



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

JOÃO DANIEL FERRAZ

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE  
PEIXES DO RESERVATÓRIO DE TAQUARUÇU, BAIXO RIO  
PARANAPANEMA, BRASIL**

JOÃO DANIEL FERRAZ

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE  
PEIXES DO RESERVATÓRIO DE TAQUARUÇU, BAIXO RIO  
PARANAPANEMA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Mário Luís Orsi

Londrina  
2020

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

Ferraz, João Daniel.

Estrutura e composição da assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, Brasil / João Daniel Ferraz. - Londrina, 2020.  
101 f.

Orientador: Mário Luís Orsi.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2020.

Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Tese. 2. Zoologia - Tese. 3. Invasão Biológica - Tese. 4. Paranapanema - Tese. I. Orsi, Mário Luís. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574

JOÃO DANIEL FERRAZ

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DO  
RESERVATÓRIO DE TAQUARUÇU, BAIXO RIO PARANAPANEMA,  
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientador: Prof. Dr. Mário Luis Orsi  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

Prof. Dr. Fábio Porto Foresti  
Universidade Estadual Paulista – UNESP

Londrina, 03 de abril de 2020.

*Dedico este trabalho à Aláide Justina de Souza Ferraz & Paulo de Souza Ferraz,  
que infelizmente não puderam acompanhar meu desenvolvimento acadêmico.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente e mais importante, agradeço aos meus Pais, Tania Regina Roosen Runge e José de Souza Ferraz, por terem lutado para que eu tivesse educação de qualidade e busca-se uma realidade melhor com o conhecimento adquirido. Mãe, pai, este trabalho é fruto do seu incentivo.

Ao meu tio Givago, Cristhof Roosen Runge, pelo apoio em meus estudos no ensino médio.

À minha tia Maria de Lourdes de Souza Ferraz, por me ensinar a importância do conhecimento.

Ao professor Mário Luís Orsi, meu orientador, primeiro por ter acreditado em meu caráter e ter me dado uma chance de trabalho. E então, por toda a sabedoria e paciência para comigo, por todos os ensinamentos e pelas horas e mais horas de ajuda em campo e em laboratório, bem como na construção de minha escrita científica. Porém, talvez o mais importante, por conservar o olhar de entusiasmo perante as adversidades, por manter acesa a chama da esperança e, finalmente, pelo otimismo em dias melhores para a natureza, mesmo no antropoceno.

À professora Ana Paula Vidotto-Magnoni, também por ter acreditado em meu caráter e ter me dado uma chance de trabalho, e a partir disso por toda a sabedoria e paciência comigo, por todos os ensinamentos, horas e mais horas de ajuda em campo e laboratório e na construção de minha escrita científica, e por fim pelas broncas que me colocaram nos eixos.

Ao parceiro do LEPIB/LEACEN Armando César Rodrigues Casimiro, por toda a ajuda em campo e em laboratório e na construção de minha escrita científica e por agir como ouvinte e irmão mais velho, sempre com conselhos sábios, e pelas horas de descontração. *Obrigado, velhinho!*

Ao parceiro do LEPIB/LEACEN Alan Deivid Pereira, por toda a ajuda em campo e em laboratório, pela paciência para lidarmos da melhor maneira possível com a bendita estatística e pelas horas de descontração.

Ao parceiro do LEPIB/LEACEN Diego Azevedo Zoccal Garcia, por toda a ajuda em campo e em laboratório, pela paciência e ajuda na construção de

minha escrita científica, pelas considerações em minha qualificação e pelas horas de descontração. *You shall not pass!*

Ao parceiro do LEPIB/LEACEN Lucas Ribeiro Jarduli, por toda a ajuda em campo e em laboratório e pelas horas de descontração. *A vida é desafio, meu mano.*

Aos demais integrantes do LEPIB/LEACEN, tão fundamentais para a realização desse trabalho, pela humildade, coesão, solidariedade em campo e em laboratório, Marcelo Hideki Shigaki Yabu, Ana Carolina Vizintim Marques, Iago Vinícios Geller, Victor Moresca, Augusto Gabriel Jatobá Fernandes, Matheus Chueire Luís, Carolina Prado, Gabriela de Oliveira, Sarah Clavijo e Gabriela Mendicelli. *Vocês são show demais!*

Aos integrantes do LAGEA, também fundamentais para a realização desse trabalho, por toda a ajuda em campo e laboratório, Moema Lima, Camila Satie Savada, Karen Suzuki, Amanda Silva, Bruna Costa e professora Fernanda Simões de Almeida.

Aos integrantes do HISTOGEN, por toda a ajuda em campo e laboratório, Raíssa, Carolina e professora Ana Cláudia Swarça.

Aos integrantes do LECEN, por toda a ajuda em campo e laboratório, Bianca Piraccini e professor João Zequi.

Aos técnicos, tão importantes na construção do conhecimento em campo, cargos indispensáveis em estudos científicos e universidades, pela paciência e tudo mais que me ensinaram em campo, Aparecido de Souza, Edson Santana da Silva e Jurandir Miranda.

À secretária do departamento de biologia animal e vegetal Nazária Duarte, pelo auxílio com os tramites da pós-graduação.

Ao professor João Fernando Marques da Silva, pelas considerações no processo de qualificação.

Ao professor Fernando Camargo Jerep, pelo auxílio com os tramites da pós-graduação, pela disponibilidade em ajudar na identificação de espécies bem como os procedimentos no MZUEL e as considerações no meu processo de defesa.

Ao professor Fábio Porto Foresti, pelas considerações no meu

processo de defesa.

À Universidade Estadual de Londrina (UEL) por ser a minha segunda casa desde o ano de 2011, sobretudo o centro de Ciências Biológicas onde ingressei em 2012, quanto à infraestrutura, docentes, servidores, aulas, restaurante universitário, amizades e mais.

À CTG Brasil – *China Three Gorges Corporation*, pela permissão e incentivo para que pudessemos realizar estudos na região do rio Paranapanema.

À pousada Morada do Sol, pela permissão de hospedagem para que pudessemos realizar estudos na região do rio Paranapanema.

À minha namorada, Maria Cecília Lazzarotto, pelo suporte e paciência nesses dois anos de altos e baixos.

Aos amigos de banda, que dividiram comigo esses dois anos atribulados, presenciando o melhor e o pior de mim entre estradas, palcos, bares e cidades nesse imenso Paraná, Robson Machado, Rafael Schuster Bonetta, Luan Henrique Oliveira Neves e Daniel André de Souza. *It's a long way to the top, folks!*

E aos demais amigos, colegas, conhecidos, qualquer um que ajudou de forma direta ou indireta para a realização deste estudo, seja uma carona, uma consideração, uma dica, um abraço reconfortante e muito mais, eu os agradeço!

Este estudo é fruto do esforço de inúmeras pessoas e eu gostaria de dizer que sem vocês eu não teria chego até aqui. O meu muito obrigado a cada um!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“É a vida (é a vida), isso é o que todos dizem  
Você está no alto em abril, abatido em maio  
Mas eu sei que eu vou mudar de rumos  
Quando eu voltar ao topo, voltar ao topo em junho

Eu disse que é a vida (é a vida), e por mais engraçado que isso possa parecer  
Algumas pessoas se divertem pisoteando em sonhos  
Mas eu não deixo, deixo isso me derrubar  
Porque esse belo e velho mundo continua a girar

Eu já fui um fantoche, um pedinte, um pirata, um poeta, um peão e um rei  
Eu já estive por cima, por baixo, por dentro e por fora e de uma coisa eu sei  
Toda vez que eu me encontro de cara no chão  
Eu me levanto e me levo de volta para a batalha

É a vida (é a vida), te digo que isso eu não posso negar  
Eu pensei em desistir, baby, mas meu coração simplesmente não aceita  
E se eu pensasse que valesse mais uma única tentativa  
Eu pularia direto em um grande pássaro e então voaria

Eu já fui um fantoche, um pedinte, um pirata, um poeta, um peão e um rei  
Eu já estive por cima, por baixo, por dentro e por fora e de uma coisa eu sei  
Toda vez que eu me encontro de cara no chão  
Eu me levanto e me levo de volta pra batalha”

**(Frank Sinatra – That´s Life)**

"As noites em que você luta melhor  
São quando todas as armas estão apontadas para você,  
Quanto todas as vozes lançam seus insultos  
Enquanto o sonho está sendo estrangulado

As noites em que você luta melhor  
São quando a razão leva um chute no estômago,  
Quando as carruagens da melancolia te cercam

As noites em que você luta melhor são  
Quando o riso dos idiotas preenche o ar,  
Quando o beijo da morte é  
confundido com  
o amor"

**(Charles Bukowski – Indiferente)**

“Continue trabalhando,  
Continue se esforçando, nunca desista  
Se você cair sete vezes, levante-se oito vezes  
Facilidade é a maior ameaça ao progresso, ela é mais perigosa do que a dificuldade  
Continue em movimento, continue em frente, continue aprendendo,  
Vejo você no trabalho”

**(Denzel Washington – Discurso de vitória do Oscar 2017)**

FERRAZ, João Daniel. **Estrutura e composição da assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, Brasil.** 2020. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.

## RESUMO

O rio Paranapanema, um dos principais afluentes do Alto rio Paraná, é fragmentado por barragens hidrelétricas. Alterações hidrológicas prejudicam a ictiofauna, favorecendo a invasão biológica. Nesse sentido, programas de peixamento procuram restaurar a comunidade de reservatórios. O estudo teve por objetivo inventariar a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema. Dessa maneira, procurou-se atualizações aos estudos passados, bem como a ocorrência de espécies invasoras e a representação do programa de peixamento na ictiofauna. Da primavera de 2018 à primavera de 2019, realizaram-se sete amostragens com diferentes aparatos de captura na zona de transição do reservatório. Amostras foram submetidas à índices de diversidade e influencia da sazonalidade. Espécies foram organizadas entre autóctones ou alóctones, estruturadas por porte, constância de captura, grupo alimentar e índices reprodutivos e de crescimento. Capturou-se 61 larvas e 1973 peixes, pertencentes a sete ordens e 20 famílias. A ictiofauna não respondeu a influência da sazonalidade, demonstrando simplificação ambiental. Verificou-se mudança na estruturação da assembleia de peixes ao longo dos anos, tanto em porte quanto em grupos alimentares, bem como dominância de espécies invasoras e a baixa representação do peixamento. Apenas espécies residentes invasoras apresentaram índices reprodutivos e de crescimento satisfatórios, bem como formas iniciais de vida. Conclui-se que a ictiofauna tem sofrido alterações devido ao represamento e fragmentação, onde o ambiente não oferece condições de permanência para grupos especialistas. Uma nova proposta de manejo deve ser instaurada no reservatório, buscando a conservação da ictiofauna nativa, restauração das relações ecológicas e mitigação dos impactos presentes.

**Palavras-chave:** Barramento. Invasão biológica. Peixamento. Guilda trófica. Índices reprodutivos. Índice de crescimento.

FERRAZ, João Daniel. **Structure and composition of the fish assemblage of the Taquaruçu reservoir, Lower Paranapanema River, Brazil.** 2020. 101 p. Dissertation (Master of Sciences) - State University of Londrina, Londrina, 2020.

### ABSTRACT

The Paranapanema River, one of the main tributaries of the Upper Paraná River, is fragmented by hydroelectric dams. Hydrological changes harm the ichthyofauna, favoring biological invasion. In this sense, fish stocks programs seek to restore the reservoir community. The study aimed to inventory the fish assemblage of the Taquaruçu reservoir, Lower Paranapanema River. Thus, updates to past studies were sought, as well as the occurrence of invasive species and the representation of the fish program in the ichthyofauna. From spring 2018 to spring 2019, seven samples were taken with different capture devices in the reservoir transition zone. Samples were subjected to diversity and seasonal influence. Species were organized between native or alien, structured by size, constancy of capture, trophic group and reproductive and growth index. As a result, 1973 fish and 61 larvae were captured, belonging to seven orders, 20 families and 64 species. Of these, 42 species are native and 22 non-native to the Upper Paraná River basin. The ichthyofauna did not respond to the influence of seasonality, demonstrating environmental simplification. There has been a change in the structure of the fish assemblage over the years, both in size and in trophic groups, as well as the dominance of invasive species and the low representation of fish stocks. Only invasive resident species showed satisfactory reproductive and growth index, as well as early life forms. We concluded that the ichthyofauna has undergone changes due to the impoundment and fragmentation, where the environment does not offer conditions of permanence for specialist groups. A new management proposal must be introduced in the reservoir, seeking to conserve native ichthyofauna, restore ecological relationships and mitigate the present impacts.

**Keywords:** Dam. Biological invasion. Fish stocking. Trophic Guild. Reproductive index. Growth index.

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1.

- Figura 1** – Área de estudo na zona de transição do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, com as barragens de Capivara, Taquaruçu e Rosana e seus respectivos reservatórios. ....28
- Figura 2** – (A) Curva do coletor e curva de rarefação pelo índice Jackknife 1 para riqueza de espécies para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. (B) Diagrama de Whittaker representando a abundância relativa das espécies, respectiva dominância e ordenação e curva de tendência para a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.....38
- Figura 3** – Captura por unidade de esforço por abundância relativa (%) (CPUE<sub>n</sub>) para espécies nativas e não nativas entre o período de cheia e seca por aparato de captura arrasto/peneira e rede de espera; (B) Captura por unidade de esforço por biomassa relativa (%) (CPUE<sub>w</sub>) para espécies nativas e não nativas entre o período de cheia e seca por aparato de captura arrasto/peneira e rede de espera; para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019 .....39
- Figura 4** – Análise de redundância (RDA) entre a os parâmetros ambientais e a distribuição de espécies capturadas; entre assembleia completa, assembleia não nativa e assembleia nativa para a bacia do alto rio Paraná; para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.. .....41

### CAPÍTULO 2.

- Figura 1** – Área de estudo na zona de transição do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, com as barragens de

	Capivara, Taquaruçu e Rosana e seus respectivos reservatórios, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019 .....	61
<b>Figura 2</b>	– Análise de similaridade com índice de Bray-Curtis por grupos alimentares para 29 espécies de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 a Setembro de 2019.....	66
<b>Figura 3</b>	– (A) Abundância relativa e biomassa relativa (B) dos grupos tróficos para 29 espécies de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. ....	67

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1.

<b>Tabela 1</b> – Peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. ....	33
<b>Tabela 2</b> – Estrutura da ictiofauna quanto a distribuição das espécies por porte pequeno, médio e grande, em riqueza, diversidade e abundância para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. ....	37
<b>Tabela 3</b> – Parâmetros ambientais para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. ....	37
<b>Tabela 4</b> – Índices de diversidade para a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período entre Setembro de 2018 e Setembro de 2019, através do software RStudio, versão 3.4.2. ....	38
<b>Tabela 5</b> – Análise de Redundância (RDA) e o efeito das variáveis ambientais mais influentes sobre os principais eixos (RDA1 & RDA2) para a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. ....	40

### CAPÍTULO 2.

<b>Tabela 1</b> – Peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.. ....	87
<b>Tabela 2</b> – Valores médios para os parâmetros ambientais do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 a Setembro de 2019. ....	90
<b>Tabela 3</b> – Proporção sexual e índice de atividade reprodutiva das espécies de peixe do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.. ....	68
<b>Tabela 4</b> – Estatística descritiva e parâmetros estimados da relação peso/comprimento e fator de condição relativo para 21 espécies de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de setembro de 2018 à setembro de 2019. ....	69

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CESP	Companhia Energética de São Paulo
CTG BRASIL	China Three Gorges Brasil Energia Ltda
MZUEL	Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina
PIRH PARANAPANEMA	Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Paranapanema
UEL	Universidade Estadual de Londrina

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>APRESENTAÇÃO .....</b>	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>18</b>
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO 1. Estrutura e composição da assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, Brasil .....</b>	<b>24</b>
3.1	INTRODUÇÃO .....	25
3.2.	MATERIAL E MÉTODOS .....	27
3.2.1.	Área de Estudo.....	27
3.2.2.	Amostragem.....	28
3.2.3.	Análises Laboratórias.....	29
3.3.	RESULTADOS .....	31
3.4.	DISCUSSÃO .....	42
3.5.	AGRADECIMENTOS.....	49
3.6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50
<b>4</b>	<b>CAPÍTULO 2. Atributos ecológicos da assembléia de peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, Brasil .....</b>	<b>57</b>
4.1	INTRODUÇÃO .....	58
4.2.	MATERIAL E MÉTODOS .....	60
4.2.1.	Área de Estudo.....	60
4.2.2.	Amostragem.....	61
4.2.3.	Análises Laboratórias.....	62
4.3.	RESULTADOS .....	64
4.4.	DISCUSSÃO .....	69
4.5.	AGRADECIMENTOS.....	77
4.6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	78
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL.....</b>	<b>91</b>
	<b>ANEXOS - Normas do Periódico Científico <i>Neotropical Ichthyology</i>.....</b>	<b>93</b>

## APRESENTAÇÃO

Prezados membros da banca de avaliação, apresento a vocês os dois capítulos referentes à minha dissertação de mestrado. Os manuscritos estão em formato de artigo científico, e serão submetidos ao periódico *Neotropical Ichthyology*. As normas de formatação exigidas pela revista científica estão descritas no anexo, ao final do documento.

## 2. INTRODUÇÃO GERAL

O rio Paraná é o principal formador da bacia hidrográfica do Prata, e o segundo maior rio em extensão da América do Sul (Agostinho *et al.*, 2007). Abriga aproximadamente 500 espécies de peixes, em sua maioria de pequeno porte com um alto grau de endemismo (Castro *et al.*, 2003). A região denominada Alto rio Paraná compreende toda a drenagem à montante do antigo Salto de Sete Quedas, que foi inundado pelo Reservatório de Itaipu em 1982 (Júlio Júnior *et al.*, 2009). Com aproximadamente 900 mil km<sup>2</sup>, essa porção da bacia é composta por domínios morfoclimáticos diversos e inúmeros afluentes (Hueck & Seibert, 1981; Souza Filho & Stevaux 1997). Na margem direita do Alto rio Paraná se concentram grandes tributários, como o rio Grande, Tietê e Paranapanema, bem como cabeceiras de bacias adjacentes (Langeani *et al.*, 2007). Quanto a ictiofauna, a região reflete a influência de sua formação complexa e a presença de drenagens circundantes, ao ser classificada como província ictiofaunística natural de evidente endemismo (Géry 1969; Castro *et al.*, 2003 ; Langeani *et al.*, 2007).

A bacia do rio Paraná é explorado para produção energética através de barragens hidrelétricas (Agostinho *et al.*, 2007). Assim, o rio Paranapanema é demasiadamente fragmentado por 11 reservatórios em cascata (Orsi *et al.*, 2016). Em ambientes aquáticos, a construção de barragens transforma o regime lótico em lêntico, evento que altera drasticamente características limnológicas (Agostinho *et al.*, 2007; Orsi & Britton; 2014). Conseqüentemente, ocorre a diminuição das funções ecológicas e degradação do sistema (Agostinho *et al.*, 2007; Orsi & Britton, 2014). O barramento prejudica o ambiente também por facilitar o acesso de espécies para além de sua distribuição natural, através da eliminação dos filtros biogeográficos e simplificação do habitat (Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014). Essas espécies, ao conseguirem completar seu ciclo de vida e colonizar o novo ambiente, caracterizam invasão biológica (Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014). Alterações nas assembleias de peixes devido ao barramento e influenciadas pelas invasões biológicas levam a redução da diversidade, panorama denominado homogeneização biótica (Vitule *et al.*, 2012; Daga *et al.*, 2019).

Uma das propostas de mitigação do impacto do barramento sobre as assembleias de peixes é a atividade do peixamento, a soltura de indivíduos provenientes de cativeiro ou de outros sistemas naturais (Agostinho *et al.*, 2010, 2016). A prática é considerada ineficaz, devido à maneira como é realizada e aos insucessos da maioria das campanhas (Agostinho *et al.*, 2010, 2016). Em alguns casos, o peixamento contribuiu para a introdução de espécies não nativas e alterações na ictiofauna de reservatórios, como verificado para o rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2010, 2016).

Os peixes apresentam papel de grande importância dentro das comunidades aquáticas, sendo um deles a participação na ciclagem e transporte de nutrientes (Winemiller *et al.*, 2008; Small *et al.*, 2011). Peixes neotropicais estão adaptados a disponibilidade de alimento oferecida pelos habitats (Zatti *et al.*, 2012). Entretanto, algumas espécies apresentam uma grande plasticidade alimentar (Abelha *et al.*, 2001). Assim, à medida que o ambiente é alterado, algumas dietas também podem sofrer modificações, sendo a análise trófica uma ferramenta importante para avaliar distúrbios ambientais (Freitas & Siqueira-Souza, 2009; Zatti *et al.*, 2012).

Para concretizar ações de manejo eficazes em reservatórios, visando à conservação da fauna local, é preciso diagnosticar também as táticas de sobrevivência das espécies e as suas relações ecológicas vigentes (Orsi, 2010). Entre as análises de biologia reprodutiva dos peixes, as relações de investimento energético em tecidos somáticos e reprodutivos podem refletir as interações ecológicas em um determinado momento (Agostinho *et al.*, 1991; Vazzoler, 1996; Orsi, 2010). A utilização de índices reprodutivos torna-se produtiva para assembleias de peixes em reservatórios, tornando-se aliados para diagnósticos rápidos da condição ambiental (Agostinho *et al.*, 1991; Vazzoler, 1996; Orsi, 2010). Em adição, análises de crescimento das espécies podem congregam resultados mais contundentes sobre a dinâmica no ambiente estudado (Silva Lourenço *et al.*, 2008; Caetano & Jané, 2018).

