenvolveram gaiolas com armação, dispositivos metálicos e estruturas flutuantes de plástico, colaborando com o desenvolvimento e expansão deste sistema de cultivo (ABRUNHOSA, 2011; BRAZ FILHO, 2015).

Na piscicultura em tanques-rede os peixes são criados em alta densidade, confinados em estruturas flutuantes e com intenso aporte de ração (BRAZ FILHO, 2015; EDWARDS, 2015; SCHULTER e VIEIRA FILHO, 2017). No Brasil, são normalmente implementados em reservatórios de usinas hidrelétricas, os quais, por sua vez, são ambientes que tiveram suas características ambientais, fauna e flora, alteradas em escala local e regional. Desvio do curso do rio, alagamento de áreas florestadas, onde muitas espécies de vegetais terrestres acabam submersas e, conseqüentemente, morrem, promovendo assim a proliferação de perifíton, além das mudanças no fluxo e vazão da água (AGOSTINHO et al., 2007). Por conseguinte, alterações na temperatura, na umidade relativa do ar, na evaporação, interferências no ciclo hidrológico, pois a regularização hidrológica passa a ser controlada pela usina hidrelétrica, são alguns dos exemplos de alterações provocadas no ecossistema aquático (AGOSTINHO et al., 2007).

Influências ambientais desses sistemas de cultivo são inevitáveis e recorrentes em corpos da água utilizados para esta finalidade, porém são pouco avaliadas. Ainda, quando implementado em um local já impactado, como reservatórios de usinas hidrelétricas, os problemas ambientais são acrescidos. Diversos trabalhos demonstram impactos provocados pelas pisciculturas em tanques-rede para inúmeros segmentos do ecossistema aquático, tais como: interferências na biologia e dinâmica populacional dos organismos aquáticos (AGOSTINHO et al., 2007; ZANATTA et al., 2010; BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015; ORTEGA et al., 2015; DIAS et al., 2015; MARCUSSO et al., 2015; LEÃO et al., 2017), sobre parâmetros limnológicos e físico-químicos da água e sedimentação (AGOSTINHO et al., 2007; NETO et al., 2015; NABIRYE et al., 2016; TOMASSETI et al., 2016).

A qualidade da água foi avaliada por Nabirye et al. (2016) no lago Victória, África Oriental, com base na abundância numérica de macroinvertebrados bentônicos. Esse estudo mostrou que a piscicultura em tanques-rede pode causar alterações locais significativas na estrutura da comunidade de macroinvertebrados, devido à redução observada da diversidade de espécies e aumento da abundância de formas tolerantes à poluição (NABIRYE et al., 2016). É prognosticado que a diversidade de espécies de macroinvertebrados e outros organismos bentônicos diminua a eutrofização (BROWN et al., 1987; LEVINGS, 1994).

A redução que Nabirye et al. (2016) observaram é decorrente da entrada de matéria orgânica. Um estudo realizado em um reservatório artificial chinês revelou que as unidades de produção interferem no ambiente a uma distância de até 50 m e que há uma diminuição na diversidade biológica dos organismos planctônicos e bentônicos, com uma forte correlação negativa entre a distância das fazendas e a biomassa do fitoplâncton (GUO e LI, 2003).

Neto et al. (2015) avaliaram uma piscicultura em tanques-rede de tilápias localizada no rio Paranapanema, bacia do Alto Paraná. Estimaram que 18% da alimentação fornecida aos peixes de cultivo não são consumidos e ficam disponível no meio aquático. Além da ração, fezes e escamas podem compor a matéria orgânica que excede dos tanques de cultivo. Essa matéria orgânica, se não consumida pelos organismos planctônicos e nectônicos, sedimenta no fundo dos corpos d'água, podendo provocar a diminuição no oxigênio dissolvido (WDF, 1990). Atrelado ao enriquecimento orgânico e consequente diminuição do oxigênio, foram relatados a proliferação de doenças e parasitas (AGOSTINHO et al., 2007; DIAS et al., 2015; MARCUSSO et al., 2015; LEÃO

et al., 2017), uma vez que o manejo e baixas condições ambientais do cultivo, bem como condições sanitárias inadequadas, podem facilitar a transmissão e o estabelecimento de parasitas de peixes (BAGGE et al., 2004; TAKEMOTO et al., 2005; POULIN, 2006; SANTOS et al., 2013; SILVA et al., 2013).

Xie et al. (1997) demonstraram interferências da alimentação dos peixes de cultivo sobre a qualidade da água, com consequências no crescimento, saúde e sobrevivência dos animais de cultivo. Alterações na alimentação dos peixes silvestres associados aos tanques de cultivo foram relatados principalmente para espécies omnívoras, como *P. maculatus*, *M. maculatus*, *Apareiodon affinis*, *Iheringichthys labrosus* e *Astyanax lacustris* (= *Astyanax altiparanae*) e como consequência, influências na condição nutricional (fator de condição) e alterações na cadeia trófica (BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015). Essas, por serem generalistas e oportunistas consomem os itens alimentares disponíveis, independentemente de sua origem, vegetal ou animal. A partir do momento que passam a consumir a ração, por exemplo, esses peixes deixam de consumir um alimento natural, interferindo dessa forma em outros níveis da cadeia trófica.

O estudo da ecologia trófica da ictiofauna permite conhecer quais os recursos alimentares disponíveis no ambiente e como as espécies utilizam e partilham esses recursos alimentares. (NEVES et al., 2015; SILVA et al., 2017). Também possibilita verificar como as alterações ambientais influenciam a alimentação natural dos peixes, uma vez que a disponibilidade dos recursos alimentares está diretamente relacionada com mudanças no ambiente (SCHOENER, 1974; ROSS, 1986; PREJS e PREJS, 1987).

Analisar a composição da dieta da ictiofauna no entorno de sistemas de pisciculturas em tanques-rede permite demonstrar a influência direta e indireta do aporte de matéria orgânica (peixes, escama, fezes e ração) sobre o ecossistema aquático e a ictiofauna residente nessas áreas (RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015). Assim, estudos que abordem os aspectos alimentares da ictiofauna, podem contribuir de forma consistente para a elaboração de manejos mais sustentáveis, contribuindo para um melhor ordenamento dos múltiplos usos dos reservatórios de usinas hidrelétricas, em especial os brasileiros.

Considerando a produção aquícola do Oeste do estado de São Paulo, correspondendo 90% da produção aquícola estadual, e o município de Santa Fé do Sul (reservatório de Ilha Solteira) como quinto maior produtor do país em 2015 (IBGE, 2015), esta região apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento de pesquisas que

busquem elucidar as influências ambientais desse sistema de produção aquícola. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência de um sistema de piscicultura em tanques-rede sobre a ecologia trófica da fauna de peixes silvestres no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, SP. Foram estabelecidas e testadas as seguintes predições: a) ocorrem modificações na alimentação da ictiofauna silvestre, influenciadas pela disponibilidade de restos de ração e outros resíduos provenientes dos tanques de cultivo; b) ocorrem alterações nos padrões de usos de recursos pelos indivíduos, influenciadas pela piscicultura em tanques-rede; c) as alterações na dieta de peixes silvestres interferem sobre aspectos histopatológicos hepáticos com influência sobre aspectos metabólicos, como teores de proteínas nos tecidos hepáticos, gonadal e muscular.

### Referências

- ABRUNHOSA, F. **Técnico em Aquicultura**: Piscicultura. Pará: IFPA e UFRN, 2011.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**, Maringá: EDUEM, 2007.
- ARAÚJO, J. G.; SANTOS, M. A. S.; REBELLO, F. K.; OLIVEIRA, C. M.; COSTA, A. D. Crédito rural para aquicultura: uma análise do Fundo Constitucional de Financiamento do Norte no estado do Pará. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology**, v.19, p. 553-562, 2015.
- BAGGE, A.M.; POULIN, R.; VALTONEN, E.T. Fish population size, and not density, as the determining factor of parasite infection: a case study. **Parasitology**, v. 128, n. 3, p. 305-313, 2004.
- BRABO, M. F.; FERREIRA, L. A.; VERAS, G. C.; CINTRA, I. H. A.; PAIVA, R. S.; FUJIMOTO, R. Y. Proposta de indicadores de sustentabilidade para parques aquícolas continentais: avaliação de um empreendimento na Amazônia. **Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.10, n.2, p.315-321, 2015.
- BRANDÃO, H.; LOBÓN-CERVÍÁ, J.; RAMOS, I. P.; SOUTO, A. C.; NOBILE, A. B.; ZICA, E. O. P.; CARVALHO, E. D. Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.24, p.438-448, 2012.
- BRAZ FILHO, M. dos S. P. **Criação de Peixes em Tanque Rede- SENAR**, 2015. Disponível em: [http://www.snatural.com.br/PDF\\_arquivos/Producao-de-Peixe-em-Tanque-Rede.pdf](http://www.snatural.com.br/PDF_arquivos/Producao-de-Peixe-em-Tanque-Rede.pdf). Acesso em: 14 nov. 2015.
- BROWN, J.R.; GOWEN, R.J.; MCLUSKY, D.M. The effects of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. **Journal of Experimental Marine Biology and**

**Ecology**, v.109, p.39-51, 1987.

DEMÉTRIO, J.A.; GOMES, L.C.; LATINI, J.D.; AGOSTINHO, A.A. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir.

**Aquaculture**, v.330-333, p.172-178, 2012.

DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.T.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; E VALLE, C. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. **Marine Ecology Progress Series**, v.242, p.237–252, 2002.

DIAS, M.K.R.; NEVES, L.R.; MARINHO, R.G.B.; PINHEIRO, D.A.; E TAVARES-DIAS, M. Parasitismo em tambatinga (*Colossoma macropomum* x *Piaractus brachypomus*, Characidae) cultivados na Amazônia, Brasil. **Acta Amazonica**, v.45, n.2, p.231-238, 2015.

DOSDAT, A. Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: Nutritional and feeding aspects. In: Uriarte A., Basurco B. (Eds.), **Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms**. Zaragoza: CIHEAM-FAO, 2001. p. 23-36.

EDWARDS, P. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. **Aquaculture**, v.447, p.2-14, 2015.

FERNANDEZ-JOVER, D.; ARECHAVALA-LOPEZ, P.; MARTINEZ-RUBIO, L.; TOCHER, D. R.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; LOPEZ-JIMENEZ, J. A.; MARTINEZ-LOPEZ, F. J.; SANCHEZ-JEREZ, P. Monitoring the influence of marine aquaculture on wild fish communities: benefits and limitations of fatty acid profiles. **Aquaculture Environment Interactions Journal Impact**, v.2, p.39–47, 2011.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorous from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v.226, p.201–212, 2003.

IBGE. Produção pecuária municipal. **Produção pecuária municipal**, v.43, p.1-49, 2015.

KIRCHNER, R. M.; CHAVES, M.A.; SILINSKE, J.; ESSI, L.; SCHERER, M.E.; DURIGON, E.G. Análise da produção e comercialização do pescado no Brasil. **Revista Agroambiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 168 - 177, 2016

KUBITZA, F. Aquicultura no Brasil: Principais espécies, áreas de cultivo, rações, fatores limitantes e desafios. **Panorama da Aquicultura**, v.25, n.150, p.10-23, 2015.

LEÃO, M. S. L.; JUSTO, M. C. N.; BUENO, G. W.; COHEN, S. C.; SÃO CLEMENTE, S. C. Parasitism by Monogenoidea in *Piaractus mesopotamicus* (Characiformes, Characidae) cultivated in Paraná River (Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, (AHEAD), p.0-0, 2017.

LEVINGS, C.D. Some ecological concerns for net pen culture of salmon on the coasts

of the Northeast Pacific and Atlantic Oceans, with special reference to British Columbia. **Journal of Applied Aquaculture**, v.4, p. 65–141, 1994.

MARCUSSO, P. F.; ETO, S. F.; CLAUDIANO, G. D. S.; VIEIRA, F. C. F.; SALVADOR, R.; MORAES, J. R. E. D.; MORAES, F. R. D. Isolamento de *Streptococcus agalactiae* em diferentes órgãos de tilápias do nilo (*Oreochromis niloticus*) criadas em tanques-rede. **Bioscience Journal**, v.549-554, 2015.

NABIRYE, H.; MWEBAZA-NDAWULA, L.; BUGENYI, F. W. B.; JONES, F. The evaluation of cage fish farming effects on water quality using selected benthic macro-invertebrate community parameters in the napoleon gulf, northern Lake Victoria. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, v.4, n.1, p.42-50, 2016.

NETO, R. M.; NOCKO, H. R.; OSTRENSKY, A. Environmental characterization and impacts of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Aquaculture Environment Interactions**, v.6, n.3, p.255-272, 2015.

NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. L. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National Park. **Neotropical Ichthyology**, v.13, n.1, p.245-254, 2015.

ORTEGA, J. C. G.; JÚLIO Jr., H. F.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v.746, p.147–158, 2015.

PILLAY, T.V.R. **Aquaculture and the environment**. 2<sup>a</sup> ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

POULIN, R. Variation in infection parameters among populations within parasite species: intrinsic properties versus local factors. **International Journal for Parasitology**, v. 36, n. 8, p. 877-885, 2006.

PREJS, A.; PREJS, K. Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. **Oecologia**, v.71, n.3, p.397-404, 1987.

RAMOS, I.P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A.S.; ZICA, E.O.P.; SILVA, R.J Da; REZENDE-AYROZA, D.M.M De; CARVALHO, E.D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v.414–415, p.56–62, 2013.

RAMOS, I.P.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; CARVALHO, E.D. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, n.3, p.245-252, 2008.

REKSALEGORA, O. Fish cage culture in the town of Jambi, Indonesia. In: **Proceedings of the International Workshop on Pen Cage Culture of Fish**, 11-12 February 1979, Tigbauan, Iloilo, Philippines (pp. 51-53). Tigbauan, Iloilo, Philippines: Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center; International Development research Centre. Disponível em:

<[https://repository.seafdec.org.ph/bitstream/handle/10862/1525/iwpcsf\\_p051-053.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repository.seafdec.org.ph/bitstream/handle/10862/1525/iwpcsf_p051-053.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 27 setembro de 2017.

ROSS, S.T., 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, p.352–388.

SANTOS, E.F.; TAVARES-DIAS, M.; PINHEIRO, D.A.; NEVES L.R.; MARINHO, R.G.B.; DIAS, M.K.R. Fauna parasitária de tambaqui *Colossoma macropomum* (Characidae) cultivado em tanque-rede no estado do Amapá, Amazônia oriental. **Acta Amazonica**, v.43, p.107-114, 2013.

SIDONIO, L.; CAVALCANTI, I.; CAPANEMA, L.; MORCH, R.; MAGALHÃES, G.; LIMA, J.; MUNGIOLI, R. Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades. **BNDES setorial**, v.5, p.421-463, 2012.

SILVA, R.M.; TAVARES-DIAS, M.; DIAS, M.W.R.; DIAS, M.K.R.; MARINHO, R.G.B. Parasitic fauna in hybrid tambacu from fish farms. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, p.1049-1057, 2013.

SILVA, J. C.; GUBIANI, É. A.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation. **Aquatic Ecology**, v.51, n.2, p.275-288, 2017.

SOUZA, G. M.; LEITE, M. A. Custo de produção de piscicultura da espécie tilápia no sistema intensivo de tanque rede. **QUALIA: a ciência em movimento**, v.2, n.2, p.141-167, 2017.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, v.185, p.27-39, 1974.

SCHULTER, E.P.; VIEIRA FILHO, J.E.R. **Evolução da piscicultura no Brasil: Diagnóstico e desenvolvimento da cadeia produtiva de Tilápia**. Texto para discussão / Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada- Brasília. Rio de Janeiro: Ipea, 2017.

TAKEMOTO, R.M.; PAVANELLI, G.C.; LIZAMA, M.A.P.; LUQUE, J.L.; POULIN, R. Host density as a major determinant of endoparasite species richness in fishes of floodplain of the upper Parana River, Brazil. **Journal of Helminthology**, v. 79, p. 75-84, 2005.

TOMASSETTI, P.; GENNARO, P.; LATTANZI, L.; MERCATALI, I.; PERSIA, E.; VANI, D.; PORRELLO, S. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. **Aquaculture**, v.450, p.262-272, 2016.

VENTUROTI, G.P.; VERONEZ, A.C.; SALLA, R.V.; GOMES, L.C. Phosphorus, total ammonia nitrogen and chlorophyll a from fish cages in a tropical lake (Lake Palminhas, Espírito Santo, Brazil). **Aquaculture research**, p.1-15, 2014.

WDF. **Final Programmatic Environmental Impact Statement: Fish Culture in Floating net-Pens**. Washington Department of Fisheries, Olympia, WA, USA, 1990.



XIE, S.; CUI, Y.; YANG, Y.; LIU, J. Energy budget of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in relation to ration size. **Aquaculture**, v.154, p. 57–68, 1997.

ZANATTA, A.S.; RAMOS, I.P.; SILVA, R.J.; LANGEANI, F.; CARVALHO, E.D. Pisces, Siluriformes, Ictaluridae, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818): First Record in Middle Paranapanema River Reservoir, Aquaculture and Exotic Species Dispersion. **Check List – Journal of Species List and Distribution**, v.6, n.4, p.589-591, 2010.

## **Apresentação da dissertação**

Para facilitar a apresentação e discussão dos dados, a dissertação está formatada em três capítulos, redigidos nos moldes de manuscritos a serem submetidos à publicação.

### **Capítulo I - Ecologia trófica da ictiofauna associada à pisciculturas em tanques-rede**

Neste capítulo avaliamos a alimentação de dez espécies de peixes silvestres em dois locais, uma área nos arredores dos tanques de cultivo da piscicultura e outro 10 km a montante, sem influência da piscicultura, com o intuito de verificar se há diferenças na alimentação entre os locais e assim inferir possíveis influências da piscicultura sob a ictiofauna silvestre.

### **Capítulo II- Padrões interindividuais no uso dos recursos de *Geophagus cf. proximus* sob influência de uma piscicultura em tanques-rede**

Neste capítulo avaliamos a influência sobre a alimentação de *Geophagus cf. proximus* devido a alterações na disponibilidade e variedade de recursos alimentares, promovido pela piscicultura em tanques-rede, demonstrando uma abordagem alternativa para o estudo do uso e partilha dos recursos alimentares em nível individual para essa população.

### **Capítulo III - Alterações na dieta e respostas histofisiológicas de um peixe silvestre (*Geophagus cf. proximus*) sob influência de uma piscicultura em tanques-rede**

Neste capítulo, baseados nos resultados anteriores que demonstram alto consumo de restos de ração, alimento com altos níveis de proteínas e lipídios por *Geophagus cf. proximus*, avaliamos a influência deste consumo sobre aspectos histofisiológicos da espécie em questão.

## **CAPÍTULO I**

### **ECOLOGIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA ASSOCIADA À PISCICULTURA EM TANQUES-REDE**

## Resumo

Pisciculturas em tanques-rede promovem a entrada de matéria orgânica, principalmente ração, nos ambientes nos quais estão instaladas, influenciando no aporte de nutrientes para o ecossistema aquático. Nesse aspecto, o presente estudo partiu-se da hipótese de que esses sistemas de pisciculturas alteram a alimentação das espécies de peixes silvestres em áreas do entorno dos tanques de cultivo. Diante disso, a composição da dieta, os padrões de uso dos recursos e a amplitude e sobreposição de nicho trófico da fauna de peixes foram avaliadas. Coletas bimestrais de setembro de 2014 a outubro de 2016 com auxílio de redes de espera de diferentes malhagens foram realizadas em duas áreas de amostragem com características similares em termos de hidrodinâmica e temperatura: uma na área utilizada para cultivo dos peixes (área tanque) e outra aproximadamente 10 km a montante, sem a influência de sistemas de cultivo em tanques-rede (área controle). Foram analisados o conteúdo estomacal de 501 indivíduos na área controle e 820 na área tanque, pertencentes a nove espécies. Numa visão geral da dieta das espécies em ambas as áreas amostrais, vegetal aquático e terrestre, Gastropoda, Bivalvia, Decapoda, restos de peixes e detrito, foram itens mais consumidos. Contudo, observou-se que cinco das nove espécies avaliadas na área tanque, apresentaram consumo de ração, material excedente dos tanques de cultivo. Foram observadas diferenças significativas na alimentação dos peixes entre as áreas amostrais, sendo a ração o item alimentar com maior contribuição para a dissimilaridade. Verificou-se por meio da nMDS bidimensional que ocorreu segregação dos indivíduos amostrados na área tanque associados com o maior consumo de ração e peixes. Amplitude de nicho trófico diferiu entre as áreas de amostragem, no entanto, não foi possível constatar um padrão similar entre as espécies. Já a sobreposição de nicho trófico não diferiu entre as áreas, denotando assim segregação trófica entre as espécies. As diferenças na composição da dieta entre as áreas de amostragem, o consumo de ração pelos indivíduos apenas na área tanque, bem como segregação espacial associada ao uso dos recursos provenientes dos tanques de cultivo, demonstram que a piscicultura em tanques-rede foi responsável por significantes alterações na alimentação da ictiofauna residente, com implicações nos padrões tróficos.

**Palavras-chave:** influências antrópicas, aquicultura, ictiofauna, dieta.

## Introdução

O cultivo de peixes em reservatórios por meio de sistemas intensivos como as pisciculturas em tanques-rede, tem sido relatado como promotor de variações ambientais que podem interferir no comportamento de forrageamento das espécies (BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015). As características do modelo de cultivo intensivo, com a estocagem em alta densidade de peixes, intenso aporte de ração e confinamento em estruturas flutuantes nos corpos das águas, constituem relevantes fontes de interferências no grau de trofia do ambiente (AGOSTINHO et al., 2007; ABRUNHOSA, 2011). Estudos em ambientes dulcícolas demonstram que esse modelo de produção promove a entrada de nutrientes/energia no sistema aquático, alterando as condições bióticas e abióticas nos ambientes nos quais estão inseridos (TOMASSETI et al., 2016; NABIRYE et al., 2016). Essas alterações afetam o padrão de circulação local da água (NABIRYE et al., 2016) sedimentação

(AGOSTINHO et al., 2007; NETO et al., 2015), dinâmica populacional de peixes (RAMOS et al., 2013), introdução de espécies não-nativas (ORTEGA et al., 2015), bem como interferências na ecologia trófica da ictiofauna (BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015).

A alimentação dos peixes sofre influência constante e direta das variações espaciais e temporais que ocorrem no ambiente, sendo elas naturais (SVANBACK e BOLNICK, 2007; SILVA et al., 2016; SILVA et al., 2017) ou provocadas por ações humanas (DELARIVA et al., 2013). Considerando que os peixes tendem a consumir os recursos alimentares mais disponíveis e vantajosos energeticamente (SCHOENER, 1974; GERKING, 1994; MÉRONA et al., 2003; TUPINAMBÁS et al., 2015) as espécies podem responder de formas distintas frente a heterogeneidade nos ambientes (PIANKA, 1973; SCHOENER, 1974; SVANBACK e BOLNICK, 2007; WIENS et al., 2010; SILVA et al., 2017). Diante disso, podem ocorrer mudanças no comportamento de forrageamento das espécies de peixes, que ampliam ou reduzem seus espectros alimentares em resposta a disponibilidade de alimento (WARD et al., 2006; ARAÚJO et al., 2011).

Considerando as pisciculturas em tanques-rede como promotoras de entrada de matéria orgânica, principalmente a ração nos ambientes nos quais estão instaladas, a hipótese desse trabalho foi de que esses sistemas alteram a alimentação das espécies de peixes associadas aos tanques de cultivo. Nesse sentido, testou-se as seguintes previsões: i) a composição da dieta das espécies de peixes difere entre a área sob influência dos tanques de cultivo e área sem influência; ii) amplitude de nicho trófico é maior para as espécies de peixes associados aos tanques de cultivo; iii) espécies de peixes associados aos tanques de cultivo apresentam maiores valores de sobreposição de nicho.

## **Materiais e métodos**

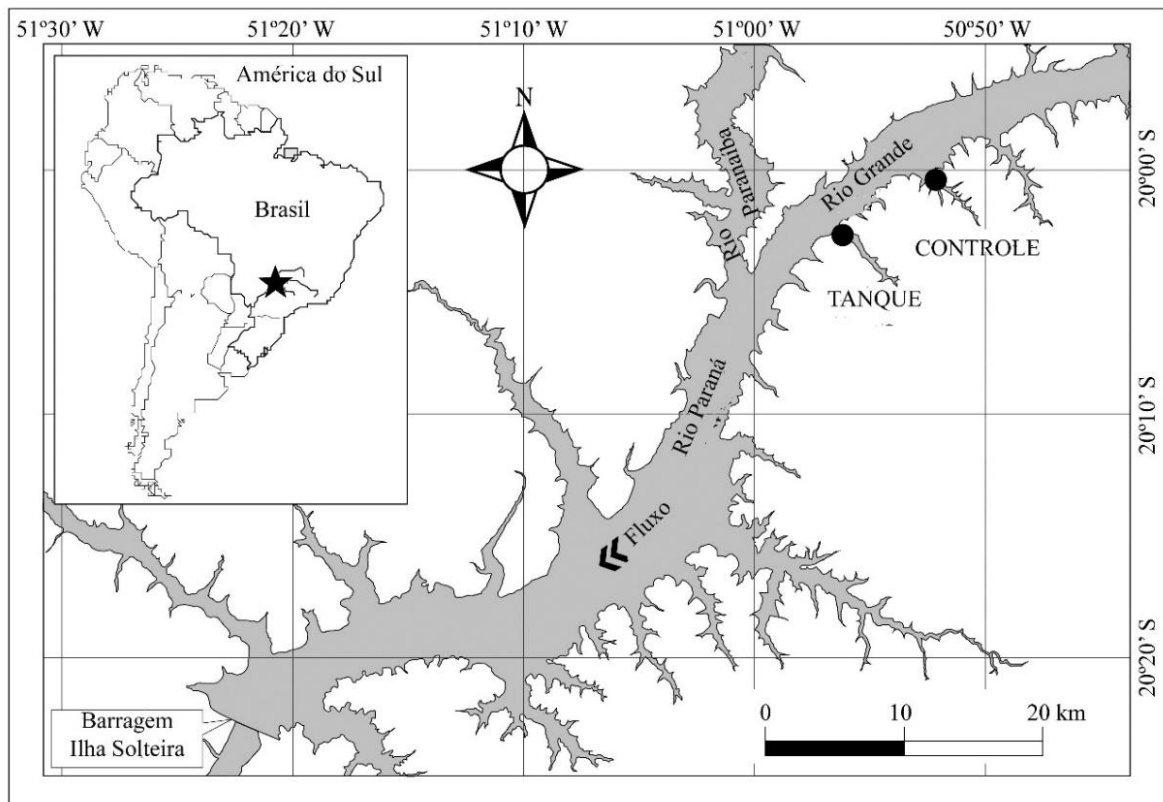
### **Área de estudo**

O reservatório de Ilha Solteira localiza-se na região do alto rio Paraná, seu principal rio formador, sendo do tipo bacia de acumulação (Figura 1). Possui profundidade média de 17,6 m, volume máximo de 21,06 x 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>, com bacia hidrográfica de 1.195 km<sup>2</sup> de área e tempo de residência de 46,7 dias (GARCIA et al., 2014). Nesse reservatório há inúmeras pisciculturas em tanques-rede, sendo para este estudo utilizado empreendimento localizado no braço Can-Can, que atua na criação de tilápias-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) com aproximadamente 230 tanques de 18 m<sup>3</sup> e 18 tanques de 144 m<sup>3</sup>, com uso diário de ração da ordem de 5,500 kg/dia.

### Coletas de dados em campo

A coleta dos peixes ocorreu bimestralmente de setembro de 2014 a outubro de 2016 com auxílio de redes de espera de diferentes malhagens (3 a 16 cm entre nós não adjacentes), expostas por aproximadamente 14 horas. Foram realizadas amostragens em duas áreas com características fisiográficas similares: uma na área utilizada para cultivo dos peixes (área Tanque -50°55'57.60''W e 20°02'33.62''S) e outra aproximadamente 10 km a montante, sem a influência de sistemas de cultivo em tanques-rede (área Controle -50°51'58.94''W e 20°0'13.71''S) (Figura 1).

Espécimes testemunhos de cada espécie avaliada serão tombados e depositados na coleção ictiológica da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” de São José do Rio Preto, SP.



**Figura 1.** Localização das áreas amostrais (círculos cheios) no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil.

### Procedimentos laboratoriais

Os espécimes coletados foram individualizados em sacos plásticos e gradativamente resfriados a fim de diminuir rapidamente a sua atividade metabólica até o óbito, conforme autorização SISBIO nº 42229-1 e parecer da CEUA nº 001/2014.

Os exemplares capturados nas áreas controle e tanque foram identificados (GRAÇA e PAVANELLI, 2007) e tiveram mensurados o comprimento padrão (cm) e massa total (g).

Posteriormente seus estômagos e intestinos foram retirados e fixados em solução de formaldeído 4%. Os conteúdos estomacais foram examinados sob estereomicroscópio óptico. Os itens alimentares foram identificados utilizando-se literatura especializada como Bicudo e Bicudo (1970) para algas e Mugnai et al. (2010) para invertebrados. Os itens foram quantificados de acordo com o método volumétrico (HYSLOP, 1980). Tubos graduados e placas milimetradas foram utilizadas para mensurar o volume dos itens alimentares (HELLAWELL e ABEL, 1971).

### **Análises dos dados**

Um número mínimo de cinco exemplares por espécie em cada área amostral foi usado como critério de número mínimo para a inclusão da espécie na análise dos dados.

Para testar a primeira predição foi aplicada a análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA one way - Bray-Curtis obtido com 9999 permutações aleatórias), um método não paramétrico para testar diferenças multivariadas entre grupos pré-definidos (ANDERSON, 2001). A PERMANOVA é sensível às diferenças na dispersão multivariada, o que permite verificar se as dispersões são significativamente diferentes. A significância dessa estatística foi estimada por meio do teste de Monte Carlo com 10.000 permutações. Posteriormente, os itens alimentares responsáveis pela diferença entre os locais de amostragem (controle e tanque) foram estimados usando o método de porcentagem e dissimilaridade (SIMPER). Todos os pares de amostras foram comparados usando a distância de Bray-Curtis (CLARKE, 1993).

A primeira predição também foi testada utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrica (nMDS, KRUSKAL, 1964). O índice de Bray-Curtis foi aplicado à matriz de abundância volumétrica de recursos alimentares, transformada por raiz quadrada. Um índice de confiança (*stress*) que determina o grau de proximidade da representação gráfica aos dados reais, foi obtido. Os valores de estresse abaixo de 0,20 permitem o potencial uso bidimensional (2D) do nMDS (CLARKE e WARWICK, 2001). Os dados foram randomizados 100 vezes e o critério de estabilidade foi 0,005 desvios padrão no estresse após 100 interações.

Análise Permutacional de Dispersões multivariadas (PERMDISP; ANDERSON, 2004; 2006) foi utilizada para testar a 2ª predição. Por meio da PERMDISP, a distância da mediana (semelhante ao centróide) de um grupo definido a priori é calculada, nesse caso, a espécie/área de amostragem analisada através de uma análise de coordenadas principais (PCoA). Este procedimento permite a verificação da homogeneidade de uma dieta individual, comparando a dispersão entre e dentro dos grupos (SILVA et al., 2017). O cálculo da mediana do grupo foi

realizado por meio da medida de dissimilaridade de Bray-Curtis, que permite comparar a dissimilaridade média em n observações individuais dentro do grupo. Posteriormente, a amplitude do nicho foi medida com base na dispersão espacial das dietas.

O teste foi realizado com uma matriz de similaridade alimentar. O pressuposto foi que as diferenças na distância da dispersão da dieta entre as áreas de amostragem (tanque e controle) indicam se os indivíduos de cada área têm dietas mais restritas ou mais amplas. (ou seja, uma distância maior indica um nicho mais amplo) (CORREA e WINEMILLER, 2014; SILVA et al. 2017). Para testar a hipótese nula de que a amplitude do nicho não diferiu entre os grupos (áreas tanque e controle), estatística F foi calculada para comparar a distância média de cada amostra com a mediana do grupo. Posteriormente, o valor de p foi obtido através de 9999 permutações dos resíduos dos mínimos quadrados (ANDERSON, 2006). As comparações pareadas post hoc foram feitas pelo método de Diferença Significativa de Tukey.

Para testar a 3ª predição foi calculada a sobreposição de nicho trófico, usando as amostras para cada par de espécies que coocorreram no tempo e no espaço (mês e local), com base na matriz de volume dos itens alimentares consumidos pelos indivíduos. Utilizou-se o índice de sobreposição de nicho de Pianka (1973) descrito pela equação:

$$O_{jk} = \frac{\sum_i^n P_{ij} \times P_{ik}}{\sqrt{\sum_i^n P_{ij}^2 \times \sum_i^n P_{ik}^2}}$$

onde:  $O_{jk}$  = medida de Pianka de sobreposição de nicho entre as espécies j e k;  $P_{ij}$  = proporção de um item alimentar i na dieta da espécie j;  $P_{ik}$  = proporção do item alimentar i na dieta da espécie k; n = número total de itens alimentares. Os valores de sobreposição variaram de 0 (sem sobreposição) a 1 (sobreposição total) e foram definidos nos seguintes níveis: baixo (0-0,39), intermediário (0,4-0,6) e alto (0,6-1) (modificado de GROSSMAN, 1986; CORREA et al., 2011). Posteriormente, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis aos dados de sobreposição de nicho tróficos (índice de Pianka) dos indivíduos, para testar possíveis diferenças estatísticas entre os valores obtidos considerando as áreas de amostragem como fator.

As análises PERMANOVA e SIMPER foram realizadas utilizando o programa PAST (Paleontological Statistic Software), versão 2.08 (HAMMER et al., 2001). PERMIDISP e NMDS foram realizadas no programa R. Para PERMIDISP foi utilizado pacotes Vegan (R DEVELOPMENT, 2015) e NMDS os pacotes vegan, MASS, permute e lattice (R DEVELOPMENT, 2015). O índice Pianka de sobreposição alimentar foi calculado usando o software EcoSim 7.0 (GOTELLI e ENTSMINGER, 2006) e análise de variância de Kruskal-



Wallis utilizando o programa STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2004). O nível de significância adotado para todas as análises foi  $p < 0,05$ .

### Resultados

Foram analisados os conteúdos estomacais de 501 indivíduos na área controle e 820 na área tanque, pertencentes a nove espécies (Tabela 1). Numa visão geral da dieta das espécies em ambas as áreas amostrais, vegetal aquático e terrestre, Gastropoda, Bivalvia, Decapoda, peixes e detrito, foram os itens mais consumidos. Na área tanque, cinco das dez espécies avaliadas (*Geophagus cf. proximus*, *Metynnis maculatus*, *Pimelodus cf. platicirris*, *Satanoperca pappaterra* e *Triporthesus nematurus*) consumiram predominantemente o item ração (Tabela 2).

**Tabela 1.** Número de estômagos analisados para cada espécie de peixes amostrados na área controle e tanque, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil.

Ordem / Família / Espécies	Código das espécies	Abundância numérica/ Estômagos analisados		Amplitude de comprimento padrão (cm)	
		Controle	Tanque	Controle	Tanque
<b>Ordem Cichliformes</b>					
<b>Cichlidae</b>					
<i>Geophagus cf. proximu</i> (Castelnau, 1855)	Gp	388/138	669/240	6-11-26	3-10-19
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	Sp	24/13	29/13	7-12-17	8-12-19
<b>Sciaenidae</b>					
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Ps	345/176	502/238	8-20-44	10-20-60
<b>Ordem Siluriformes</b>					
<b>Pimelodidae</b>					
<i>Pimelodus cf. platicirris</i> (LaCépède, 1803)	Pp	27/24	304/214	20-25-30	15-27-39
<b>Ordem Characiformes</b>					
<b>Anostomidae</b>					
<i>Schizodon nasutus</i> (Kner, 1858)	Sn	19/10	35/19	21-24-30	18-22-30
<b>Characidae</b>					
<i>Triporthesus nematurus</i> (Kner, 1858)	Tn	45/32	17/12	13-15-17	11-15-17
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	Mm	39/29	61/51	8-15-18	11-12-21
<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)	Sm	97/56	21/15	7-12-25	13-19-28
<b>Cynodontidae</b>					
<i>Raphiodon vulpinus</i> (Agassiz, 1829)	Rv	61/19	22/6	32-38-44	22-36-50

**Tabela 2.** Itens alimentares consumidos por *Geophagus cf. proximus* (Gp), *Metynnis maculatus* (Mm), *Pimelodus cf. platicirris* (Pp), *Plagioscion squamosissimus* (Ps), *Raphiodon vulpinus* (Rv), *Satanoperca papaterra* (Sp), *Schizodon nasutus* (Sn), *Serrasalmus maculatus* (Sm) e *Triphorteus nematurus* (Tn) entre as áreas de amostragem, controle (C) e tanque (T), Reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil. Valores baseados na porcentagem dos dados de volume dos itens alimentares. Asterisco indica valores menores que 0,1%. IA= item alimentar, SP= espécie.

IA/ SP Local	Gp		Mm		Pp		Ps		Rv		Sp		Sn		Sm		Tn	
	C	T	C	T	C	T	C	T	C	T	C	T	C	T	C	T	C	T
<b>Autóctones %</b>																		
Alga	0,3		9	1,6		*	0,2						20,6	3				
Vegetal aquático	1,9	4,5	34,9	1,6	0,1	0,4		*					22,6	35,8	4,1	0,6	1,3	
Pupa de Diptera	*	*				0,1		0,1							*		0,2	2,2
Larva de Diptera	4,2	2,2	0,1			*		0,7			0,7			0,2			*	1,1
Larva de Coleoptera		1,6															0,1	5,5
Casulo de Tricoptera	*							*										
Ephemeroptera	1,5	*																
Odonata	1				4,7	0,3	1,8	0,7	7,7						0,3	0,9	4,9	
Hemiptera						*											1,5	*
Restos de insetos aquáticos	7,2	0,8		*		*						1,6			0,1		0,4	
Microcrustáceo	4,1											0,4						
Decapoda	1,8		40,9	6	69,2	6,2	71,8	62,3	56	52,9					28,2	4,7		
Bivalvia	15	8,8	0,2	7,9	0,4	8,1					3		2,9	17,5	0,4			
Gastropoda	16,8	6,3	2,5	0,2	4,2	0,2		*			48,1				2	1,8		
Outros invertebrados aquáticos	0,2										1,8		3		0,1	0,9		
Perciformes								3										
Characiformes				1,1		1,1	5,3	11,7	15,3									
Restos de peixes	5,4	4,5	0,4	24,1	0,6	24,7	20,7	20,1	19,7	46,8	0,6	1,7		0,4	61	81,7	0,4	1,1
<b>Alóctones %</b>																		
Semente	0,2	1,7		1,7	0,1	1,7			1,3	0,4	0,5	21,6			2	0,5	1,7	16,7



Dentre as espécies avaliadas neste estudo, *G. cf. proximus*, *M. maculatus*, *P. cf. platicirris*, *P. squamosissimus*, *S. papaterra*, *S. maculatus* e *T. nematurus* apresentaram diferenças significativas na composição da dieta entre as áreas de amostragem (Tabela 3).

**Tabela 3.** Resultados da PERMANOVA one way para *Geophagus cf. proximus* (Gp), *Metynnis maculatus* (Mm), *Pimelodus cf. platicirris* (Pp), *Plagioscion squamosissimus* (Ps), *Raphiodon vulpinus* (Rv), *Satanoperca papaterra* (Sp), *Schizodon nasutus* (Sn), *Serrasalmus maculatus* (Sm) e *Triphorteus nematurus* (Tn) entre as áreas de amostragem, controle e tanque, Reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil.

Espécie	Soma total dos quadrados	Soma dos quadrados dentro do grupo	F	p
Gp	154,2	144,3	25,81	<b>0,0001</b>
Mm	32,28	29,35	7,78	<b>0,0001</b>
Pp	80,19	74,31	18,67	<b>0,0001</b>
Ps	99,69	98,48	5,059	<b>0,0006</b>
Rv	6,631	6,205	1,58	0,1487
Sp	10,78	9,953	2,007	<b>0,0292</b>
Sn	11,07	10,74	0,8411	0,5452
Sm	28,96	27,38	4,006	<b>0,0002</b>
Tn	31,09	29,94	2,646	<b>0,0017</b>

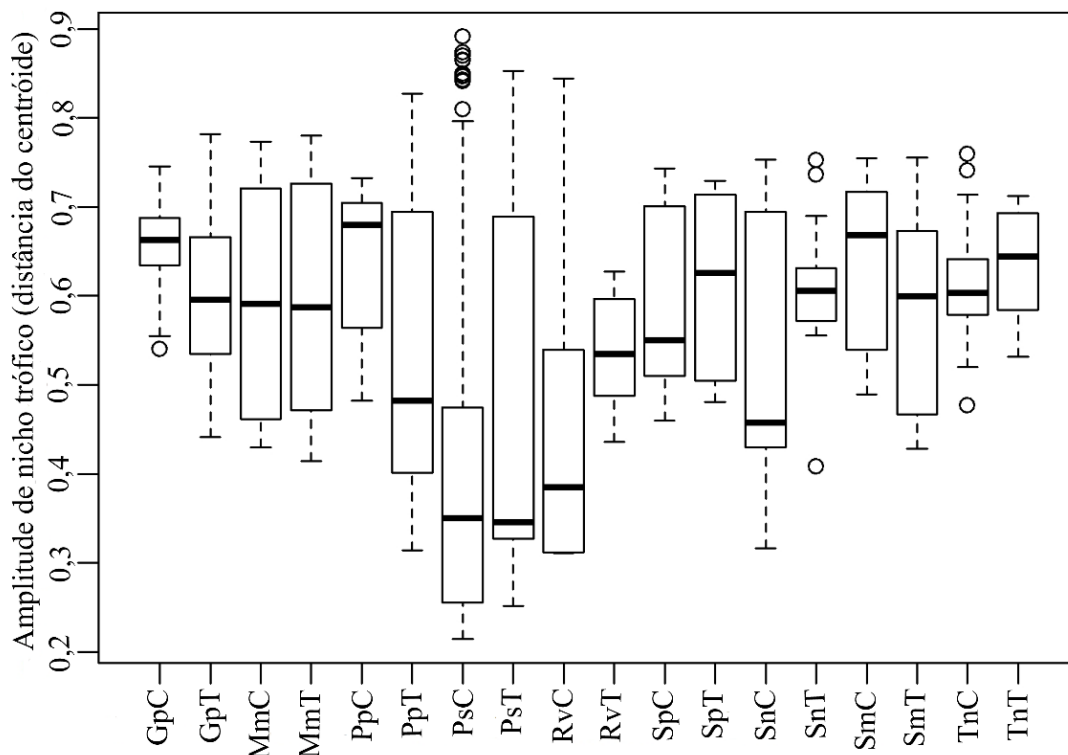
Detrito, ração e vegetal terrestre foram os itens que contribuíram para a diferença significativa observada para *G. cf. proximus*. Ração e Decapoda para *P. cf. platicirris*, vegetal aquático e ração para *M. maculatus*, Decapoda para *P. squamosissimus*, detrito e ração para *S. papaterra*, peixe e ração para *S. maculatus*, e restos de insetos aquáticos e Isoptera para *T. nematurus* (Tabela 4).

**Tabela 4.** Valores percentuais dos principais itens que contribuíram para a dissimilaridade na dieta de *Geophagus cf. proximus* (Gp), *Metynnis maculatus* (Mm), *Pimelodus cf. platicirris* (Pp), *Plagioscion squamosissimus* (Ps), *Satanoperca papaterra* (Sp), *Serrasalmus maculatus* (Sm) e *Triphorteus nematurus* (Tn) entre as áreas de amostragem, controle e tanque, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. Valores obtidos por meio da análise SIMPER.

Espécie	Item Alimentar	Dissimilaridade média geral	Contribuição %	Contribuição acumulativa %	Abundância média	
					Controle	Tanque
Gp	Detrito	92,38	22,8	22,8	0,0171	0,01
	Ração		18,47	41,27		0,0254
	Vegetal terrestre		11,66	52,93	0,0122	0,00119
Pp	Ração	97,86	35,46	35,46		1,2
	Decapoda		24,01	59,47	0,799	0,133
Mm	Vegetal aquático	92,43	30,84	30,84	0,564	0,149
	Ração		29,69	60,53		0,62
Ps	Decapoda	60,32	64,25	64,25	1,53	1,46
Sp	Detrito	92,99	31,75	31,75	0,0205	0,00408
	Ração		25,19	56,94		0,0206
Sm	Peixe	89,56	52,07	52,07	0,555	1,27
	Ração		18,31	18,31		0,95
Tn	Restos de insetos terrestre	93,26	16,03	34,33	0,102	0,107
	Isoptera		15,53	49,86	0,299	

A amplitude média da dieta foi maior para indivíduos de *G. cf. proximus*, *P. cf. platicirris* e *S. maculatus* na área controle e *R. vulpinus*, *S. papaterra*, *S. nasutus* e *T. nematurus* na área tanque (Figura 2). No entanto, para a variabilidade da dieta entre os espécimes observou-se tendência inversa da amplitude média, ou seja, espécies que apresentaram amplitude média maior na área controle, apresentaram variabilidade menor nessa área e vice-versa (Figura 2). Essa tendência ocorreu para *G. cf. proximus*, *P. cf. platicirris*, *R. vulpinus*, *S. nasutus*, *S. maculatus* e *T. nematurus* (Figura 2).

Maior variabilidade na dieta indica consumo de uma maior variedade de itens alimentares. *M. maculatus* não apresentou diferenças expressivas na amplitude média de nicho e variabilidade da dieta entre as áreas de amostragem (Figura 2). *P. squamosissimus* não diferiu na amplitude média de nicho, entretanto demonstrou maior variabilidade da dieta entre os espécimes da área controle (Figura 2). A amplitude média de nicho trófico diferiu significativamente entre as áreas de amostragem, apesar de não ter sido constatado um padrão similar de diferenciação entre as espécies nas duas áreas (PERMDISP, DF = 17; F = 24,53, p = 0,001; Tabela 5; Figura 2).



**Figura 2.** Variação na amplitude de nicho trófico entre as espécies *Geophagus cf. proximus* (Gp), *Metynnis maculatus* (Mm), *Pimelodus cf. platicirris* (Pp), *Plagioscion squamosissimus* (Ps), *Raphiodon vulpinus* (Rv), *Satanoperca papaterra* (Sp), *Schizodon nasutus* (Sn), *Serrasalmus maculatus* (Sm) e *Triphorteus nematurus* (Tn) baseado nos itens alimentares consumidos entre as áreas de amostragem (controle e tanque) no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil. Os pontos finais inferiores e superiores da caixa representam o 1º e o 3º quartil, respectivamente, demonstrando a variabilidade individual na dieta. A barra horizontal dentro de cada caixa representa a amplitude média da dieta, respectivamente.

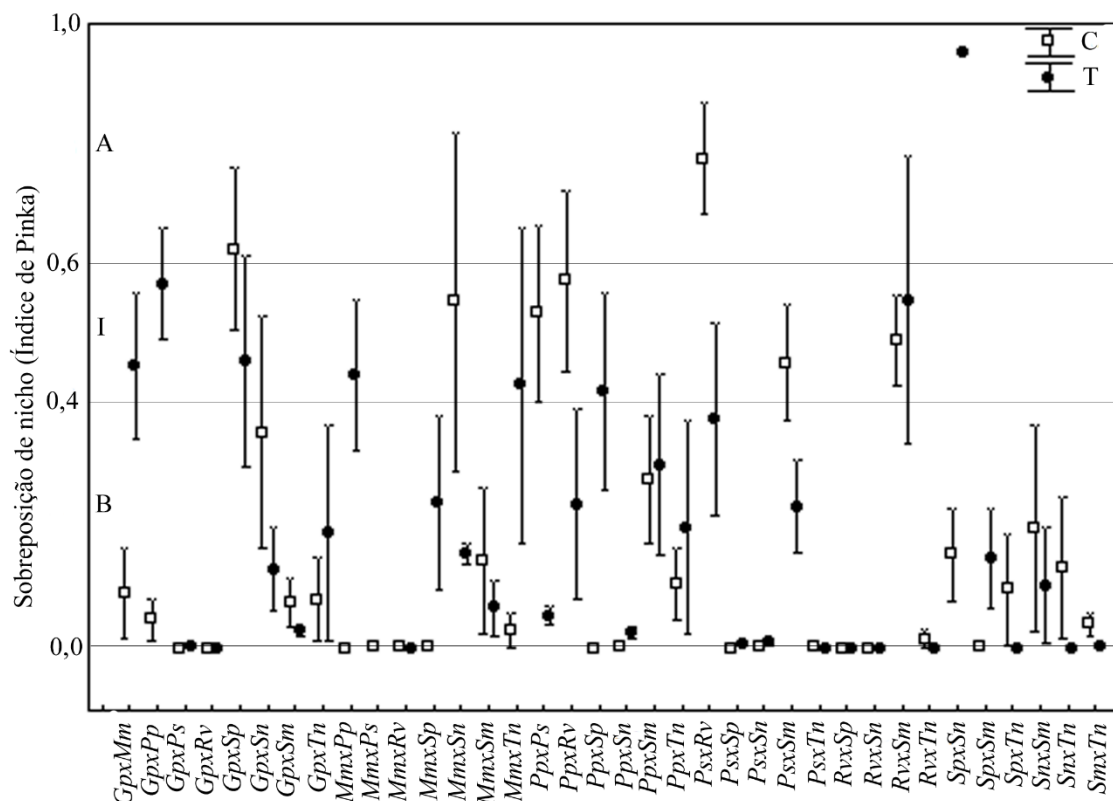
**Tabela 5.** Resumo da PERMDISP – valores *p* da amplitude de nicho trófico de *Geophagus* cf. *proximus* (Gp), *Metynnis maculatus* (Mm), *Pimelodus* cf. *platicirris* (Pp), *Plagioscion squamosissimus* (Ps), *Raphiodon vulpinus* (Rv), *Satanoperca papaterra* (Sp), *Schizodon nasutus* (Sn), *Serrasalmus maculatus* (Sm) e *Triphorteus nematurus* (Tn) entre as áreas de amostragem, controle (C) e tanque (T) no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil. Valores em negrito indicam significância estatística.