Autores observaram para a região do Baixo rio Paranapanema peixes com grande flexibilidade reprodutiva e alimentar apresentarem maior sucesso na manutenção de suas populações após o estabelecimento dos reservatórios, sendo boas partes delas espécies não nativas (Orsi, 2010; Yabu, 2017; Garcia *et al.*, 2018ab, 2019). Desta forma, maiores estudos sobre ambas

as estratégias podem contribuir para uma melhor compreensão da dinâmica nas comunidades impactadas (Orsi, 2010; Carvalho *et al.*, 2015, 2017; Garcia *et al.*, 2018ab, 2019). O reservatório de Taquaruçu não possui até o momento análises dessa magnitude para sua assembléia de peixes. Os gestores da bacia têm investido em um Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento na região, intitulado P&D Fase II, com duração entre os anos de 2018 e 2022, tendo como objetivo a avaliação da higidez da comunidade de peixes e do estoque pesqueiro. Nesse sentido, os resultados poderão oferecer informações relevantes a um futuro plano de manejo, contribuindo também para o progresso da avaliação em andamento.

Assim, o objetivo do presente estudo foi realizar um inventário da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu, buscando-se investigar atualizações perante estudos anteriores. Ainda, buscou-se verificar a presença de espécies não nativas, a eficácia do programa de peixamento e a verificação da ictiofauna quanto às relações tróficas, índices reprodutivos e de crescimento após a alteração ambiental. Para tal, o presente trabalho foi dividido em dois capítulos, onde foram firmadas as seguintes hipóteses: Capítulo 1: 1) Após a mudança ambiental imposta pelo barramento, uma alteração na assembleia de peixes vem ocorrendo no reservatório. 2) A alteração imposta pelo barramento tem favorecido espécies não nativas, observado pela dominância destas na assembleia de peixes do reservatório. 3) As variáveis ambientais tem influenciado a distribuição das espécies, inclusive não nativas. 4) Por meio do observado, o método de manejo por meio de soltura de peixes promovido no reservatório é ineficaz. Capítulo 2: 1) Ocorreu uma alteração nas relações tróficas por meio da variação entre os grupos alimentares em uma escala temporal. 2) A alteração dos grupos tróficos é predominantemente influenciado pela presença de espécies não nativas. 3) Espécies não nativas apresentam capacidade reprodutiva superior às espécies nativas nesse tipo de ambiente. 4) Espécies não nativas apresentam índices de crescimento mais favoráveis que às espécies nativas nesse tipo de ambiente.

## **REFERÊNCIAS:**

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A. & GOULART, E. Plasticidade trófica em

peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, 23(2): 425-434, 2001.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SANTOS, N.C.; ORTEGA, J.C. & PELICICE, F.M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, 173(1): 26-36, 2016.

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. & JÚLIO JÚNIOR, H.F. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. **Natureza & Conservação**, 8(2): 103-11, 2010.

AGOSTINHO A.A.; GOMES, L.C. & PELICICE F.M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. 1ª Ed. Maringá:EDUEM, 2007.

AGOSTINHO, A. A.; SUZUKI, H. I.; SAMPAIO, A. A. & BORGES, J. D. R. Índice de atividade reprodutiva: uma proposta para avaliação da atividade reprodutiva em peixes. *In*: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 1991, Universidade Estadual de Maringá, Maringá. **Anais**: Universidade Estadual de Maringá, Paraná, 1991, p53.

CAETANO, D.L.F. & JANÉ, D.R. Peso-comprimento e fator de condição relativo de *Bryconamericus iheringii* em riachos do paranapanema. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, 11(3): 825-841, 2018.

CARVALHO, D. R.; DE CASTRO, D. M. P.; CALLISTO, M.; MOREIRA, M. Z. & POMPEU, P. S. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. **Hydrobiologia**, 795(1): 199-217, 2017.

CARVALHO, D. R.; CASTRO, D.; CALLISTO, M.; MOREIRA, M. Z. & POMPEU, P. S. Isotopic variation in five species of stream fishes under the influence of different land uses. **Journal of Fish Biology**, 87(3):559-578, 2015.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F. Z. & LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 3(1):1-31, 2003.

DAGA, V.S.; OLDEN, J.D.; GUBIANI, É.A.; PIANA, P.A.; PADIAL, A.A. & VITULE, J.R. Scale-dependent patterns of fish faunal homogenization in Neotropical reservoirs. **Hydrobiologia**, 1-14, 2019.

SILVA LOURENÇO, L.S.; SÚAREZ, Y.R. & FLORENTINO, A.C. Aspectos populacionais de *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) e *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characiformes: Characidae) em riachos da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, 8(4): 43-49, 2008.

FREITAS, C. E. C. & SIQUEIRA-SOUZA, F. K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da Bacia Amazônica. **Revista Agroambiental**, 1(2):39-45, 2009.

GARCIA, D.A.Z.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P. & ORSI M.L. Características

reprodutivas de peixes invasores no rio Paranapanema, bacia do Alto rio Paraná, sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, 14(4): 511-528, 2019.

GARCIA, D. A. Z.; COSTA, A. D. A.; DE ALMEIDA, F. S.; BIALETZKI, A. & ORSI, M. L. Spatial distribution and habitat use by early fish stages in a dammed river basin, Southern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, 66(2):605-621, 2018A.

GARCIA, D. A. Z.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P. & ORSI, M. L. Diet and feeding ecology of non-native fishes in lentic and lotic freshwater habitats. **Aquatic Invasions**, 13(4): 565–573, 2018B.

GÉRY, J. The freshwater fishes of South America. *In*: FITTKAU, E.J. et al., editors. **Biogeography and Ecology in South America**. 1ª ed. Junk: The Hague. 1969. p.828-848

HUECK, K. & SEIBERT, P. Vegetationskarte von Südamerika. Stuttgart: Fischer, 1981.

JÚLIO JUNIOR, H.F.; TOS, C.D.; AGOSTINHO, A.A. & PAVANELLI, C.S. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. **Neotropical Ichthyology**, 7(4):709–718, 2009.

LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, 7(3):181–197, 2007.

ORSI, M. L. **Estratégias reprodutivas de peixes da Região média-baixa do Rio Paranapanema, Reservatório de Capivara, São Paulo**. 1ª Ed. São Paulo: Blucher Acadêmico. 115p. 2010.

ORSI, M. L. & BRITTON, J. R. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. **Journal of Fish Biology**, 84(6):1964-1970, 2014.

ORSI, M. L.; ALMEIDA, F. S.; SWARÇA, A. C.; CLARO-GARCÍA, A.; VIANNA, N. C., GARCIA, D. A. Z. & BIALETZKI, A. **Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema: uma avaliação para a conservação**. 1ª ed. Assis: Triunfal Gráfica e Editora, 2016.

SMALL, G. E.; PRINGLE, C. M.; PYRON, M. & DUFF, J. H. Role of the fish *Astyanax aeneus* (Characidae) as a keystone nutrient recycler in low-nutrient Neotropical streams. **Ecology**, 92(2): 386–397, 2011.

SOUZA FILHO, E.E. & STEVAUX, J.C. Geologia e geomorfologia do complexo Rio Baía, Curutuba, Ivinheima. *In*: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A. & HAHN, N.S., editors. A planície de inundação do Rio Paraná. Maringá: EDUEM. 1997. p.3-46.

VAZZOLER, A.E.A.M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria**

**e pratica.** 2ª Ed. Maringá: EDUEM,1996.

VITULE, J. R. S.; SKÓRA, F. & ABILHOA, V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. **Diversity and Distributions**, 18(2):111-120, 2012.

WINEMILLER, K.O.; AGOSTINHO, A.A. & CARAMASCHI, E.P. Fish Ecology in Tropical Streams. *In*: DUDGEON, D. **Tropical stream ecology**. 1ª Ed. London: Academic Press, 2008.p.107-146.

ZATTI, S. A.; STICCA S. C.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J. & POMPEU. P.S. Alteração na alimentação de três espécies de peixes (Teleostei) relacionada ao aporte de esgoto e a retirada de mata ciliar nos córregos dos Aflitos e Ferradura, Alfenas, MG. **Revista Brasileira de Zociências**, 14(1,2,3):175-183, 2012.

YABU, M. H. S. **Atributos da biologia populacional de um ciclídeo não nativo no reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Brasil.** Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

## CAPÍTULO 1

### **Estrutura e composição da assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, Brasil**

João Daniel Ferraz<sup>1,2</sup>; Armando César Rodrigues Casimiro<sup>1,2</sup>; Diego Azevedo Zoccal Garcia<sup>2</sup>; Alan Deivid Pereira<sup>1,2</sup>; Lucas Ribeiro Jarduli<sup>2,3</sup>; Fernanda Simões de Almeida<sup>4</sup>  
& Mário Luís Orsi<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, KM 380, CEP 86.057-970, Londrina, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup>Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, KM 380, CEP 86057-970, Londrina, PR, Brasil.

<sup>3</sup>Centro Universitário das Faculdades Integradas de Ourinhos, Rodovia BR 153, Km 338, CEP 19909-100, Bairro Água do Cateto, Ourinhos, São Paulo, Brasil.

<sup>4</sup>Departamento de Biologia Geral, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Campus Universitário, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, KM 380, CEP: 86057-970, Londrina, Paraná, Brasil.

E-mail para correspondência: jd\_ferraz@hotmail.com

The Paranapanema River, one of the main tributaries of the Upper Paraná River, is fragmented by dams. Hydrological changes harm the ichthyofauna and facilitate biological invasion. The sum of impacts leads to a reduction in species diversity. In this sense, the fishing programs seek to restore the ichthyofauna in the reservoirs. The present study aimed to make a list of fish assemblies in the Taquaruçu reservoir, on the Paranapanema river. From spring 2018 to spring 2019, seven samples were collected with different capture devices in the reservoir transition zone. The samples were submitted to diversity and seasonal influence. The species were organized into native or exotic species, structured by size and constancy of capture. As a result, 1973 fish and 61 larvae were captured, belonging to seven orders, 20 families and 64 species. Of these, 42 species are native and 22 non-native to the Upper Paraná River basin. There was a change in the fish assemblage over time, the predominance of invasive species and the low effectiveness of storage. The ichthyofauna did not respond to the influence of seasonality, demonstrating environmental simplification. The structure showed the prevalence of small species. Only resident invasive species showed early life forms. It is concluded that the ichthyofauna is moving towards homogenization, where the environment does not offer conditions of permanence for groups of specialists. A new

management proposal must be introduced in the reservoir, seeking to conserve the native ichthyofauna and mitigate the current impacts.

**Key-words:** Dam, Biological Invasion, Stocking of Fish, Aging of reservoir.

O rio Paranapanema, um dos principais afluentes do rio Alto Paraná, é fragmentado por barragens. As alterações hidrológicas prejudicam a ictiofauna e facilitam a invasão biológica. A soma dos impactos leva a uma redução na diversidade de espécies. Nesse sentido, os programas de pesca buscam restaurar a ictiofauna nos reservatórios. O presente estudo teve como objetivo fazer uma lista das assembleias de peixes no reservatório de Taquaruçu, no rio Paranapanema. Da primavera de 2018 à primavera de 2019, sete amostras foram coletadas com diferentes dispositivos de captura na zona de transição do reservatório. As amostras foram submetidas à diversidade e influência sazonal. As espécies foram organizadas em espécies nativas ou exóticas, estruturadas por tamanho e constância de captura. Como resultado, foram capturados 1973 peixes e 61 larvas, pertencentes a sete ordens, 20 famílias e 64 espécies. Destas, 42 espécies são nativas e 22 não nativas para a bacia do Alto rio Paraná. Houve uma mudança na assembleia de peixes ao longo do tempo, a predominância de espécies invasoras e a baixa efetividade do armazenamento. A ictiofauna não respondeu à influência da sazonalidade, demonstrando simplificação ambiental. A estrutura mostrou a prevalência de espécies pequenas. Somente espécies invasoras residentes apresentaram formas de vida precoce. Conclui-se que a ictiofauna está caminhando para a homogeneização, onde o ambiente não oferece condições de permanência para grupos de especialistas. Uma nova proposta de gerenciamento deve ser introduzida no reservatório, buscando conservar a ictiofauna nativa e mitigar os impactos atuais.

**Palavras-chave:** Barramento, Invasão Biológica, Peixamento, Envelhecimento do reservatório.

## Ictiofauna do reservatório de Taquaruçu

### Introdução

O rio Paraná é o principal formador da bacia hidrográfica do Prata, e o segundo maior rio em extensão da América do Sul (Agostinho *et al.*, 2007). Agrega aproximadamente 500 espécies de peixes, em sua maioria de pequeno porte com um alto grau de endemismo (Castro *et al.*, 2003). A região denominada Alto rio Paraná compreende toda a drenagem à montante do antigo Salto das Sete Quedas, que foi inundado pelo Reservatório de Itaipu em 1982 (Júlio Júnior *et al.*, 2009). Com aproximadamente 900 mil km<sup>2</sup>, essa porção da bacia é composta por domínios morfoclimáticos diversos e inúmeros afluentes (Hueck & Seibert, 1981; Souza Filho & Stevaux 1997). Na margem direita do Alto rio Paraná se concentram grandes tributários, como o rio Grande, Tietê e Paranapanema, bem como cabeceiras de bacias adjacentes (Langeani *et al.*, 2007). Quanto a ictiofauna, a região reflete a influência de sua

formação complexa e a presença de drenagens circundantes, ao ser classificada como província ictiofaunística natural de evidente endemismo (Géry 1969; Castro *et al.*, 2003; Langeani *et al.*, 2007).

O rio Paraná é explorado para produção energética através de barragens hidrelétricas (Agostinho *et al.*, 2007a). Nesse contexto de exploração, o rio Paranapanema, um dos seus maiores afluentes, é demasiadamente fragmentado por 11 reservatórios em cascata (Orsi *et al.*, 2016). Em ambientes aquáticos, a construção de barragens transforma o regime lótico em lêntico, evento que altera drasticamente características limnológicas (Agostinho *et al.*, 2007a; Orsi & Britton, 2014). Conseqüentemente, ocorre a diminuição das funções ecológicas e degradação do sistema (Agostinho *et al.*, 2007a; Orsi & Britton, 2014). O barramento impacta os rios também por facilitar o acesso de espécies para além de sua distribuição natural, através da eliminação dos filtros biogeográficos e simplificação ambiental (Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014). Essas espécies, ao conseguirem completar seu ciclo de vida e colonizar o novo ambiente, caracterizam invasão biológica (Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014).

Devido às interações bióticas e abióticas vigentes em reservatórios, observa-se para estes ambientes uma classificação em diferentes fases, o processo de fechamento, a colonização e o envelhecimento do reservatório (Agostinho *et al.*, 1999). Essas etapas respondem ao gradiente temporal, com particularidades para cada reservatório estudado (Orsi & Britton, 2014; Agostinho *et al.*, 2016). A assembleia de peixes obedece a estas fases, sofrendo modificações ao longo do tempo quanto a composição e estrutura (Orsi & Britton, 2014; Agostinho *et al.*, 2016). A partir das interações citadas, bem como a permanência da fragmentação da bacia e a influência da sazonalidade, verifica-se a redução da riqueza e diversidade de peixes (Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014; Daga *et al.*, 2019; Nobile *et al.*, 2019). Para esse panorama é dado o nome de homogeneização biótica (Vitule *et al.*, 2012; Daga *et al.*, 2019).

Uma das propostas de mitigação do impacto do barramento sobre as assembleias de peixes é a atividade do peixamento, a soltura de indivíduos provenientes de cativeiro ou de outros sistemas naturais (Casimiro *et al.*, 2010; Agostinho *et al.*, 2016). A prática é considerada ineficaz, devido à maneira como é realizada e aos insucessos da maioria das campanhas (Agostinho *et al.*, 2010, 2016; Casimiro *et al.*, 2010). Em alguns casos, o peixamento contribuiu para a introdução de espécies não

nativas e alterações na ictiofauna de reservatórios, como verificado para o rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2016).

Alterações hidrológicas e invasões biológicas representam as maiores ameaças as comunidades de água doce, e o represamento associa ambos (Júlio Junior *et al.*, 2009). Nesse sentido, estudos sobre a estrutura e composição da ictiofauna mostram-se primordiais para compreender as alterações promovidas pelas ações humanas (Garcia *et al.*, 2018a; Jarduli *et al.*, 2019). Taquaruçu faz parte da região denominada baixo rio Paranapanema, onde sua ictiofauna foi alvo do último inventário em larga escala há mais de dez anos (Britto & Carvalho, 2006). O reservatório está incluso no programa de peixamento da empresa concessionária, tendo recebido lotes de seis espécies de peixes nos últimos 19 anos (CTG, 2019). Contudo, estudos na região baixa do rio Paranapanema demonstraram a expressiva presença de espécies não nativas, bem como forneceram indícios da fraca efetividade do peixamento realizado (Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018b).

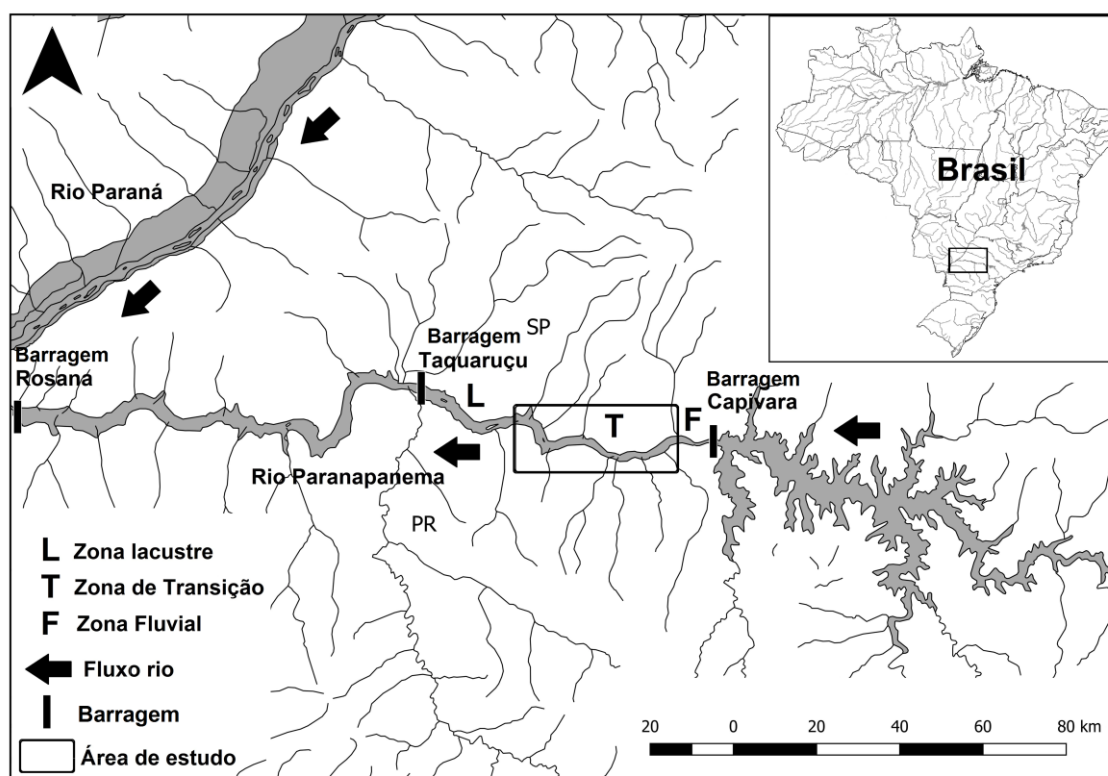
Tendo conhecimento da dinâmica que envolve as assembleias de peixes em reservatórios, o objetivo do presente estudo foi realizar um inventário da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu. Também procurou-se investigar atualizações perante estudos anteriores. Ainda, buscou-se verificar a presença de espécies não nativas e a eficácia do programa de peixamento empregado no reservatório. Desta maneira, firmaram-se as hipóteses como se segue: 1) Após a mudança ambiental imposta pelo barramento, uma alteração prejudicial na assembleia de peixes vem ocorrendo no reservatório. 2) A alteração imposta pelo barramento tem favorecido espécies não nativas, observado pela dominância destas na assembleia de peixes do reservatório. 3) As variáveis ambientais tem influenciado a distribuição das espécies, inclusive não nativas. 4) Por meio do observado, o método de manejo por meio de soltura de peixes promovido no reservatório é ineficaz.

### **Material e métodos**

**1. Área de estudo.** O rio Paranapanema nasce na Serra de Paranapiacaba, município de Capão Bonito, Estado de São Paulo (Sampaio, 1944). A área de drenagem aproxima-se de 109.600 km<sup>2</sup> (Agostinho *et al.*, 1995), estendendo-se pelo sudeste de São Paulo e norte do Paraná (Sampaio, 1944). Percorre uma extensão de aproximadamente 930 km, onde cerca de 330 km concebem a divisa entre os dois estados, até desaguar no rio Paraná (Maack, 1981).