	GPC	GPT	MMC	MMT	PPC	PPT	PSC	PST	RVC	RVT	SPC	SPT	SNC	SNT	SMC	SMT	TNC	TNT
GPC		<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,187	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,007</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,16
GPT			0,269	0,265	0,147	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,043	0,628	0,997	0,041	0,991	0,062	0,146	0,946	0,386
MMC				0,876	0,104	0,068	<b>0,001</b>	<b>0,003</b>	<b>0,002</b>	0,33	0,843	0,597	0,384	0,522	0,068	0,742	0,433	0,263
MMT					0,126	<b>0,04</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,273	0,918	0,675	0,29	0,598	0,063	0,638	0,544	0,319
PPC						<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,008</b>	0,185	0,339	0,036	0,24	0,824	0,056	0,122	0,852
PPT							<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,051	0,966	0,136	0,086	0,838	<b>0,04</b>	<b>0,001</b>	0,337	<b>0,013</b>	<b>0,025</b>
PSC								<b>0,001</b>	0,204	0,117	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,036	<b>0,002</b>	0,824	0,056	0,122	0,852
PST									0,734	0,468	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>	0,32	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	0,068	<b>0,002</b>	<b>0,008</b>
RVC										0,278	<b>0,004</b>	<b>0,011</b>	0,199	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,028</b>	<b>0,001</b>	<b>0,004</b>
RVT											0,198	0,116	0,923	<b>0,06</b>	<b>0,001</b>	0,447	<b>0,005</b>	<b>0,009</b>
SPC												0,753	0,327	0,995	0,183	0,603	0,656	0,295
SPT													0,266	0,995	0,389	0,424	0,952	0,488
SNC														0,159	<b>0,02</b>	0,586	0,078	0,097
SNT															0,314	0,299	0,942	0,414
SMC																<b>0,038</b>	0,161	0,997
SMT																	0,222	0,118
TNC																		0,232
TNT																		

Por meio da análise nMDS foi possível observar que a dispersão espacial dos indivíduos ocorreu de acordo com os recursos mais consumidos nas áreas de amostragem (solução de dois eixos com estresse = 0,03). Ao longo do eixo 1, observou-se a dispersão dos indivíduos amostrados na área tanque, associados principalmente aos recursos ração, peixes, material não biológico, sementes e Gastropoda (Figura 3). Ao longo do eixo 2, a dispersão dos indivíduos da área controle estiverem associados principalmente aos recursos insetos, Decapoda e vegetais (Figura 3).

Em relação a sobreposição de nicho trófico, não foram observadas diferenças significativas ( $H = 0,1170$ ,  $p = 0,7323$ ). No entanto, verificou-se predominância de valores baixos e intermediários de sobreposição de nicho trófico principalmente para os pares de espécies que ocorreram na área tanque ( $<0,8$ ). Sobreposição alta foi observada apenas para o par de espécies *S. papaterra* x *S. nasutus* (consumo de detrito) na área tanque. Valores intermediários (0,4 – 0,6) foram observados na área tanque, para os pares *G. cf. proximus* x *M. maculatus*, *G. cf. proximus* x *P. cf. platicirris*, *M. maculatus* x *P. cf. platicirris*, *M. metynnis* x *T. nematurus*, *P. cf. platicirris* x *S. papaterra*, os quais





**Figura 4.** Valores de Sobreposição de nicho trófico (média  $\pm$  EP) para os pares de espécie *Geophagus* cf. *proximus* (Gp), *Metynnis maculatus* (Mm), *Pimelodus* cf. *platicirris* (Pp), *Plagioscion squamosissimus* (Ps), *Raphiodon vulpinus* (Rv), *Satanoperca papaterra* (Sp), *Schizodon nasutus* (Sn), *Serrasalmus maculatus* (Sm) e *Triphorteus nematurus* (Tn) entre as áreas de amostragem, controle (C) e tanque (T), no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil. Valores de sobreposição de nicho: A= alto, I= intermediário e B=baixo.

### Discussão

Influências da piscicultura em tanques-rede sob a ecologia trófica da comunidade de peixes amostrada foi confirmada com relevantes diferenças na composição da dieta da ictiofauna entre as áreas de amostragem. Adição de dois recursos alimentares de origem alóctone, ração e material não biológico, na área tanque, corroboram essa interferência. Ainda, a dispersão espacial dos indivíduos da área tanque esteve associada a itens alimentares provenientes dos tanques de cultivo, tais como ração e material não biológico, e itens que podem ser atraídos tais como peixes e Bivalvia. A tendência de consumo de excedentes dos tanques de cultivo tem sido relatada em outros trabalhos, tanto para ambientes dulcícolas (AGOSTINHO et al., 2007; BRANDÃO et al., 2012; DEMÉTRIO et al., 2012; RAMOS et al., 2013), quanto marinhos (DEMPSTER et al., 2002; BOYRA et al., 2004; FELSING et al., 2005), corroborando com os resultados aqui encontrados. É relatado, por exemplo, aumento na atividade alimentar e no fator de condição para espécies que consomem ração, bem como elevada abundância das populações no



entorno dos tanques de cultivo (BOYRA et al., 2004; BRANDÃO et al., 2012; DEMÉTRIO et al., 2012).

Dentre os itens alimentares decorrentes dos tanques de cultivo, que podem ser disponibilizados para os organismos aquáticos, tais como ração, escama e fezes, a ração merece atenção especial. Neste trabalho observou-se que para as espécies que apresentaram diferença significativa entre as áreas de amostragem, a ração foi o item que contribuiu para dissimilaridade da maioria das espécies, na área tanque. Esse recurso possui alto valor energético e é de fácil captura por ser altamente disponível, o que o torna preferencialmente consumido pelas espécies generalistas (RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015). Generalistas tróficos geralmente exibem amplo espectro trófico e comportamento oportunista, o que permite usar recursos específicos em cada ambiente, explorando itens alimentares, tanto de origem animal quanto vegetal, mais acessíveis (HAHN et al., 1998; ABELHA et al., 2001; LUZ-AGOSTINHO et al., 2006).

Estudos demonstraram que espécies que apresentam o hábito alimentar omnívoro e o comportamento oportunista são diretamente influenciadas pelas pisciculturas em tanques-rede devido, principalmente o consumo da ração (RAMOS et al., 2013). Espécies do gênero *Pimelodus* (Abujanra et al., 1999; Dos Santos et al., 2006; Delariva et al., 2013), *G. cf proximus* (Kliemann et al., 2018) e *T. nematurus* (Lopes et al., 2017) são relatadas na literatura como omnívoras e neste trabalho apresentaram dissimilaridades na dieta entre as áreas, com o consumo da ração, corroborando com os estudos relatados.

*Metynnis maculatus*, *S. papaterra*, *P. squamosissimus* e *S. maculatus* também foram espécies que apresentaram dissimilaridades na dieta entre as áreas de amostragem. Dentre essas espécies, *M. maculatus* e *S. papaterra* consumiram ração na área tanque e dessa forma, tiveram a composição da dieta alterada. Estudos relatam o hábito herbívoro (Silva-Camacho et al., 2014) e invertívoro (Lopes et al., 2014) para essas espécies, respectivamente. Por outro lado, *S. maculatus* e *P. squamosissimus* não consumiram a ração, mas podem ter se beneficiado de outros organismos que proliferam na área sobre influência da piscicultura devido ao enriquecimento orgânico local, como por exemplo, de insetos, Bivalvia, crustáceos e outros peixes (DEMÉTRIO et al., 2012; RAMOS et al., 2013). *S. maculatus* é relatado por consumir nadadeiras e músculos de outros peixes (Almeida et al., 1997), enquanto que *P. squamosissimus* apresenta o hábito alimentar carnívoro (Neves et al., 2015). Diante disso, é possível observar a influência das pisciculturas para vários hábitos alimentares, sendo eles herbívoros, invertívoros, omnívoros, carnívoros e piscívoros.

Detrito também contribuiu para a diferença na dieta entre os locais. As pisciculturas em tanques-rede são grandes produtores de resíduos (ração, fezes, escamas), sendo uma das responsáveis pela elevada entrada de matéria orgânica e energia no ambiente aquático (GARCIA et al., 2014; EDWARDS, 2015; NETO et al., 2015; TOMASSETI et al., 2016). Essa matéria orgânica, por sua vez, se não for consumida pelos organismos nectônicos, sedimentam nos fundos dos rios, tornando assim, disponíveis como alimento para peixes e outros organismos bentônicos (AGOSTINHO et al., 2007; EDWARDS, 2015). Espécies como *Geophagus cf. proximus* e *S. pappaterra* as quais possuem boca tipicamente protrátil e terminal, são favorecidas pois além de consumir os recursos nectônicos, apresentam aparato bucal para o consumo de recursos bentônicos, como o detrito (GRAÇA e PAVANELLI, 2007). A dieta dessas espécies neste trabalho foi composta principalmente por detrito e ração, confirmando o observado na literatura.

Os baixos valores de sobreposição de nicho trófico encontrados em ambas as áreas denotam segregação entre as espécies coocorrentes em relação ao uso dos recursos. Ainda que tenha sido registrado maiores valores de sobreposição para os pares de espécie que coocorreram na área controle, a não significância destes resultados confirma a segregação trófica em ambas as áreas. Diante disso, pode-se inferir que as espécies puderam optar pelos recursos mais favoráveis energeticamente, partilhando os recursos disponíveis. Corroborando, dessa forma com os pressupostos da teoria do forrageamento ótimo (SCHOENER, 1974).

Na área tanque, a interferência antrópica das pisciculturas promovendo a entrada constante de energia (RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015) e assim o enriquecimento orgânico na região pode ter promovido o aumento na abundância de outros recursos e organismos, tais como detrito, Bivalvia e algas. Dessa forma, aumento na disponibilidade e abundância de itens alimentares nessa área, além da alta disponibilidade da ração, contribuiu para a partilha dos recursos entre os indivíduos. Embora a disponibilidade de recursos alimentares não tenha sido diretamente medida no meio ambiente e não tenha sido avaliada diretamente a competição inter e intraespecífica, os pressupostos de que os peixes são bons consumidores de recursos disponíveis endossam as hipóteses de partilha de recursos (MÉRONA et al. 2003; TUPINAMBÁS et al. 2015).

Dentre as espécies que apresentaram sobreposição de nicho trófico, mesmo que sendo baixa, constatou-se hábitos alimentares semelhantes, com a partilha principalmente dos recursos ração, detrito e peixes. Estudos demonstram que a sobreposição ocorre

principalmente para espécies que apresentam o mesmo hábito alimentar, sejam eles piscívoros, detritívoros, omnívoros (SÁ-OLIVEIRA et al., 2014), corroborando com os resultados deste trabalho. Além disso, é predito que a sobreposição alta ocorra para espécies cogenéricas, com características morfológicas similares (LABROPOULOU e ELEFThERIOU, 1997; NEVES et al., 2015). As espécies aqui avaliadas pertencem a gêneros diferentes, podendo ser essa uma explicação adicional para baixa sobreposição observada neste estudo.

Em suma, diferenças na composição da dieta entre as áreas de amostragem, o consumo de ração pelos indivíduos apenas na área tanque, bem como segregação espacial dos indivíduos da área associados ao uso dos recursos provenientes dos tanque de cultivo, suportam a hipótese inicial de que a piscicultura em tanques-rede são responsáveis por alterações na alimentação da ictiofauna residente. Além disso, diante dos nossos resultados é possível verificar que a piscicultura em tanques-rede influenciou diversos hábitos alimentares, sendo eles herbívoros, piscívoros, omnívoros e detritívoros. Apesar da diferença significativa observada na amplitude de nicho trófico entre as áreas de amostragem não foi possível constatar um padrão de diferenciação. Já a sobreposição de nicho trófico não diferiu entre as áreas, denotando assim segregação trófica entre os indivíduos.

Por fim, nossos resultados demonstram a importância dos estudos sobre a ictiofauna silvestre sob influência desses empreendimentos. Podem servir como base para a realização de zoneamentos aquícolas, já que necessitam do conhecimento das exigências ecológicas e habitat natural das espécies a serem cultivadas, bem como qualidade da água e outros fatores ambientais (profundidade, vegetação subaquática, áreas de diluição, uso do solo no entorno), considerados como critérios para o zoneamento. Assim, a elaboração de um planejamento ecológico responsável, por meio de gerenciamento da cultura aquática, pode contribuir para que o setor aquícola torne-se mais sustentável economicamente e ambientalmente, integrando a necessidade de desenvolvimento econômico, produção de proteína animal de boa qualidade e a manutenção de um ambiente equilibrado e sustentável.

### **Referências**

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; Goulart, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, v.23, p.425-434, 2001.
- ABRUNHOSA, F. Técnico em Aquicultura: Piscicultura. Pará: IFPA e UFRN, 2011.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil, Maringá: EDUEM, 2007.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, v.26, p.32-46, 2001.

ANDERSON, M. J. PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, 2004.

ANDERSON, M. J. Distance based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, v.62, p.245-253, 2006.

ARAÚJO, M.S.; BOLNICK, D.I.; LAYMAN, C.A. The ecological causes of individual specialization. *Ecology Letters*, v.14, p.948–958, 2011.

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

BOYRA, A.; SANCHEZ-JEREZ, P.; TUYA, F.; ESPINO, F.; HAROUN, R. Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canária, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes*, v.70, p. 393–401, 2004.

BRANDÃO, H.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; RAMOS, I. P.; SOUTO, A. C.; NOBILE, A. B.; ZICA, E. O. P.; CARVALHO, E. D. Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.24, p.438-448, 2012.

CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, v.18, p.117–143, 1993.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2ª ed. Plymouth: PRIMER-E, 2001.

CORRÊA, C.E.; ALBRECHT, M.P.; HAHN, N.S. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá river basin. *Neotropical Ichthyology*, v.9, p.637–646, 2011.

DEMÉTRIO, J.A.; GOMES, L.C.; LATINI, J.D.; AGOSTINHO, A.A. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, v.330-333, p.172-178, 2012.

DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.T.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; E VALLE, C. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. *Marine Ecology Progress Series*, v.242, p.237–252, 2002.

DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. Fish fauna of headwater streams of Perobas Biological Reserve, a conservation unit in the Atlantic Forest of the Northwestern Paraná State, Brazil. *Check List*, v.9, n.3, p.549–554, 2013.

EDWARDS, P. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. *Aquaculture*, v.447, p.2-14, 2015.

FELSING, M.; GLENCROSS, B.; TELFER, T. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. *Aquaculture*, v.243, n.1, p.159-174, 2005.

GARCIA, F.; KIMPORA, J.M.; VALENTI, W.C.; AMBROSIO, L.A. Emery assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. *Ecological Engineering*, v.68, p.72–79, 2014.

GERKING, S. D. Larval feeding. In: GERKING, S.D. (ed.) *Feeding ecology of fish*, San Diego: Academic Press, 1994.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. EcoSim: nullmodels software for ecology. Jericho, Acquired Intelligence Inc., KesityBear, version 7, 2006. Disponível em: <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>. Acesso em: 06 setembro 2016.

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

GROSSMAN, G.D. Food resources partitioning in a rocky intertidal fish assemblage. *Journal of Zoology*, v.1, p.317–355, 1986.

HAHN, N.S.; AGOSTINHO, A.A.; GOITEIN, R. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu reservoir and Porto Rico floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.9, p.11-22, 1997.

HAHN, N.S.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, v.23, p.299–305, 1998.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RIAN, P. D. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37, 2001. Disponível em: [http://palaeoelectronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm). Acesso em: 12 novembro 2005.

HELLAWELL, J.M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food fishes. *Journal of Fish Biology*, v.3, p.20-37, 1971.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, v.17, p.411-429, 1980.

KRUSKAL, J. B. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, v.29, p.115-129, 1964.

LABROPOULOU, M.; ELEFThERIOU, A. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of Fish Biology*, v.50, n.2, p.324-340, 1997.

LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; FUJI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., E H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.4, p.61-68, 2006.

MÉRONA, B.; VIGOUROUX, R.; HOREAU, V. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*, v.24, p.147–156, 2003.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

NABIRYE, H.; MWEBAZA-NDAWULA, L.; BUGENYI, F. W. B.; JONES, F. The evaluation of cage fish farming effects on water quality using selected benthic macroinvertebrate community parameters in the napoleon gulf, northern Lake Victoria, *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, v.4, n.1, p.42-50, 2016.

NETO, R. M.; NOCKO, H. R.; OSTRENSKY, A. Environmental characterization and impacts of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Aquaculture Environment Interactions*, v.6, n.3, p.255-272, 2015.

NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. L. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçú National Park. *Neotropical Ichthyology*, v.13, n.1, p.245-254, 2015.

ORTEGA, J. C. G.; JÚLIO Jr., H. F.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v.746, p.147–158, 2015.

PIANKA, E. R. The structure of lizard communities. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v.4, p.53–74, 1973.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R, a language and environment for statistical computing. Version 3.2.3. Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2015.

RAMOS, I.P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A.S.; ZICA, E.O.P.; SILVA, R.J Da; REZENDE-AYROZA, D.M.M De; CARVALHO, E.D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, v.414–415, p.56–62, 2013.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, v.185, p.27-39, 1974.

SILVA, N.C.S.; COSTA, A.J.L.; LOUVISE, J.; SOARES, B.E.; REIS, V.C.S.; ALBRECHT, M.P.; CARAMASCHI, E.P. Resource partitioning and ecomorphological

variation in two syntopic species of Lebiasinidae (Characiformes) in an Amazonian stream. *Acta Amazonica*, v.46, p.25–36, 2016.

SILVA, J. C.; GUBIANI, É. A.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation. *Aquatic Ecology*, v.51, n.2, p.275-288, 2017.

STATSOFT INC. STATISTICA (Data analysis software system), version 7.0., 2004. Disponível em: <http://www.statsoft.com>. Acesso em: 20 agosto 2017.

SVANBACK, R.; BOLNICK, D.I. Intraspecific competition drives increased resource use diversity within a natural population. *Proceedings of the Royal Society*, v.274, p.839–844, 2007.

TUPINAMBÁS, T.H.; POMPEU, P.S.; GANDINI, C.V.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M. Fish stomach contents in benthic macroinvertebrate assemblage assessments. *Brazilian Journal of Biology*, v.75, p.157–164, 2015.

WARD, A.J.W.; WEBSTER, M.M.; HART, P.J.B. Intraspecific food competition in fishes. *Fish and Fisheries*, v.7, p.231–261, 2006.

WIENS, J.J.; ACKERLY, D.D.; ALLEN, A.P.; ANACKER, B.L.; BUCKLEY, L.B.; CORNELL, H.V.; WIENS, J.J.; DAMSCHEN, E.I.; DAVIES, T.J.; GRYTNE, J.A.; HARRISON, S.P.; HAWKINS, B.A.; HOLT, R.D.; MCCAIN, C.M.; STEPHENS, P.R. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters*, v.13, p.1310–1324, 2010.

## **CAPÍTULO II**

### **PADRÕES INTERINDIVIDUAIS NO USO DOS RECURSOS TRÓFICOS DE *Geophagus cf. proximus* (CASTELNAU, 1855) SOB INFLUÊNCIA DE UMA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE**



## Resumo

O uso dos recursos alimentares pelos peixes e as alterações nas fontes de alimento em reservatórios brasileiros tem sido explorados por diversos estudos na região neotropical, entretanto, a variação individual não é considerada explicitamente. Além disso, trabalhos que avaliam a dieta da população no intuito de elucidar a dinâmica do ecossistema aquático nos quais as pisciculturas estão inseridas, considerando a variação individual, são escassos. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivos avaliar o uso e partilha dos recursos alimentares da população de *Geophagus cf. proximus*, considerando as variações individuais de nicho e a influência de um empreendimento aquícola sobre a variação interindividual, especialização individual, compartilhamento e aninhamento da dieta. Dessa forma, testou-se a hipótese de que a piscicultura em tanques-rede influencia os padrões de uso de recursos pelos indivíduos. A dieta de 100 indivíduos na área controle e 100 na área tanque foi avaliada. A análise do conteúdo estomacal demonstrou uma dieta populacional generalista, composta por ampla gama de recursos de origem animal e vegetal. Detrito, Gastropoda, Bivalvia e vegetal terrestre compuseram a dieta na área controle. Em contrapartida, na área tanque, houve a adição de ração, um item alimentar de origem alóctone, seguido de detrito, Bivalvia e Gastropoda. Foram observados maiores valores de amplitude de nicho trófico na área controle. A mediana do índice de especialização individual (*PSi*) foi menor para essa área, indicando maior especialização. Valores baixos de aninhamento para a matriz de interação indivíduo-recurso foi observado, porém todos altamente significativos para as áreas de amostragem, indicando que o aninhamento calculado foi maior do que o simples efeito do acaso, além disso, o grau de agrupamento foi maior na área tanque. A partir da rede de recursos individuais foi possível observar maior densidade média de conexões entre os indivíduos da área controle, com maior número de ligações (*links*) entre os indivíduos e recursos. Assim, a variação na dieta foi maior na área controle, corroborando com os resultados de *E* (variação interindividual). Em suma, a piscicultura em tanques-rede interferiu nos padrões de uso de recursos pelos indivíduos, devido a alterações na disponibilidade de recursos alimentares. A alta disponibilidade de alimentos como ração, detrito, Bivalvia nos arredores dos tanques de cultivo, permitiu que os indivíduos partilhassem esses recursos e contribuiu para uma dieta mais aninhada, onde indivíduos especialistas consumiram subconjuntos da dieta dos generalistas. Na área controle, variação interindividual e especialização dos indivíduos revelam que a maior variedade de itens alimentares foi crucial para a variabilidade da dieta. Dessa forma, avaliações da dieta a nível individual contribuíram para a compreensão das interações tróficas de indivíduos sob influência de uma piscicultura em tanques-rede, de maneira a constatar que esse modelo de cultivo promove interferências na alimentação de todos os indivíduos da população.

**Palavras-chave:** variação interindividual na dieta, ictiofauna, população generalista, aquicultura.

## Introdução

Comunidades e ecossistemas vem sendo estudados considerando as propriedades a nível de espécie ou população, entretanto tem sido consolidada a ideia de que muitas populações são compostas por indivíduos ecologicamente heterogêneos, que diferem na maneira como interagem com o ambiente (BOLNICK et al., 2003, ARAÚJO et al., 2011, BOLNICK et al., 2011; VIOLLE et al., 2012;). Os indivíduos optam, por exemplo, sobre quais alimentos devem ser consumidos para maximizar a taxa de energia (PULLIAM, 1974; CORREA e WINEMILLER, 2014; COBLENTZ et al., 2017), baseado no valor energético dos recursos e do tempo de busca e manuseio relacionados à sua captura, contenção e digestão (PIRES et al., 2011). A variação intraespecífica, dessa forma, tem o potencial de modificar os impactos das espécies em outros níveis tróficos, nas funções das teias alimentares, bem como nos ecossistemas (INGRAM et al., 2017).

Importantes consequências ao nível de comunidade e de população, tais como o aumento nas taxas de predação, o grau de competição intraespecífica e padrões no uso dos recursos podem ser avaliadas se a variação intraespecífica for considerada (HUGHES et al., 2008; DENNO e LEWIS, 2009; BOLNICK et al., 2011, MOLEÓN et al. 2012). Uma das maneiras de estudar essa variação é por meio da especialização da dieta individual (BOLNICK et al., 2003, 2011, ARAÚJO et al., 2011), que é uma forma de variação de nicho intraespecífica e ocorre quando os indivíduos usam apenas um subconjunto da base de recursos da população (BOLNICK et al., 2007; PIRES et al., 2011; COBLENTZ et al., 2017; INGRAM et al., 2017).

As variações na dieta individual permitem avaliar se uma população é composta apenas por indivíduos generalistas, somente por especialistas ou uma combinação de ambos (ARAÚJO et al., 2010). Se uma população é composta por indivíduos especialistas e generalistas, e se a dieta dos especialistas é um subconjunto ordenado da dos generalistas, é esperado que a dieta da população seja aninhada (ATMAR e PATTERSON, 1993), demonstrando a coocorrência e o compartilhamento de recursos entre os indivíduos (ARAÚJO et al. 2010; REICHARD et al., 2017). Por outro lado, se os indivíduos utilizam diferentes faixas do nicho trófico da população e se sobreponham pouco uns com os outros, a dieta dos indivíduos pode ser sobre-dispersada (BOLNICK, 2004; EKLÖV e SVANBÄCK, 2006; ARAÚJO et al., 2010). Ainda, os indivíduos podem formar grupos discretos especializados em diferentes recursos (ARAÚJO et al., 2008). Dessa forma, estudar padrões tróficos, por meio da avaliação da variação interindividual,

especialização individual, compartilhamento de recursos e aninhamento da dieta, permite a visualização dos impactos individuais em outros níveis tróficos, em teias alimentares, bem como nas funções dos ecossistemas (ARAÚJO et al., 2008, 2010; INGRAM et al., 2017).

As espécies generalistas exercem um papel fundamental nos ecossistemas, pois consomem recursos alimentares tanto de origem animal quanto vegetal, interferindo dessa forma na composição, abundância e comportamento de organismos em diferentes níveis tróficos (PIMM e LAWTON, 1987; SCHINDLER et al., 2002; KRATINA et al., 2012; VEJRIKOVA et al., 2017). Como consequência, essas espécies apresentam a capacidade de integrar habitats espacialmente distintos e compartimentos da rede alimentar (POLIS et al., 1997). Essa plasticidade tem sido reconhecida como uma das responsáveis pela facilidade de colonização e sucesso em habitats alterados (ABELHA et al., 2001; DELARIVA et al., 2013).

A variação interindividual no uso dos recursos alimentares depende de diversos fatores, como tempo e espaço, uma vez que a disponibilidade de alimento varia com o ambiente (GLASSER, 1982; SCHINDLER et al., 1997; ROBINSON, 2000; BOLNICK et al. 2003, 2007). Variações climáticas tais como período chuvoso e seco, bem como ações antrópicas, como por exemplo, construção de usinas hidrelétricas e inserção de empreendimentos aquícolas, podem promover alterações na disponibilidade de alimento (DELARIVA et al., 2013; CORREA e WINEMILLER, 2014; SILVA et al., 2017). Nesse aspecto, pisciculturas em tanques-rede, podem influenciar a disponibilidade de recursos alimentares (RAMOS et al., 2008; RAMOS et al., 2013; BRANDÃO et al., 2014), visto que promovem a entrada de matéria orgânica (escamas, fezes e ração), a qual fica disponível como alimento para os peixes silvestres (AGOSTINHO et al., 2007; NETO et al., 2015; EDWARDS, 2015). Nesse aspecto, avaliar variações interindividuais de espécies generalistas e com elevada plasticidade trófica sob influência de tanques-redes e em condições ecológicas reais constitui uma oportunidade única e bom modelo para testar predições acerca do papel das variações intrapopulacionais no uso de recursos.