A Usina Hidrelétrica de Taquaruçu é localizada em 22°32'37.21"S e

52°00'00.37"O, no curso baixo do Rio Paranapanema (Jarduli *et al.*, 2019). Seu reservatório é o penúltimo de uma sequência de 11 construídos no curso principal da bacia hidrográfica (Orsi *et al.*, 2016)(**Fig. 1**). Com 30 anos de existência, o reservatório caracteriza-se pelo regime de fio d'água, e apresenta profundidade máxima de 18 metros (Britto & Carvalho, 2006; Garcia *et al.*, 2018b). A área de superfície é de 105,5 km<sup>2</sup> e perímetro de 301 km (Britto & Carvalho, 2006). Taquaruçu conta com poucos afluentes, onde boa parte destes sofre severas ações antrópicas (Britto & Carvalho, 2006; Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015).



**Fig. 1.** Área de estudo na zona de transição do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, com as barragens de Capivara, Taquaruçu e Rosana e seus respectivos reservatórios.

**2. Amostragem.** Foram realizadas sete campanhas na zona de transição do reservatório (Britto & Carvalho, 2006), no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019, com finalidade de maior abrangência das estações climáticas. Diferentes metodologias de coleta foram empregadas, com o objetivo de melhor contemplação da comunidade pela menor seletividade de captura. Juvenis e adultos de peixes foram capturados de modo passivo por redes de espera, com malhas entre 2 a 14 cm entre nós opostos (área de 500

m<sup>2</sup>) e 12 horas de exposição por campanha. As redes foram dispostas em pontos distintos do reservatório, de forma paralela e perpendicular às margens. Armadilhas em covo foram dispostas nas zonas marginais (7,41 m<sup>2</sup>), com padronização de 12 horas de exposição por campanha.

Durante o período diurno, capturas ativas foram empregadas em zonas marginais, lagoas e foz de tributários, como arrastões (área de 6,32 m<sup>2</sup>), peneiras (área de 2 m<sup>2</sup>) e tarrafas (área de 9 m<sup>2</sup>), com duas horas de esforço por campanha. Larvas de peixes foram capturados de modo ativo no período noturno, através de redes de plâncton cônicas (malha de 0,5 mm e área de boca de 0,1963 m<sup>2</sup>) equipadas com fluxômetro para a obtenção do volume filtrado. As redes foram acopladas em ambas as bordas dos barcos à motor. Oito amostragens foram realizadas por campanha, tendo as redes 10 minutos de exposição cada, por amostragem (Garcia *et al.*, 2018b).

Os juvenis e peixes adultos capturados foram anestesiados e eutanasiados por superexposição a óleo de cravo 1g/ml, fixados com formalina 10% e transferidos para álcool 70% após o período de fixação. A identificação de juvenis e peixes adultos foi morfológica (Graça & Pavanelli, 2007; Ota *et al.*, 2018), contando com o auxílio do Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL). Após identificação, a ordenação taxonômica seguiu Fricke *et al.*, (2020). As larvas de peixes foram anestesiados e eutanasiados por superexposição à óleo de cravo 1g/ml e fixados em formalina 4% tamponada com CaCO<sub>3</sub>. Em laboratório, foram organizadas em placas do tipo Bogorov sob estereomicroscópio, e identificados morfológicamente (Nakatani *et al.*, 2001; Orsi *et al.*, 2016). Posteriormente, a abundância de larvas foi transformada em densidade estimada (Nakatani *et al.*, 2001).

Paralelamente às capturas biológicas, foram mensurados os parâmetros ambientais dos pontos amostrados nas sete campanhas realizadas. Foram aferidos o Ph [H<sup>+</sup>], nitrato (mg/L-1), condutividade elétrica (µS/cm-1), temperatura da água (°C), saturação de oxigênio (%) e concentração de oxigênio (mg/L-1), obtidos com auxílio de aparelho específico (Yellow Springs, modelo YSI 95). A transparência foi averiguada por disco de Secchi (m), a turbidez por aparelho próprio (UTM) (turbidímetro digital LaMotte 2020) e a profundidade por aparelho sonar (m) (Garmin 5000).

**3. Análises laboratoriais.** As espécies foram organizadas segundo classificação taxonomia, agrupadas quanto a nativas e não nativas para a bacia do alto rio Paraná e

sinalizadas quando não presentes no inventário de 2006 (Britto & Carvalho). Posteriormente, foram demonstradas em abundância total (n), abundância relativa (%), biomassa relativa em gramas (%), constância de captura e porte. A constância de captura foi definida segundo Dajoz (1978). Cada espécie foi classificada em: constante =  $C > 50\%$ ; acessória =  $25\% \leq C \leq 50\%$  e acidental =  $C < 25\%$ . A estrutura da comunidade foi definida à partir do porte das espécies, através do maior valor de comprimento total registrado por consulta em bibliografia específica (Graça & Pavanelli, 2007). Assim, as espécies foram organizadas em pequeno (<20 cm), médio (20 - 40 cm) e grande porte (>40 cm). Durante todo o texto, utilizou-se as abreviações *Ac. lacustris* - *Acestrorhynchus lacustris* (Lütken 1875) - e *As. lacustris* - *Astyanax lacustris* (Lütken 1875) - para diferenciar as duas espécies.

A curva de esforço amostral foi definida por riqueza em número absoluto por amostragem, sendo representada juntamente com a curva de rarefação com mil réplicas pelo índice *Jackknife* 1. A análise foi realizada por meio do *software* estatístico EstimateS 8.2 (Colwell *et al.*, 2012). A importância relativa das espécies foi definida segundo abundância relativa (%) e demonstrada por diagrama de Whittaker, juntamente com a linha de tendência. Índices de diversidade foram utilizados para representar a composição da assembléia de peixes, através da diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou (J) e dominância de Simpson (D).

Buscando verificar a distribuição das espécies em resposta a sazonalidade, utilizou-se a Captura por Unidade de Esforço (CPUE). A partir de equação própria (Meschiatti, 1995), representou-se a frequência (%) de espécies nativas e não nativas, em abundância e biomassa para os aparatos de captura arrastos/peneiras e rede de espera, entre o período de seca e cheia. Para tal, foi utilizada a expressão matemática:  $CPUE_n$  (Captura por Unidade de Esforço em Abundância) =  $N/m^2/h$ , onde  $N$  = número de indivíduos;  $m^2$  = área do aparato de coleta;  $h$  = horas de esforço amostral empregado. Para arrasto/peneira:  $m^2 = 6.36 m^2$  e  $h = 2$  horas; Para rede de espera:  $m^2 = 500m^2$  e  $h = 12$  horas.  $CPUE_w$  (Captura por Unidade de Esforço em Biomassa) =  $g/m^2/h$ , onde  $g$  = biomassa;  $m^2$  = área do aparato de coleta;  $h$  = horas de esforço amostral empregado. Para arrasto/peneira:  $m^2 = 6.36 m^2$  e  $h = 2$  horas. Para rede de espera:  $m^2 = 500m^2$  e  $h = 12$  horas.

Os dados por ambos os aparatos de captura entre espécies nativas e não nativas foram submetidos à análise de normalidade e homogeneidade pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene ( $p < 0,05$ ). Posteriormente, a significância da variação para

CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>w</sub>, para ambos os aparatos de captura e entre espécies nativas e não nativas, entre os dois períodos foi verificada através de teste t de Student ( $p < 0,05$ ). Os dados de densidade de larvas foram submetidos à análise de normalidade e homogeneidade pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene ( $p < 0,05$ ). Utilizando-se do teste Wilcoxon-Mann-Whitney ( $p < 0,05$ ), testou-se a variação em densidade de larvas entre o período de seca e cheia.

Ainda procurando descobrir variações na distribuição das espécies segundo parâmetros ambientais, os dados abióticos foram relacionados a abundância das espécies pela Análise de Redundância (RDA) (Legendre e Legendre, 1998). Previamente, os dados foram submetidos à transformação de Hellinger (Legendre e Gallagher, 2001), e então representados para todas as espécies da assembleia de peixes. Posteriormente, a assembleia foi dividida entre espécies nativas e não nativas para a bacia do alto rio Paraná, e submetidos à mesma análise de redundância. Para a análise, os nomes científicos foram transformados em acrônimos, e listados na tabela taxonômica. Para todas as análises citadas, exceto o índice *Jackknife* 1, foi utilizado o *software* RStudio, versão 3.4.2, usufruindo das funções do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019; RSTUDIO, 2017).

## Resultados

Um total de 1973 peixes e 61 larvas foram capturados, sendo pertencentes à 7 ordens e 20 famílias. Para peixes, ordens mais representadas em riqueza e abundância foram Characiformes (31 espécies - 63,61%) e Siluriformes (17 espécies - 18,68%) (**Tab. 1**). As famílias mais diversas foram Characidae (10 espécies), Cichlidae (9 espécies) e Anostomidae (6 espécies) (**Tab. 1**). Famílias mais abundantes foram Characidae (42,96%), Loricariidae (11,06%) e Sciaenidae (8,55%) (**Tab. 1**). 63 espécies foram registradas, sendo divididas em 41 nativas e 22 não nativas para a bacia do alto rio Paraná, ou um terço de espécies alóctones (**Tab. 1**). Para larvas, houve predomínio em abundância para Perciformes (54%), Characiformes (16,3%) e Siluriformes (11,4%), representados por Sciaenidae (54%), Anostomidae (13,1%) e Auchenipteridae (8,1%). A dificuldade em identificação das larvas não possibilitou uma divisão profunda entre espécies nativas e não nativas para a bacia do alto rio Paraná. Assim, foram identificados somente os gêneros *Plagioscion* Gill 1861 ( $n=35$ ), *Hemigrammus* Gill 1858 ( $n=2$ ) e *Hypostomus* Lacepède 1803 ( $n=1$ ), onde *Hemigrammus marginatus* Ellis 1911 foi a única espécie identificada. Larvas não identificadas representaram 13,11 % da amostragem.

Cinco espécies não nativas, *Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy 1903, *Hyphessobrycon eques* (Steindachner 1882), *Loricariichthys platymetopon* Isbrücker & Nijssen 1979, *Roeboides descavadensis* Fowler 1932 e *Plagioscion squamosissimus* (Heckel 1840), concentraram aproximadamente 45% de toda a abundância relativa. Duas espécies não nativas, *L. platymetopon* e *P. squamosissimus*, representaram aproximadamente 45% de toda a biomassa relativa.

A análise de constância de captura possibilitou determinar 29 espécies como constantes (46%), 13 como acessórias (20,6%) e 21 acidentais (33,3%), onde observou-se predominância de espécies sedentárias (**Tab. 1**). Para o porte, houve representação das três classes de tamanho, com predomínio em riqueza (43,7%) e abundância (62%) de espécies de pequeno porte (**Tab. 2**). Os resultados dos parâmetros ambientais foram representados na **Tab. 3**.

**Tab. 1.** Peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. Classificação taxonômica; \* = Espécies não nativas para a bacia do alto rio Paraná; # = Espécies não listadas no inventário do reservatório de Britto & Carvalho (2006); n = Abundância absoluta; N = Abundância relativa, M = Biomassa relativa em gramas; CC = Constância de captura; P = Porte em centímetros (comprimento); Para CC, COM = Constante; ACE = Acessória; ACI = Acidental. Para P, PQ = Pequeno porte; MD = Médio porte; GR = Grande porte. Acrôn = Acrônimo utilizado na RDA. Voucher: Número de registro no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

Espécie	n	N (n) (%)	M (g) (%)	CC	P (cm)	Acrôn	Voucher
<b>Characiformes</b>							
<b>Erythrinidae</b>							
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	20	1,0	6,000	COM	GR	HO_m	MZUEL20741
<i>Hoplias</i> Gill 1903	20	1,0	0,100	ACE	GR	HO_sp	MZUEL20761
<b>Parodontidae</b>							
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)	44	2,2	0,100	COM	PQ	APA_a	MZUEL20770
<b>Serrasalmidae</b>							
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870)*	33	1,7	0,500	COM	PQ	M_1	MZUEL20737
<i>Myloplus levis</i> (Eigenmann & McAtee 1907)	1	0,1	0,100	ACI	MD	MO_1	MZUEL20783
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)#	3	0,2	0,100	ACI	GR	P_mes	-
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	18	0,9	3,400	COM	MD	SER_mac	MZUEL20743
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes 1837*	40	2,0	0,600	COM	MD	SER_mar	MZUEL20744
<i>Serrasalmus</i> Lacepède 1803	3	0,2	0,100	ACI	MD	SER_sp	MZUEL20730
<b>Anostomidae</b>							
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	1	0,1	0,700	ACI	MD	L_f	MZUEL20788
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945	1	0,1	0,100	ACI	PQ	L_1	-
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915	1	0,1	0,100	ACI	MD	L_oc	MZUEL20792
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	5	0,3	2,200	ACI	GR	M_ob	MZUEL20745
<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski 1990*	11	0,6	4,000	ACE	PQ	S_i	MZUEL20797

<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	32	1,6	9,200	COM	GR	SC_n	MZUEL20758
<b>Curimatidae</b>							
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)	1	0,1	0,100	ACE	PQ	C_m	MZUEL20793
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)*#	17	0,9	0,100	ACE	PQ	ST_b	MZUEL20776
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	7	0,4	0,100	ACI	PQ	ST_i	MZUEL20746
<b>Lebiasinidae</b>							
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903#	2	0,1	0,100	ACI	PQ	PY_a	MZUEL20731
<b>Triporthidae</b>							
<i>Triporthus nematurus</i> (Kner 1858)*	1	0,1	0,100	ACI	PQ	T_n	MZUEL20756
<b>Acestrorhynchidae</b>							
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	33	1,7	2,700	COM	MD	AC_1	MZUEL20777
<b>Characidae</b>							
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy 1903*#	220	11,2	0,100	COM	PQ	APH_d	MZUEL20735
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy 1903 #	15	0,8	0,100	ACE	PQ	APH_a	MZUEL20762
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	99	5,1	1,100	COM	PQ	AS_1	MZUEL20753
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911#	82	4,0	0,100	COM	PQ	HE_m	MZUEL20773
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882)*#	218	11,1	0,070	COM	PQ	H_e	MZUEL20732
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908	100	5,1	0,600	COM	PQ	M_i	MZUEL20790
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry 1983#	6	0,3	0,100	ACE	PQ	O_p	MZUEL20780
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann 1908)#	13	0,7	0,100	ACE	PQ	PI_s	MZUEL20771
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler 1932*	139	7,1	0,100	COM	PQ	R_d	MZUEL20772
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915)#	112	5,7	0,300	COM	PQ	SE_n	MZUEL20736
<b>Gymnotiformes</b>							
<b>Sternopygidae</b>							
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello 1966#	5	0,3	0,300	COM	MD	E_t	MZUEL20733
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	13	0,7	0,100	COM	GR	G_i	MZUEL20748

<b>Rhamphichthyidae</b>							
<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken 1937)*	1	0,1	0,800	ACI	GR	R_h	MZUEL20759
<b>Siluriformes</b>							
<b>Loricariidae</b>							
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	12	0,6	1,200	ACE	MD	Hy_a	MZUEL20778
<i>Hypostomus</i> Lacepède 1803	13	0,7	0,100	COM	MD	Hy_sp	MZUEL20749
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen 1979*	170	8,7	17,800	COM	MD	L_p	MZUEL20738
<i>Proloricaria prolixa</i> (Isbrücker & Nijssen 1978)	12	0,6	0,100	COM	MD	PR_p	MZUEL20728
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg 1893)*#	17	0,9	0,100	ACI	GR	PT_a	MZUEL20750
<b>Auchenipteridae</b>							
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro 1918)*	40	2,0	1,400	COM	MD	A_o	MZUEL20739
<i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930)#	1	0,1	0,100	ACI	PQ	TA_n	MZUEL20794
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)*	38	1,9	2,800	COM	MD	T_g	MZUEL20751
<b>Doradidae</b>							
<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger 1895)*#	5	0,3	0,100	ACI	PQ	O_e	MZUEL20779
<i>Trachydoras paraguayensis</i> (Eigenmann & Ward 1907)*	9	0,5	0,100	COM	PQ	T_p	MZUEL20767
<b>Heptapteridae</b>							
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835)	4	0,2	0,100	COM	MD	P_g	MZUEL20789
<b>Pimelodidae</b>							
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)	16	0,8	2,400	COM	GR	I_l	MZUEL20747
<i>Pimelodus cf argenteus</i> Perugia 1891#	1	0,1	0,100	ACI	GR	P_arg	-
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	34	1,7	7,300	COM	GR	P_m	MZUEL20768
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner 1858*	1	0,1	0,300	ACI	GR	P_o	MZUEL20765
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz 1829)	1	0,1	1,600	ACI	GR	PI_p	MZUEL20740
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider 1801)*	1	0,1	0,700	ACI	GR	S_l	MZUEL20769
<b>Synbranchiformes</b>							

**Synbranchidae**

<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795#	3	0,2	0,100	ACE	GR	S_m	MZUEL20734
---	---	-----	-------	-----	----	-----	------------

**Cichliformes****Cichlidae**

<i>Astronotus cf crassipinnis</i> (Heckel 1840)*#	1	0,1	0,400	ACI	GR	A_c	MZUEL20763
<i>Cichla cf kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006*#	10	0,5	1,900	COM	GR	C_k	MZUEL20760
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983#	3	0,2	0,100	ACE	MD	C_p	MZUEL20754
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982	10	0,5	0,400	ACE	PQ	C_b	MZUEL20752
<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman 1911#	1	0,1	0,140	ACI	PQ	C_j	MZUEL20784
<i>Crenicichla</i> Heckel 1840	57	2,9	0,100	ACE	PQ	C_sp	MZUEL20764
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	3	0,2	0,100	ACI	PQ	G_b	MZUEL20785
<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa 2009*#	7	0,4	0,100	COM	PQ	L_a	MZUEL20729
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)*#	36	1,8	0,100	COM	GR	O_n	MZUEL20757

**Cyprinodontiformes****Poeciliidae**

<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859*#	14	0,7	0,100	ACE	PQ	P_r	MZUEL20781
--	----	-----	-------	-----	----	-----	------------

**Perciformes****Sciaenidae**

<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel 1840)*	136	6,9	25,600	COM	GR	PL_s	MZUEL20742
--	-----	-----	--------	-----	----	------	------------

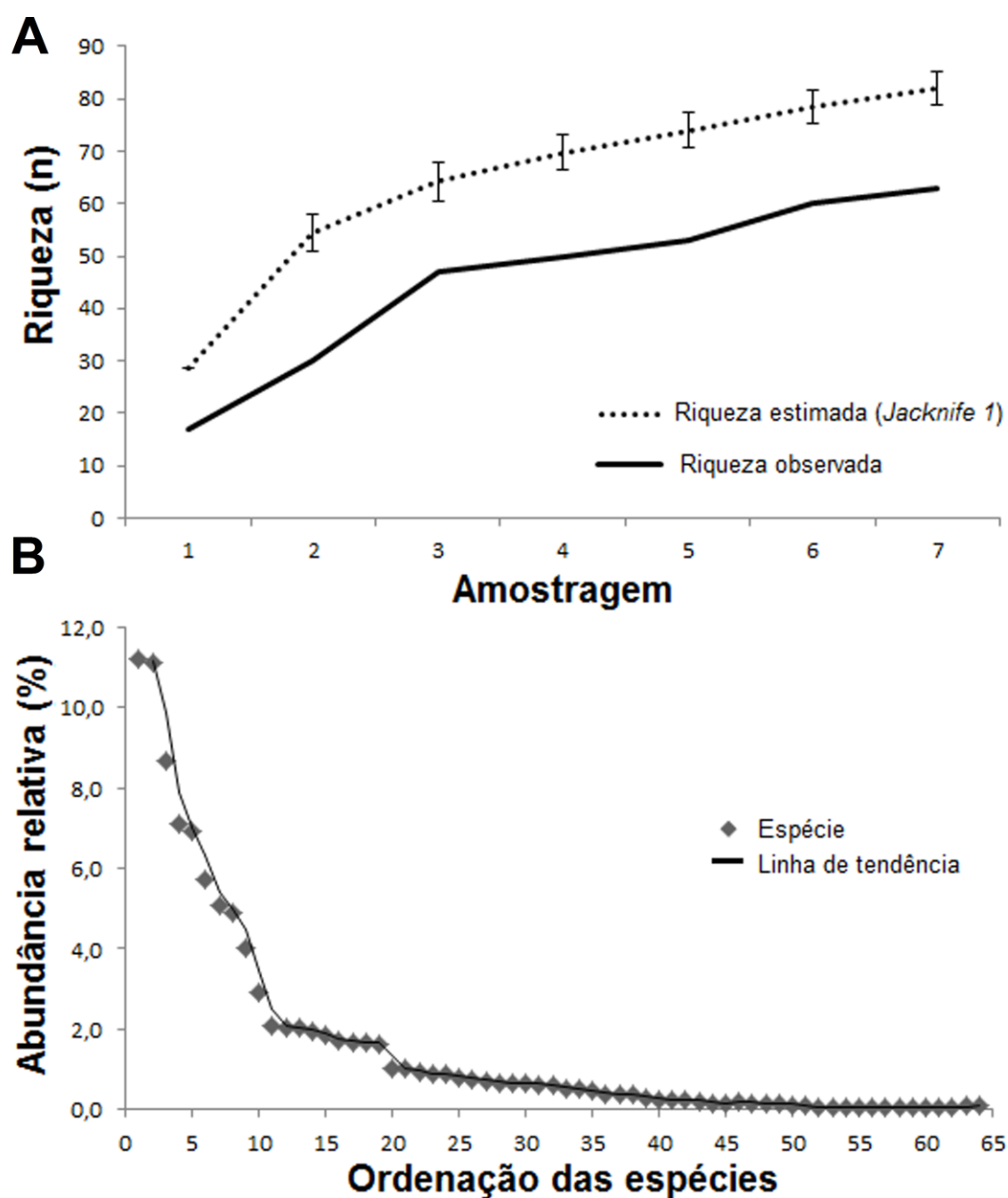
**Tab. 2.** Estrutura da ictiofauna quanto a distribuição das espécies por porte pequeno, médio e grande, em riqueza, diversidade e abundância para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.