*Geophagus cf. proximus* (Castelnau, 1855) por ser uma espécie generalista (GRAÇA e PAVANELLI, 2007) e abundante no reservatório de Ilha Solteira – SP, constitui bom modelo para o trabalho aqui proposto. Esta espécie pertencente ao grupo dos Perciformes, é nativa na bacia do rio Amazonas e Ucayali, e sua ocorrência na bacia do rio Paraná é recente (GRAÇA e PAVANELLI, 2007). Infere-se que foi introduzida por meio das pisciculturas em tanques-rede (LANGEANI et al., 2007).

O uso dos recursos alimentares pelos peixes e as alterações nas fontes de alimento em reservatórios brasileiros têm sido explorados por diversos estudos na região Neotropical (HAHN e FUGI, 2007), entretanto, a variação individual não é considerada explicitamente. Além disso, trabalhos que avaliam a dieta da população no intuito de elucidar a dinâmica do ecossistema aquático nos quais as pisciculturas estão inseridas, considerando a variação individual, são escassos. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivos avaliar o uso e partilha dos recursos alimentares da população de *Geophagus cf. proximus*, considerando as variações de nicho individual e a influência de um empreendimento aquícola sobre a variação interindividual, especialização individual, compartilhamento e aninhamento da dieta. Dessa forma, testou-se a hipótese de que a piscicultura em tanques-rede influencia os padrões de uso de recursos pelos indivíduos, partindo das seguintes predições: i) maior variabilidade de recursos alimentares é observada em área sem influência dos tanques redes; ii) a piscicultura em tanques-rede promove diminuição nas variações interindividuais; iii) a especialização na dieta individual é menor para os indivíduos sob influência dos tanques de cultivo; iv) o grau de agrupamento da dieta é maior entre os indivíduos sob influência dos tanques de cultivo; v) indivíduos na área tanque apresentam dietas mais aninhadas.

## **Materiais e métodos**

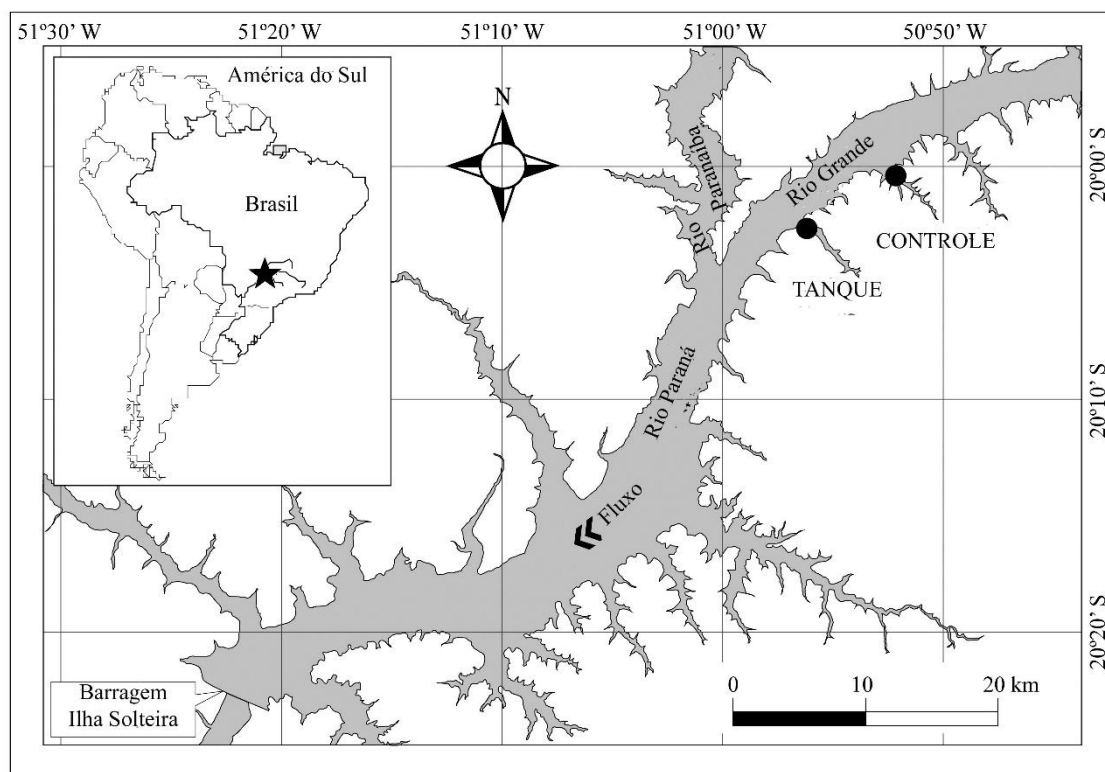
### **Áreas de estudo**

O reservatório de Ilha Solteira localiza-se na região do alto rio Paraná, seu principal rio formador, sendo do tipo bacia de acumulação. Possui profundidade média de 17,6 m, volume máximo de  $21,06 \times 10^9 \text{ m}^3$ , com área de bacia hidrográfica de  $1.195 \text{ km}^2$  e tempo de residência de 46,7 dias (GARCIA et al., 2014). Nesse reservatório há aproximadamente 80 pisciculturas em tanques-rede segundo a CATI - município de Santa Fé do Sul. Para este estudo foi utilizado um empreendimento localizado no braço Can-Can, que atualmente atua na criação de tilápias-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e possui aproximadamente 230 tanques de  $18 \text{ m}^3$  e 18 tanques de  $144 \text{ m}^3$ , com uso diário médio da ração da ordem de 5.500 kg/dia.

### **Coletas de dados em campo**

A coleta dos peixes ocorreu bimestralmente com auxílio de redes de espera de diferentes malhagens (3 a 16 cm entre nós não adjacentes), expostas por aproximadamente 14 horas. Foram realizadas amostragens em duas áreas com características fisiográficas similares: uma na área utilizada para cultivo dos peixes (área

Tanque -50°55'57.60''W e 20°02'33.62''S) e outra aproximadamente 10 km a montante, sem a influência de sistemas de cultivo em tanques-rede (área Controle -50°51'58.94''W e 20° 0'13.71''S) (Figura 1).



**Figura 1.** Localização das áreas amostrais (círculos cheios) no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil.

Os espécimes coletados foram individualizados em sacos plásticos e gradativamente resfriados, a fim de diminuir rapidamente a sua atividade metabólica até o óbito, conforme autorização SISBIO nº 42229-1 e parecer da CEUA nº 001/2014. Voucher da espécie encontra-se depositado na coleção ictiológica da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” de São José do Rio Preto (DZSJRP-Pisces 8898).

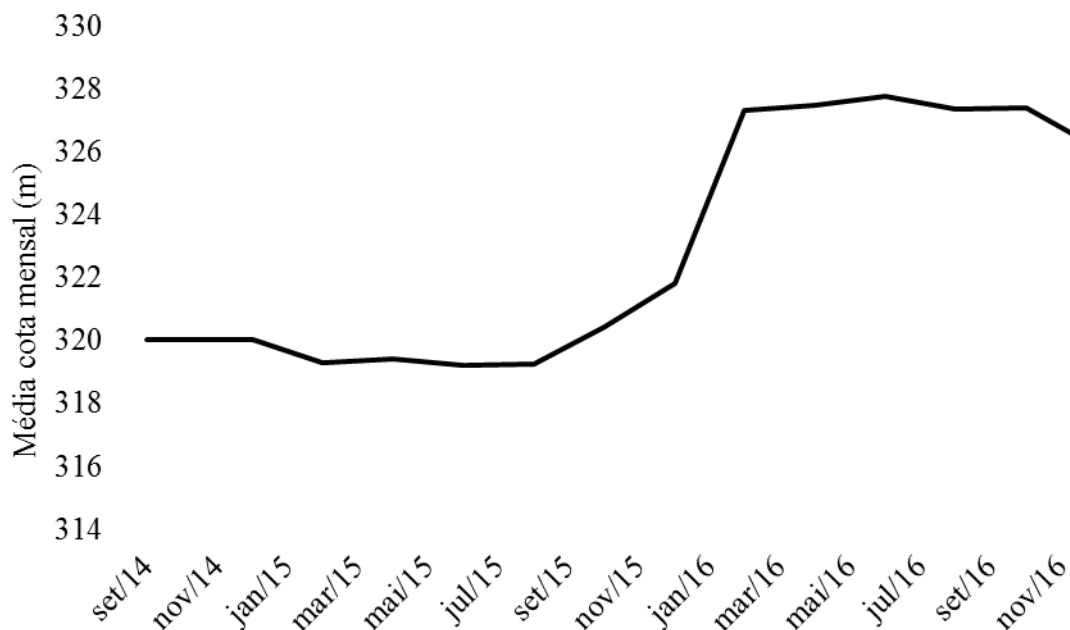
### Procedimentos laboratoriais

Os exemplares foram identificados (GRAÇA e PAVANELLI, 2007) e tiveram mensurados o comprimento padrão (cm) e massa total (g). Posteriormente seus estômagos e intestinos foram retirados e fixados em solução de formaldeído 4%. Os conteúdos estomacais e intestinais (1/3 da porção anterior) foram examinados sob estereomicroscópio óptico. Os itens alimentares foram identificados utilizando-se literatura especializada como Bicudo e Bicudo (1970) para algas e Mugnai et al. (2010) para invertebrados. Os itens foram quantificados de acordo com o método volumétrico

(HYSLOP, 1980). Tubos graduados e placas milimetradas foram utilizadas para mensurar o volume dos itens alimentares (HELLAWELL e ABEL, 1971).

### Análise dos dados

Para análise dos dados, foram selecionados os meses correspondentes ao período de cheia do reservatório (abril, junho, agosto e outubro de 2016) (Figura 2), de forma a minimizar o efeito da sazonalidade nos resultados. Para essa classificação foi considerada a cota mínima do reservatório que é de 323 m (SAR, 2017). Vale ressaltar que o reservatório de Ilha Solteira, por ser reservatório de acumulação, tem a sua cota mensal influenciada pela operação do reservatório, o qual controla o volume do reservatório de acordo com a demanda de energia elétrica. Além disso, 100 exemplares para cada área amostral foram selecionados aleatoriamente entre os meses de amostragem, de maneira a padronizar o número de amostras entre as áreas controle e tanque.



**Figura 2.** Média da cota mensal do reservatório de Ilha Solteira –SP, baseado na altura da lâmina d’água em relação ao nível do mar. Fonte: ORLANDI NETO et al., 2017.

### *Amplitude de nicho trófico da população*

Para testar a variabilidade na dieta entre as áreas de amostragem e mostrar o nível de especialização da dieta a nível populacional e a associação deste com as áreas de amostragem (controle e tanque), a amplitude de nicho de *G. cf. proximus* foi calculada, com base nos dados de volume dos itens alimentares, usando o Índice padronizado de Levin’s (Ba). Esse índice varia de 0 (quando uma única espécie consome um único tipo

de item alimentar) a 1 (quando uma espécie consome todos os recursos alimentares similarmente). O índice é dado pela expressão proposta por Hurlbert (1978):

$$Ba = \frac{1}{(n - 1)} \left( \frac{1}{\sum_j p^2_{ij}} - 1 \right)$$

Onde, Ba = Índice padronizado de Levin's;  $p_{ij}$  = proporção do item j no total da dieta da espécie i; n= número total de recursos alimentares.

Os dados da amplitude de nicho dos indivíduos foram testados através do teste não paramétrico de Mann-Whitney, a fim de verificar a existência de diferenças significativas entre as áreas de amostragem, uma vez que os pressupostos de normalidade não são atendidos quando os dados são índices.

#### ***Variação interindividual na dieta***

Com o propósito de testar a 2ª predição, quantificando o grau de variação da dieta entre os indivíduos i da população de *G. cf. proximus* e estabelecendo a ligação entre os padrões de uso dos recursos e a teoria de redes utilizou-se o índice de variação inter-individual (E) (ARAÚJO et al., 2008). E varia de 0, quando todos os indivíduos possuem dietas idênticas a 1 quando a variação da dieta aumenta. Valores de E para os indivíduos foram comparados entre as áreas de amostragens (controle e tanque) por meio do teste de Mann-Whitney (Teste-U).

#### ***Especialização individual***

A terceira predição foi testada por meio do grau de especialização trófica individual, medido pelo índice de similaridade proporcional (*PSi*) de Schoener (1968), utilizando uma matriz contendo o volume de itens-presas registrado para os indivíduos em ambas as áreas amostrais. (BOLNICK et al., 2002). Basicamente, *PSi* varia de próximo a 0 (máxima especialização individual) a 1 (nenhuma especialização individual). A especialização trófica dos indivíduos foi comparada entre as áreas de amostragens (controle e tanque) por meio do teste do teste *t* Student ( $\alpha=0,05$ ).

#### ***Grau de agrupamento***

A fim de testar a 4ª predição, foi calculado o grau de agrupamento dos indivíduos entre as áreas de amostragem. Quando as preferências alimentares forem diferenciadas entre os indivíduos de uma população, eles podem ser organizados em redes chamadas de agrupamento (WATTS e STROGATZ, 1998). Esses agrupamentos são identificados por meio do índice *Cws*, podendo assumir valores positivos e negativos ( $-1 \leq Cws \leq +1$ ).

Cws será positivo (+1) quando a população apresentar agrupamentos de indivíduos que compartilham recursos comuns e se sobrepõem pouco uns com os outros. Por outro lado, Cws será negativo (-1), quando os indivíduos utilizarem combinação particulares de recursos que diferem entre eles (ARAÚJO et al., 2008).

Combinado com o índice E, Cws pode ser uma ferramenta útil na identificação de padrões de uso dos recursos dentro das populações (ARAÚJO et al., 2010). Por exemplo, se não existe nenhuma variação na dieta, ambos  $E$  e  $Cws \rightarrow 0$ . Se a variação da dieta é contínua, tanto que os indivíduos se sobrepõem pouco em seus nichos tróficos uns com os outros,  $E \rightarrow 1$  e  $Cws \rightarrow -1$  (e. g. dietas sobre-dispersadas). Se a variação da dieta é discreta, tanto que os indivíduos formam grupos tróficos discretos,  $E \rightarrow 1$  e  $Cws \rightarrow +1$ , ou seja, as dietas são agrupadas. Finalmente, se existem indivíduos especialistas e generalistas e se a dieta dos especialistas são subconjuntos ordenados da dieta dos generalistas, então  $E \rightarrow 1$  e  $Cws \rightarrow 0$ . Assim, embora exista variação na dieta, indivíduos não formam distintos grupos nem têm dietas sobre-dispersadas (ARAÚJO et al., 2010). Cws foi comparado entre as áreas de amostragens (controle e tanque) por meio do teste Mann-Whitney (Teste-U).

Uma rede de agrupamento foi construída, baseado na teoria de redes ecológicas (WATTS e STROGATZ, 1998; BASCOMPTE et al., 2003), onde a densidade média de conexões em uma rede pode ser interpretada como uma medida de variação na dieta entre indivíduos (ARAÚJO et al., 2008). Assim, quanto maior o número de ligações (*links*) entre indivíduos e recursos, maior será a variação individual da dieta.

### ***Aninhamento***

O aninhamento explica que as interações de um nó são um subconjunto das interações do próximo e mais conectado nó, por meio de redes complexas (BASCOMPTE et al., 2003). Dessa forma, a fim de descrever o uso de diferentes recursos alimentares e detectar padrões de aninhamento, de maneira a testar a 5ª predição, foi construída uma matriz de interação ou de incidência, também chamada de matriz retangular (R) (VALLADARES et al., 2001; JORDANO et al., 2003). A matriz R é delineada por meio de representação dos indivíduos em linhas e dos recursos em coluna, mapeando a utilização dos recursos pelos indivíduos de uma população onde o elemento da matriz  $a_{ij} = 1$  indica que o indivíduo  $i$  utiliza o recurso  $j$ , caso contrário  $a_{ij} = 0$  (ATMAR e PATTERSON, 1993; ALMEIDA-NETO et al., 2008). Para medir o aninhamento foi utilizado o índice NODF. Quando a dieta dos indivíduos especialistas for um perfeito



subconjunto da dieta dos indivíduos generalistas, NODF tenderá a 100, e quando padrões não randômicos como dietas compartimentadas ou “sobre-dispersadas”, NODF tenderá a 0 (ALMEIDA-NETO et al., 2008).

O grau de aninhamento, quando se trabalha com análises de conteúdo estomacal, pode ser afetado devido a diferenças no tempo de forrageamento e à distribuição heterogênea dos recursos no ambiente (PIRES et al., 2011). Assim, os valores empíricos do NODF foram testados contra um modelo de distribuição nula dos valores de NODF, para verificar a significância desses padrões. Calculando o NODF para cada população reamostrada (1.000 interações), a hipótese nula de ausência de aninhamento pode ser rejeitada se os valores observados forem >95% dos valores nulos (ARAÚJO et al., 2010).

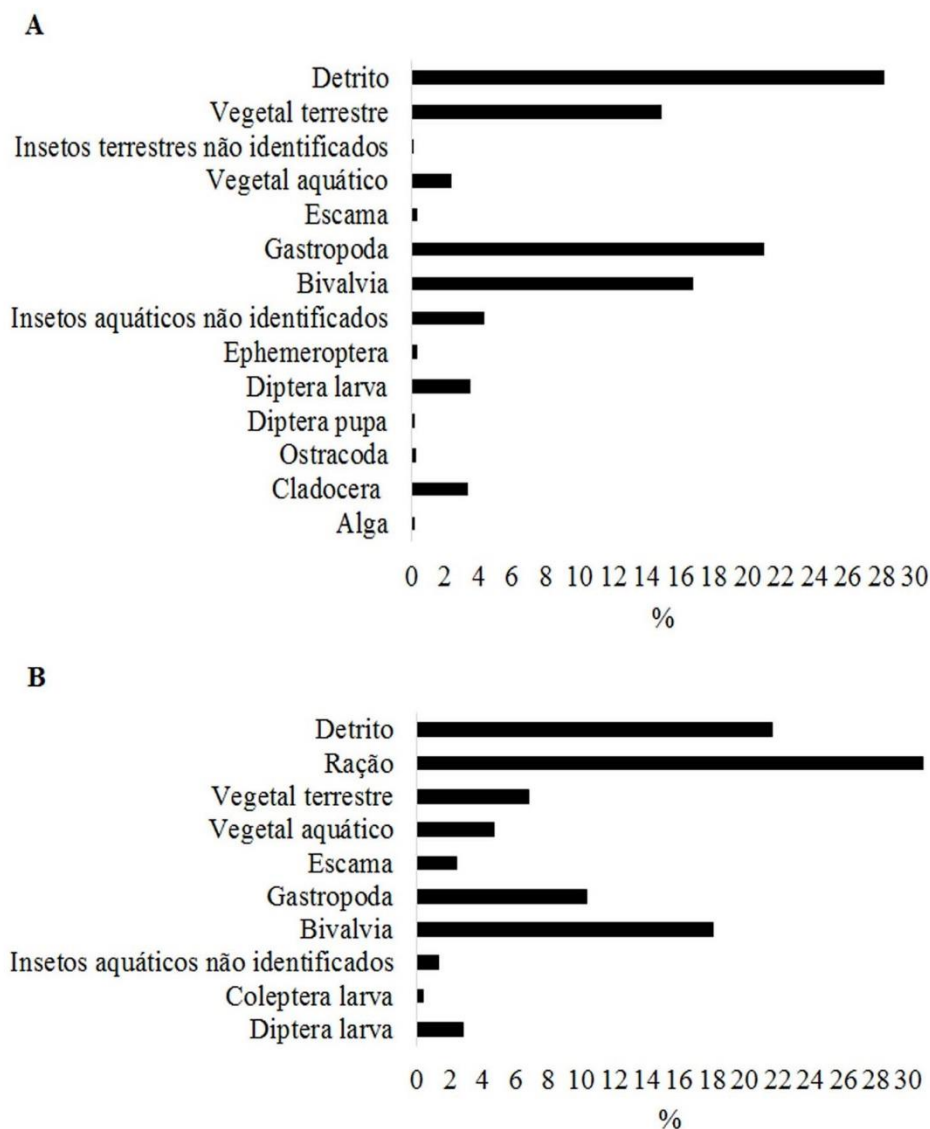
Amplitude de nicho trófico de Levin's foi calculado no programa R, utilizando pacotes de vegan, MASS, permute e lattice (R DEVELOPMENT, 2015). Para calcular os índices E, Cws (ARAÚJO et al., 2008), foi utilizado o programa DIETA versão 1.0. Rede de agrupamento foi construída utilizando o programa Pajek (<<http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek>>). No aninhamento total (NODF), para cada matriz de interação e para realizar as simulações (GUIMARÃES e GUIMARÃES, 2006), foi utilizado o programa ANINHADO versão Bangu 3.0. O  $PSi$  de cada indivíduo foi calculado através do programa IndSpec 1.0 (BOLNICK et al., 2002). Os testes de significância, teste  $t$  student e teste Mann-Whitney (Teste-U) foram calculados por meio do programa PAST (Paleontological Statistic Software) versão 2.08 (HAMMER et al., 2001). Para todas as análises estatísticas foi adotado o valor de  $p < 0,05$ .

## Resultados

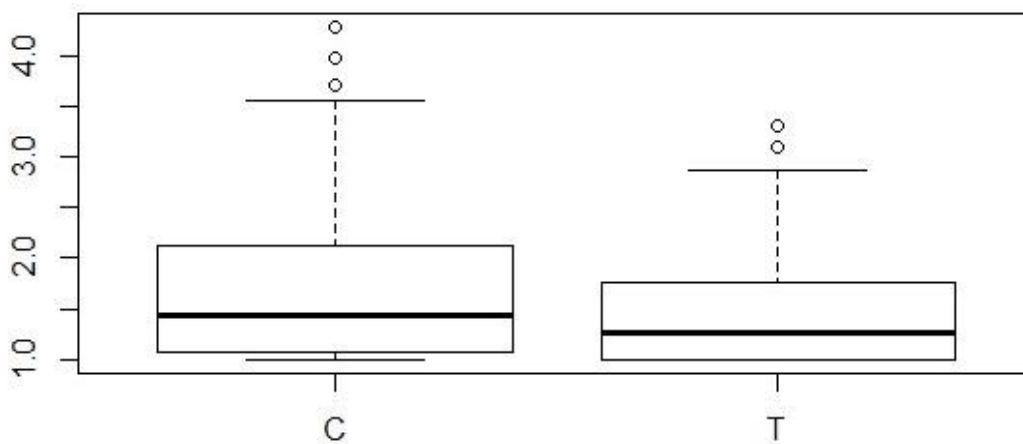
### Composição alimentar e amplitude de nicho trófico

A análise do conteúdo estomacal demonstrou uma dieta populacional generalista, composta por ampla gama de recursos de origem animal e vegetal. Detrito, Gastropoda, Bivalvia e vegetal terrestre compuseram a dieta na área controle. Em contrapartida, na área tanque, houve a adição de ração, um item alimentar de origem alóctone, seguido de detrito, Bivalvia e Gastropoda (Figura 3). Observou-se ainda, maior variedade de itens alimentares na área controle (Figura 3).

A população de *G. cf. proximus* apresentou maiores valores de amplitude de nicho trófico na área controle (Figura 4), com diferença significativa entre as áreas de amostragem (ANOVA  $F= 4,54$ ;  $p= 0,001$ ).



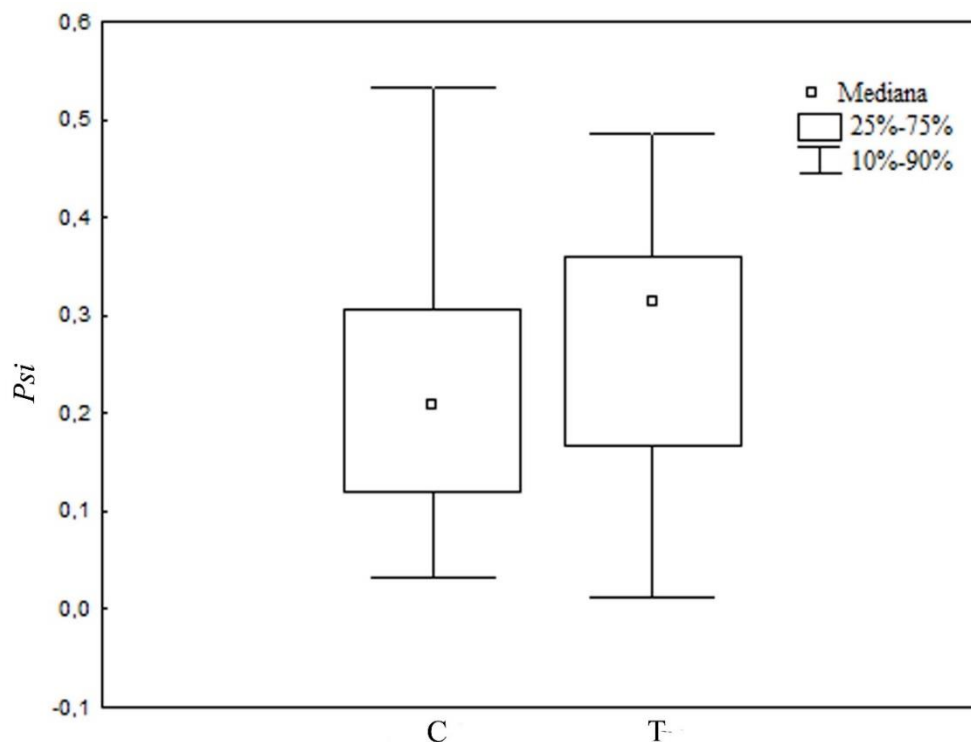
**Figura 3.** Porcentagem volumétrica dos itens alimentares consumidos por *Geophagus cf. proximus* nas áreas de amostragem, controle (A) e tanque (B), durante o período de abril a outubro de 2016, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil.



**Figura 4.** Amplitude de nicho trófico dos indivíduos de *Geophagus cf. proximus* nas áreas de amostragem, controle (C) e tanque (T), durante o período de abril a outubro de 2016, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil.

## Especialização individual

Os valores do índice de especialização individual ( $PSi$ ) variaram de 0,03 a 0,53 para a área controle e de 0,01 a 0,48 para a área tanque, com diferenças significativas entre as áreas de amostragem ( $t = -3,20$ ;  $p = 0,001$ ). A mediana do índice de especialização individual ( $PSi$ ) foi menor para o controle, indicando maior especialização nessa área (Figura 5).



**Figura 5.** Mediana e quartis dos valores do índice de especialização individual ( $PSi$ ) para *Geophagus cf. proximus*, nas áreas de amostragem, controle (C) e tanque (T), durante o período de abril a outubro de 2016, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. Quadrado interior indica o 50th percentil (mediana), a caixa abrange 50% dos dados, do 25th ao 75th percentil, e a linha vertical estende para os valores inclusos entre o 10th e o 90th percentil.

### Aninhamento da dieta, variações individuais e agrupamento

Foram encontrados valores baixos de aninhamento para a matriz de interação indivíduo-recurso (NODF~24), porém todos altamente significativos para as áreas de amostragem, indicando que o aninhamento calculado foi maior do que o simples efeito do acaso (Tabela 1) e que a dieta de indivíduos especialistas compõe um subconjunto da dieta dos generalistas (Figura 6).

Possível observar ainda maior agrupamento dos indivíduos em B (área tanque), por outro lado maior variação na utilização dos recursos pelos indivíduos em A (área controle). Ou seja, os indivíduos na área tanque tenderam a consumir dos mesmos

recursos enquanto que na área controle, a diversidade de itens alimentares consumidos foi maior (Figura 6).

**Tabela 1.** Índice de aninhamento da rede de recursos individual de *Geophagus cf. proximus* nas áreas de amostragem, controle e tanque, durante o período de abril a outubro de 2016, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil.

Local	Aninhamento		
	NODF <sub>observado</sub>	NODF <sub>nulo</sub>	<i>p</i>
Controle	24,18	15,72	<0,001
Tanque	24,28	15,48	<0,001

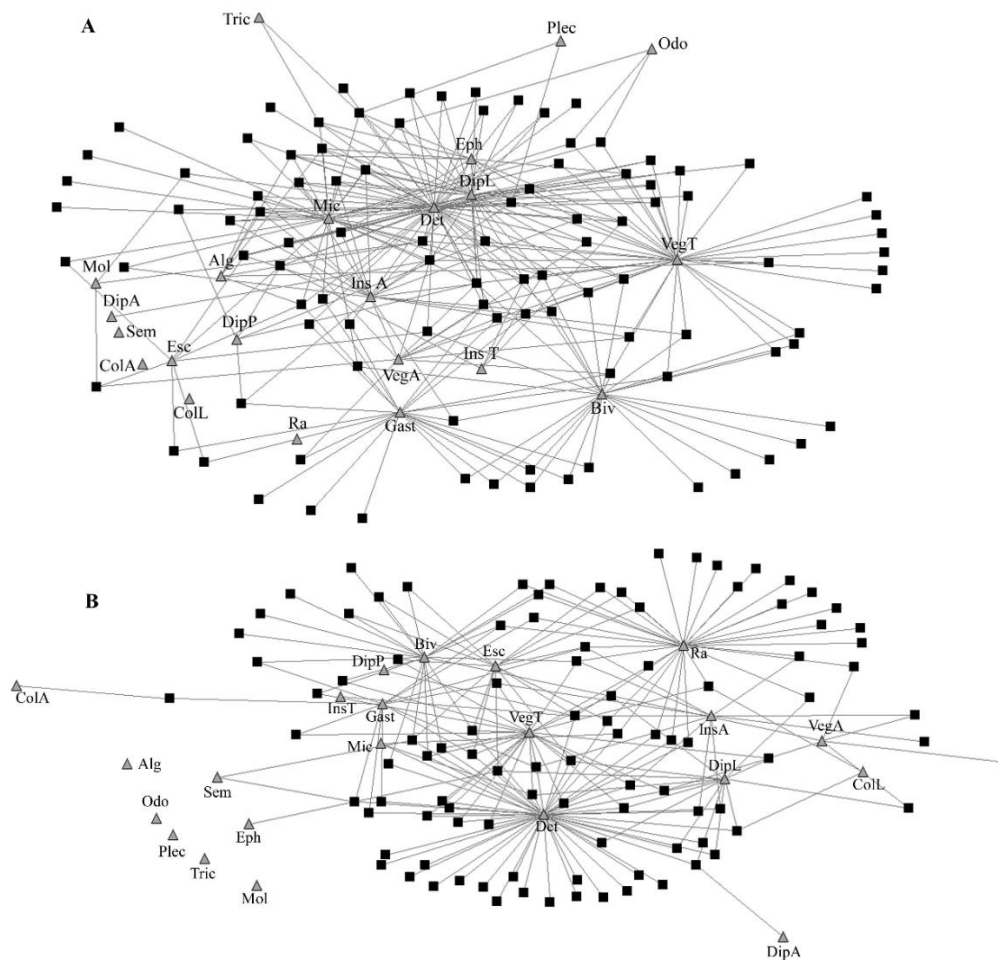


**Figura 6.** Matrizes de incidência descrevendo o uso dos recursos pelos espécimes de *Geophagus cf. proximus* entre as áreas de amostragem, controle (A) e tanque (B), no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. Linhas representam os indivíduos, colunas aos recursos alimentares, e cada quadrado preto indica que um dado individuo consumiu um dado recurso.

Foram constatados elevados valores de variação na dieta interindividual na área controle ( $E = 0,86; 0,13 \pm 0,06$ ), e na área tanque ( $E = 0,78; 0,21 \pm 0,1$ ), bem como diferenças significativas entre os locais de amostragem ( $z = -5,58; p = 0,0001$ ). No entanto, observa-se que o compartilhamento de recursos entre os indivíduos foi maior na área tanque

(Figura 7), corroborando com os maiores valores de  $C_{ws}$  encontrados nessa área ( $C_{ws}=0,29; 0,38\pm 0,21$ ) em comparação a área controle ( $C_{ws}=0,20; 0,21\pm 0,1$ ) ( $z=-5,95; p=0,0001$ ).

A partir da rede de recursos individuais foi possível observar maior densidade média de conexões entre os indivíduos da área controle, com maior número de ligações (*links*) entre os indivíduos e recursos. Assim, a variação na dieta foi maior na área controle, corroborando com os resultados de E (variação interindividual). Indivíduos da área controle compartilharam maior variedade de itens alimentares, como microcrustáceos, detrito, Diptera, Ephemeroptera, vegetal terrestre, Bivalvia e insetos aquáticos. Em contrapartida, na área tanque observou-se menor número de *links* entre indivíduos e recursos. Os indivíduos compartilharam menor variedade de itens alimentares, com destaque para detrito, vegetal terrestre, ração e escama (Figura 7).



**Figura 7.** Rede de recursos individuais construída a partir de uma matriz de ausência e presença dos recursos consumidos pelos espécimes de *Geophagus cf. proximus* entre as áreas de amostragem, controle (A) e tanque (B), no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. A rede de recursos individuais consiste em dois conjuntos de nós (indivíduos e categorias de recursos) e *links* entre eles. Os quadrados pretos indicam os indivíduos e os triângulos cinzas as

categorias de recursos. Tric= tricoptera, Plec= Plecoptera, Odo= Odonata, Eph= Ephemeroptera, DipL= Diptera larva, Det= detrito, Mic= microcrustáceo, VegT= vegetal terrestre, Alg= alga, Mol= Mollusca, DipA= Diptera adulto, InsA= insetos aquáticos, Sem= semente, DipP= Diptera pupa, ColA= Coleoptera adulto, Esc= escama, VegA= vegetal aquático, InsT= insetos terrestres, Coll= Coleoptera larva, Gast= Gastropoda, Biv= Bivalvia, Ra= ração. Rede de agrupamento foi construída utilizando o programa Pajek (<http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek>).

### Discussão

O generalismo trófico da população de *G. cf. proximus* foi constatado pela elevada variedade de recursos alimentares utilizados em ambas as áreas. Entretanto, maiores valores foram observados na área controle corroborando com maior amplitude de nicho trófico nessa área. A elevada plasticidade trófica é característica desta espécie, sendo já relatada por diversos estudos (SILVA et al., 2005; GRAÇA e PAVANELLI, 2007; VIDOTTO et al., 2009; NETO et al., 2015), inclusive em ambientes influenciados por atividades aquícolas (KLIEMANN et al., 2018).

Em áreas de piscicultura em tanques-rede parte da alimentação fornecida aos peixes de cultivo não é consumida e fica disponível na água podendo servir como alimento para os peixes silvestres (EDWARDS, 2015; NETO et al., 2015). Essa adição de recursos promove alterações na alimentação dos peixes, principalmente para espécies generalistas (BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; KLIEMANN et al., 2018). Além da ração, escamas e fezes dos peixes de cultivo extravasam dos tanques de cultivo podendo enriquecer o ecossistema através de incrementos em todos os níveis tróficos (AGOSTINHO et al., 2010; BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015; KLIEMANN et al., 2018). Diante disso, a interferência desses modelos de cultivo se dá de forma direta, com a disponibilidade de ração, fezes e escama, ou de forma indireta, com a disponibilidade de detrito e proliferação de outros organismos fomentados pela disponibilidade de matéria orgânica. Essa rede de incrementos foi corroborada pela composição da dieta exibida pelos indivíduos na área tanque.

Os itens alimentares disponibilizados pelos tanques de cultivo além de estarem disponíveis em alta abundância, são considerados de alto valor nutritivo e energético, (EDWARDS, 2015), bem como de fácil captura, o que pode fazer com que os indivíduos tenham preferências por esses itens. Por meio da rede de recursos individuais foi possível observar esse padrão. Os *links* entre os indivíduos da área tanque ocorre principalmente com os recursos detrito, ração e Bivalvia, demonstrando então preferências por esses itens, bem como partilha desses recursos. Esses resultados são corroborados quando

associados ao maior grau de agrupamento e aninhamento observados para os indivíduos nesta área.

É proposto que valores positivos de  $Cws$  demonstrem que a população apresenta agrupamentos de indivíduos que compartilham recursos comuns e se sobrepõem pouco uns com os outros (ARAÚJO et al., 2008). Por outro lado, quando considerada a variação interindividual, onde  $E \rightarrow 1$  e  $Cws \rightarrow 0$ , sugere-se que a dieta dos especialistas é um subconjunto da dieta dos generalistas (ARAÚJO et al., 2008), em que alguns indivíduos consomem itens alimentares de variadas fontes, enquanto outros comportam-se mais seletivamente, alimentando-se somente daqueles recursos de topo, como prediz o modelo de “preferência compartilhada”, proposto por Svanbäck e Bolnick (2005). Dessa forma, pode-se inferir que a população generalista de *G. cf. proximus* na área tanque foi composta na verdade por indivíduos especialistas e generalistas.

Com base no modelo de “preferência compartilhada”, os indivíduos incluem recursos inovadores em uma ordem prevista, levando a um padrão aninhado (SVANBÄCK e BOLNICK, 2005; ARAÚJO et al., 2010), o que pode explicar o padrão aninhado encontrado neste trabalho. Indivíduos na área tanque tenderam a compartilhar os mesmos recursos, tais como, ração, detrito e Bivalvia, os quais ocorrem em alta abundância devido ao incremento da piscicultura. Maiores valores de NODF, confirmam que suas populações compreendem indivíduos especialistas e generalistas e a dieta dos especialistas constituem subconjuntos da dieta dos generalistas.

Baixos valores de NODF foram observados em ambas as áreas amostrais. Estudos demonstram que em períodos chuvosos, quando os recursos estão dispersados na coluna d'água e encontram-se em abundância, NODF apresenta baixos valores, pois os indivíduos tendem a se especializar em diferentes faixas do nicho trófico, aumentando a variação entre os indivíduos (CORREA e WINEMILLER, 2014; ROACH, WINNEMILLER e DAVIS, 2014; MARKLUND et al., 2018). Nesse contexto, considerando a alta variação interindividual (E) observada, pode-se inferir que o período de cheia no qual se encontrava o reservatório durante o estudo pode ter contribuído para a maior variedade de itens alimentares em ambos os locais, e dessa forma, maior variação entre os indivíduos.

As características do habitat podem influenciar a composição e a abundância relativa de presas, o que, por sua vez, podem influenciar a variação individual da dieta e a especialização individual (ROUGHGARDEN, 1974; NEWSOME et al., 2015). Além disso, alterações na variedade de recursos, sendo influenciados tanto por variações

espaciais, sazonais ou ações humanas, podem provocar variações entre os indivíduos de uma população, promovendo também a especialização individual (CHASE e LEIBOLD, 2003; WINEMILLER e KELSON-WINEMILLER, 2003; LEIBOLD e MCPEEK, 2006). Nesse aspecto, a maior variedade de itens alimentares na área controle, corroboradas pela maior amplitude de nicho alimentar pela população nessa área e pela maior densidade de *links* entre indivíduos e recursos na rede de recursos individuais, explicam a maior variedade interindividual e especialização individual observadas na dieta dos indivíduos da área controle. Essa inferência ganha respaldo com a afirmação de AbbeyLee et al. (2013) de que amplitude de nicho em uma população pode aumentar se a variação da dieta aumentar entre os indivíduos da população.

Este estudo demonstrou através da espécie modelo estudado (*G. cf. proximus*) que populações de espécies reconhecidas como generalistas podem na verdade ser compostas por indivíduos especialistas e que o padrão no uso dos recursos é influenciado pelas variações no ambiente, bem como a disponibilidade de recursos alimentares, assim como demonstrado em outros trabalhos (MARTIN e HUEY, 2008; DENNO e LEVIS, 2009; BOLNICK et al., 2011). Além disso, considerando a alteração na dieta dos indivíduos na área tanque, com o incremento de ração e maior consumo de detrito e Bivalvia, por exemplo, pode-se inferir que ocorrem alterações em outros níveis tróficos. Dessa forma, os resultados aqui apresentados permitem a compreensão de que as variações intraespecíficas têm potencial para modificar os efeitos das espécies sobre outros níveis tróficos, em rede alimentares mais amplas e nas funções do ecossistema, como sugerido por Ingram et al. (2017).

Em suma, a piscicultura em tanques-rede interferiu nos padrões de uso de recursos pelos indivíduos, devido a alterações na disponibilidade de recursos alimentares. A alta disponibilidade de alimentos como ração, detrito, Bivalvia nos arredores dos tanques de cultivo, permitiu que os indivíduos partilhassem esses recursos e contribuiu para uma dieta mais aninhada, na qual indivíduos especialistas consumiram subconjuntos da dieta dos generalistas. Na área controle, a variação interindividual e a especialização dos indivíduos revelaram que a maior variedade de itens alimentares foi crucial para a variabilidade da dieta. Além disso, os hábitos especialista e generalista dos indivíduos favorecem o sucesso na colonização dos ambientes alterados antropicamente, como é o caso da área controle e tanque. Esses indivíduos conseguem se especializar para o consumo dos itens alimentares mais favoráveis energeticamente e disponíveis no tempo e espaço, de forma a compor a dieta generalista da população. Dessa forma, avaliações da



dieta a nível individual contribuíram para a compreensão das interações tróficas de indivíduos sob influência de uma piscicultura em tanques-rede, de maneira a constatar que esse modelo de cultivo promove interferências na alimentação de todos os indivíduos da população.

### Referências

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

ABBEY-LEE, R.N.; GAISER, E.E.; TREXLER, J.C. Relative roles of dispersal dynamics and competition in determining the isotopic niche breadth of a wetland fish. **Freshwater Biology**, v. 58, p. 780–792, 2013.

ABRUNHOSA, F. **Técnico em Aquicultura**: Piscicultura. Pará: IFPA e UFRN, 2011.

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

ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES JR., P. R.; LOYOLA, R. D.; Ulrich, W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, n.117, p.1227-1239, 2008.

ARAÚJO, M. S.; GUIMARÃES JR., P. R.; SVANBÄCK, R.; PINHEIRO, A.; GUIMARÃES, P.; DOS REIS, S. F.; BOLNICK, D. I. Network analysis reveals contrasting effects of intraspecific competition on individual vs. population diets. **Ecology**, v.7, n.89, p.1981-1993, 2008.

ARAÚJO, M. S.; MARTINS, E. G.; CRUZ, L. D.; FERNANDES, F. R.; LINHARES, A. X.; DOS REIS, S. F.; GUIMARÃES JR., P. R. Nested diets: a novel pattern of individual-level resource use. **Oikos**, v.1, n.119, p.81-88, 2010.

ARAÚJO M. S.; BOLNICK D. I.; LAYMAN C. A. The ecological causes of individual specialization. **Ecology Letters**, v.14, p. 948–58, 2011.

ATMAR, W.; PATTERSON, B. D. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. **Oecologia**, v.3, n.96, p.373-382, 1993.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; MELIÁN, C. J.; OLESEN, J. M. The nested assembly of plant – animal mutualistic networks. **Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America**, v.100, n.16, p. 9383-9387, 2003.

BICUDO, C.E.M.; BICUDO, R.M.T. **Algas de águas continentais brasileiras chave ilustrada para identificação de gêneros**. São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências, 1970, 227 p.

BOLNICK, D. I.; YANG, L. H.; FORDYCE, J. A.; DAVIS, J. M.; SVANBÄCK, R. Measuring individual-level resource specialization. **Ecology**, v.10, n. 83, p. 2936-2941, 2002.

BOLNICK, D.I.; SVANBACK, R.; FORDYCE, J.A.; YANG, L.H.; DAVIS, J.M.; HULSEY, C.D.; FORISTER, M.L. The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. **The American Naturalist**, v.161, p.1–28, 2003.

BOLNICK, D. I. Can intraspecific competition drive disruptive selection? An experimental test in natural populations of sticklebacks. **Evolution**, v.58, p.608-618, 2004.

BOLNICK, D.I., SVANBACK, R., ARAUJO, M.S.; PERSSON, L. Comparative support for the niche variation hypothesis that more generalized populations also are more heterogeneous. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v.104, p. 10075–10079, 2007.

BOLNICK, D.I.; AMARASEKARE, P.; ARAÚJO, M.S.; BURGER, R.; LEVINE, J.M.; NOVAK, M.; RUDOLF, V.H.W.; SCHREIBER, S.J.; URBAN, M.C.; VASSEUR, D. Why intraspecific trait variation matters in community ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v.26, p.183–192, 2011.

BRANDÃO, H.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; RAMOS, I. P.; SOUTO, A. C.; NOBILE, A. B.; ZICA, E. O. P.; CARVALHO, E. D. Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.24, p.438-448, 2012.

COBLENTZ, K.E.; ROSENBLATT, A. E.; NOVAK, M. The application of Bayesian hierarchical models to quantify individual diet specialization. **Ecology**, v.98, n.6, p. 1535–1547, 2017.

CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. O. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. **Ecology**, v.95, p.210-224, 2014.

CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. **Ecological niches: linking classical and contemporary approaches**. London: University of Chicago Press, 2003.

DENNO, R. F.; LEWIS, D. Predator-prey interactions. In: LEVIN, S. A. (ed.) **The Princeton Guide to Ecology**, New Jersey: Princeton University Press, 2009.

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

EDWARDS, P. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. **Aquaculture**, v. 447, p. 2-14, 2015.

EKLÖV, P.; SVANBÄCK, R. Predation risk influences adaptive morphological variation in fish populations. **The American Naturalist**, v.167, n.3, p.440-452, 2006.

GARCIA, F.; KIMPARA, J.M.; VALENTI, W.C.; AMBROSIO, L.A. Emergy assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. **Ecological Engineering**, v.68, p.72–79, 2014.

GUIMARÃES JR., P. R.; GUIMARÃES, P. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling & Software**, v.21, n.10, p.1512-1513, 2006.

GLASSER, J.W. A theory of trophic strategies. The evolution of facultative specialists. **The American Naturalist**, v.119, p. 250–262, 1982.

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

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RIAN, P. D. **Past**: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37, 2001. Disponível em: [http://palaeoelectronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm) . Acesso em: 12 novembro 2005.

HELLAWELL, J.M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food fishes. **Journal of Fish Biology**, v.3, p.20-37, 1971.

HUGHES, A.; INOUE, B.; JOHNSON, M.; UNDERWOOD, N.; VELLEND, M. Ecological consequences of genetic diversity. **Ecology Letters**, v.11, p.609–623, 2008.

HURLBERT, S. H. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology**, v. 59, n.1, p.67-77, 1978.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v.17, p.411-429, 1980.

INGRAM, T.; COSTA-PEREIRA, R.; ARAÚJO, M. S. The dimensionality of individual niche variation. **Ecology**, Accepted Author Manuscript, 2017

JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. M. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. **Ecology Letters**, v.6, p.69-81, 2003.

KRATINA. P.; LECRAW, R.M.; INGRAM, T.; ARNHOLT, B.R. Stability and persistence of food webs with omnivory: is there a general pattern? **Ecosphere**, v. 3, p. 1–18, 2012.

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

MARKLUND, M. H. K.; SVANBÄCK, R.; ZHA, Y.; SCHARNWEBER, K.; EKLÖV, P. The influence of habitat accessibility on the dietary and morphological specialisation of an aquatic predator. **Oikos**, v.127, n.1, p.160-169, 2018.

MARTIN, T. L.; HUEY, R.B. Why “suboptimal” is optimal: Jensen’s inequality and ectotherm thermal preferences. **American Naturalist**, v.171, p. E102-18, 2008.

MOLEÓN, M.; SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E.; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.; REAL, J.; PIRES, M. M.; GIL-SÁNCHEZ, J. M.; BAUTISTA, J.; PALMA, L.; BAYLE, P.; GUIMARÃES JR, P.R.; BEJA, P. Changes in intrapopulation resource use patterns of an endangered raptor in response to a disease-mediated crash in prey abundance: changes in intrapopulation diet patterns. **Journal of Animal Ecology**, v.81, p. 1154–1160, 2012.

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

NETO, R. M.; NOCKO, H. R.; OSTRENSKY, A. Environmental characterization and impacts of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Aquaculture Environment Interactions**, v.6, n.3, p.255-272, 2015.

NEWSOME, S.D.; BENTALL, G.B.; TINKER, M.T.; OFTEDAL, O.T.; RALLS, K.; ESTES, J.A.; FOGEL, M.L. Variation in  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  diet-vibrissae trophic discrimination factors in a wild population of California sea otters. **Ecological Applications**, v.20, p.1744–1752, 2010.

ORLANDI-NETO, A. **A estiagem de 2014 influenciou a estrutura da ictiofauna em reservatórios no noroeste do estado de São Paulo?** Relatório de pesquisa iniciação científica -Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil, 2017.

PIMM, S.L.; LAWTON, J.H. On feeding on more than one trophic level. **Nature**, v.275, p. 542–544, 1978.

POLIS, G.A.; ANDERSON, W.B.; HOLT, R.D. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.28, p.289–316, 1997.

PIRES, M. M., GUIMARÃES, P. R.; ARAÚJO, M. S.; GIARETTA, A. A.; COSTA, J. C. L.; DOS REIS, S. F. The nested assembly of individual-resource networks. **Journal of Animal Ecology**, v.4, n.80, p.896-903, 2011.

PULLIAM, H.R. On the theory of optimal diets. **The American Naturalist**, v.108, p.59–74, 1974.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R, a language and environment for statistical computing**. Version 3.2.3. Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2015.

RAMOS, I.P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A.S.; ZICA, E.O.P.; SILVA, R.J Da; REZENDE-AYROZA, D.M.M De; CARVALHO, E.D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir.

**Aquaculture**, v.414–415, p.56–62, 2013.

REICHARD, M.; JANÁČ, M.; POLAČIK, M.; BLAŽEK, R.; VRTÍLEK, M.  
Community assembly in *Nothobranchius* annual fishes: Nested patterns, environmental niche and biogeographic history. **Ecology and Evolution**, v.7, p. 2294–2306, 2017.

ROACH, K. A.; WINEMILLER, K. O.; DAVIS III., S. E. Autochthonous production in shallow littoral zones of five floodplain rivers: effects of flow, turbidity and nutrients. **Freshwater Biology**, v.59, p.1278–1293, 2014.

ROUGHGARDEN, J. 1974. Niche width: biogeographic patterns among *Anolis lizard* populations. **The American Naturalist**, v.108, p.429–442, 1974.

ROBINSON, B.W. Trade-offs in habitat-specific foraging efficiency and the nascent adaptive divergence of sticklebacks in lakes. **Behaviour**, v.137, p.865–888, 2000.

SAR. SISTEMA DE ACOMPANHAMENTO DE RESERVATÓRIOS. Disponível em: <http://sar.ana.gov.br/>. Acesso em: 09 jan. 2018.

SCHINDLER, D.E.; HODGSON, J.R.; KITCHELL, J.F. Density-dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. **Oecologia**, v.110, p.592–600, 1997.

SCHOENER, T. W. The *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. **Ecology**, n.49, p.704–726, 1968.

SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; SANTOS, E. O.; CROSSA, M. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon. **Water air soil pollution**, v.165, p.77-94, 2005.

SILVA, J. C.; GUBIANI, É. A.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation. **Aquatic Ecology**, v.51, n.2, p.275-288, 2017.

SVANBACK, R.; BOLNICK, D.I. Intraspecific competition affects the strength of individual specialization: an optimal diet theory method. **Evolutionary Ecology Research**, v.7, p.993–1012, 2005.

VALLADARES, G. R.; SALVO A.; GODFRAY H. C. J. Quantitative food webs of dipteran leafminers and their parasitoids in Argentina. **Ecological Research**, v.16, p.925-939, 2001.