Representação	Pequeno (<20 cm)	Médio (20-40 cm)	Grande (40>cm)	Total
Riqueza (n) / Riqueza (%)	28 (43,7%)	15 (23,4%)	21(32,8%)	64 (100%)
Abundância (n) / Abundância (%)	1221 (62%)	394 (20%)	358 (18%)	1973 (100%)

**Tab. 3.** Parâmetros ambientais para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. CC = Concentração de Oxigênio; CD = Condutividade; NT = nitrato; Ph = ph; PF = profundidade; ST = saturação de Oxigênio; TP = temperatura; TR = transparência; TU = turbidez.

Amostra	CC (mg/L -1)	CD (µS/cm-1)	PF (m)	Ph [H+]	NT (mg/L -1)	ST (%)	TP (°C)	TR (m)	TU (UT M)
1	3,93	61,7	4,00	6,77	0,01	43,3	20,9	4,00	4,00
2	2,62	31,8	3,40	7,80	1,45	31,6	24,3	3,40	3,50
3	3,90	78,2	3,00	6,74	1,18	81,0	26,7	1,50	1,10
4	6,36	85,3	2,60	6,83	7,46	78,4	28,1	2,75	5,30
5	6,29	83,7	3,05	7,08	3,03	81,0	26,7	3,00	4,90
6	6,56	60,4	4,50	6,97	9,61	74,7	19,0	1,45	2,60
7	7,12	67,6	3,60	6,86	6,70	100,2	22,5	2,00	5,10

A riqueza da assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu e a adição de espécies por campanha foi representada na curva do coletor, juntamente com a curva de riqueza estimada (**Fig. 2a**). A curva de riqueza estimada demonstrou que mais espécies seriam adicionadas ao inventário, caso fossem ampliadas as campanhas (**Fig. 2a**). O diagrama de Whittaker indicou dominância entre estratos superiores e equitabilidade nos estratos inferiores (**Fig. 2b**). Os resultados dos índices de diversidade estão demonstrados na **Tab. 4**.



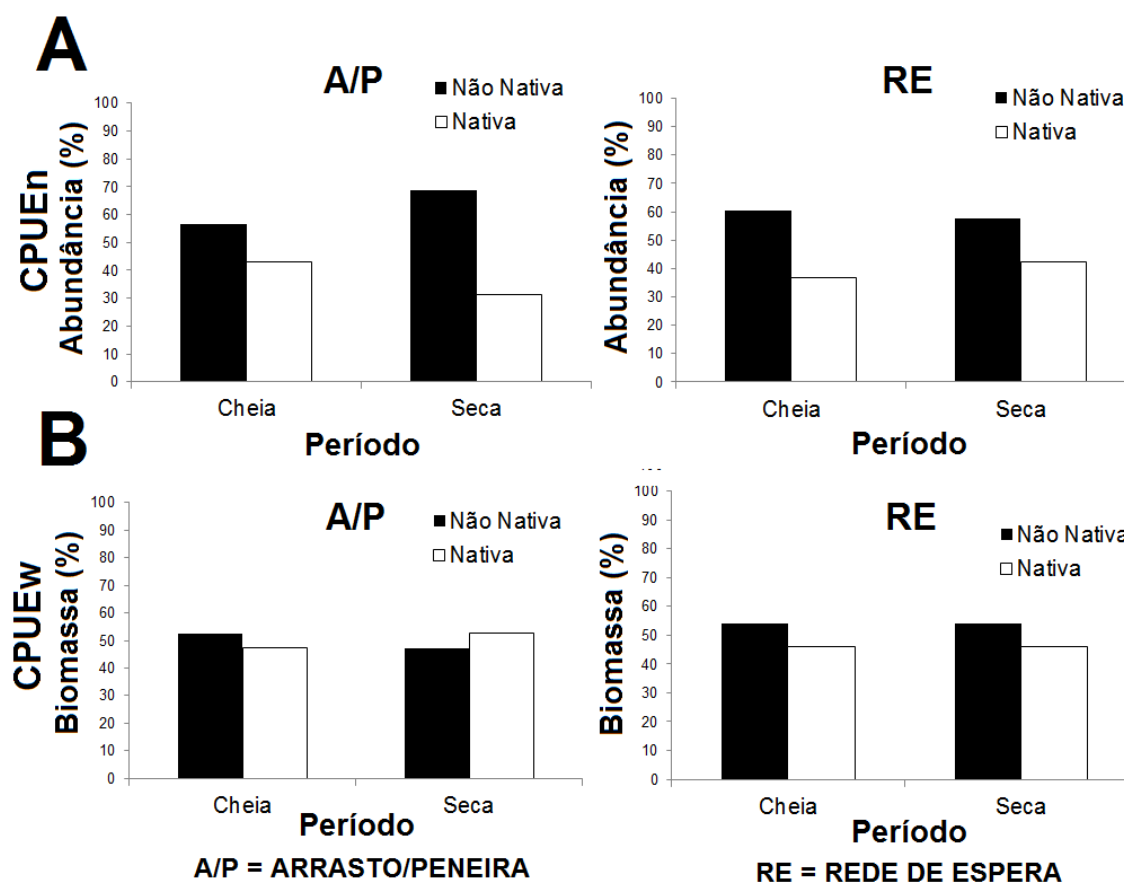
**Fig. 2.** (A) Curva do coletor e curva de rarefação pelo índice *Jackknife 1* para riqueza de espécies para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. (B) Diagrama de *Whittaker* representando a abundância relativa das espécies, respectiva dominância e ordenação e curva de tendência para a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.

**Tab. 4.** Índices de diversidade para a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período entre Setembro de 2018 e Setembro de 2019, através do *software* RStudio, versão 3.4.2.

Índice de Diversidade	Taquaruçu	IC 95 % - mín	IC 95% - máx
-----------------------	-----------	---------------	--------------

Pielou (J) - Equitabilidade	0,782	0,781	0,810
Shannon-Wiener (H') - Diversidade	3,252	3,184	3,280
Simpson (D) - Dominância	0,943	0,939	0,946

A CPUE<sub>n</sub> demonstrou maior abundância de espécies não nativas para os aparatos de coleta arrasto/peneiras e redes de arrasto em ambos os períodos, seca e cheia (**Fig. 3a**). Já a CPUE<sub>w</sub> demonstrou maior representação em biomassa de espécies não nativas para arrasto/peneira somente no período de cheia, enquanto para rede de espera a biomassa de não nativas manteve-se superior em ambos os períodos (**Fig. 3b**). Para todos os testes de variância das medidas biológicas por espécies nativas e não nativas entre períodos, não se obteve resultados significativos ( $p > 0,05$ ). Pela dificuldade em identificação das larvas, não foram realizadas análises comparativas entre espécies nativas e não nativas. Sendo assim, somente a densidade estimada foi comparada por período, onde o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney demonstrou não haver significância na variação entre a seca e a cheia ( $p > 0,05$ ). Tarrafas e covos obtiveram baixa representação na captura de indivíduos (0,1%), não sendo inclusas nos cálculos de CPUE.



**Fig. 3. (A)** Captura por unidade de esforço por abundância relativa (%) ( $CPUE_n$ ) para espécies nativas e não nativas entre o período de cheia e seca por aparato de captura arrasto/peneira e rede de espera; **(B)** Captura por unidade de esforço por biomassa relativa (%) ( $CPUE_w$ ) para espécies nativas e não nativas entre o período de cheia e seca por aparato de captura arrasto/peneira e rede de espera; para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.

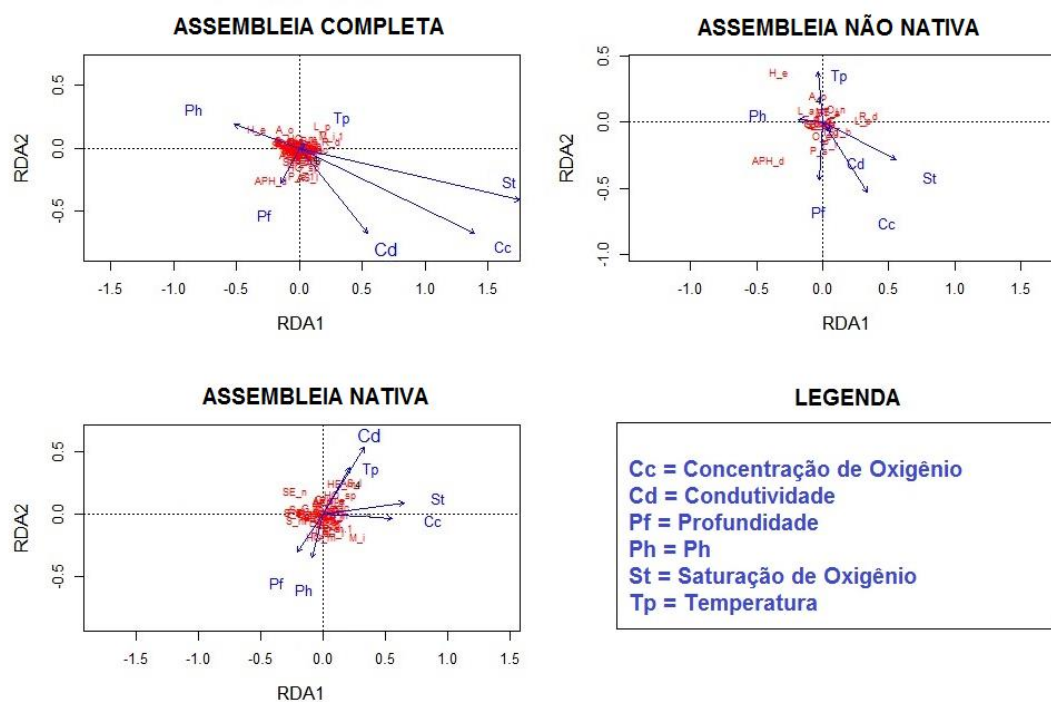
A análise de redundância (RDA) para a assembleia total demonstrou que o eixo 1 e o eixo 2 reteram 52% dos dados, sendo a saturação de oxigênio (0,81) e a concentração de oxigênio (0,64) os principais componentes positivos do eixo 1, e negativos para o eixo 2 (-0,19; 0,31) (**Tab. 5**). Para a assembleia de espécies não nativas, o eixo 1 e o eixo 2 reteram 61% dos dados, onde a saturação de oxigênio (0,65) e a concentração de oxigênio (0,39) foram os principais componentes positivos do eixo 1, e concentração de oxigênio (-0,61) e a profundidade (-0,51) foram os principais componentes negativos para o eixo 2 (**Tab. 5**). Para a assembleia de espécies nativas, o eixo 1 e o eixo 2 reteram 51% dos dados, onde saturação de oxigênio (0,79) e concentração de oxigênio (0,67) foram os principais componentes positivos do eixo 1, e condutividade (0,65) e temperatura (0,45) foram os principais componentes positivos do eixo 2 (**Tab. 5**). A transparência, a turbidez e o nitrato apresentaram equivalência com as demais medidas ambientais, onde pelo princípio da linearidade foram excluídas da análise de redundância.

**Tab. 5.** Análise de Redundância (RDA) e o efeito das variáveis ambientais mais influentes sobre os principais eixos (RDA1 & RDA2) para a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.

<b>Assembleia completa</b>	<b>RDA 1</b>	<b>RDA 2</b>
Concentração de Oxigênio	0,6458	-0,3111
Condutividade	0,2519	-0,3113
Profundidade	-0,0679	-0,1285
Ph	-0,2390	0,0882
Saturação de Oxigênio	0,8123	-0,1906
Temperatura	0,0231	0,0159
<b>Assembleia Não Nativa</b>	<b>RDA 1</b>	<b>RDA 2</b>
Concentração de Oxigênio	0,3958	-0,6242
Condutividade	0,0715	-0,0866
Profundidade	-0,0262	-0,5162
Ph	-0,2166	0,0250
Saturação de Oxigênio	0,6566	-0,3344
Temperatura	-0,0443	0,4515
<b>Assembleia Nativa</b>	<b>RDA 1</b>	<b>RDA 2</b>
Concentração de Oxigênio	0,6798	-0,0353
Condutividade	0,4053	0,6558

Profundidade	-0,2508	-0,3644
Ph	-0,1068	-0,4242
Saturação de Oxigênio	0,7927	0,1146
Temperatura	0,2660	0,4567

A RDA por parâmetros ambientais e espécies para a assembleia completa demonstrou baixa sensibilidade das espécies às variações ambientais (**Fig. 4**). *Hyphessobrycon eques* foi negativamente correlacionados com o Ph e *Aphyocharax dentatus* negativamente correlacionado com a profundidade (**Fig. 4**). Para a assembleia não nativa, a RDA também demonstrou baixa sensibilidade das espécies aos parâmetros (**Fig. 4**). *Hyphessobrycon eques*, *R. descavadensis* e *A.dentatus* foram os mais segregados, porém sem clareza do parâmetro ambiental mais influente. Para a assembleia nativa, a RDA determinou maior agrupamento das espécies, logo estas sofreram menor influência das variáveis ambientais (**Fig. 4**).



**Fig. 4.** Análise de redundância (RDA) entre a os parâmetros ambientais e a distribuição de espécies capturadas; entre assembleia completa, assembleia não nativa e assembleia nativa para a bacia do alto rio Paraná; para o reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. CC = Concentração de Oxigênio; CD = Condutividade; PF= profundidade; PH = Ph; ST = saturação de Oxigênio; TP = temperatura.

## Discussão

A assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu obedeceu o padrão de rios neotropicais, com predominância de Characiformes e Siluriformes (Lowe-McConnell, 1999). Entretanto, também houve representação relevante de Cichliformes e Perciformes, bem como das famílias Loricariidae, Sciaenidae e Cichlidae entre as 64 espécies registradas. A riqueza de espécies em reservatórios vizinhos tende a ser similar pela influência da conectividade, sobretudo em sistemas em cascata (Petesse & Petrere Jr, 2012; Pelicice *et al.*, 2017; Garcia *et al.*, 2018a; Loures & Pompeu, 2018). Quanto à composição da ictiofauna do Baixo rio Paranapanema, estudos nos reservatórios de Rosana, Taquaruçu e Capivara elencaram números de riqueza entre 30 à 79 espécies (Abilhoa & Bastos, 2005; Hoffman *et al.*, 2005; Britto & Carvalho, 2006; Orsi, 2010; Ferrarezze *et al.*, 2015). Porém, reservatório também acabam por funcionar como compartimentos independentes (Nobile *et al.*, 2019). Respondendo à soma de diversos fatores intrínsecos, como o regime de fluxo da usina, características geomorfológicas do trecho, aspectos da vegetação ripária, ictiofauna nativa antes do barramento, influencia de tributários e interferências humanas nas áreas circundantes, cada reservatório se comporta de uma maneira própria (Agostinho *et al.*, 2007a; Nobile *et al.*, 2019).

Comparado ao último trabalho realizado no reservatório (Britto & Carvalho, 2006), um número inferior de espécies foi aqui registrado para Taquaruçu. Estudos demonstram que em fases iniciais de represamento há um aumento na riqueza de espécies, pois a ictiofauna de áreas adjacentes, como lagoas, tributários e pântanos marginais, é incorporada ao reservatório através da inundação (Agostinho *et al.*, 1999; 2016). Essa fase é chamada de fase de colonização (Agostinho *et al.*, 1999). Posteriormente, esse aumento é diluído, diante da depleção trófica e ausência de espécies adaptadas a zona lacustre, no processo conhecido como acomodação da assembleia de peixes ou envelhecimento do reservatório (Agostinho *et al.*, 1999; Orsi & Britton, 2014). Assim, as espécies tendem a migrar para regiões à montante dos reservatórios, buscando características mais próximas do ambiente original (Lowe-McConnell, 1999; Agostinho *et al.*, 2007b). Nesse sentido, observa-se que 26 espécies descritas no trabalho de 2006 não figuram no levantamento do presente estudo.

Britto & Carvalho (2006) podem ter observado a dinâmica da assembleia de peixes em resquícios da fase de colonização (suas capturas se concentraram nos primeiros dez anos do empreendimento), enquanto o presente estudo pode ter registrado a fase seguinte de interações, o chamado envelhecimento do reservatório (Agostinho *et al.*, 1999). Diante das

particularidades de cada reservatório, torna-se difícil afirmar em que momento o reservatório de Taquaruçu saiu da fase de colonização para o processo de envelhecimento, bem como se sua ictiofauna já concluiu o estágio de acomodação (Orsi & Britton, 2014; Agostinho *et al.*, 2016; Nobile *et al.*, 2019). Contudo, dados da composição e estrutura do trabalho de 2006 proporcionam algumas inferências.

Em 2006 observou-se maior representação de espécies com características especialistas e migratórias, boa parte destas de grande porte. A ausência em nosso inventário de espécies emblemáticas (registradas em 2006), como *Astyanax fasciatus* (Cuvier 1819), *Crenicichla niederleinii* (Holmberg 1891), *Hypostomus margaritifer* (Regan 1908), *Leporellus vittatus* (Valenciennes 1850), *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski 1987, *Megalancistrus parananus* (Peters 1881), *Prochilodus lineatus* (Valenciennes 1837), *Zungaro zungaro* (Humboldt 1821), *Pterodoras granulosus* (Valenciennes 1821), *Salminus hilarii* Valenciennes 1850 e *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) pode indicar o envelhecimento do reservatório, decréscimo da condição ambiental e simplificação da assembleia de peixes (Agostinho *et al.*, 1999, 2016; Petesse & Petrere Jr, 2007; Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014). A partir de tal observação valida-se nossa primeira hipótese, bem como reafirma-se a importância dos inventários faunísticos em ambientes tão dinâmicos como os reservatórios. Os inventários são grandes aliados para o melhor entendimento das relações ecológicas vigentes, bem como para definir ações que busquem a conservação da ictiofauna (Petesse, & Petrere Jr, 2012; Garcia *et al.*, 2018a; Jarduli *et al.*, 2019).

Nossos resultados também podem ter relação com as campanhas, que se restringiram a uma área menor do reservatório e em um período de amostragem inferior ao inventário de 2006. Nesse sentido, o índice de riqueza estimada *Jackknife 1* denota que mais espécies poderiam ser adicionadas ao estudo, caso se ampliasse o esforço amostral e o período de campanhas. Entretanto, a escolha da zona de transição e diferentes aparatos de captura buscou a contemplação da maior diversidade possível em um período de campanha reduzido, através da junção de espécies que habitem as zonas fluvial e lacustre em diferentes *microhabitats* (Ward *et al.*, 1999). Britto & Carvalho (2006) e os demais trabalhos citados realizados no baixo rio Paranapanema utilizaram predominantemente redes de espera como método de captura, enquanto nosso estudo adicionou arrastos, peneiras, covos e tarrafas em áreas marginais, lagoas e tributários. Nesse sentido, o presente estudo contribui para o inventário do reservatório, ao elencar 1 nova ordem e 23 espécies não registrados em 2006, sendo 14 espécies capturadas exclusivamente nas metodologias supracitadas. Torna-se evidente que diferentes metodologias de captura aliadas a exploração de diferentes *habitats*

são benéficas para inventários ictiológicos (Ueida & Corrêa, 1999; Paiva Affonso, 2018).

A estruturação da assembleia demonstrou maior representação de espécies de pequeno porte, tanto em riqueza quanto em abundância, o que explica a dominância de Characiformes. Tal padrão pode ter relação com as metodologias adicionais junto às margens e lagoas, regiões onde Characiformes de pequeno porte ficam associados às macrófitas em abundância (Pelicice & Agostinho, 2009). Todavia, deve-se levar em consideração que espécies de pequeno porte apresentam maiores condições de prosperar em ambientes barrados (Pelicice & Agostinho, 2009; Agostinho *et al.*, 2016). A partir do deslocamento de espécies de grande porte para regiões à montante, a classe de pequeno porte (geralmente com espécies oportunistas de alto investimento reprodutivo, ausência de migração e grande plasticidade alimentar) passa a ser a principal representante da nova assembléia de peixes em reservatórios (Agostinho *et al.*, 1999; Pelicice & Agostinho, 2009; Loures & Pompeu, 2018). A colonização das zonas marginais é bastante proeminente nos primeiros momentos do reservatório, diante da anoxia, estratificação térmica e acidificação da água por conta da sedimentação nas regiões mais profundas (Agostinho *et al.*, 1999). Essa verificação é reforçada pela análise de constância de captura, que demonstrou que aproximadamente 50% das espécies observadas foram constantes, ou seja, não realizaram deslocamentos ou migrações no período de estudo. Ainda, a relevante representação de Cichliformes, grupo que tem como características o sedentarismo, o cuidado parental e adaptações à ambientes lacustres reforça a idéia de envelhecimento do reservatório de Taquaruçu (Agostinho *et al.*, 2016), dando força a primeira hipótese.