VEJRIKOVA, I.; ELORANTA, A. P.; VEJRIK, L.; MEJKAL, M. S.; ČECH, M.; SAJDLOVA, Z.; FROUZOVA, J.; KILJUNEN, M.; PETERKA, J. Macrophytes shape trophic niche variation among generalist fishes. **PLOS one**, v.12, n.5, p. e0177114, 2017.

VIDOTTO, A.P.; CARVALHO, E.D. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. **Neotropical Ichthyological**, v.7, p.701-708, 2009.

VIOLLE, C. ENQUIST, B.J.; MCGILL, B.J.; JIANG, L.; ALBERT, C.H.; HULSHOF, C.; JUNG, V.; MESSIER, J. The return of the variance: intraspecific variability in community ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v.27, p. 244–252, 2012.

WATTS, D. J.; STROGATZ, S. H. Collective dynamics of “small-world” networks. **Nature**, n.393, p.440–442, 1998.

WINEMILLER, K. O.; KELSO-WINEMILLER, L. C. Food habits of tilapine cichlids of the Upper Zambezi River and floodplains during the descending phase of the hydrological cycle. **Journal of Fish Biology**, v.63, p.120-128, 2003.

### **CAPÍTULO III**

**ALTERAÇÕES NA DIETA E RESPOSTAS HISTOFISIOLOGICAS DE UM  
PEIXE SILVESTRE (*Geophagus cf. proximus*) SOB INFLUÊNCIA DE UMA  
PISCICULTURA EM TANQUES-REDE**

## Resumo

Estudos relativos aos efeitos concomitantes entre mudanças na dieta e respostas histofisiológicas em populações silvestres de peixes submetidas aos efeitos de pisciculturas em tanques-rede são inexistentes na região Neotropical. Considerando que a ração é um alimento composto por altos teores de proteínas e lipídios e que ocorrem excedentes desse material no ambiente aquático do entorno, testou-se a influência de pisciculturas em tanques-rede sobre os aspectos tróficos, histopatológicos e metabólicos de uma espécie de peixe silvestre (*Geophagus cf. proximus*). Para tanto, foi avaliada a dieta, aspectos histopatológicos do fígado, a concentração de proteínas totais dos tecidos hepático, gonadal e muscular em duas áreas amostrais (controle e tanque). A dieta e a amplitude de nicho trófico diferiram significativamente entre as áreas amostrais. Detrito, vegetal aquático e Cladocera foram os itens mais importantes na dieta na área controle e Mollusca, ração, seguidos por detrito, tiveram elevada representatividade na dieta dos peixes na área tanque. Maior incidência de histopatologias foram encontrados nos espécimes coletados na área tanque. Dentre estas destacam-se intensa hiperplasia pancreática e esteatose hepática. A concentração de proteínas totais para o tecido muscular não apresentou diferença entre as áreas, contudo para tecido hepático maior concentração foi observada na área tanque, enquanto que para o tecido gonadal maiores valores foram observados na área controle. Diante desses resultados, houveram mudanças metabólicas hepáticas e gonadais entre os espécimes da área tanque e controle. A dieta contendo altas concentrações lipídicas e proteicas não interferiu no fator de condição relativo dos espécimes, entretanto promoveu histopatologias severas no fígado, comprometendo as suas funções, incluindo possíveis interferências metabólicas hepáticas e gonadais.

**Palavras-chave:** influência ambiental, aquicultura, ecologia trófica, metabolismo, histopatologias.

## Introdução

O Brasil é um dos maiores mercados agropecuários do mundo, destacando-se dentre as atividades zootécnicas, a aquicultura, com estimativa de crescimento de mais de 100% até 2025 (KUBITZA, 2015; FAO, 2016). O clima tropical, a alta disponibilidade de recurso hídrico, representada por mais de 8.500 km de faixa costeira e 4,2 milhões de hectares de água represadas em reservatórios, favorecem a aquicultura brasileira (BORGES, 2014; KUBITZA, 2015). Tais fatos tem ocasionado rápido crescimento da atividade aquícola e questionamentos acerca das potenciais influências ambientais provocadas por essa atividade.

Dentre as modalidades de cultivos aquícolas, destaca-se a piscicultura em tanques-rede, normalmente realizada em reservatórios de usinas hidrelétricas no Brasil (ABRUNHOSA, 2011). Estes represamentos provocam mudanças na dinâmica hidrológica, nas características físicas e químicas da água, interferindo de forma contundente na disponibilidade, qualidade de habitats e trofia do ambiente (AGOSTINHO et al., 2007; TUNDISI, 2007). Dessa forma, as pisciculturas em tanques-



rede, constituem influências adicionais nesses locais que já tiveram suas características ambientais, fauna e a flora alteradas (RAMOS et al., 2008). Esse modelo de produção promove severas mudanças bióticas e abióticas nos ecossistemas as quais estão instaladas e áreas adjacentes.

Estudos em pisciculturas em tanques-rede dulcícolas demonstraram mudanças nos aspectos reprodutivos em *Pimelodus maculatus* (BRANDÃO et al., 2014) e influências sobre os aspectos parasitológicos em *Plagioscion squamosissimus* (RAMOS et al., 2014). Além disso, também foram relatadas interferências nos padrões de sedimentação (AGOSTINHO et al., 2007; MALLASEN et al., 2012), devido a entrada constante de matéria orgânica advinda dos tanques de cultivo e introdução de espécies não-nativas (ZANATTA et al., 2010), principalmente pelo escape dos peixes de cultivo (AGOSTINHO et al., 2007). Como consequência, ocorreram mudanças na dinâmica populacional dos peixes silvestres com a agregação de peixes nessas áreas (ORTEGA et al., 2005; RAMOS et al., 2013; BRANDÃO et al., 2013), bem como, interferência sobre a ecologia trófica (BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015) e condição nutricional (aumento nos valores do fator de condição) (ORTEGA et al., 2005; RAMOS et al., 2013), uma vez que os peixes, principalmente omnívoros, consomem os itens alimentares disponíveis.

Influências sobre a dieta dos peixes silvestres, devido ao enriquecimento orgânico, na área tanque, também foram relatadas para ambientes marinhos (FERNANDEZ-JOVER et al., 2011). Observaram ainda, alterações morfofisiológicas nos órgãos dos peixes, decorrentes do consumo da ração (SEGADE et al., 2015; ZHANG et al., 2017). Assim, estudos histofisiológicos concomitantes com avaliação da dieta constituem ferramentas eficientes para detectar alterações em tecidos e órgãos (BERNET et al., 1999; BALDISSEROTTO, 2013). Além disso, possibilitam a visualização dos efeitos abióticos e bióticos sobre as funções fisiológicas, como a nutrição, crescimento e reprodução (SARAIVA et al., 2015; YANCHEVA et al., 2016). Essas ferramentas podem auxiliar no esclarecimento das influências da atividade aquícola em tanques-rede sobre a biota silvestre, uma vez que não há estudos relativos aos efeitos do consumo da ração sobre os órgãos dos peixes silvestres em ambiente dulcícolas.

Uma das formas de elucidação de efeitos histofisiológicos é por meio da quantificação de alterações celulares em órgãos como o fígado e também dos níveis metabólicos, como as proteínas totais. O fígado possui papel fundamental na mobilização e metabolização das moléculas provenientes da alimentação, sendo essencial na

desintoxicação do organismo (BERNET et al, 1999; SHIOGIRI et al., 2012; YANCHEVA et al., 2016). Alterações morfofuncionais neste tecido refletem diretamente nas respostas fisiológicas de outros órgãos, como por exemplo, músculos e gônadas. A musculatura por desempenhar funções diretamente ligadas a performance natatória e condição anaeróbica do peixe (MOMMSEN, 2001), exerce influência direta sobre a captura de alimentos e proteção. A nível reprodutivo, alterações metabólicas e histofisiológicas nas gônadas podem afetar diretamente o sucesso da vitelogenese, recrutamento de oócitos e desova, com consequências na manutenção de populações naturais viáveis a longo prazo (BALDISSEROTTO et al., 2014).

Estudos relativos aos efeitos concomitantes entre mudanças na dieta e respostas histofisiológicas em populações silvestres de peixes submetidas aos efeitos de pisciculturas em tanques-rede são inexistentes na região Neotropical. Assim, peixes omnívoros com ampla flexibilidade trófica e alta capacidade adaptativa a ambientes antropizados, como por exemplo, *Geophagus cf. proximus* (CASTELNAU, 1855), constituem-se bons modelos para avaliar as interferências da piscicultura em tanques-rede sobre a biota silvestre. Essa espécie nativa da bacia amazônica, foi introduzida por meio da piscicultura, sendo uma das mais abundantes no reservatório de Ilha Solteira (LANGEANI et al., 2007; GRAÇA e PAVANELLI, 2007).

Nesse contexto, considerando que a ração fornecida aos peixes de cultivo nos tanques-rede é composta por altos teores de proteínas e lipídios e que ocorrem excedentes desse material no ambiente aquático do entorno, temos como hipótese que o consumo direto de ração provoque alterações a nível tecidual e celular no fígado, bem como mudanças nas concentrações de metabólitos. Diante disso, este estudo teve como objetivo: i) avaliar a dieta de *G. cf. proximus* e se essa espécie consome a ração excedente na área entorno dos tanques-rede; ii) verificar se o consumo da ração excedente influencia o fator de condição relativo dessa espécie; iii) analisar se a alta concentração de proteínas e lipídios na fonte de alimento artificial promove alterações estruturais no tecido hepático da espécie avaliada; iv) verificar se as concentrações de proteínas totais no músculo, gônada e fígado são mais elevadas em espécimes que consomem esses restos de ração.

## **Materiais e Métodos**

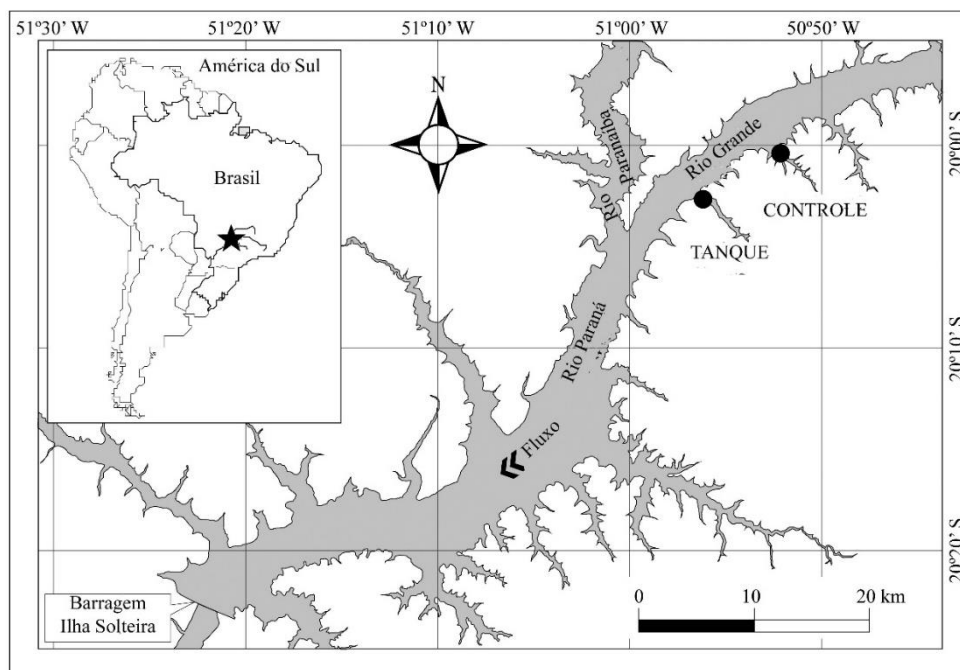
### **Área de estudo**

O reservatório de Ilha Solteira localiza-se na região do alto rio Paraná, seu principal rio formador, sendo do tipo bacia de acumulação. Possui profundidade média

de 17,6 m, volume máximo de  $21,06 \times 10^9 \text{ m}^3$ , com bacia hidrográfica de  $1.195 \text{ km}^2$  de área e tempo de residência de 46,7 dias (GARCIA et al., 2014). Nesse reservatório há inúmeras pisciculturas em tanques-rede, sendo a utilizada para este estudo localizada no município de Santa Clara D'Oeste, SP, rio Grande, no braço Can-Can. O empreendimento atua na criação de tilápias-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e possui aproximadamente 230 tanques de  $18 \text{ m}^3$  e 18 tanques de  $144 \text{ m}^3$ , com uso aproximado diário de ração de 5.500 kg/dia. A ração utilizada é composta aproximadamente por 32% proteína bruta, 10% matéria mineral, 6% de extrato etéreo, 5% de matéria fibrosa, 3,5% cálcio, 1,5% fósforo, vitaminas e sais minerais em proporções menores.

### Coletas de dados em campo

A coleta de exemplares de *G. cf. proximus* ocorreu no mês de abril de 2016, com auxílio de redes de espera de diferentes malhagens (3 a 16 cm entre nós não adjacentes) expostas por aproximadamente 14 horas. Foram realizadas amostragens em duas áreas com características fisiográficas semelhantes: uma dentro da área utilizada para cultivo dos peixes (área Tanque -  $50^\circ 55' 57.60'' \text{ W}$  e  $20^\circ 02' 33.62'' \text{ S}$ ) e outra aproximadamente 10 km a montante, sem a influência dos sistemas de cultivo em tanques-rede (área Controle -  $50^\circ 51' 58.94'' \text{ W}$  e  $20^\circ 0' 13.71'' \text{ S}$ ) (Figura 1).



**Figura 2.** Localização das áreas amostrais (círculos cheios) no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, Brasil.

Os espécimes coletados para análises estomacais foram individualizados em sacos plásticos e gradativamente resfriados a fim de diminuir rapidamente a sua atividade metabólica até o óbito, conforme autorização SISBIO nº 42229-1 e parecer da CEUA nº

001/2014. Voucher de exemplares de *G. cf. proximus* foram depositados na coleção ictiológica da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” de São José do Rio Preto, SP (DZSJRP-Pisces 8898).

### **Procedimentos laboratoriais**

#### ***Dieta***

Exemplares capturados na área controle e na área tanque foram identificados (GRAÇA e PAVANELLI, 2007) e tiveram mensurados o comprimento padrão (cm) e massa total (g). Posteriormente seus estômagos e intestinos foram retirados e fixados em solução de formaldeído 4%. Os conteúdos alimentares foram examinados sob estereomicroscópio óptico. Os itens alimentares foram identificados usando referências como Bicudo e Bicudo (1970) para algas e Mugnai et al. (2010) para invertebrados. Os itens foram quantificados de acordo com o método volumétrico (HYSLOP, 1980), com auxílio de tubos graduados e placas milimetradas para mensurar o volume dos itens alimentares (HELLAWELL e ABEL, 1971).

#### ***Análise histológica***

Oito exemplares adultos de *G. cf. proximus* foram selecionados em cada área amostral. Os fígados foram retirados e fixados por imersão em solução Karnovysky (ABRAHÃO et al., 2004). Após a fixação os tecidos foram desidratados em série crescente de etanol, diafanizados em xilol e incluído em Paraplast<sup>®</sup>. Foram feitos cortes semi-seriados nos sentidos transversais e longitudinais com 5µm de espessura com auxílio do micrótomo Olympus CUT 4060. Os cortes obtidos foram submetidos à técnica de coloração com Hematoxilina Harris e Eosina (HE). Todos os cortes foram observados por meio de microscópio BX61 e as imagens foram registradas usando câmera digital Olympus DP71 com o software DP Controller 3.2.1.276.

#### ***Quantificação das proteínas totais***

Para determinação da concentração de proteínas totais, 10 exemplares adultos de *G. cf. proximus* foram selecionados em cada área amostral e retirados amostras (uma por espécime) de tecido hepático, gonadal e muscular. A concentração de proteína total de cada um desses tecidos foi mensurada de acordo com o método de Lowry et al. (1951). A precipitação e solubilização foram realizadas como descrito por Milligan e Girard (1993). Proteínas totais foram mensuradas no espectrômetro 660 nm com base em uma curva padrão gerada a partir de albumina de soro bovino (Sigma Diagnostics INS, St. Louis, MO, USA).

## Análises dos dados

Para testar possíveis diferenças significativas na composição da dieta entre as áreas tanque e controle, foi utilizada a Análise de Variância Permutacional Multivariada PERMANOVA *one-way* usando o índice de Bray-Curtis, com 9999 permutações aleatórias (ANDERSON, 2001). Os itens alimentares responsáveis pelas diferenças entre as áreas (controle e tanque), foram avaliados por meio do método de porcentagem de similaridade (SIMPER). Todos os pares possíveis de amostras foram comparados usando a medida de Bray-Curtis (CLARKE, 1993).

Afim de verificar a variabilidade da dieta entre os espécimes de *G. cf. proximus* em cada área amostral (tanque e controle) utilizou-se Análise Permutacional de Dispersões multivariadas (PERMDISP; ANDERSON, 2004; 2006) com base na distância de amostras (dieta dos espécimes) a partir da média do grupo (local) (ANDERSON, 2006). A ANOVA permutacional foi utilizada para verificar diferenças em relação à variabilidade alimentar individual entre as áreas controle e tanque. As estatísticas F da ANOVA foram testadas pelo Método de Monte Carlo usando 999 permutações aleatórias.

O fator de condição relativo foi calculado utilizando os dados de comprimento padrão (Ls) e massa total (Wt) por meio da equação ( $Kn = Wt/We$ ), onde Wt é a massa individual observada e We é a massa estimada do indivíduo com base na relação entre comprimento padrão e massa (LE CREN, 1951). O fator de condição relativo é o modelo ideal para este trabalho, pois segundo Le Cren (1951), leva em consideração a massa esperada e a massa observada, minimizando os eventos reprodutivos ou de construção das gônadas, uma vez que a relação entre os dois é igual a um (1), em condições normais. Ainda, qualquer alteração, nesta relação, provocará variações nesse cálculo.

As alterações histológicas foram quantificadas (cinco campos microscópicos aleatórios/corte, cinco cortes/amostra). A incidência e a distribuição das lesões do fígado foram avaliadas com base nos seguintes critérios: 0, ausência de lesões (ausência ou lesões em até 10% do total do tecido analisado); 0+, raramente presente (ocorrência de lesões de 11% a 25% do tecido analisado no total); +, presente (ocorrência de lesões em 26% a 50% do tecido analisado); ++, frequente (ocorrência de lesões de 51% a 75% do tecido analisado) e +++, lesões muito frequentes (ocorrência de lesões em 76% a 100% do tecido analisado) (PAULINO et al., 2014).

A presença de alterações histológicas do fígado foi avaliada semi-quantitativamente pelo índice de alteração histológica do fígado (HIL), baseado na

gravidade das lesões. Foram calculados de acordo com Camargo e Martinez (2007), modificado a partir de Poleksic e Mitrovic-Tutundzic (1994). As alterações foram classificadas em estágios progressivos no tecido: alterações de estágio I, que não alteram o funcionamento normal do tecido; estágio II, que são mais graves e interferem no funcionamento do tecido; estágio III, danos muito graves e irreparáveis. O  $HI_L$  foi calculado a partir da soma dos tipos de lesão para cada uma das três fases e multiplicado pelo índice da fase utilizando a seguinte equação proposta por Poleksic e Mitrovic-Tutundzic (1994):

$$I = 10^0 \sum_{i=1}^a a_i + 10^1 \sum_{i=1}^b b_i + 10^2 \sum_{i=1}^c c_i$$

onde a = alterações de primeiro estágio (SI), b= alterações de segundo estágio (SII) e c = alterações de terceiro estágio (SIII). Os valores de  $HI_L$  entre 0 e 10 indicam funcionamento normal do órgão; valores entre 11 e 20 indicam danos leves para moderados; valores entre 21 e 50 indicam danos moderados para severos, valores entre 51 e 100 indicam lesões severas e valores acima de 100 indicam danos irreversíveis para o órgão (POLEKSIC e MITROVIC-TUTUNDZIC, 1994).

O valor médio de alteração do fígado ( $MAV_L$ ) para cada exemplar foi calculado de acordo com Schwaiger et al. (1997), modificado por Paulino et al. (2014) seguindo um respectivo valor numérico: 0-1, sem alterações patológicas; 1,1-2, pequenos focos de alteração; 2,1-3, focos moderados de lesões; 3,1-4, lesões frequentes e 4,1-5, lesões amplamente distribuídas.

Para quantificação do nível de Esteatose Hepática (EH) foi utilizada a escala baseada na classificação de Brunt (2001), adaptada para peixes. Dessa forma, a EH será graduada de 0-3, sendo 0- menos de 5% dos hepatócitos afetados; 1- de 5% a 30% afetados; 2- de 30% a 60%; 3- superior a 60%.

Os valores de Kn e concentrações de proteínas para fígado e gônada foram comparados entre as áreas amostrais por meio do teste Mann-Whitney (Teste-U). Possíveis diferenças do  $HI_L$ ,  $MAV_L$  e concentrações de proteínas totais entre as áreas amostrais foram testadas utilizando o Teste *t* Student. PERMDISP e ANOVA permutacional foram realizadas utilizando-se R Programming Environment, com o auxílio do pacote Vegan (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015). Para o teste *t* Student foi utilizado o programa SigmaStat 3.1 (Jandel Scientific, San Rafael, CA, USA). SIMPER e Teste-U foram realizados utilizando o programa PAST (Paleontological

StatisticSoftware) versão 2.08 (HAMMER et al., 2001). Para todas as análises estatísticas foi adotado o valor de  $p < 0,05$ .

## Resultados

### Dieta e fator de condição relativo

*Geophagus cf. proximus* consumiu itens de variadas fontes e origens, configurando uma dieta onívora. Os principais itens ingeridos na área controle foram detrito, vegetal aquático e Cladocera, enquanto Mollusca, ração e detrito foram os mais representativos na dieta dos espécimes da área tanque (Tabela 1).

**Tabela 1.** Itens alimentares consumidos por *Geophagus cf. proximus*, nas áreas amostrais, controle e tanque, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. Valores baseados nos dados de porcentagem do volume dos itens alimentares. Asteriscos indicam valores iguais a zero. Valores em negrito representam itens que mais contribuíram na dieta das espécies entre os locais de amostragem.

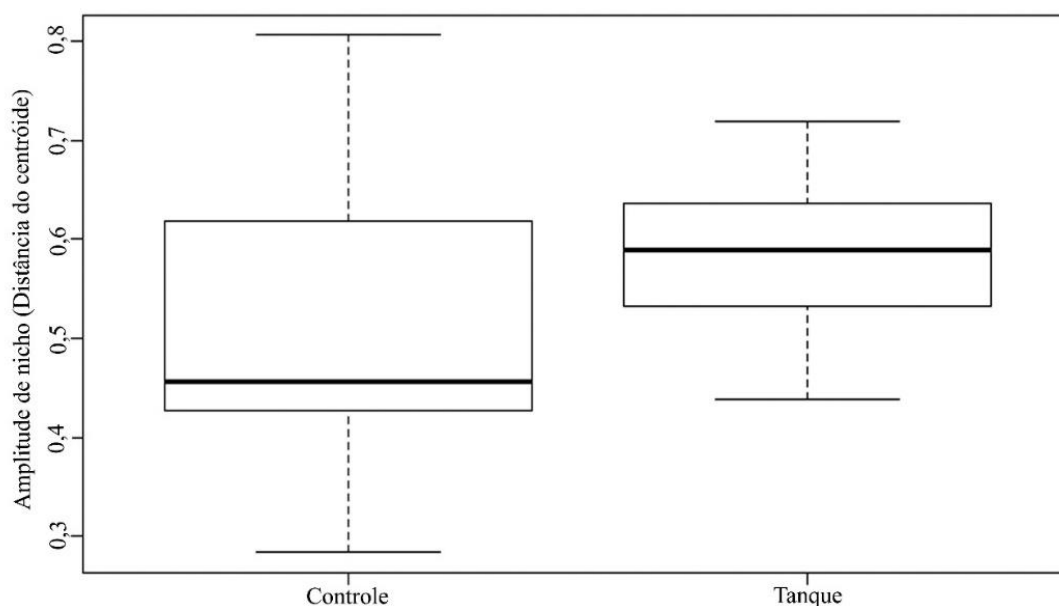
	Controle	Tanque
Abundância / Número de estômagos	76/31	40/31
Classes de comprimento padrão (cm).	8-15	8-15
Porcentagem do volume dos itens alimentares		
Alga	1,2	*
Vegetal aquático	<b>13,0</b>	1,1
Cladocera	<b>13,5</b>	*
Diptera	9,7	1,2
Inseto aquático	4,6	0,6
Bivalvia	3,53	25,61
Gastropoda	3,58	14,07
Peixe	0,1	4,0
Outros invertebrados	3,7	*
Vegetal terrestre	2,0	9,7
Inseto terrestre	0,1	0,2
Detrito	<b>43,1</b>	<b>19,3</b>
Ração	*	<b>21,7</b>

Foram observadas diferenças significativas na composição da dieta entre as áreas (PERMANOVA, DF = 1, F= 6,09,  $p = 0,0001$ ). Segundo a análise SIMPER, detrito, Bivalvia e ração foram os itens que mais contribuíram para a diferenciação da dieta entre as áreas Tanque e Controle. Bivalvia e ração foram mais abundantes na área Tanque e detrito na área Controle. Destaca-se que ração esteve presente apenas na dieta dos espécimes da área Tanque (Tabela 2).

**Tabela 2.** Resultados da análise de dissimilaridade (SIMPER) de proporção de itens alimentares de *Geophagus cf. proximus* entre as áreas amostrais, controle e tanque, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil.

Item alimentar	Dissimilaridade média geral	Contribuição %	Contribuição acumulativa %	Abundância média	
				Controle	Tanque
Detrito		25,8	25,8	0,0258	0,0163
Bivalvia		20,8	46,6	0,0054	0,0345
Ração	83,7	17,7	64,3	0,0	0,0202
Vegetal aquático		8,0	72,3	0,007	0,001
Vegetal terrestre		6,7	79,0	0,001	0,007

A amplitude média da dieta foi maior para indivíduos da área tanque (Figura 2). No entanto, a variabilidade da dieta entre os espécimes foi menor; isto é, eles concentraram sua dieta em alguns itens, especialmente detrito e Bivalvia, enquanto a área controle apresentou menor amplitude de nicho trófico (Figura 2) e maior variabilidade da dieta entre os espécimes. A amplitude média de nicho trófico diferiu significativamente entre as áreas de amostragem (PERMDISP, DF = 1; F = 5,73, p = 0,03).



**Figura 2.** Variação na amplitude alimentar de *Geophagus cf. proximus* usando PERMDISP para as áreas amostrais, controle e tanque, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. Os pontos finais inferiores e superiores da caixa representam o 1º e o 3º quartil, respectivamente, demonstrando a variabilidade individual na dieta. A barra horizontal dentro de cada caixa representa a amplitude média da dieta, respectivamente.

Todos os indivíduos capturados (Tabela 2) foram utilizados para verificar o estado nutricional em ambos os locais. Vale a pena ressaltar que o maior número de adultos possível foram utilizados para reduzir os efeitos das classes de tamanho. O fator de condição relativa, não apresentou diferenças significativas entre as áreas de amostragem ( $z = -0,62$ ;  $p = 0,53$ ).



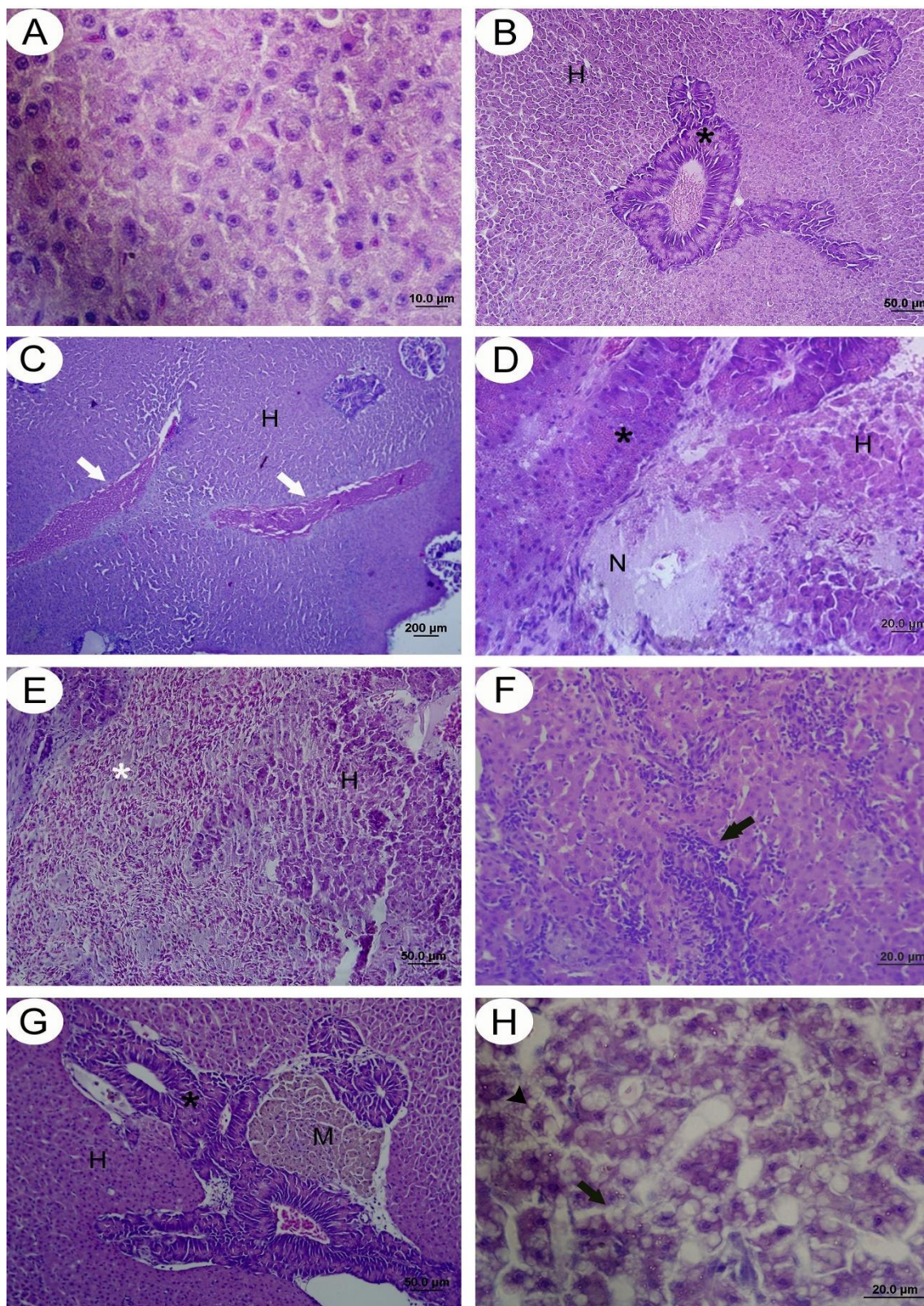
### Alterações histopatológicas no fígado

O parênquima hepático de *G. cf. proximus* possui hepatócitos com núcleo central e nucléolo proeminente, citoplasma homogêneo e presença de tecido pancreático difuso, sendo o órgão denominado de hepatopâncreas (Figura 3A e B). O fígado dos peixes da área tanque apresentaram alterações mais severas, como hiperemia, congestão vascular, degeneração citoplasmática, ausência de núcleo e focos de necrose (Figura 3C-H). Alterações leves como infiltração leucocitária (Figura 3F), agregados de melano-macrófagos (Figura 3G) e vacuolização citoplasmática (Figura 3H) foram observadas em ambas as áreas amostrais. Não foram registrados em nenhum dos espécimes, hipertrofia nuclear, núcleo em posição lateral e núcleo picnótico.

Os fígados dos peixes amostrados em ambas as áreas apresentaram baixa frequência de alterações histopatológicas (Tabela 3). Entretanto, observou-se por meio dos índices  $HI_L$  e  $MAV_L$  que as histopatologias dos exemplares da área tanque foram mais graves, demonstrando lesões mais frequentes e irreparáveis comparados a área controle (Tabela 3). Além disso, constatou-se intensa hiperplasia pancreática e presença de adipócitos intra-hepático e associado ao hepatopâncreas na área tanque (Figura 4A-D). O grupo tanque apresentou 83,4% de esteatose grau 2 e 16,6% de esteatose grau 3, enquanto que o controle, 66,6% grau 0 e 33,3% grau 1.

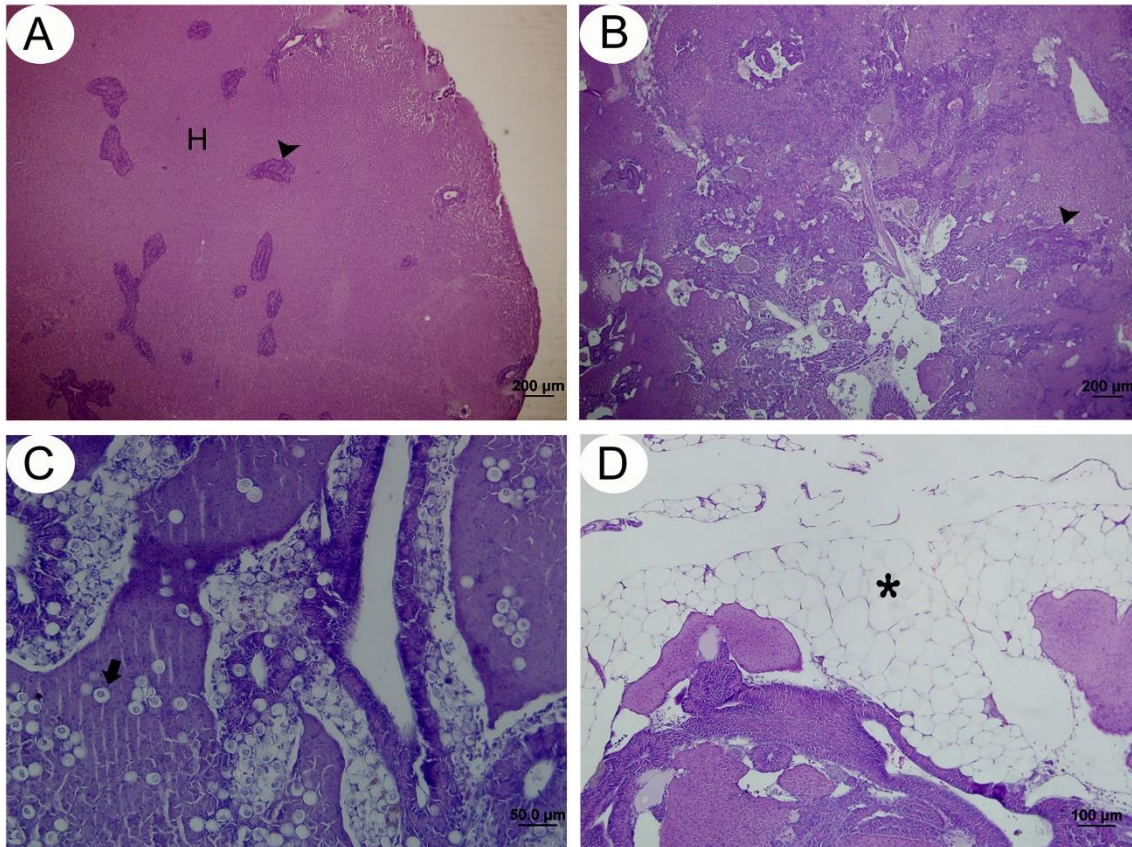
**Tabela 3.** Alterações histopatológicas no fígado de *Geophagus cf. proximus*, para as áreas amostrais, controle e tanque, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. 0 (0-10%); 0+ (11-25%); + (26-50%); ++ (51-75%); +++ (76-100%). Valor médio de alteração (MAV) e índice de alteração histopatológica (HI) do fígado (L). Valores das alterações e dos índices histopatológicos são expressados como média  $\pm$  erro padrão (n = 8 animais/grupo). Teste *t* Student; \* $p < 0.001$ . • indica valores iguais a zero.

Alterações histopatológicas	Estágio	Local	
		Controle	Tanque
Hipertrofia nuclear	I	0 •	0 •
Núcleo em posição lateral	I	0 •	0 •
Vacuolização citoplasmática	I	0 (5,56 $\pm$ 5,58)	0+ (9,55 $\pm$ 8,18)
Agregados de melano-macrófagos	I	0 (0,5 $\pm$ 0,4)	0 (3 $\pm$ 0,34)
Infiltração leucocitária	I	0 •	0 (1,91 $\pm$ 1,73)
Hiperemia	I	0 •	0 (5,6 $\pm$ 1,38)
Degeneração citoplasmática	II	0 •	0 (2,2 $\pm$ 2,24)
Congestão vascular	II	0 •	0 (1,2 $\pm$ 0,79)
Núcleo picnótico	II	0 •	0 •
Ausência de núcleo	II	0 •	0 (1,1 $\pm$ 1,07)
Necrose	III	0 •	0 (6,2 $\pm$ 1,47)
Índices histopatológicos		Local	
		Controle	Tanque
<b>Índices de alterações histopatológicas (<math>HI_L</math>)</b>		1,75 $\pm$ 1,22	117,3 $\pm$ 2,09*
<b>Valor de alteração média (<math>MAV_L</math>)</b>		1,50 $\pm$ 0,34	3,83 $\pm$ 0,47*



**Figura 3.** Fotomicrografia de fígados de *Geophagus* cf. *proximus* sob influência de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. A) Fígado normal; B) Hepatopancreas - tecido pancreático difuso (\*) no tecido hepático (H); C) Congestão vascular (flecha branca); D) Necrose (N); E) Hiperemia (\* branco); F) Infiltração leucocitária (seta dupla); G) Centro de Melano-macrofágos (M) entre o tecido pancreático (\*); H) vacuolização citoplasmática (cabeça da seta) e degeneração citoplasmática (seta). Coloração: Hematoxilina Harris e Eosina.

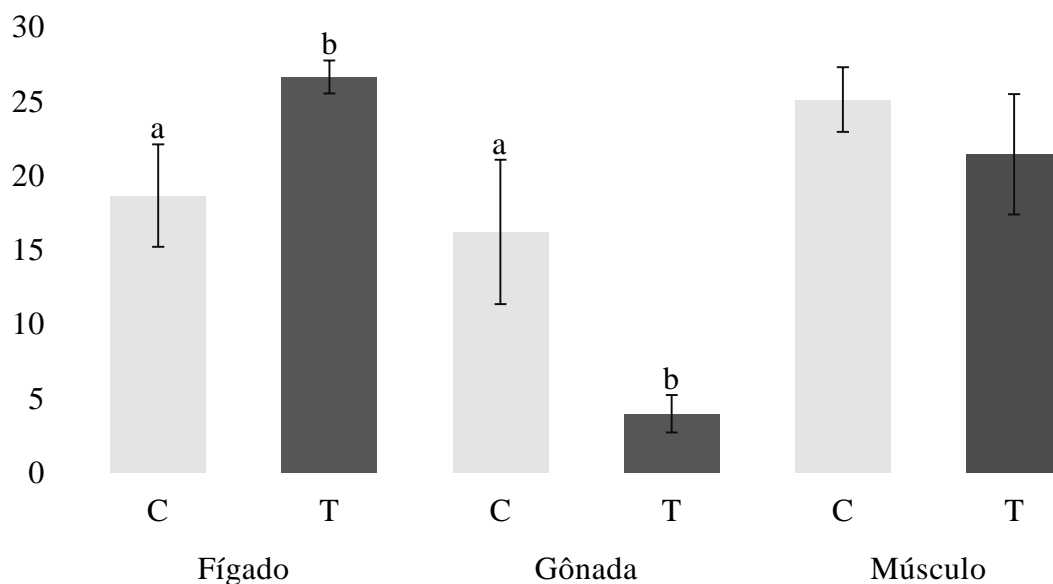




**Figura 4.** Fotomicrografia de fígados de *Geophagus cf. proximus* sob influência de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. A) Hepatopâncreas normal – tecido pancreático difuso (cabeça da seta) no tecido hepático (H); B) Hiperplasia pancreática- aumento do tecido pancreático (cabeça da seta) difuso no tecido hepático; C) Adipocitos intra-hepáticos (seta); D) Tecido adiposo associado ao hepatopâncreas (\*). Coloração: Hematoxilina Harris e Eosina.

#### **Fisiologia metabólica**

Não foram observadas diferenças na concentração de proteínas totais no tecido muscular entre as áreas avaliadas ( $t = 0,804$ ;  $p = 0,455$ ). Contudo, para os tecidos hepático e gonadal, observaram-se diferenças significativas entre as áreas. Maior concentração de proteínas hepáticas foram encontradas na área tanque ( $t = 17$ ;  $p = 0,032$ ), enquanto observou-se para as proteínas gonadais maiores valores na área controle ( $t = 39$ ;  $p = 0,016$ ) (Figura 5).



**Figura 5.** Concentração de proteínas totais hepáticas, gonadais e musculares (g/100g) em *Geophagus cf. proximus* para as áreas amostrais, controle e tanque, no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná, Brasil. Dados são expressos em média  $\pm$  erro padrão. Letras diferentes (a, b), representam diferenças estatísticas significativas entre os grupos experimentais amostrados para cada órgão. C= controle; T= tanque.

### Discussão

O elevado consumo de restos de ração por *G. cf. proximus* na área sob influência da piscicultura em tanques-rede, evidenciou a interferência desse sistema de cultivo sobre a ecologia trófica desta espécie silvestre. Além da ração, observou-se importante contribuição de Bivalve e Gastropoda na alimentação dos espécimes na área tanque. A abundância desses itens está relacionada ao enriquecimento orgânico local, que pode ocorrer devido a entrada constante de matéria orgânica. Este por sua vez, se torna um atrativo para invertebrados filtradores e comedores de detrito, tais como Bivalve e Gastropoda (NABIRYE et al., 2016).

Embora os peixes, de forma geral, sejam flexíveis em suas dietas (GERKING, 1994; ABELHA et al., 2001), as drásticas mudanças na disponibilidade e aporte de recursos inseridos pelos sistemas de cultivos, afetam especialmente as espécies mais generalistas e omnívoras, como *G. cf. proximus*, corroborando com os resultados encontrados nesse trabalho. Esse padrão de interferência da piscicultura em tanques-rede também tem sido relatado para outras espécies como *Metynnis maculatus* (RAMOS et al., 2008; DEMÉTRIO et al., 2012), *Pimelodus maculatus*, *Astyanax lacustris* (= *Astyanax altiparanae*) (RAMOS et al., 2013) e *Apareiodon affinis* (BRANDÃO et al., 2012).

Cabe ressaltar, que embora o próprio processo de formação de ambientes represados constitua fonte inegável de impactos (AGOSTINHO et al., 2007) e alterações

da estrutura trófica (HAHN e FUGI, 2007; DELARIVA et al., 2013), os sistemas de tanques-rede constituem fontes adicionais e diretas de incremento de matéria orgânica nesses sistemas. Essa hipótese ganha respaldo, uma vez que nossos resultados demonstram clara diferença na composição da dieta entre áreas sob influência de pisciculturas em tanques-rede e áreas livres desta influência. O consumo principalmente de itens de origem autóctone, como detrito, vegetal aquático e Cladocera na área controle e Bivalvia e ração na área tanque, permitem inferir que a fácil aquisição e alta disponibilidade de nutrientes advindos dos tanques afetou preponderantemente a ecologia trófica da espécie avaliada, seguindo a teoria do forrageamento ótimo (SCHOENER, 1974; GERKING, 1994).

Rios tropicais são conhecidos por apresentar grande quantidade de detrito e sedimento, decorrente do regime climático com temperaturas altas e chuvas intensas (BOWEN, 1984; IBAÑEZ et al., 2009). Esse detrito é composto por restos de vegetais, animais e organismos associados, em sua maior parte, além de partículas de sedimento inorgânico. Deste modo, a elevada ocorrência de detrito em rios tropicais pode explicar a importante contribuição do detrito na dieta dos peixes, tanto da área controle quanto na área tanque, observadas neste trabalho. Adicionalmente, a maior taxa de sedimentação nas áreas de tanques de cultivo contribui para a formação de depósitos desse material no fundo e sua disponibilidade para os peixes (BRANDÃO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; EDWARDS, 2015).

A boca tipicamente prostrátil e terminal de *G. cf. proximus*, também favorecem a obtenção de alimento junto ao substrato (GERKING, 1994; GRAÇA e PAVANELLI, 2007). O consumo de detrito foi igualmente relatado por Moretto et al. (2008), demonstrando que esse item alimentar é frequentemente utilizado por *G. cf. proximus*. Ademais, hábito herbívoro (SILVA et al., 2005) e insetívoro (VIDOTTO et al., 2009) também foram descritos, o que nos permite inferir que a espécie pode alterar seu hábito alimentar de acordo com a disponibilidade de recursos e as condições ambientais, corroborando com os resultados deste trabalho.

Espécies do gênero *Geophagus* tem sido utilizados como indicadores de impactos severos em ecossistemas aquáticos e são comumente encontrados em ambientes alterados antropicamente, uma vez que a sua tolerância a hipóxia e hábito generalista (CAETANO et al., 2016; CETRA e FERREIRA, 2016; MORAIS et al., 2016; GOMES et al., 2016) favorecem a colonização nesses ambientes. Vários estudos relataram o uso desta espécie como um bioindicadora de má qualidade ambiental, especialmente aqueles em riachos

com vegetação riparia empobrecida (CAETANO et al., 2016; GOMES et al., 2016), bem como em ambientes urbanizados (CETRA e FERREIRA, 2016). Desta forma, tendo alimento disponível, podem realizar suas atividades essenciais, como crescimento e reprodução.

O oportunismo e o hábito omnívoro de *G. cf. proximus* favoreceram o consumo de ração, item alimentar altamente disponível na área tanque, como demonstrado nos resultados deste trabalho. A ração, por sua vez, contém ingredientes que apesar de favorecer um balanço energético positivo (EDWARDS, 2015), podem acarretar sérios problemas nos tecidos e órgãos dos peixes e assim afetar a aptidão do indivíduo, com severas consequências para a sobrevivência à longo prazo (TAKASHIMA e HIBIYA, 1995).

Os resultados do fator de condição relativo encontrados neste trabalho, não demonstraram a influência dos tanques-redes sob a condição nutricional recente. No entanto, foram encontradas alterações histopatológicas nos fígados dos espécimes na área tanque. A esteatose hepática também foi observada apenas em peixes da área tanque. Assim, infere-se que essas alterações poderiam ter sido desencadeadas pelo maior consumo de Bivalvia e ração na área tanque. Bivalvia possuem a valva composta por conchiolina, que é um material orgânico composto por proteínas, polissacarídeos e carbonato de cálcio (OLIVEIRA & ALMEIDA, 2000). A ração por sua vez, possui em sua composição altos teores de proteínas e lipídeos que podem proporcionar rápido crescimento e engorda (LOGATO, 2000; BRANDÃO et al., 2012). Estudos demonstram a relação de mudanças histopatológicas com o consumo de uma dieta contendo níveis elevados de proteínas e lipídios tanto para espécies de peixes marinhas (SÉGADE et al., 2015, PIAOPING et al., 2016) quanto de água doce (LIU et al., 2015; ZHANG et al., 2017), corroborando com os resultados deste trabalho.

Os lipídios podem ser encontrados em adipócitos associados ao hepatopâncreas, na forma de adipócitos intra-hepáticos ou ainda como pequenas gotículas intercaladas com as organelas das células (vacuolização citoplasmática) (TAKASHIMA e HIBIYA, 1995; YANCHEVA et al., 2016). Em nosso estudo, verificamos a presença das três formas de deposição lipídica relatadas na literatura, as quais são consideradas frequentes em peixes associados à piscicultura, devido à alta concentração de proteínas e lipídios da ração (TAKASHIMA e HIBIYA, 1995; SEGADE et al., 2015). É importante ressaltar que o excesso de proteínas no fígado é armazenado como lipídios após a desaminação de seus aminoácidos que serão usados como fonte de energia, o que provoca sobrecarga nas

funções hepáticas (HEPHER, 1989; ALMEIDA et al., 2011). Essa via metabólica também pode ter contribuído para o quadro de esteatose encontrada nos fígados dos peixes da área tanque.

Assim, uma cascata de alterações provocadas pela esteatose hepática podem ter causado prejuízos funcionais e estruturais no fígado dos peixes aqui analisados. Em um processo inicial, quando o fígado armazena os lipídios em forma de vacúolos, ocorre a vacuolização citoplasmática. Quando é incapaz de metabolizá-los e mobilizá-los, pode ocorrer a degeneração citoplasmática (LEE et al., 2012). Em estágios mais avançados, a degeneração citoplasmática pode promover danos a integridade da membrana e extravasamento dos conteúdos celulares levando a uma resposta inflamatória pela ação das enzimas dos lisossomos (STENTIFORD et al., 2003; LEE et al., 2012; KUMAR et al., 2013; YANCHEVA et al., 2016). Os lisossomos entram no citoplasma e digerem a célula, resultando em necrose (KUMAR et al., 2013). A necrose foi a alteração mais severa observada nos fígados de *G. cf. proximus*, sendo ainda mais frequente nos peixes oriundos da área tanque. Estudos demonstram que desequilíbrios nutricionais, como uma dieta contendo altas concentrações de proteínas, podem provocar lesões celulares (KUMAR et al., 2013) e distúrbios na síntese de proteínas e metabolismo de carboidratos (MELA et al., 2007; YANCHEVA et al., 2016).

As lesões e inflamações decorrentes da vacuolização citoplasmática, degeneração citoplasmática e necrose explicam a presença das histopatologias: centros de melano-macrofágos, infiltração leucocitária, hiperemia e congestão vascular encontradas nos fígados dos peixes da área tanque. Os centros de melano-macrofágos possuem a função de auxiliar no processo de eliminação dos lipídios, realizando a neutralização dos radicais livres produzidos pela fagocitose de lipídios poli-insaturados, além da remoção de células necrosadas (AGIUS e ROBERTS, 2003; MELA et al., 2007). A infiltração leucocitária indica sinais de inflamação e hipersensibilidade (TRIPHATI e SRIVASTAV, 2010). Hiperemia sugere aumento de fluxo sanguíneo no tecido hepático, auxilia no transporte dos macrófagos para as áreas danificadas e também na oxigenação destas áreas. Pode ainda estar relacionada com processos de desintoxicação metabólicas que ocorrem nos peixes. Em casos mais severos, a hiperemia pode levar a necrose hepática e atrofia (YANCHEVA et al., 2016). A congestão vascular pode ser provocada por obstruções nos vasos sanguíneos, promovendo sua dilatação. A velocidade da circulação diminui no local da obstrução, promovendo o acúmulo de sangue e também lesões nas células epiteliais (VERLAG, 1982; ROBERTS, 1989). As lesões nas células epiteliais podem afetar as

trocas entre os hepatócitos e os vasos sinusóides (por exemplo, distribuição de nutrientes, sinais químicos ou outros componentes fisiológicos) e assim, comprometer a estabilidade das suas funções orgânicas (MELA et al., 2012; YANCHEVA et al., 2016).

Outra alteração encontrada nos fígados dos peixes da área tanque foi a maior proporção de tecido pancreático. O tecido pancreático possui a função de secretar tripsina e exopeptidases para auxiliar na digestão das proteínas (RANDALL et al., 2000; BALDISEROTTO et al., 2013). Além disso, auxilia na digestão dos lipídios, secretando a lipase, uma enzima que com auxílio dos ácidos biliares secretados pelo fígado, realizam a clivagem da gordura (SCHMIDT-NIELSEN, 1999). Neste contexto, justifica-se a maior proporção de tecido pancreático encontrado nos espécimes da área tanque, que tendem a suprir a entrada de proteínas e lipídios possivelmente associados com a dieta contendo elevadas proporções de ração e Bivalvia.