A assembleia de peixes apresenta alta dominância ( $D = 0,943$ ), no entanto, inesperada equitabilidade ( $J=0,782$ ). O panorama pode ser explicado pela dinâmica envolvida nos índices utilizados (Melo, 2008). Nesse sentido, o diagrama de Whittaker torna-se ferramenta útil para melhor contemplação das comunidades biológicas (Melo, 2008). A partir disso, os dados demonstraram que cinco espécies não nativas detem cerca de 45% da abundância relativa, validando nossa segunda hipótese. Ainda, 30 espécies estão expressadas em apenas 4,5% da abundância relativa, onde o fenômeno de equitabilidade é observado pela menor inclinação da curva no estrato inferior do diagrama (Melo, 2008).

As espécies de pequeno porte com potencial invasor são favorecidas em processo de barramento, como já foi citado (Agostinho *et al.*, 1999; Pelicice & Agostinho, 2009; Agostinho *et al.*, 2016). *Aphyocharax dentatus* e *R. descalvadensis* estabeleceram-se no alto rio Paraná após a construção de Itaipu (Graça & Pavanelli, 2007). Ambas as espécies estão distribuídas no Baixo e/ou Médio Paranapanema (Pelicice *et al.* 2018; Garcia *et al.*

2018a; Jarduli *et al.* 2019). Entretanto, pouco se sabe sobre a possibilidade de ascensão destas para a região alta, bem como seus impactos ecológicos. *Hypressobrycon eques* foi introduzida por descartes de aquarismo (Graça & Pavanelli, 2007; Langeani *et al.* 2007), onde atualmente está distribuída por toda a bacia em abundância (Pelicice *et al.* 2018; Garcia *et al.* 2018a; Jarduli *et al.* 2019). Juntamente com *R. descalvadensis*, pode facilitar o processo de invasão de piscívoros não nativos, como *Cichla kelberi* (Pelicice & Agostinho, 2009).

*Loricariichthys platymetopon* foi o responsável pela grande representação de Loricariidae. A espécie também se estabeleceu no alto rio Paraná após a construção de Itaipu (Graça & Pavanelli, 2007). Conserva populações nos trechos baixos e médios da bacia, favorecida pelas escadas de peixes e resgates de turbinas de hidrelétricas (Casimiro *et al.*, 2017). Contudo, não existe até o momento representações da espécie para a região alta do Paranapanema (Pelicice *et al.* 2017; Garcia *et al.* 2018a; Jarduli *et al.* 2019). Aspectos alimentares, reprodutivos, comportamentais e a redução de predadores favoreceram o estabelecimento da espécie em reservatórios (Marcucci *et al.*, 2005; Orsi *et al.*, 2010; Casimiro *et al.* 2017). Sua ocorrência promove alterações na comunidade nativa, através das modificações no *habitat*, introdução de patógenos e parasitas e competição por recursos (Agostinho *et al.*, 2007a).

*Plagioscion squamosissimus* foi a única representante dos Perciformes (Sciaenidae), tendo sido introduzida no rio Paraná através de programas de peixamento, com fins de manutenção do estoque pesqueiro após o impacto dos empreendimentos hidrelétricos (CESP, 2003). Características reprodutivas e alimentares favoreceram o estabelecimento de populações nos reservatórios do rio Paraná, bem como no caso de seus afluentes, dentre eles o rio Paranapanema (Reynalte-Tataje *et al.*, 2011; Orsi *et al.* 2016). Atualmente, se distribui por toda a bacia do rio Paranapanema (Orsi *et al.*, 2016; Pelicice *et al.* 2017; Garcia *et al.* 2018a; Jarduli *et al.*, 2019). Sua presença é altamente prejudicial, pois a espécie é predadora desde períodos larvais até adulta, impactando a comunidade nativa em diferentes níveis (Agostinho *et al.*, 2007a; Orsi 2010; Neves *et al.*, 2015).

Garcia *et al.* (2018a) chama atenção para a expressiva presença de espécies alóctones no baixo rio Paranapanema, região com maior riqueza de não nativas para toda a bacia. Nesse sentido, classifica-se a área como altamente invadida (Ortega, 2015; Garcia *et al.* 2018a). O barramento contribuiu para alterações na assembleia de peixes, através da eliminação dos filtros biogeográficos e redução da resiliência ambiental (Pelicice & Agostinho, 2009; Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014, Garcia *et al.* 2018). Dessa forma, abre-se a oportunidade para invasões biológicas (Pelicice & Agostinho, 2009; Vitule *et al.*,

2012; Orsi & Britton, 2014). Somado aos impactos diretos do barramento, tem-se observado uma crescente em atividades que contribuem para a introdução de espécies não nativas em reservatórios, como aquicultura, pesca esportiva e descarte de espécies ornamentais (Langeani *et al.*, 2007; Vitule *et al.*, 2012; Casimiro *et al.*, 2018; Ferraz *et al.*, 2019). Os exemplos citados contribuem para o processo de simplificação, chamado de homogeneização biótica (Vitule *et al.* 2012; Loures & Pompeu, 2018; Daga *et al.*, 2019).

Dentro do panorama de simplificação da comunidade e dominância de espécies não nativas, a presença de tributários em reservatórios sustenta assembleias de peixes mais diversas e menos propensas a invasão biológica, ao fornecer um ambiente mais semelhante à condição original (Silva *et al.*, 2015; 2017; Garcia *et al.* 2019). Taquaruçu tem como característica poucos tributários, sendo boa parte deles impactados por ações humanas (Leme *et al.*, 2015; Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015). Tal registro torna o reservatório mais suscetível a simplificação da comunidade (Vitule *et al.*, 2012; Daga *et al.*, 2019). Portanto, a preservação dos tributários, sobretudo o rio Anhumas que é o maior e mais conservado o reservatório, faz-se necessária para a conservação da assembleia de peixes (Leme *et al.*, 2015; Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015; Da Silva *et al.*, 2015; 2017). Para o rio Anhumas, já foi inclusive comprovada a presença de importantes espécies migratórias nativas como *P. lineatus*, *Rhaphiodon vulpinus* Spix & Agassiz, 1829 e *S. hilarii*, corroborando a importância do afluente para o reservatório (Leme *et al.*, 2015).

Quanto às espécies utilizadas no programa de peixamento empregado no reservatório de Taquaruçu, *Astyanax lacustris* (Lütken 1875), *Brycon orbignyanus* (Valenciennes 1850), *Leporinus friderici* (Bloch 1794), *Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes 1837), *P. lineatus* e *S. brasiliensis*, somente *As. lacustris* teve representação relevante. *Leporinus friderici* e *M. obtusidens* somaram juntas menos de 1%, enquanto as demais espécies não foram representadas. A partir dos resultados dispostos, se valida a quarta hipótese. Atividades de peixamento são consideradas controversas devido aos registros de insucesso, em grande parte por não considerar aspectos teórico-científicos (Agostinho *et al.*, 2010, 2016; Casimiro *et al.*, 2010). Dentre os fatores preponderantes destacam-se as espécies envolvidas, que devem ser nativas das bacias alvo, conjuntura não considerada em estocagens do passado (Agostinho *et al.*, 2007a; Casimiro *et al.*, 2010; Attayde *et al.*, 2011). A busca pelo incremento do estoque pesqueiro por meio de soltura de peixes mostrou-se ineficaz em diferentes regiões brasileiras, pelo decréscimo de espécies nativas após a introdução de invasoras (Agostinho *et al.*, 2007; Casimiro *et al.*, 2010; Attayde *et al.*, 2011).

O programa de estocagem de Taquaruçu utiliza-se de seis espécies de peixes nativas, sendo quatro espécies migratórias de longa distância (Orsi *et al.*, 2016). Mesmo que haja coerência na escolha das espécies por serem nativas, o represamento causa impacto sobre a reprodução e o recrutamento daquelas migradoras, tornando-as inadequadas para a estocagem no presente reservatório (Agostinho *et al.*, 2007; Orsi & Britton, 2014; Orsi *et al.*, 2016). Em adição, verificaram-se problemas na produção dos alevinos quanto ao manejo, contaminações e mortalidade na aquicultura (CTG BRASIL, *comun pess*). Por esse aspecto, os juvenis chegam ao ambiente natural fragilizados, diminuindo sua taxa de sobrevivência (Agostinho *et al.*, 2010). A economia financeira também foi observada, onde os alevinos foram introduzidos em tamanhos e quantidade reduzidos, sem distinção de período climático e local, bem como monitoramento dos resultados. O porte reduzido dos juvenis e a baixa quantidade os deixa vulneráveis à predação, sobretudo por espécies não nativas presentes no reservatório, vindo a favorecê-las (Pelicice & Agostinho, 2009).

Ainda, a não consideração das estações do ano diminuem a capacidade suporte do ambiente, pois épocas de escassez (como períodos de seca) não oferecem alimento e refúgio suficiente para os alevinos (Oliveira *et al.*, 2018) Quanto aos locais ideais para as solturas, que seriam os tributários inseridos dentro de matas (Silva *et al.*, 2015; 2017; Oliveira *et al.*, 2018; Garcia *et al.* 2019), estes necessitam de maiores esforços logísticos, como barcos e equipe capacitada. Portanto, podem ser de difícil acesso para veículos de transporte que priorizam a economia, como caminhões tanque. Por fim, a ausência de monitoramento dos resultados gera intermináveis esforços de solturas, acarretando em desperdícios econômicos (Agostinho *et al.*, 2010; 2016; Orsi *et al.*, 2016). Nesse sentido, é urgente a reavaliação do programa de peixamento na região.

As variações em abundância (CPUE<sub>n</sub>) e biomassa (CPUE<sub>w</sub>) de peixes e densidade de larvas entre o período de seca e cheia não foram significantes, rejeitando a terceira hipótese. Desta maneira, pode-se interpretar os resultados em duas etapas. Primeiro, que o processo de barramento infere tamanha influência no ambiente que diminui a atuação da sazonalidade. É sabido que a variação do fluxo de água é um fator importante para a estruturação das assembléias de peixes, diante das mudanças nos *habitats* marginais, aporte de nutrientes e disponibilidade de alimento (Agostinho *et al.*, 2004). Entretanto, o controle do fluxo de inundação em reservatórios passa a ser domínio da operação da barragem, acontecimento que gera grande impacto no ciclo de vida das espécies (Agostinho *et al.*, 2004; Nobile *et al.*, 2019). Tal interferência é mais pronunciada em reservatórios com regime de fio

d'água, como é o caso de Taquaruçu. Para tais sistemas os níveis de água variam diariamente, dissipando alterações de fluxo bem definidos (Orsi *et al.*, 2016).

À vista disso, observa-se a segunda etapa: Os pulsos de inundação são responsáveis por regular a reprodução dos peixes (Rolls *et al.* 2013; Orsi *et al.*, 2016). Desta maneira, a dissolução de pulsos bem definidos causa o decréscimo dos ciclos reprodutivos das espécies (Orsi, 2016). Ainda, o biênio 2018/2019 registrou baixos índices pluviométricos e os menores níveis para os reservatórios do rio Paranapanema em 19 anos (ANA, 2020). Nesse sentido, a soma dos fatores pode ter levado à diminuição do esforço reprodutivo dos peixes no período estudado. Além disso, tal cenário pode ter pressionado as espécies reprodutivamente ativas à desovarem na calha principal do rio, pela redução de áreas marginais de desova (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012). Tal afirmação é apoiada pela análise das larvas capturadas. Verificou-se baixa riqueza de larvas no presente estudo, bem como alta densidade do gênero invasor *Plagioscion*. Vários autores verificaram *P. squamosissimus* como a espécie mais abundante ou entre as mais abundantes em larvas para o baixo rio Paranapanema (Kipper *et al.*, 2011; Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018b). Entretanto, somente o presente estudo registrou a ocorrência de larvas do gênero para a calha principal do reservatório de Taquaruçu. Vazão e temperatura da água são preditoras da abundância e distribuição de ovos e larvas, onde a seca pode ter influenciado o que foi observado (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012).

A representação de larvas de Auchenipteridae também é relevante, pois para o rio Paranapanema o grupo é em grande parte não nativo (Ota *et al.*, 2018). Larvas das espécies invasoras *A. osteomystax* e *T. galeatus* estiveram presentes em estudos anteriores (Kipper *et al.*, 2011; Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018b). Nesse sentido, o presente registro corrobora a idéia de que espécies invasoras, mesmo em condições adversas, tem conseguido completar seu ciclo de vida no Baixo rio Paranapanema, como também verificado por outros estudos (Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018b; 2019b). A baixa representação de larvas de espécies nativas é um forte indício de alteração no ciclo reprodutivo das espécies (Orsi *et al.*, 2016, Garcia *et al.*, 2018b), sendo reforçada pela ausência de larvas das espécies utilizadas no programa de peixamento. Na perspectiva do recrutamento, reforça-se o diagnóstico do impacto ambiental e a ineficácia do programa de peixamento realizado no reservatório (Da Silva *et al.*, 2015, 2017; Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018b), bem como nossa quarta hipótese.

Em estudos sobre ictiofauna, é consenso que a assembleia de peixes responde as variações dos parâmetros ambientais (Agostinho *et al.*, 2004). Porém, a análise de redundância entre parâmetros abióticos e a abundância de espécies demonstrou baixa relação.

Em dinâmicas de reservatórios com espécies não nativas, espera-se que a estas sejam mais influenciadas pelas características do reservatório, já que não estão em seu local de origem (Pereira *et al.*, 2018). No entanto, para o presente estudo (com exceção de *A. dentatus* e *H. eques* na RDA para toda a assembléia) as variáveis abióticas pouco contribuíram para a estrutura e composição da assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu. Tal constatação é averiguada na RDA somente para a assembleia não nativa, onde *A. dentatus*, *A. osteomystax*, *H. eques*, *L. platymetopon* e *R. descavadensis* se separam do agrupamento central, porém sem obedecer com clareza alguns dos parâmetros abióticos propostos. A maioria dos reservatórios do Brasil estão localizados nas regiões de grande densidade populacional (Ortega *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2018). Industrialização, desmatamento, poluição e cinturões agropecuários são exemplos de atividades que influenciam os sistemas hídricos e as comunidades aquáticas nessas regiões, dificultando o isolamento de um fator que determine a estrutura e composição da ictiofauna (Ortega *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2018).

Pelos resultados obtidos, podemos concluir que a alteração na assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu foi majoritariamente influenciada pela modificação ambiental imposta pelo barramento, bem como condições ambientais vigentes. Espécies não nativas dominam a ictiofauna, beneficiadas por diferentes vetores de introdução e alheias as restrições que o *habitat* pode oferecer. Ainda, o programa de peixamento que busca corrigir o impacto ambiental e a dinâmica da assembleia de peixes vigente mostra-se ineficaz. Espécies reofílicas e especialistas tem sido prejudicadas, enquanto oportunistas e generalistas favorecidas, num processo de envelhecimento do reservatório e simplificação da assembleia de peixes. Perante a dinâmica sucessional que ocorre na ictiofauna de reservatórios, nossos resultados reforçam a importância de atualizações à estudos do passado e o constante monitoramento destes ambientes. Sendo Taquaruçu um reservatório de idade intermediária, danos irreversíveis à comunidade nativa podem ser instaurados. Sugere-se a elaboração de um plano de manejo para controle das espécies invasoras e restabelecimento das relações ecológicas entre espécies nativas, bem como a revisão do programa de estocagem realizado no reservatório.

### **Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e *China Three Gorges Corporation (CTG Brasil)*. Agradecemos aos Pesquisadores do MZUEL, em especial ao Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep pela ajuda na identificação dos espécimes, e aos técnicos Aparecido de Souza, Edson Santana da Silva e Jurandir Miranda

pelo auxílio em campo e em laboratório. Agradecemos à pousada Pôr do Sol pelo auxílio em hospedagem para os trabalhos realizados na região. Por fim, agradecemos aos membros do LEPIB-LEACEN/UEL, HISTOGEN/UEL, LECHEM/UEL E LAGEA/UEL pelo apoio na realização deste estudo.

### Referências bibliográficas

- Abilhôa V, Bastos LP. Composição e estrutura da ictiofauna da Estação Ecológica do Caiuá, área de influência da UHE de Rosana (rio Paranapanema), sudeste do Brasil. *Arq Ciênc Vet Zool Unipar*. 2005; 8(1):33-40.  
<https://doi.org/10.25110/arqvet.v8i1.2005.65>
- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NC, Ortega JC, Pelicice FM. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish Res*. 2016; 173(1): 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC, Júlio Júnior HF. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Nat & Con*. 2010; 8(2): 103-11.  
<https://10.4322/natcon.00802001>.
- Agostinho AA, Gomes FM, Pelicice FM. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM; 2007a.  
<http://ftp.nupelia.uem.br/users/agostinhoaa/publications/178->
- Agostinho AA, Pelicice FM, Petry AC, Gomes LC, Júlio Júnior H. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquat Ecosyst*. 2007b; 10(1): 174–186. <https://doi.org/10.1080/14634980701341719>
- Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, Okada EK. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev Fish Biol Fish*. 2004; 14(1): 11–19. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>
- Agostinho AA, Miranda LE, Bini LM, Gomes LC, Thomaz SM, Suzuki HI. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognoses on aging. In: Tundisi JG, Straskraba M, editors. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Leiden: Backhuys Publishers; 1999. p. 227-265. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5322>
- Agostinho AA, Vazzoler AEAM, Thomaz SM. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T, editores. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL; 1995. p.59-102. Disponível em: <http://ftp.nupelia.uem.br/users/agostinhoaa/publications/037-TUNDISI-Agostinho-et-al.pdf>.

ANA. Agência Nacional de Águas [internet]. 2020. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticias/ana-institui-sala-de-crise-do-paranapanema-para-avaliar-condicoes-da-bacia>.

Attayde JL, Brasil J, Menescal RA. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fish Manag Ecol*. 2011; 18(6): 437-43. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x>

Britto SGD, Carvalho ED. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Act Lim Bra*. 2006; 18(4):377-388. Disponível em: [http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta\\_limnologica\\_contents1804E\\_files/18\(4\)\\_04.pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1804E_files/18(4)_04.pdf).

Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Britton JR, Agostinho AA, Almeida FSD, Orsi ML. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoo*. 2018; 35:1-6. <http://dx.doi.org/10.3897/zoologia.35.e14638>.

Casimiro ACR, Garcia DAZ, Costa ADA, Britton JR, Orsi ML. Impoundments facilitate a biological invasion: Dispersal and establishment of non-native armoured catfish *Loricariichthys platymetopon* (Isbrückler & Nijssen, 1979) in a neotropical river. *Limnologica*. 2017; 62(1): 34-7. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.11.001>

Casimiro ACR, Ashikaga FY, Kurchevski G, Almeida FS, Orsi ML. Os impactos das introduções de espécies exóticas em sistemas aquáticos continentais. *Bol Soc Bras Limn*. 2010; 38(1):1-10.

CESP. A pescada-do-Piauí *Plasgioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo – CESP. In: CESP: Torloni CE, Santos JJ, Carvalho Júnior NA, Corrêa ARA. Série Pesquisa e Desenvolvimento. 2003; p.1-23.

Colwell RK, Chao NJ, Gotelli S, Lin Y, Mao X, Chazdon RL, Longino JT. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*. 2012; 5(1):3-2. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>

CTG Brasil – China Three Gorges Corporation [internet]. 2020. Disponível em: <https://www.ctgbr.com.br/portfolio-item/energia-hidreletrica/>

Daga VS, Olden JD, Gubiani ÉA, Piana PA, Padial AA, Vitule JR. Scale-dependent patterns of fish faunal homogenization in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*.

2019; 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04145-5>.

Dajoz R. *Ecologia Geral*. Rio de Janeiro: Editora Vozes; 1978.

Ferrareze M, Nogueira MG, Casatti L. Differences in ichthyofauna feeding habits among lateral lagoons and the river channel in a large reservoir. *Braz Jour Bio*. 2015; 75(2): 380-390. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.14713>

Ferraz JD, Garcia DAZ, Casimiro ACR, Yabu MHS, Geller IV, Magalhães ALB, Vidotto-Magnoni AP, Orsi ML. Descarte de peixes ornamentais em águas continentais brasileiras registrados no Youtube<sup>TM</sup>: ausência de informação ou crime ambiental deliberado? *Rev Bras Zool*. 2019; 20(2):1-20. <https://doi.org/10.34019/2596-3325.2019.v20.26202>

Fricke R, Eschmeyer WN, Van der Laan R. *Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references* [internet]. San Francisco: California Academy of Science; 2020. Available

from: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Costa ADA, Casimiro ACR, Jarduli LR, Ferraz JD, Orsi ML. Importance of the Congonhas River for the conservation of the fish fauna of the Upper Paraná basin, Brazil. *Biodiversitas*. 2019a; 20(2): 474-481. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d200225>.

Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Orsi ML. Características reprodutivas de peixes invasores no rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, sul do Brasil. *Neo Bio Com*. 2019b; 14(4): 511-528. doi: 10.3897/neotropical.14.e49079.

Garcia DAZ, Britton JR, Vidotto-Magnoni AP, Orsi ML. Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biol Invasions*. 2018a; 20(5): 1229-1241. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1623-x>.

Garcia DAZ, Costa ADA, Almeida FSD, Bialetzki A, Orsi ML. Spatial distribution and habitat use by early fish stages in a dammed river basin, Southern Brazil. *Rev Biol Trop*. 2018b; 66(2): 605-621. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33384>.

Graça WJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá; EDUEM: 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

Hoffmann AC, Orsi ML, Shibatta AO. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia Ser Zool*. 2005; 95(3): 319-325. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000300012>

Géry J. The freshwater fishes of South America. In: Fittkau EJ et al.,

editors. Biogeography and ecology in South America. Junk: The Hague; 1969. p.828-848

Hueck K, Seibert P. Vegetationskarte von Südamerika. Stuttgart: Fischer; 1981.

Jarduli LR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Casimiro ACR, Vianna NC, Almeida FSD, Jerep, FC, Orsi ML. Fish fauna from the Paranapanema River basin, Brazil.

Biota Neotrop. 2019; 20(1):1-19. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0707>.

Júlio Junior HF, Tos CD, Agostinho AA, Pavanelli CS. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. Neotrop Ichthyol. 2009; 7(4): 709–718. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252009000400021>.

Kipper D, Bialetzki A, Santin M. Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil. Biota Neotrop. 2011; 11(1): 1-5. ID Artigo: 00911012011.

Langeani F, Castro RMC, Oyakawa OT, Shibatta OA, Pavanelli CS, Casatti L. Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 2007; 7(3):181–197. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020>

Legendre P, Legendre L. Numerical ecology. 2. ed. Amsterdam: Elsevier Science; 1998.

Legendre P, Gallagher ED. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecol. 2001; 129(1): 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

Leme GLA, Costa ADA, Garcia DAZ, Yabu MHS, Orsi ML. Potencial do rio Anhumas como um dos principais afluentes do rio Paranapanema, no atual contexto de conservação de espécies nativas. Bol Soc Bras Ictiol. 2015; 115(3):18-21.

Loures RC, Pompeu PS. Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade. Freshwater Biology. 2019; 64(10): 1806-1820. <https://doi.org/10.1111/fwb.13372>.

Lowe-McConnell RH. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP: São Paulo; 1999.

Maack, R. Geografia física do Estado do Paraná. Rio de Janeiro: J. OLYMPIO; 1981. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_nlinks&ref=000404&pid=S1679-6225201200020000500020&lng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000404&pid=S1679-6225201200020000500020&lng=en).

Marcucci KM, Orsi ML, Shibatta OA. Abundância e aspectos reprodutivos de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) em quatro trechos

da represa Capivara, médio rio Paranapanema. *Iheringia Sér Zool.* 2005; 95 (2): 197–203. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212005000200010>.

Melo AS. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop.* 2008; 8(3); 21-27. <http://hdl.handle.net/10183/23298>.

Meschiatti AJ. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu, SP. *Acta Limn Bras.* 1995; 3(1): 115-137. Disponível em: [http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta\\_limnologica\\_contents7E\\_files/artigo%2011\\_volume%20VII.pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents7E_files/artigo%2011_volume%20VII.pdf).

Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G, Bialezki A, Sanches PV, Makrakis MC, Pavanelli CS. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: EDUEM; 2001. Disponível em: [https://books.google.com/books/about/Ovos\\_e\\_larvas\\_de\\_peixes\\_de\\_%C3%A1gua\\_doce.htm?id=eNxQAAAACAAJ](https://books.google.com/books/about/Ovos_e_larvas_de_peixes_de_%C3%A1gua_doce.htm?id=eNxQAAAACAAJ).

Neves MP, Delariva RL, Guimarães ATB, Sanches PV. Carnivory during ontogeny of the *Plagioscion squamosissimus*: a successful non-native fish in a lentic environment of the Upper Paraná River Basin. *PLoS One.* 2015; 10(11): e0141651. doi: 10.1371/journal.pone.0141651

Nobile AB, Freitas-Souza D, Lima FP, Queiroz J, Bayona-Perez IL, Carvalho ED, Ramos IP. (2019). Damming and seasonality as modulators of fish community structure in a small tributary. *Ecol Freshw Fish.* 2019; 28(4): 563-572. <https://doi.org/10.1111/eff.12475>

Oksanen AJ, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, Hara RBO, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E. Vegan: community ecology package. R package vegan, vers. 2.2-1 [internet]. 2019. Disponível em: <http://www.worldagroforestry.org/publication/vegan-community-ecology-package-r-package-vegan-vers-22-1>

Oliveira JF, Da Costa RS, Novaes JLC, Rebouças LGF, De Moraes-Segundo ALN, Peretti D. Efeito da seca e da variação espacial na abundância de indivíduos nas guildas tróficas da ictiofauna em um reservatório no Semiárido Brasileiro. *Bol Inst Pesca.* 2018; 42(1):51-64. <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n1p51>

Orsi ML, Almeida FS, Swarça AC, Claro-García A, Vianna NC, Garcia DAZ, Bialezki A. Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema: uma avaliação para a conservação. Assis: TRIUNFAL GRÁFICA E EDITORA; 2016.

Orsi ML, Britton JR. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *J Fish Biology*. 2014; 84(6): 1964-1970.  
<https://10.1111/jfb.12392>

Orsi ML. Estratégias reprodutivas de peixes da Região média-baixa do Rio Paranapanema, Reservatório de Capivara, São Paulo. São Paulo: Blucher Acadêmico; 2010. Disponível em: <https://www.blucher.com.br/livro/detalhes/estrategias-reprodutivas-de-peixes-1348/ciencias-biologicas-116>.

Ortega JCG, Júlio HF Jr, Gomes LC, Agostinho AA. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrob*. 2015. 746(1):147–158.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z>

Ota RR, Carvalho Deprá G, GraçaWJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotrop Ichthyol*. 2018; 16(2): e170094. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>.

Paiva Affonso I, Gomes LC, Agostinho AA, Latini JD, García-Berthou E. Interacting effects of spatial gradients and fishing gears on characterization of fish assemblages in large reservoirs. *Rev Fish Biol Fish*. 2016; 26(1): 71-81.  
<https://doi.org/10.1007/s11160-015-9402-1>.

Pelicice FM, Agostinho AA. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biol Invasions*. 2009; 11(8): 1789-1801, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358>

Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Esguícero ALH, Agostinho AA, Arcifa MS. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2018; 16(2):1-18. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170150>

Pereira LS, Neves RDAF, Miyahira IC, Kozlowsky-Suzuki B, Branco CWC, de Paula JC, dos Santos LN. Non-native species in reservoirs: how are we doing in Brazil?. *Hydrob*. 2018; 817(1):71-84. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3446-2>

Pettesse ML, Petrere Jr M, Spigolon RJ. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz J Biol*. 2007; 67(3): 433-445. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000300008>

Pettesse ML, Petrere Jr M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecol Eng*. 2012; 48(1): 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.033>

Reynalte-Tataje DA, Zaniboni-Filho E, Bialezki A, Agostinho AA. Temporal variability of fish larvae assemblages: influence of natural and anthropogenic disturbances. *Neotrop Ichthyol.* 2012; 10(4): 837-846. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012000400017>.

Sampaio T. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico.* 1944; 2(3): 30-81. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_nlinks&ref=000085&pid=S0073-4721200500030001200022&lng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000085&pid=S0073-4721200500030001200022&lng=pt).

Silva JC, Rosa RR, Galdioli EM, Soares CM, Domingues WM, Veríssimo S, Bialezki A. Importance of dam-free stretches for fish reproduction: the last remnant in the Upper Paraná River. *Acta Limn Bras.* 2017; 29(1): 1-17. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x10216>.

Silva PS, Makrakis MC, Miranda LE, Makrakis S, Assumpção L, Paula S, Marques H. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná River. *River Res Appl.* 2015; 31(3): 313-322. <https://doi.org/10.1002/rra.2755>.

Souza Filho EE, Stevaux JC. Geologia e geomorfologia do complexo Rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS, editors. *A planície de inundação do Rio Paraná.* Maringá: EDUEM; 1997. p. 3-46.

Ueida VS, Corrêa RM. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR, editores. *Ecologia de Peixes de Riachos, Série Oecologia Brasiliensis.* Rio de Janeiro: UFRJ; 1999.p.1-22. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2885941.pdf>.

Vidotto-Magnoni AP, Garcia DAZ, Costa ADA, Souza JG, Yabu MHS, Almeida FS, Orsi ML. Ichthyofauna of streams of the Lower Paranapanema River basin, state of Paraná, Brazil. *Check List.* 2015; 11(5): 1-8. <http://dx.doi.org/10.15560/11.5.1756>.

Vitule JRS, Skóra F, Abilhoa V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Divers Distrib.* 2012; 18(2):111-120. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x>.

Ward JV, Tockner K, Schiemer F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. *Regul Rivers: Res Mgmt.* 1999; 15(1-3): 125-139. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E).

## CAPÍTULO 2

### **Atributos ecológicos da assembléia de peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, Brasil**

João Daniel Ferraz<sup>1,2</sup>; Diego Azevedo Zoccal Garcia<sup>2</sup>; Armando César Rodrigues Casimiro<sup>1,2</sup>; Iago Vinícios Geller<sup>1,2</sup>; Lucas Ribeiro Jarduli<sup>2,3</sup>; Marcelo Hideki Shigaki Yabu<sup>2</sup>; Ana Paula Vidotto-Magnoni<sup>2,4</sup> & Mário Luís Orsi<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, KM 380, CEP 86.057-970, Londrina, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup>Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, KM 380, 86057-970, Londrina, PR, Brasil.

<sup>3</sup>Centro Universitário das Faculdades Integradas de Ourinhos, Rodovia BR 153, Km 338, CEP 19909-100, Bairro Água do Cateto, Ourinhos, São Paulo, Brasil.

<sup>4</sup>Laboratório de Ecologia e Comportamento Animal, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, KM 380, CEP 86057-970, Londrina, Paraná, Brasil.

E-mail para correspondência: jd\_ferraz@hotmail.com

The Paranapanema River, one of the main tributaries of the Upper Paraná River, is fragmented by dams. Dams harms the ichthyofauna, where the temporal scale alters the trophic groups. Also, reservoirs further biological invasion, induce changes in the fish assemblage. In this way, only species with adaptive capacity complete life cycles in fragmented environments. The present study investigates how the species in the Taquaruçu reservoir, Lower Paranapanema River deal to the trophic conditions in the impacted environment over time. In addition, its examines if the ichthyofauna present fully reproductive cycles. From spring 2018 to spring 2019, seven samples were taken with different capture devices in the reservoir transition zone. The species were classified as native or alien to the upper Paraná River basin, cluster into food groups and represented by abundance and biomass. they were also submitted to analyzes of sexual proportion, reproductive activity index, weight-length ratio and relative condition factor. 61 larvae and 1973 fish were captured, belong to seven orders and 20 families. Dominance by non-native species was observed, and a relevant change in the trophic structure influenced by them. Trophic groups that are abundant in early dam process have high representation in our results, 30 years after the reservoir establishment. Thus, the reservoir presents a late trophic outbreak process, due to the influence of actions in the surrounding areas. Few species complete their life cycle in the region, where most of these were invasive species. This species had a greater adjustment in the growth rates, showing successful colonization strategies. We concluded that the

ichthyofauna has changes due to the compartmentalization effect of the reservoir, where the environment does not offer conditions for specialist groups. A new management plan should be established in the reservoir, seeking to conserve the native ichthyofauna, maintain ecological relationships and relieve the present impacts.

**Key-words:** Dam, Biological Invasion, Trophic Guild, Reproduction, Growth index.

O rio Paranapanema, um dos principais afluentes do Alto rio Paraná, é fragmentado por barragens hidrelétricas. O barramento prejudica a ictiofauna, onde a escala temporal altera a representação dos grupos tróficos. Ainda, reservatórios favorecem invasão biológica, contribuindo para modificações na assembleia de peixes. Desta maneira, apenas espécies com capacidade adaptativa concluem ciclos alimentares e reprodutivos em ambientes fragmentados. O presente estudo buscou elucidar como as espécies do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, responderam às condições tróficas no ambiente impactado ao longo do tempo. Ainda, procurou-se verificar se a ictiofauna realiza plenamente ciclos reprodutivos. Da primavera de 2018 à primavera de 2019, realizaram-se sete amostragens com diferentes aparatos de captura na zona de transição do reservatório. As espécies foram classificadas quanto autóctones ou alóctones para a bacia do alto rio Paraná, agrupadas em grupos alimentares e representadas por abundância e biomassa. Também foram submetidas às análises de proporção sexual, índice de atividade reprodutiva, relação peso comprimento e fator de condição relativo. Capturou-se 61 larvas e 1973 peixes, pertencentes a sete ordens e 20 famílias. Verificou-se dominância por espécies não nativas, bem como relevante modificação na estruturação trófica influenciada por essas. Grupos tróficos que são abundantes em processos iniciais de barramento demonstraram alta representação em nossos resultados de 30 anos após o estabelecimento do reservatório. Dessa maneira, o reservatório parece situar-se em processo tardio de surto trófico, devido a influência de ações nas áreas ao redor. Poucas espécies demonstraram completar seu ciclo de vida na região, onde boa parte dessas foram espécies invasoras. Para estas, também foi verificado maior ajuste dos índices de crescimento, evidenciando estratégias de colonização bem sucedidas. Conclui-se que a ictiofauna tem sofrido alterações devido ao efeito de compartimentalização do reservatório, onde o ambiente não oferece condições de permanência para grupos especialistas. Uma nova proposta de manejo deve ser instaurada no reservatório, buscando a conservação da ictiofauna nativa, manutenção das relações ecológicas e mitigação dos impactos presentes.

**Palavras-chave:** Barramento, Invasão Biológica, Guildas tróficas, Reprodução, Aspectos de crescimento.

## **Aspectos de vida da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu**

### **Introdução**

Os peixes possuem grande importância dentro das comunidades aquáticas, como a participação no transporte e ciclagem de nutrientes através das diferentes estratégias alimentares (Winemiller et al., 2008; Small et al., 2011). Peixes neotropicais estão adaptados a disponibilidade de alimento oferecida pelos habitats, entretanto, a maioria das espécies apresentam plasticidade alimentar (Abelha et al., 2001). Assim, à medida que o ambiente é alterado as dietas também podem sofrer modificações (Zatti et al., 2012). Porém, algumas espécies não possuem essa capacidade, sofrendo modificações em sua representação quando

expostas a tais interferências (Delariva et al., 2013; Pereira et al., 2016; Granzotti et al., 2018; Smith et al., 2018). Nesse sentido, a análise trófica é uma ferramenta importante para avaliar distúrbios ambientais (Freitas & Siqueira-Souza, 2009).

Entre as análises de biologia reprodutiva dos peixes, as relações de investimento energético em tecidos somáticos e reprodutivos podem refletir as interações ecológicas em um determinado momento (Agostinho et al., 1993; Vazzoler, 1996; Orsi, 2010). A utilização de índices reprodutivos torna-se produtiva para assembleias de peixes em reservatórios, tornando-se aliados para diagnósticos rápidos da condição ambiental (Agostinho et al., 1993; Vazzoler, 1996; Orsi, 2010). Em adição, análises de crescimento das espécies pode congregam resultados mais contundentes sobre a dinâmica no ambiente estudado (Orsi et al., 2002; da Silva Lourenço et al., 2008; Caetano & Jané, 2018).

Em ambientes aquáticos, a construção de barragens modifica o ambiente, evento que modifica drasticamente características limnológicas (Agostinho *et al.*, 2007; Orsi & Britton; 2014). Tal mudança ambiental promove alterações no fluxo gênico e de organismos, na transferência de energia e matéria e na profusão dos nutrientes (Puth & Wilson, 2001). Em acréscimo, o barramento propicia o acesso de espécies de peixes para além de sua distribuição natural através da eliminação dos filtros biogeográficos e simplificação do habitat (Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014). A partir do estabelecimento das espécies não nativas em um novo ambiente caracteriza-se a invasão biológica, culminando na redução da diversidade nativa (Pelicice & Agostinho, 2009; Vitule *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014). Nessa perspectiva, o barramento associa as maiores ameaças as comunidades de água doce, as alterações hidrológicas e as invasões biológicas (Júlio Junior *et al.*, 2009).

O rio Paraná é o segundo maior rio em extensão da América do Sul, e o principal formador da bacia hidrográfica do Prata (Agostinho *et al.*, 2007). Abrigando mais de 500 espécies de peixes, em sua maioria espécies de pequeno porte com um alto grau de endemismo, a bacia é intensamente explorada para o aproveitamento energético através de usinas hidrelétricas (Castro *et al.*, 2003; Agostinho *et al.*, 2007). Um de seus principais afluentes, o rio Paranapanema, possui 11 reservatórios em cascata, o que o caracteriza como altamente fragmentado (Orsi *et al.*, 2016). O rio Paranapanema é também inserido na área de maior densidade populacional do país, que promovem diferentes impactos ambientais à bacia hidrográfica (PIRH PARANAPANEMA, 2016).

Estudos demonstraram que espécies não nativas tem obtido sucesso na manutenção de suas populações no Baixo rio Paranapanema após o processo de barramento, por meio de sua flexibilidade alimentar e/ou reprodutiva (Orsi *et al.*, 2010; Yabu, 2017;

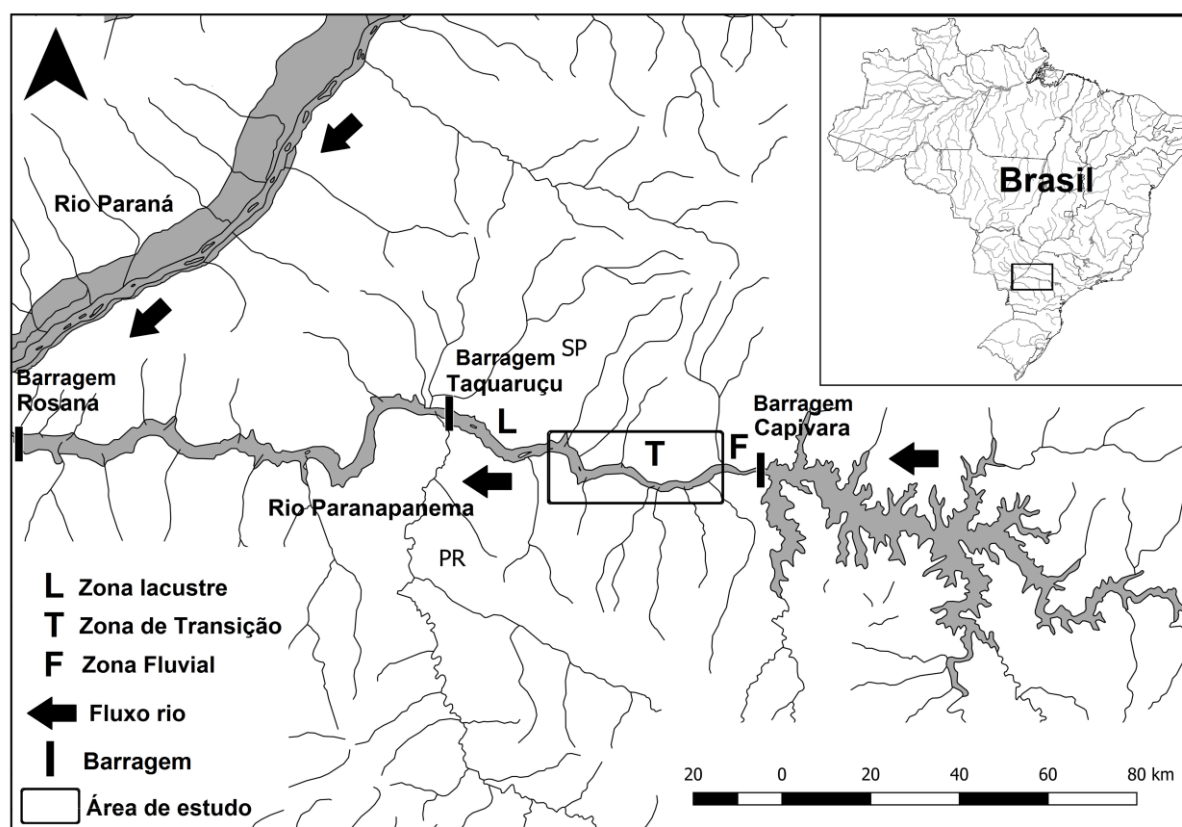
Garcia *et al.*, 2018ab). Nesse sentido, maiores estudos sobre esses aspectos de vida podem contribuir para melhor compreensão da dinâmica nas comunidades impactadas (Orsi *et al.*, 2010; Garcia *et al.*, 2018ab). O reservatório de Taquaruçu pertence a região Baixa do rio rio Paranapanema, sendo o penúltimo reservatório em um sistema de cascatas (Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.* 2018a). Sua ictiofauna foi alvo do último estudo em larga escala há mais de dez anos (Britto & Carvalho, 2006).