As alterações e histopatologias observadas nos fígados dos peixes da área tanque podem ter afetado o funcionamento deste tecido, tendo reflexos sobre o metabolismo do animal. Dessa forma, pode-se inferir que o comprometimento das funções hepáticas influenciou respostas metabólicas específicas deste tecido, refletindo em maior concentração de proteínas na comparação com espécimes coletados na área controle, resultado da modificação da dieta, que, em última instância ocasionou alterações histopatológicas nestes espécimes. Muitos trabalhos relatam que mudanças na dieta alteram a composição hepática de proteínas, podendo resultar em alterações histopatológicas como por exemplo, em *Oreochromis* (CHEN et al., 2009; HONORATO et al., 2014; NING et al., 2017), espécie pertencente à mesma família de *G. cf. proximus*. Adicionalmente às mudanças relatadas para a concentração de proteínas hepáticas, foi possível observar que a concentração de proteínas gonadais foi menor em exemplares da área tanque quando comparados aos exemplares da área controle.

Infere-se uma possível desregulação hepática na deposição de proteínas em diferentes órgãos de *G. cf. proximus*, uma vez que apresenta desova parcelada durante todo o ano (BRANCO et al., 2012), deveria conter níveis altos de proteínas nas gônadas em ambas as áreas amostrais, devido a ação na produção da vitelogenina. Durante o processo de vitelogênese, o fígado mobiliza proteínas e lipídios ao tecido hepático, responsável pela produção da vitelogenina, utilizada na composição dos ovócitos (SUMPTER et al., 1984; BABIN & VERNIER, 1989; TYLER et al., 1990; TIWARY et al., 2002). Diante disso, pode-se inferir que o quadro de esteatose hepática e as alterações histopatológicas observadas no fígado de *G. cf. proximus* neste trabalho, seriam os



responsáveis pela diferença encontrada entre a concentração de proteínas no fígado e gônadas dos indivíduos na área tanque.

Uma vez comprometidas as funções hepáticas, o tecido hepático não conseguiria mobilizar adequadamente as proteínas para constituição das gônadas. Entretanto, apenas as análises realizadas neste trabalho, com a utilização de uma única coleta, não são o suficiente para afirmar essa possível interferência no processo de vitelogênese. Foi relatado influências na reprodução de espécies silvestres devido a introdução de dejetos no ambiente advindos de uma piscicultura em tanques-rede em ambiente marinho (UGLEM et al., 2014). Mas, os autores também não conseguiram explicar como isso seria possível.

Apesar de ser considerado um tecido bastante plástico (BOMBARDIER et al., 2010) e responsivo a dietas diferenciais e aspectos ambientais (BUREAU et al., 2000), o tecido muscular não demonstrou diferenças entre os espécimes coletados na área controle e tanque neste trabalho, diferentemente dos tecidos hepático e gonadal.

Observou-se então que alterações a nível celular ocorreram devido ao consumo de uma dieta contendo altos níveis proteicos e lipídicos, influenciados pela piscicultura em tanques-rede. Considerando que essa espécie apresenta alto potencial econômico, sendo utilizada pelos pescadores para fins comerciais, informações acerca de impactos sob a biologia com possíveis interferências na dinâmica populacional a longo prazo, são de extrema importância.

Questionamentos acerca da influência da piscicultura no tempo de residência da espécie em questão, nos arredores dos tanques de cultivo, ou na migração entre as áreas controle e tanque podem ser levantados. No entanto, essa espécie não realiza migração reprodutiva e tem baixa capacidade de natação a longas distância, pois apresenta morfologia de corpo alto e nadadeiras largas possibilitando apenas a alta manobrabilidade (OLIVEIRA et al., 2010). Assim, conseguem explorar os diversos compartimentos do canal do rio, desde o fundo até a superfície, mas possuem pouca habilidade para migrar através de águas abertas, reduzindo então a possibilidade de migração de 10 km entre a área controle e tanque. Nesse sentido, os resultados aqui apresentados permitem afirmar a influência desses empreendimentos sobre a alimentação dessa espécie.

Há ainda, trabalhos que discutem o papel biofiltrador dos peixes silvestres associados aos tanques de cultivo, reduzindo o impacto da entrada de matéria orgânica (FELSING, 2005). Pensando na remoção da matéria orgânica realizada pelos peixes, esse papel biofiltrador é algo vantajoso para o meio ambiente. Entretanto, levando em

consideração as alterações acometidas ao fígado e gônada da espécie aqui estudada, pode-se inferir que a longo prazo, ocorram interferências nas relações tróficas de toda a comunidade e assim um desequilíbrio neste ecossistema. Contudo, faz-se necessário estudos dos efeitos das piscicultura em tanques-rede sob a biologia de várias espécies associadas a esses empreendimentos.

Em suma, a presença da piscicultura em tanques-rede provocou alterações na composição da dieta da espécie silvestre *G. cf. proximus*. A dieta contendo altas concentrações lipídicas e proteicas não interferiu no fator de condição relativo dos espécimes, entretanto promoveu histopatologias severas no fígado, comprometendo as suas funções, incluindo possíveis interferências metabólicas hepáticas e gonadais.

### Referências

- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.26, p.37-45, 2004.
- ABRAHÃO, D. S.; TOLEDO PIZA, A. R.; MARTINS, M. D. A.; SILVA NETO, J. C.; FERREIRA, E. C.; RAPADO, L. N.; PIRES, M. D. F. C. Estudo comparativo com diversos fixadores para aplicação em microscopia eletrônica de transmissão. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, p.248-254, 2004.
- ABRUNHOSA, F. **Técnico em Aquicultura**: Piscicultura. Pará: IFPA e UFRN, 2011.
- AGIUS, C.; ROBERTS, R.J. Melano-macrophage centers and their role in fish pathology. **Journal of fish diseases**, v.26, p.499-509, 2003.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**, Maringá: EDUEM, 2007.
- ALMEIDA, L.C.; AVILEZ, I.M.; HONORATO, C.A.; MORAES, G. Growth and metabolic responses of tambaqui (*Colossoma macropomum*) fed diets level of protein and lipid. **Aquaculture Nutrition**, v.17, p.283-262, 2011.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v.26, p.32-46, 2001.
- ANDERSON, M. J. **PERMDISP**: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, 2004.
- ANDERSON, M. J. Distance based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, v.62, p.245-253, 2006.
- BABIN, P. J., VERNIER, J. M. Plasma lipoproteins in fish. **Journal of Lipid Research**, v.30, p.467-489, 1989.

BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura**, Santa Maria: UFSM, 2013.

BALDISSEROTTO, B.; CYRINO, J.E.P.; URBINATI, E.C. **Biologia e fisiologia de peixes neotropicais de água doce**, Jaboticabal: FUNESP, 2014.

BERNET, D.; SCHIMIDT, H.; MEIER, W.; BURKHARDT-HOLM, P.; WAHLI, T. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**, v.22, p.25-34, 1999.

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

BOMBARDIER, E.; BOOTH, R. K.; GREEN, H. J.; MCKINLEY, R. S. Metabolic adaptations of oxidative muscle during spawning migration in the Atlantic salmon *Salmo salar* L. **Fish physiology biochemistry**, v.36, p.355, 2010.

BORGES, A. M. **Aquicultura Desenvolvimento Sustentável – cenário brasileiro**, 2014. Disponível em: [http://fenacam.com.br/pdf/fenacam2014/aquicultura/4-aquicultura-desenvolvimento-sustentavel-cenario-do-brasileiro\\_adalmyr-BORGES.pdf](http://fenacam.com.br/pdf/fenacam2014/aquicultura/4-aquicultura-desenvolvimento-sustentavel-cenario-do-brasileiro_adalmyr-BORGES.pdf). Acesso em: 15 setembro de 2016.

BOWEN, S. H. Detritivory in neotropical fish communities. In: Zaret, T. M. (ed.), **Evolutionary Ecology of Neotropical freshwater fishes**. The Netherlands: Dr. W. Junk, 1984. p. 173.

BUREAU, D.P.; HARRIS, A.M.; BEVAN, D.J.; SIMMONS, L.A.; AZEVEDO, P.A.; CHO, C.Y. Feather meals and meat and bone meals from different origins as protein sources in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets. **Aquaculture**, v.181, p.281-291, 2000.

BRANDÃO, H.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; RAMOS, I. P.; SOUTO, A. C.; NOBILE, A. B.; ZICA, E. O. P.; CARVALHO, E. D. Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.24, p.438-448, 2012.

BRANCO, G. S., SILVA, A. P. S., SILVA, L. M. DE J., NINHAUS-SILVEIRA, A., VERÍSSIMO-SILVEIRA, R., 2012. Descrição da hipófise de *Geophagus proximus* (TELEOSTEI:PERCIFORMES: CICHLIDAE) a partir de análises histológicas e histoquímicas. Disponível em: [file:///C:/Users/USUARIO/Downloads/branco\\_hipofise\\_geophagus\\_58\\_final.pdf](file:///C:/Users/USUARIO/Downloads/branco_hipofise_geophagus_58_final.pdf). Acesso em 04 de novembro de 2016.

BRUNT, E. M. Nonalcoholic steatohepatitis: definition and pathology. **Seminars liver diseases**, v.21, p.3-16, 2001.

CAETANO, D. L. F.; OLIVEIRA, E. F. De; ZAWADZKI, C. H. Fish species indicators of environmental quality of neotropical streams in southern Brazil, upper Paraná river basin. **Acta Ichthyologica et Piscatorial**, v.46, p.87-96, 2016.

CAMARGO, M.M.P.; MARTINEZ, C.B.R. Histopathology of gills, kidney and liver of a neotropical fish caged in an urban stream. **Neotropical Ichthyology**, v.5, p.327-336, 2007.

CETRA, M.; FERREIRA, F. C. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadable streams from Atlantic Forest of south São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 28, 1-9, 2016.

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

CHEN, G.; ZHANG, M.; ZHANG, J.; DONG, H.; ZHOU, H.; TANG, B.; HUANG, J.; SHI, G.; JIANG, L.; WU, Z. The Effects of Different Levels of Dietary Protein and L-Carnitine on Blood Sugar and Lipids of the New GIFT Strain of Juvenile Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). **The Scientific World Journal**, v.9, p.1197–1205, 2009.

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

DEMÉTRIO, J.A.; GOMES, L.C.; LATINI, J.D.; AGOSTINHO, A.A. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v.330-333, p.172-178, 2012.

DOSDAT, A. Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: Nutritional and feeding aspects. In: Uriarte A., Basurco B. (Eds.), **Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms**. Zaragoza: CIHEAM-FAO, 2001. p. 23-36.

EDWARDS, P. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. **Aquaculture**, v.447, p.2-14, 2015.

FAO, 2016. **Novo relatório da FAO aponta que produção da pesca e aquicultura no Brasil deve crescer mais de 100% até 2020**. Disponível em: <http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/pt/c/423722/>. Acesso em: 10.11.16.

FELSING, M.; GLENCROSS, B.; TELFER, T. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. **Aquaculture**, v.243, p.159- 174, 2005.

FERNANDEZ-JOVER, D.; ARECHAVALA-LOPEZ, P.; MARTINEZ-RUBIO, L.; TOCHER, D. R.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; LOPEZ-JIMENEZ, J. A.; MARTINEZ-LOPEZ, F. J.; SANCHEZ-JEREZ, P. Monitoring the influence of marine aquaculture on wild fish communities: benefits and limitations of fatty acid profiles. **Aquaculture Environment Interactions Journal Impact**, v.2, p.39–47, 2011.

GARCIA, F.; KIMPARA, J.M.; VALENTI, W.C.; AMBROSIO, L.A. Emergy assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. **Ecological Engineering**, v.68, p.72–79, 2014.

GERKING, S. D. Larval feeding. In: GERKING SD (ed.) **Feeding Ecology of Fish**, San Diego: Academic Press, 1994.

GOMES, I. T.; LÓPEZ, A. C. C.; PAIVA, V. L. G. S.; HELD, B.; QUINAGLIA, G. A.; SÁ, L. R. M. Avaliação macroscópica comparada entre acarás (*Geophagus brasiliensis*) e tilápias como bioindicadores de poluição ambiental da represa Billings. **Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP**, v.14, p.68-69, 2016.

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

HAHN, N.S.; FUGI, R., Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia brasiliensis**, v.11, p.469-480, 2007.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RIAN, P. D. **Past**: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37, 2001. Disponível em: [http://palaeoelectronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm). Acesso em: 12 novembro 2005.

HELLAWELL, J.M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food fishes. **Journal of Fish Biology**, v.3, p.20-37, 1971.

HEPHER, B. Principles of fish nutrition. In: Shilo, M., Saring, S. (Eds). **Fish Culture in Carn Water Systems**, Problems; Trends. Boca Raton: CRC, 1989. p. 121-142.

HONORATO, C.A.; CRUZ, C. Da; CARNEIRO, D.J.; MACHADO, M.R.F.; NASCIMENTO, C.A.; SATURNINO, K.C. Histology liver in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fed diets with fish silage. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v.34, p.64-68, 2014.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v.17, p.411-429, 1980.

IBAÑEZ, C.; BELLARD, J.; HUGHES, R.M.; IRZ, P.; KAMDEM-TOHAM, A.; LAMOUREUX, N.; TEDESCO, P.A.; OBERDORFF, T. Convergence of temperate and tropical stream fish assemblages. **Ecography**, v.32, p.658-670, 2009.

KUBITZA, F. Aquicultura no Brasil: Principais espécies, áreas de cultivo, rações, fatores limitantes e desafios. **Panorama da Aquicultura**, v.25, n.150, p.10-23, 2015.

KUMAR, V.; ABBAS, A.K.; ASTER, J.C. **Patologia Básica**, Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

LANGEANI, F.; CORRÊA E CASTRO, R. M.; OYAKAWA, O.T. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v.7, p.181-197, 2007.

LEE, J.W.; KIM, J.W.; RIU, N. De; MONIELLO, G.; HUNG, S. S.O. Histopathological alterations of juvenile green (*Acipenser medirostris*) and white

sturgeon (*Acipenser transmontanus*) exposed to graded levels of dietary methylmercury. **Aquatic toxicology**, v.109, p.90–99, 2012.

LE CREN, E.D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **Journal of Animal Ecology**, v.20, p.201-19, 1951.

LIU, H.; ZHU, X.; YANG, Y.; HAN, D.; JIN, J.; XIE, S. Effect of substitution of dietary fishmeal by soya bean meal on different sizes of gibel carp (*Carassius auratus gibelio*): nutrient digestibility, growth performance, body composition and morphometry. **Aquaculture Nutrition**, v. 22, p.142e57, 2016.

LOGATO, P.V.R. **Nutrição e alimentação de peixes de água doce**, Viçosa: Aprenda Fácil, 2000.

LOWRY, O. H.; ROSENBROUGH, N. J.; FARR, A. L.; RANDAL, R. J. Protein measurement with Folin phenol reagent. **The Journal of Biological Chemistry**, v.193, p.265-275, 1951.

MELA, M.; RANDI, M.A.F.; VENTURA, D.F.; CARVALHO, C.E.V.; PELLETIER, E.; OLIVEIRA RIBEIRO, C.A. Effects of dietary methylmercury on liver and kidney histology in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v.68, p.426–435, 2007.

MILLIGAN, C. L.; GIRARD, S. S. Lactate metabolism in rainbow trout. **Journal of Experimental Biology**, v.180, p.175-193, 1993.

MOMMSEN, T. P. Paradigms of growth in fish. **Comparative biochemistry and physiology. Biochemistry Molecular Biology Part b**, v.129, p.207–19, 2001.

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

MORAIS, C.R.; CARVALHO, S. M.; ARAUJO, G.R.; SOUTO, H.N.; BONETTI, A.M.; MORELLI, S.; CAMPOS JÚNIOR, E.O. Assessment of water quality and genotoxic impact by toxic metals in *Geophagus brasiliensis*. **Chemosphere**, v.152, p.328-334, 2016.

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

NABIRYE, H.; MWEBAZA-NDAWULA, L.; BUGENYI, F.W.B.; MUYODI, F. J.; The evaluation of cage fish farming effects on water quality using selected benthic macro-invertebrate community parameters in the napoleon gulf, northern Lake Victoria. **IJFAS**, v.4, p.42-50, 2016.

NING, L.J.; HE, A.Y.; LU, D.L.; LI, J.M.; QIAO, F.; LI, D.L.; ZHANG, M.L.; CHEN, L.Q.; DU, Z.Y. Nutritional background changes the hypolipidemic effects of fenofibrate in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Scientific Reports**, v.7, p.41706, 2017.

OLIVEIRA, M.P, ALMEIDA, M.N. **Malacologia**. Juíz de Fora: Editora Associada, 2000.

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C.; DE SOUSA, L.R.; VISMARA, M.R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial, and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v.8, p. 569–586, 2010.

ORTEGA, J. C. G.; JÚLIO Jr., H. F.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v.746, p.147–158, 2015.

PAULINO, M.G.; BENZE, T.P.; SADAUSKAS-HENRIQUE, H.; SAKURAGUI, M.M.; FERNANDES, J.B.; FERNANDES, M.N. The impact of organochlorines and metals on wild fish living in a tropical hydroelectric reservoir: bioaccumulation and histopathological biomarkers. **Science of the Total Environment**, v.497-498, p.293-306, 2014.

PIAOPING, Z.; MENGQIANG, W.; FENGJUN, X.; DONG-FANG, D.; QICUN, Z. Effects of dietary carbohydrate to lipid ratios on growth performance, digestive enzyme and hepatic carbohydrate metabolic enzyme activities of large yellow croaker (*Larimichthys crocea*). **Aquaculture**, v. 452, p. 45–51, 2016.

POLEKSIC, V.; MITROVIC-TUTUNDZIC, V. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: Müller, R. e R. Lloyd (Eds.). **Sublethal and Chronic effects of pollutants on freshwater fish**. Oxford: Fishing News Books, 1994. p. 339-352.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R, a language and environment for statistical computing**. Version 3.2.3. Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2015.

RAMOS, I.P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A.S.; ZICA, E.O.P.; SILVA, R.J Da; REZENDE-AYROZA, D.M.M De; CARVALHO, E.D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v.414–415, p.56–62, 2013.

RAMOS, I.P.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; CARVALHO, E.D. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, n.3, p.245-252, 2008.

RANDALL, D.; BURGGREN, W.; FRENCH, K. **ECKERT Fisiologia animal – mecanismos e adaptações**, fourth ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2000.

ROBERTS, R. J. **Fish pathology**, second ed. London: Braillière Tindall, 1989.

SARAIVA, A.; COSTA, J.; SERRÃO, J.; CRUZ, C.; EIRAS, J. C. A histology-based fish health assessment of farmed seabass (*Dicentrarchus labrax* L.). **Aquaculture**, v.448, p.375–381, 2015.

SCHMIDT-NIELSEN, K. **Fisiologia animal: adaptação e meio ambiente**, São Paulo: Santos, 1999.

SCHWAIGER, J.; WANKE, R.; ADAM, S.; PAWERT, M.; WOLFGANG, H.; TRIEBSKORN, R. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v.6, p.75–86, 1997.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, v.185, p.27-39, 1974.

SEGADE, Á.; ROBAINA, L.; NOVELLI, B.; OTERO-FERRER, F.; MOLINA DOMÍNGUEZ, L. Effect of the diet on lipid composition and liver histology of short snout seahorse *Hippocampus hippocampus*. **Aquaculture Nutrition**, v.22, p.1-8, 2015.

SHIOGIRI, N.S.; PAULINO, M.G.; CARRASCHI, S.P.; BARALDI, F.G.; DA CRUZ, C.; FERNANDES, M.N. Acute exposure of a glyphosate-based herbicide affects the gills and liver of the Neotropical fish, *Piaractus mesopotamicus*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.34, p.388-396, 2012.

SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; SANTOS, E. O.; CROSSA, M. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon. **Water Air Soil Pollution**, v.165, p.77-94, 2005.

STENTIFORD, G.D.; LONGSHAW, M.; LYONS, B.P.; JONES, G.; GREEN, M.; FEIST, S.W. Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. **Marine Environmental Research**, v.55, p.137–159, 2003.

SUMPTER, J. P., SCOTT, A. P., BAYNES, S. M., WITTHAMES, P. R. Early stages of the reproductive cycle in virgin female rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). **Aquaculture**, v.43, p.235–242, 1984.

TAKASHIMA, F.; HIBIYA, T. **An atlas of fish histology: Normal and pathological features**, Tokyo: Kodansha, 1995.

TIWARY, B. K., KIRUBAGARAN, R., RAY, A. K. Testosterone triggers the brain-pituitary-gonad axis of juvenile female catfish (*Heteropneustes fossilis* Bloch) for precocious ovarian maturation. **General and Comparative Endocrinology**, v.126, p. 23–9, 2002.

TUNDISI, J.G. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. **Estudos Avançados**, v.59, p.109-117, 2007.



TRIPATHI, S.; SRIVASTAV, A.K. Liver profile of rats after long-term ingestion of different doses of chlorpyrifos. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v.97, p.60-65, 2010.

TYLER, C. R., SUMPTER, J. P., WITTHAMES, P. R. The dynamics of oocyte growth during vitellogenesis in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Biology of Reproduction**, v.43, p.202–209, 1990.

UGLEM, I., KARLSEN, O., SANCHEZ-JEREZ, P., SAETHER, B-S. Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway. **Aquacult Environ Interact**, v.6, p.91-103, 2014.

VERLAG, G. F. **An atlas of fish histology: normal and pathological features**. Tokyo: Kodansha, 1982.

VIDOTTO, A.P.; CARVALHO, E.D. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. **Neotropical Ichthyological**, v.7, p.701-708, 2009.

YANCHEVA, V.; VELCHEVA, I.; STOYANOVA, S.; GEORGIEVA, E. Histological biomarkers in fish as a tool in ecological risk assessment and monitoring programs: a review. **Applied Ecology and Environmental Research**, v.14, p.47-75, 2016.

ZHANG, Y.; SUN, Z.; WANG, A.; YE, C.; ZHU, X. Effects of dietary protein and lipid levels on growth, body and plasma biochemical composition and selective gene expression in liver of hybrid snakehead (*Channa maculata* ♀ × *Channa argus* ♂) fingerlings. **Aquaculture**, v.468, p.1–9, 2017.

## Conclusão geral

As análises do conteúdo estomacal da ictiofauna amostrada em área sob influência de piscicultura em tanques-rede e área livre desse tipo de atividade zootécnica, demonstraram influência da piscicultura em tanques-rede. Espécies que consumiam apenas insetos, Crustacea, Gastropoda, vegetal e algas na área controle adicionaram o item ração em suas dietas na área tanque. Os peixes se beneficiaram desse recurso disponível melhorando a relação custo-benefício energética, consumindo os itens mais disponíveis e vantajosos energeticamente, como os restos de ração, recurso altamente disponível e de fácil captura. As espécies mais influenciadas pela piscicultura foram as omnívoras (apresentam baixas preferências alimentares), consumindo os itens alimentares mais disponíveis, independentemente de sua origem.

Diante das alterações da alimentação nas populações avaliadas, avaliou-se a dieta individual de *G. cf proximus* e constatou-se que a população considerada generalista é composta na verdade por indivíduos especialistas os quais consomem subconjuntos da dieta dos generalistas, sendo assim a piscicultura influenciou todos os indivíduos da população. A elevada abundância dessa espécie no reservatório em ambas as áreas amostrais, pode ser explicada devido as características especialistas dos indivíduos, os quais conseguem se especializar nos itens alimentares que estiverem disponíveis no tempo e no espaço.

Diante dos resultados deste trabalho, pode-se pensar ainda que os peixes estão desempenhando papel mitigador, uma vez que os indivíduos consomem a ração e assim esta não fica disponível no ambiente. Entretanto, diante das alterações histofisiológicas observadas, pode-se inferir que a saúde desses peixes foi comprometida e que devemos repensar sobre essa função desempenhada pela ictiofauna. Ao invés disso, poderia se pensar, na utilização de ração com menor poder de diluição na água e melhor digestibilidade, assim o desperdício seria menor, em função de melhores taxas de conversão alimentar e contribuiria para a qualidade da água e a diminuição da interferência na ecologia trófica da ictiofauna silvestre. Outro aspecto a ser repensado, pela cadeia produtiva de pescado em tanques-rede, é a necessidade de mão-de-obra especializada, como técnicos aquícolas, engenheiros de pesca e zootecnistas para gerenciamento dos empreendimentos. De maneira geral, observa-se que uma parte considerável dos empreendimentos não contam com estes profissionais, sendo gerenciados por produtores sem qualificação técnica, o que aumenta o potencial de

influência ambiental negativa. Além desses fatos, respeitar e realizar as medidas de manejo indicados por zootecnistas e os produtores de insumos, colaboraria para uma aquicultura menos impactante ao ambiente aquático.

Em suma, nossos resultados demonstram a importância dos estudos sobre a ictiofauna silvestre sob influência desses empreendimentos. Podem servir como base para a realização de zoneamentos aquícolas, já que necessitam do conhecimento das exigências ecológicas e habitat natural das espécies a serem cultivadas, bem como qualidade da água e outros fatores ambientais (profundidade, vegetação subaquática, áreas de diluição, uso do solo no entorno) considerados como critérios para o zoneamento. Assim, a elaboração de um planejamento ecológico responsável, por meio de gerenciamento da cultura aquítica, pode contribuir para que o setor aquícola torne-se mais sustentável economicamente e ambientalmente, integrando a necessidade de desenvolvimento econômico, produção de proteína animal de boa qualidade e a manutenção de um ambiente equilibrado e sustentável.