A partir dessa premissa, o presente estudo teve por objetivo verificar como as espécies do reservatório de Taquaruçu tem respondido às condições tróficas, bem como se tem apresentado índices reprodutivos e de crescimento em taxas satisfatórias, após a alteração ambiental imposta pelo barramento ao longo do tempo. Sendo assim, nossas hipóteses pressupõem: 1) Ocorreu uma alteração nas relações tróficas por meio da variação entre os grupos alimentares em uma escala temporal. 2) A alteração dos grupos tróficos é predominantemente influenciado pela presença de espécies não nativas. 3) Espécies não nativas apresentam capacidade reprodutiva superior às espécies nativas nesse tipo de ambiente . 4) Espécies não nativas apresentam índices de crescimento mais favoráveis que às espécies nativas nesse tipo de ambiente.

### Material e métodos

**1. Área de estudo.** O rio Paranapanema nasce na Serra de Paranapiacaba, município de Capão Bonito, Estado de São Paulo (Sampaio, 1944). A área de drenagem aproxima-se de 109.600 km<sup>2</sup> (Agostinho *et al.*, 1995), estendendo-se pelo sudeste de São Paulo e norte do Paraná (Sampaio, 1944). Percorre uma extensão de aproximadamente 930 km, onde cerca de 330 km concebem a divisa entre os dois estados, até desaguar no rio Paraná (Maack, 1981).

A Usina Hidrelétrica de Taquaruçu é localizada em 22°32'37.21"S e 52°00'00.37"O, no curso baixo do Rio Paranapanema (Jarduli *et al.*, 2019). Seu reservatório é o penúltimo de uma sequência de 11 construídos no curso principal do rio Paranapanema (Orsi *et al.*, 2016)(**Fig. 1**). Com 30 anos de existência, o reservatório caracteriza-se pelo regime de fio d'água, e apresenta profundidade máxima de 18 metros (Britto & Carvalho, 2006; Garcia *et al.*, 2018a). A área de superfície é de 105,5 km<sup>2</sup> e perímetro de 301 km, com poucos afluentes (maioria de pequeno porte) que desaguem em sua calha principal, onde boa parte destes sofre severas ações antrópicas (Britto & Carvalho, 2006; Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015).



**Fig. 1.** Área de estudo na zona de transição do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, com as barragens de Capivara, Taquaruçu e Rosana e seus respectivos reservatórios, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019.

**2. Amostragem.** Foram realizadas sete campanhas na zona de transição do reservatório (Britto & Carvalho, 2006), no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019, com finalidade de maior abrangência das estações climáticas. Os peixes foram capturados de modo passivo por redes de espera, com malhas entre 2 a 14 cm entre nós opostos (área de 500 m<sup>2</sup>) e 12 horas de exposição. As redes foram dispostas em pontos distintos do reservatório, de forma paralela e perpendicular às margens. Armadilhas em covo foram dispostas nas zonas marginais (7,41 m<sup>2</sup>), com padronização de 12 horas de exposição. Dentre as capturas ativas, foram utilizados arrastões (área de 6,32 m<sup>2</sup>), peneiras (área de 2 m<sup>2</sup>) e tarrafas (área de 9 m<sup>2</sup>), com duas horas de esforço por campanha. Larvas de peixes foram capturados de modo ativo no período noturno, através de redes de plâncton cônicas (malha de 0,5 mm e área de boca de 0,1963 m<sup>2</sup>) equipadas com fluxômetro para a obtenção do volume filtrado. As redes foram acopladas em ambas as bordas dos barcos à motor. Oito amostragens foram realizadas por campanha, tendo as redes 10 minutos de exposição cada, por amostragem (Garcia *et al.*, 2018b).

Os peixes coletados foram anestesiados e eutanasiados por superexposição a

óleo de cravo 1g/ml, conservados em formalina 10% e transferidos para álcool 70% após o período de fixação. Em laboratório, medidas de comprimento total (cm), comprimento padrão (cm) e biomassa (g) foram determinados. Gônadas e estômagos foram retirados por incisão abdominal. Estômagos tiveram seu conteúdo analisado, enquanto para gônadas foi realizada a pesagem (g), determinação do sexo e estágio de maturação (Vazzoler, 1996). A identificação dos peixes foi morfológica (Graça & Pavanelli, 2007; Ota *et al.*, 2018), contando com o auxílio do Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL). Após identificação, a ordenação taxônômica seguiu Fricke *et al.*, (2019). As larvas de peixes foram anestesiadas e eutanasiadas por superexposição à óleo de cravo 1g/ml e fixados em formalina 4% tamponada com CaCO<sub>3</sub>. Em laboratório, foram organizadas em placas do tipo Bogorov sob estereomicroscópio, e identificados morfológicamente (Nakatani *et al.*, 2001; Orsi *et al.*, 2016). Posteriormente, a abundância de larvas foi transformada em densidade estimada (Nakatani *et al.*, 2001).

Paralelamente às capturas biológicas, foram mensurados os parâmetros ambientais dos pontos amostrados nas sete campanhas realizadas e demonstrados por suas médias, com o objetivo de realizar considerações sobre a influência destas na estruturação trófica. Foram aferidos o Ph [H<sup>+</sup>], nitrato (mg/L-1), condutividade elétrica (µS/cm-1), temperatura da água (°C), saturação de oxigênio (%) e concentração de oxigênio (mg/L-1), obtidos com auxílio de aparelho específico (Yellow Springs, modelo YSI 95). A transparência foi averiguada por disco de Secchi (m), a turbidez por aparelho próprio (UTM) (turbidímetro digital LaMotte 2020) e a profundidade por aparelho sonar (m) (Garmin 5000).

**3. Análises laboratoriais.** As espécies foram organizadas segundo classificação taxonômica, e agrupadas quanto a nativas e não nativas para a bacia do alto rio Paraná, em abundância total (n), abundância relativa (%) e biomassa relativa em gramas (%). Durante todo o texto, utilizou-se as abreviações Ac. lacustris - *Acestrorhynchus lacustris* (Lütken 1875) - e As. lacustris - *Astyanax lacustris* (Lütken 1875) - para diferenciar as duas espécies.

Buscando a definição dos grupos tróficos, o conteúdo estomacal dos peixes foi analisado em microscópio estereoscópico e classificado até o menor grupo taxonômico possível. O volume dos itens foi mensurado pela compressão com uma lâmina de vidro em uma placa de altura conhecida, sendo o resultado convertido em mililitros (Hellawel & Abel, 1971). Posteriormente, os itens foram agrupados em categorias alimentares. Após a definição das categorias, as espécies foram submetidas a análise de agrupamento hierárquico (Cluster) por similaridade, onde a abundância relativa das categorias foi utilizada (Bray-Curtis) (Legendre & Legendre, 1998). Para verificação da robustez do agrupamento, a regra

do polegar foi aplicada e o coeficiente de correlação cofenética foi extraído (Borcard *et al.*, 2011). A partir do dendograma, os peixes foram organizados em grupos tróficos (Hahn *et al.*, 2002). A representação de cada grupo trófico foi calculada em abundância relativa e biomassa relativa. Uma comparação temporal foi feita com base em Britto & Carvalho (2006) utilizando a representação dos grupos alimentares por abundância relativa, levando em consideração somente espécies coletas pelos mesmos aparatos de captura (redes de espera).

À procura da caracterização sexual das populações, utilizou-se da proporção sexual e índices reprodutivos (Vazzoler, 1996). A proporção sexual foi definida pelo quociente entre o número de adultos (machos e fêmeas em estágio gônadal dois ou superior) para todo o período de amostragem. O teste de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) ( $p < 0,05$ ) foi utilizado com o propósito de avaliar a significância da diferença entre machos e fêmeas (Vazzoler, 1996). Para melhor caracterização dos espécies, utilizou-se como ajuste o número mínimo de 15 indivíduos para cálculos de IAR e 10 para a definição de proporção sexual.

Para os índices reprodutivos, foram utilizados machos e fêmeas em estágio gônadal três ou quatro (Vazzoler, 1996). A relação gonadossomática (RGS) foi calculada a partir da equação:  $RGS = W_o/W_t \times 100$ , onde  $W_o$  = peso dos ovários;  $W_t$  = peso total ((Vazzoler, 1996). Posteriormente, os resultados foram utilizadas para a definição do índice de atividade reprodutiva (IAR) (Agostinho *et al.*, 1993). Para tal, utilizou-se da equação: IAR

$$= \frac{\ln Ni \left( \frac{ni}{\sum ni} + \frac{ni}{Ni} \frac{RGS_i}{RGS_e} \right)}{\ln Nm \left( \frac{ni}{\sum ni} + 1 \right)} \times 100$$

, onde  $N_i$  = número de indivíduos na unidade amostral ;  $n_i$  = número de indivíduos "em reprodução" na unidade amostral  $i$ ;  $N_m$  = número de indivíduos na maior unidade amostral;  $n_m$  = número de indivíduos "em reprodução" na unidade amostral com maior  $n$ ;  $RGS_i$  = RGS média dos indivíduos "em reprodução" na unidade amostral  $i$ ;  $RGS_e$  = maior valor individual da RGS (Agostinho *et al.*, 1993). Os resultados foram comparados aos valores de referência:  $IAR \leq 2$  = atividade reprodutiva nula;  $2 \leq IAR \leq 5$  = atividade reprodutiva incipiente;  $5 \leq IAR \leq 10$  = atividade reprodutiva moderada;  $10 \leq IAR \leq 20$  = atividade reprodutiva intensa;  $IAR \geq 20$  = atividade reprodutiva muito intensa (Agostinho *et al.*, 1993 ). Para melhor caracterização dos espécies, utilizou-se como ajuste o número mínimo de 15 indivíduos para cálculos de IAR e 10 para a definição de proporção sexual.

Quanto aos índices de crescimento, a relação peso-comprimento foi utilizada para a definição do padrão de crescimento das espécies, sendo estabelecida pela equação exponencial  $W_t = aL_s^b$ , onde  $W_t$  é o peso total,  $L_s$  é o comprimento padrão,  $a$  é o coeficiente linear e  $b$  o coeficiente angular (Froese, 2006). Após, o coeficiente angular  $b$  foi extraído e utilizado como indicador do tipo de crescimento, para intervalo de confiança de

95% (Froese, 2006). Para  $b = 3$ , crescimento isométrico;  $b < 3$ , alométrico negativo; e  $b > 3$ , alométrico positivo, onde o teste *t-Student* foi utilizado para verificar se  $b$  diferiu significativamente de 3.0 ( $p > 0,05$ ) (Le Cren, 1951).

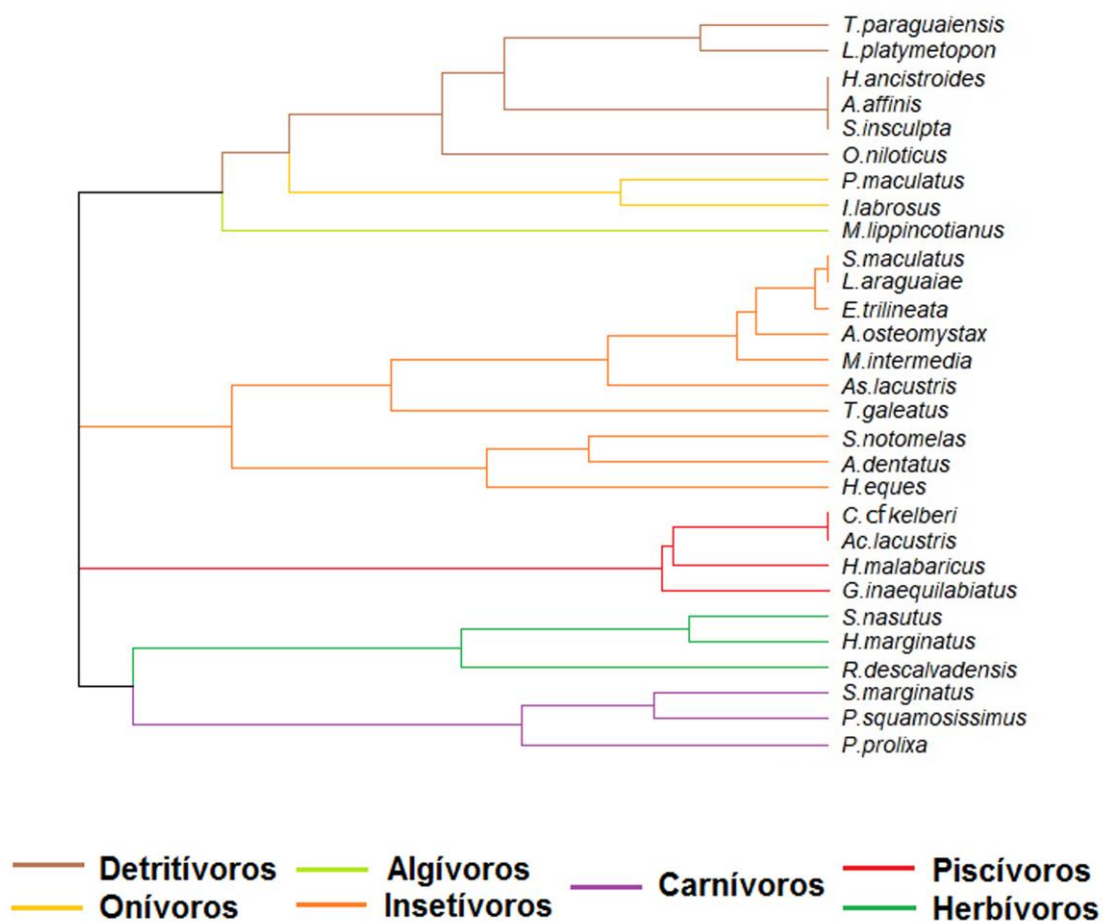
Também foi estipulado o Fator de Condição Relativo ( $Kn$ ), utilizando os valores de peso e comprimento padrão (Wootton *et al.*, 1978). A fórmula de  $Kn$  foi:  $Wt/We$ , onde  $Wt$  = peso empiricamente registrado e  $We$  o peso teoricamente esperado para um dado comprimento. Os valores dos coeficientes de regressão  $a$  e  $b$ , utilizados nas estimativas dos valores esperados de peso pela equação  $We = aLs^b$ , foram estimados através do ajustamento da curva da relação  $Wt/Ls$  (Le Cren, 1951). Os resultados do índice foram comparados ao valor de referência, onde o teste *t-Student* ( $p > 0,05$ ) foi utilizado para verificar se diferiram significativamente de 1,0 (Eckman, 1984).

### Resultados

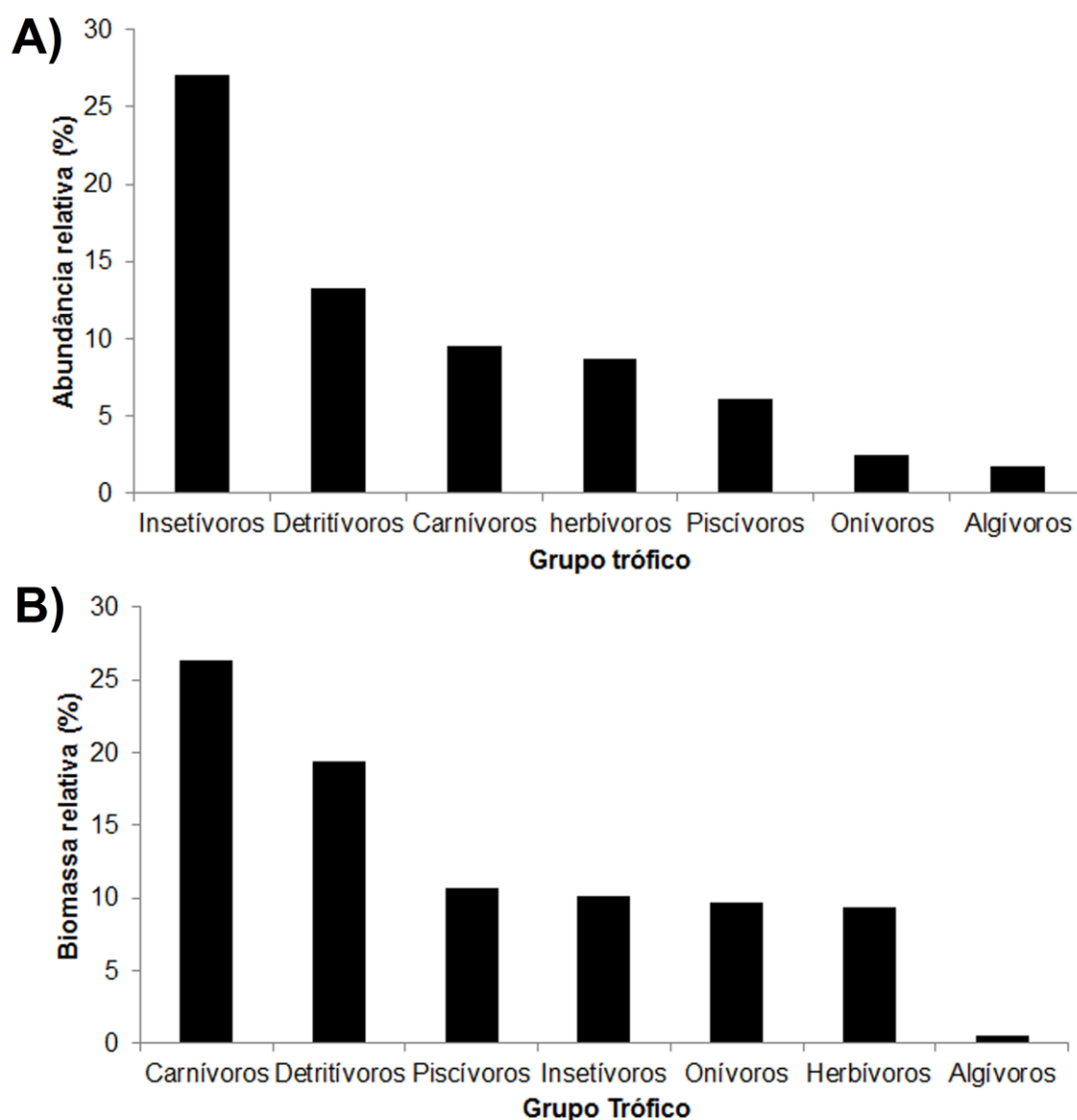
Um total de 1973 peixes e 61 larvas foram capturados, sendo pertencentes à 7 ordens e 20 famílias (**Tab. 1 – Apêndice**). 63 espécies foram registradas, sendo divididas em 41 nativas e 22 não nativas para a bacia do alto rio Paraná (**Tab. 1 – Apêndice**). Cinco espécies não nativas, *Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy 1903, *Hyphessobrycon eques* (Steindachner 1882), *Loricariichthys platymetopon* Isbrücker & Nijssen 1979, *Roeboides descavadensis* Fowler 1932 e *Plagioscion squamosissimus* (Heckel 1840), concentraram aproximadamente 45% da abundância relativa. Duas espécies não nativas, *L. platymetopon* e *P. squamosissimus*, representaram aproximadamente 45% da biomassa relativa. A dificuldade em identificação das larvas não possibilitou classificações taxonômicas profundas. Assim, houve predomínio em abundância para Perciformes (54%), Characiformes (16,3%) e Siluriformes (11,4%), bem como Sciaenidae (54%), Anostomidae (13,1%) e Auchenipteridae (8,1%). Foram identificados somente os gêneros *Plagioscion* Gill 1861 ( $n=35$ ), *Hemigrammus* Gill 1858 ( $n=2$ ) e *Hypostomus* Lacepède 1803 ( $n=1$ ), onde *Hemigrammus marginatus* Ellis 1911 foi a única espécie identificada. Larvas não identificadas representaram 13,11 % da amostragem. Os resultados dos parâmetros ambientais estão dispostos na **Tab. 2 - Apêndice**.

A análise de conteúdo estomacal foi realizada para 29 espécies, elencando 33 itens alimentares. Desta forma, as categorias alimentares foram organizadas a partir dos itens registrados: Insetos aquáticos = larvas de Trichoptera, larvas e pupas de Diptera, ninfas de Ephemeroptera, larvas de Coleoptera, larvas de Odonata e fragmentos não identificados; Insetos terrestres = adultos de Ephemeroptera, Hymenoptera, Hemiptera, Tysanoptera, Lepidoptera, Coleoptera, Collembola e fragmentos não identificados; Microcrustáceos =

Cladocera, Copepoda e Ostracoda; Macrovertebrados = Araneae, Gastropoda, Bivalvia, Acari, Decapoda, Diplopoda e Tecameba; Peixe = peixes inteiros, escamas, partes e ossos; Algas = algas filamentosas de diferentes grupos; Vegetais = fragmentos vegetais, folhas, caules e sementes; Detrito = detritos orgânicos e inorgânicos em diferentes estágios de decomposição. O agrupamento hierárquico das espécies pelas categorias alimentares demonstrou robustez, tendo coeficiente cofenético de 0,86 e maioria dos nós próximos ou abaixo de 50%, através da regra do polegar. Oito grupos tróficos foram definidos, sendo Insetívoros, com dez espécies; Detritívoros, com cinco espécies; Piscívoros, com quatro espécies; Carnívoros e Herbívoros, ambas com três espécies; Onívoros, com duas espécies e Algívoros, com uma espécie (**Fig. 2**). *Hyphessobrycon eques* foi agrupada dentro de insetívoros, porém sua categoria alimentar com maior representação volumétrica foi microcrustáceos, enquanto *Roeboides descalvadensis* foi agrupada em herbívoros, mesmo apresentando grande porcentagem volumétrica da categoria insetos terrestres (**Fig. 2**). Para a abundância relativa dos grupos, Insetívoros demonstrou os maiores valores (27%), seguido dos Detritívoros (13,3%) e Carnívoros (9,5%) (**Fig. 3a**). Para a biomassa relativa, o grupo dos Carnívoros foi o mais representativo (26,3%), seguido dos Detritívoros (19,4%) e Piscívoros (10,7%) (**Fig. 3b**).



**Fig. 2.** Análise de similaridade com índice de Bray-Curtis por grupos alimentares para 29 espécies de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 a Setembro de 2019.



**Fig. 3.** (A) Abundância relativa\* e biomassa relativa (B) dos grupos tróficos para 29 espécies de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. \* = Espécies exclusivamente capturadas em metodologias de arrasto, peneira, covo e tarrafa não foram representadas.

Vinte e uma espécies tiveram sua proporção sexual e o Índice de Atividade Reprodutiva definidos, sendo destas 13 não nativas (**Tab. 3**). *Cichla cf kelber* Kullander & Ferreira 2006, *Iheringichthys labrosus* (Lütken 1874), *L. platymetopon*, *Metynniss lippincottianus* (Cope 1870), *Moenkhausia intermedia* Eigenmann 1908, *P. squamosissimus* e *Trachelyopterus galeatus* (Linnaeus 1766) apresentaram proporções sexuais discrepantes, verificado pelo valor de significância ( $p < 0,05$  para todos) pelo teste de qui-quadrado (**Tab. 3**). Dentre as espécies não nativas, *L. platymetopon*, *M. lippincottianus* e *Auchenipterus osteomystax* (Miranda Ribeiro 1918) apresentaram IAR intenso e *T. galeatus* IAR muito

intenso. Para as nativas, *Hoplias malabaricus* (Bloch 1794), *Schizodon nasutus* Kner 1858, *Serrasalmus maculatus* Kner 1858 e *Pimelodus maculatus* Lacepède 1803 apresentaram IAR intenso e *Ac. lacustris* e *I. labrosus* IAR muito intenso (**Tab. 3**).

**Tab. 3.** Proporção sexual e índice de atividade reprodutiva das espécies de peixe do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. PS=proporção sexual, onde M=número absoluto de machos; F=número absoluto de fêmeas; I=número absoluto de imaturos (juvenis); IAR=índice de atividade reprodutiva, onde INC=incipiente; INT=intensa; MOD=moderada; MUI=muito intensa; NUL=nula. NC = não calculado. \* = Espécies não nativas para a bacia do Alto rio Paraná.

Espécie	PS (M:F)	PS (M)	PS (F)	PS (I)	IAR
<i>A. osteomystax</i> *	1M:1F	13	13	14	INT
<i>Ac. lacustris</i>	1M:4F	4	16	13	MUI
<i>As. lacustris</i>	1M:2F	8	20	71	MOD
<i>C. britskii</i>	1M:1,5F	2	3	5	NC
<i>C. cf kelberi</i> *	8M:1F	8	1	1	NC
<i>H. ancistroides</i>	1M:1F	3	3	6	NC
<i>H. eques</i> *	1M:1,5F	30	50	138	INC
<i>H. malabaricus</i>	1M:1F	9	9	2	INT
<i>H. marginatus</i>	1M:3F	3	8	68	NC
<i>I. labrosus</i>	1M:4F	3	13	0	MUI
<i>L. platymetopon</i> *	1M:4F	30	116	24	INT
<i>M. intermedia</i>	1M:5F	13	60	27	MOD
<i>M. lippincottianus</i> *	9M:1F	9	1	23	INT
<i>P. maculatus</i>	1M:2F	11	20	3	INT
<i>P. squamosissimus</i> *	5M:1F	107	20	9	NUL
<i>R. descavadensis</i> *	1M:1,5F	20	34	85	INC
<i>S. brevipinna</i> *	1M:1F	7	6	4	MOD
<i>S. maculatus</i>	1,5M:1F	5	3	10	INT
<i>S. marginatus</i> *	1M:2F	3	6	31	NC
<i>S. nasutus</i>	1M:1F	13	14	5	INT
<i>T. galeatus</i> *	6M:1F	13	2	23	MUI

A relação peso/comprimento e o fator de condição relativo foram calculados para 21 espécies, onde 10 foram não nativas (**Tab. 4**). Destas, 11 espécies apresentaram crescimento alométrico positivo, nove crescimento alométrico negativo e uma crescimento isométrico (**Tab. 4**). Quanto ao fator de condição, as 21 espécies apresentaram índices superiores ao valor de referência (1,0), com valor médio de  $Kn$  de 1,32 ( $\pm 0,317$  SD) (**Tab. 4**).

**Tab. 4.** Estatística descritiva e parâmetros estimados da relação peso/comprimento e fator de condição relativo para 21 espécies de peixes do reservatório de Taquaruçu, baixo rio Paranapanema, no período de setembro de 2018 à setembro de 2019. n = número de indivíduos; Pc = Padrão de crescimento; Cmín-Cmáx = amplitude de comprimento registrado (cm); Pm = Peso médio (g); a = coeficiente dependente do peso; b = coeficiente de alometria; r<sup>2</sup> = coeficiente de determinação; Kn = fator de condição relativo; A+ = alométrico positivo; A- = alométrico negativo; I = isométrico. \* = Espécies não nativas para a bacia do Alto rio Paraná.

Espécie	n	Pc	(Cmín-Cmáx) (cm)	Pm (g)	a	b	r <sup>2</sup>	Kn
<i>A. affinis</i>	44	A+	2,8-10,0	2,9	0,0078	3,41	0,983	1,39
<i>A. dentatus</i> *	220	A-	1,8-4,3	0,4	0,0170	2,80	0,894	1,14
<i>A. osteomystax</i> *	40	A-	12,5-19,5	44	0,034	2,64	0,677	1,03
<i>Ac. lacustris</i>	33	A+	3,0-23,5	75,1	0,0088	3,19	0,97	1,62
<i>As. acustris</i>	99	A+	1,9-12,2	10,3	0,0209	3,17	0,99	1,20
<i>Crenicichla sp.</i>	57	A-	2,0-10,2	4,6	0,0239	2,83	0,898	1,41
<i>H. eques</i> *	218	A-	1,0-3,9	0,3	0,0234	2,90	0,860	1,35
<i>H. malabaricus</i>	20	A+	10,5-30	280	0,0106	3,19	0,985	1,13
<i>H. marginatus</i>	79	A-	1,0-3,4	0,1	0,0170	2,69	0,802	2,29
<i>L. platymetopon</i> *	170	A+	10,8-27	92,3	0,0049	3,19	0,973	1,03
<i>M. intermedia</i>	100	A+	1,8-8,0	5,4	0,0116	3,36	0,961	1,50
<i>M. lippincotianus</i> *	33	A+	1,4-11,0	14,8	0,0266	3,25	0,964	1,28
<i>O. niloticus</i> *	36	A+	0,8-5,5	1,7	0,0241	3,20	0,943	1,54
<i>P. maculatus</i>	34	I	9,0-27,5	191	0,0175	3,07	0,957	1,05
<i>P. squamosissimus</i> *	136	A-	13,9-34,5	167,2	0,1443	2,80	0,958	1,06
<i>R. descavadensis</i> *	139	A-	1,6-7,8	0,47	0,314	2,76	0,951	1,85
<i>S. maculatus</i>	18	A+	2,0-28,0	169,8	0,218	3,22	0,999	1,15
<i>S. marginatus</i> *	40	A+	1,6-16,5	12,9	0,0157	3,28	0,933	1,14
<i>S. nasutus</i>	32	A+	11,5-30	263,4	0,0107	3,21	0,982	1,04
<i>S. notomelas</i>	112	A-	1,1-3,2	0,3	0,0242	2,87	0,900	1,45
<i>T. galeatus</i> *	38	A-	5,5-10	27,8	0,0571	2,79	0,989	1,07

### Discussão

Ao se comparar os resultados aqui dispostos com o último estudo em larga escala realizado no reservatório de Taquaruçu (Britto & Carvalho, 2006), percebe-se um rearranjo na estrutura trófica da ictiofauna, validando nossa primeira hipótese. O fenômeno de alteração dos recursos alimentares é bastante observado em situações de barramento (Delariva *et al.*, 2013; Granzotti *et al.*, 2018; Smith *et al.*, 2018). Nos primeiros momentos do estabelecimento do reservatório ocorre o chamado surto trófico, onde ocorre o incremento da utilização de itens alóctones, devido à inundação de que áreas que possuem maior comunicação com a região terrestre, como zonas marginais, tributários e lagoas (Agostinho *et*

*al.*, 1999). Dessa maneira, espécies que se alimentam de vegetais e invertebrados são favorecidos (Agostinho *et al.*, 1999; Silva Cassemiro *et al.*, 2002). Contudo, os resultados de Britto & Carvalho (2006) referentes à coletas realizadas após o fechamento do reservatório e o monitoramento nos primeiros dez anos (1992-2000) demonstraram o predomínio de piscívoros, carnívoros e onívoros, e baixa abundância de herbívoros e insetívoros. Após 30 anos de barramento, observamos insetívoros como o grupo mais abundante, seguido dos detritívoros e carnívoros, bem como a ascensão dos herbívoros. Tal padrão parece incomum para os processos tróficos em reservatórios (Agostinho *et al.*, 1999).

Após alguns anos do reservatório em atividade, ocorre o processo de envelhecimento (Cunha-Santino *et al.*, 2013). Devido aos processos de acumulação da água, sedimentação e decomposição da matéria orgânica, ocorrem alterações físico-químicas como anoxia, estratificação térmica e acidificação (Cunha-Santino *et al.*, 2013). A partir dessa fase, uma nova dinâmica de produtividade se estabelece no reservatório, onde detritos e itens autóctones como invertebrados aquáticos passam a ser os elementos mais representativos na dieta dos peixes (Agostinho *et al.*, 1999). A verificação da utilização de itens autóctones em larga escala pela ictiofauna fundamenta a acomodação trófica num determinado ambiente estudado (Souto *et al.*, 2016; Lima *et al.*, 2018). Desta maneira, os resultados observados parecem demonstrar que o reservatório de Taquaruçu estaria passando por um surto trófico/processo de colonização tardio (Agostinho *et al.*, 1999).

Porém, a abundância de piscívoros em Britto e Carvalho (2006) e sua redução em nossos resultados vem a elucidar as interações no ambiente. Tal observação corrobora o padrão para reservatórios recém estabelecidos. Nos primeiros anos do represamento, os predadores residentes são favorecidos e aumentam sua abundância (Pereira *et al.*, 2016; Granzotti *et al.*, 2018). Tal interação deve-se ao aumento do número de presas de pequeno porte, que colonizam as zonas marginais e são beneficiados pelos itens alóctones recém incorporados ao ambiente (Agostinho *et al.*, 1999, 2016; Loures & Pompeu, 2018). Assim, o grupo dos insetívoros também deveria ser melhor representada no estudo de Britto e Carvalho (2006). Todavia, deve-se levar em consideração que as diferenças entre as análises tróficas para ambos os trabalhos pode influenciar as discrepâncias observadas.

A condição ambiental também deve ser considerada. Nossos dados demonstram grande transparência da água. Entretanto, ao se comparar com os resultados de Britto & Carvalho, (2006), observa-se um aumento vagarosos do parâmetro no reservatório de Taquaruçu. Tal observação é incomum, já que o aumento da transparência ocorre nos momentos iniciais dos reservatórios (Granzotti *et al.*, 2018; Paiva Affonso; 2018). Ainda

foram registrados grandes concentrações de nitrogênio na água. A bacia do alto rio Paraná apresenta como característica maiores índices de nitrato que outras regiões, relacionados com sazonalidade, vegetação, formação geológica e a dinâmica de vazão dos reservatórios (Agostinho *et al.*, 2004). Entretanto, os níveis observados para Taquaruçu também podem ter relação com a atividade agrícola presente nas áreas circundantes do reservatório, onde processos de lixiviação podem carregar fertilizantes nitrogenados para a água (Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015). Organismos pertencentes à produção primária, como plantas e fitoplâncton, respondem positivamente as variações destes compostos (Agostinho *et al.*, 2004). Por fim, observou-se maciça presença de macrófitas invasoras, sobretudo do gênero *Egeria* sp. (Elódea), provavelmente favorecidas pelo aumento de transparência e nutrientes (Yabe & Gimenez, 2002; Agostinho *et al.*, 2004).

Após o estabelecimento do reservatório e o início da oligotrofia, ocorre a colonização das zonas marginais (Agostinho *et al.*, 1999). Espécies de grande porte não adaptadas a condição lacustre migram para regiões à montante, que conservam características mais semelhantes ao ambiente original (Agostinho *et al.*, 1999; Loures & Pompeu, 2018). Dessa maneira, as espécies de médio e pequeno porte passam a ser os principais representantes da nova assembléia de peixes (Agostinho *et al.*, 1999; Loures & Pompeu, 2018). Em muitos casos, são espécies oportunistas de alto investimento reprodutivo, ausência de migração de longa distância e grande plasticidade alimentar (Pelicice & Agostinho, 2009; Loures & Pompeu, 2018). Os peixes de pequeno porte se distribuem em abundância em zonas marginais, intimamente associados as macrófitas em busca de alimento e refúgio dos predadores (Pelicice & Agostinho, 2009; Agostinho *et al.*, 2016). Desta forma, tais espécies consomem invertebrados nesses locais, dentre eles os insetos, como foi observado para espécies invasoras abundantes como *A. dentatus* e *H. eques* (Casatti *et al.* 2003; Pelicice & Agostinho, 2009). A partir disso, a grande representação dos insetívoros de forma tardia na sucessão de eventos em Taquaruçu pode estar relação com a somatória de componentes, como a invasão biológica, o aumento de transparência e a multiplicação das macrófitas influenciado pela transparência e influxo de fertilizantes (Agostinho *et al.*, 2016; Dias *et al.*, 2020).

A dinâmica da transparência e o aumento das macrófitas pode ter influenciado no incremento tardio também dos herbívoros, padrão pouco comum em dinâmicas de reservatórios (Agostinho *et al.*, 1999; Delariva *et al.*, 2013). Porém, o aumento tardio de aporte vegetal nas margens pode ter igual relação com o observado. Deve-se considerar que Taquaruçu é um reservatório de fio d'água, onde o volume inundado é menor do que em sistemas de acumulação (Orsi *et al.*, 2016). Ainda, nos princípios da construção,

suas margens não possuíam grandes matas (Orsi *et al.*, 2016). Dessa maneira, a instalação do reservatório inundou uma área menor, tendo incorporado pouco material vegetal.

Reservatórios com características similares apresentaram similar baixa representação de herbívoros em processos iniciais de barramento (Dias *et al.*, 2020). Anos depois, um programa de reflorestamento foi implementado em Taquaruçu, após o levantamento ictiofaunístico realizado em 2006 (Orsi *et al.*, 2016), o que poderia explicar os baixos resultados observados em Britto & Carvalho (2006) para herbívoros. A ascensão tardia de herbívoros registrada no presente estudo é um novo exemplo de padrão incomum à ser incorporados aos estudos de dinâmica em reservatórios (Dias *et al.*, 2020).

A representação inesperada dos carnívoros no levantamento anterior e sua redução no presente estudo pode ter ligação com a presença de espécies não nativas. Na maioria dos estudos, carnívoros aumentam em processos tardios de reservatórios, por utilizarem principalmente uma combinação de itens autóctones (Agostinho *et al.*, 1999; Orlandi-Neto *et al.*, 2019). Entretanto, verifica-se que essa condição pode ser modificada em reservatórios com peixes e invertebrados não nativos (Oliveira *et al.*, 2016; Orlandi-Neto *et al.*, 2019). Britto (2003) observou o grupo dos carnívoros sendo representada por três espécies de peixes, sendo duas não nativas, *A. osteomystax* e *T. galeatus*. Em adição, observou-se no reservatório a abundante presença de *Macrobrachium* sp. A introdução destes invertebrados é facilitada por escapes em produções de aquicultura (Casimiro *et al.*, 2018). A introdução do camarão não nativo *Macrobrachium amazonicus* (Heller 1862) em reservatórios favoreceu predadores oportunistas, aumentando a representação dos carnívoros independente da condição ambiental do reservatório (Oliveira *et al.*, 2016). Dessa forma, espécies que aproveitam diversos itens autóctones, desde peixes e insetos, podem usufruir também dos decápodos, como verificado para *P. squamosissimus* (Oliveira *et al.*, 2016). A presença abundante de *Macrobrachium* sp. foi observada no período de estudo no reservatório de Taquaruçu, sendo utilizada por *P. squamosissimus* para manter a representação dos carnívoros.

A grande representação dos detritívoros também foi relevante em nossos resultados. Os detritívoros são favorecidos em processos tardios de reservatórios, indicando que Taquaruçu estaria em tal condição (Agostinho *et al.*, 1999). Entretanto, deve-se observar que a representação do grupo foi majoritariamente influenciada pela espécie invasora *L. platymetopon*, que em 2006 já era a espécies mais abundante do reservatório de Taquaruçu (Britto & Carvalho, 2006). Porém, ainda não representa o suficiente para dominar a estruturação trófica, como foi observado no presente registro. Deve-se considerar que a

presença de espécies invasoras interfere em processos sucessionais, sobretudo em ambientes impactados como bacias hidrográficas fragmentadas (Agostinho *et al.*, 2007; Orsi *et al.*, 2016). Desta forma, *L. platymetopon* e *P. squamosissimus* podem causar impacto à assembléia de peixes nativa (Marcucci *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007; Orsi 2010). Ambas as espécies possuem características alimentares, reprodutivos e comportamentais que favoreceram seu estabelecimento nos reservatórios do rio Paraná e seus afluentes (Marcucci *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007; Reynalte-Tataje *et al.*, 2011; Orsi *et al.* 2016).

A ictiofauna de Taquaruçu demonstrou um padrão de dominância por parte das espécies não nativas, tanto em abundância quanto em biomassa. De mesma maneira, sua estruturação trófica foi fortemente influenciada por esse registro (Lima *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2016). Verificou-se quatro grupos alimentares representarem mais de 65% de toda a biomassa do estudo. Do ponto de vista do fluxo de energia, a simplificação da obtenção do alimento é clara, onde próximo de 45% de toda a biomassa relativa está concentrada em duas espécies não nativas, *P. squamosissimus* e *L. platymetopon* (Miranda *et al.*, 2019; Dias *et al.*, 2020). Porém, a partir da sequência de eventos atípicos expostos, bem como a dinâmica trófica e o possível surto trófico tardio observado, torna-se difícil afirmar em que estágio sucessional o reservatório de Taquaruçu se encontra, bem como se sua ictiofauna já concluiu o estágio de acomodação (Orsi & Britton, 2014; Agostinho *et al.*, 2016; Nobile *et al.*, 2019). Desta maneira, os resultados aqui dispostos corroboram a idéia de compartimentalização dos reservatórios (Nobile *et al.*, 2019). Nobile *et al.*, (2019) defende que cada reservatório responde a soma de fatores externos e intrínsecos, como o regime de fluxo da usina, aspectos da vegetação na zona ripária, ictiofauna presente antes do barramento, influencia de tributários e interferências humanas nas áreas circundantes, como observado no presente estudo.

A discrepância entre a proporção sexual para nove espécies pode ter relação com segregação espaço-temporal (Vazzoler, 1996; Orsi *et al.*, 2004; Orsi, 2010). De mesmo modo, as taxas diferentes de crescimento entre machos e fêmeas interferem na seletividade de captura dos aparatos, que são baseados no tamanho dos indivíduos (Orsi, 2010). Por fim, aspectos comportamentais e o esforço de pesca também interferem (Orsi, 2010; Gomiero & Braga, 2018). *Cichla kelberi* forma casais com cuidado parental (Graça & Pavanelli, 2007). Entretanto, a espécie sofre intensa captura por pesca esportiva, o que pode alterar suas populações (Orsi, 2010; Gomiero & Braga, 2018). Para *M. intermedia* e *I. labrosu*, foi observado a formação de cardumes de sexos distintos (Orsi, 2010; Casimiro *et al.*, 2011). Quanto a *L. platymetopon*, os machos ficam incumbidos do cuidado parental, ao carregarem

os ovos aderidos ao próprio corpo (Marcucci *et al.*, 2005). Dessa forma, encontram-se menos disponíveis para deslocar-se, o que pode refletir em maiores capturas de fêmeas.

*Trachelyopterus galeatus* possui fertilização interna, onde fêmeas fecundadas podem realizar pequenas migrações para diferentes áreas de desova (Garcia *et al.*, 2019b).

A utilização do IAR caracteriza a intensidade reprodutiva da assembleia de peixes em um determinado momento, onde alterações ambientais e fenômenos incomuns podem ser detectados (Vazzoler, 1996; Orsi, 2010). A fragmentação dos rios pelas barragens altera a vazão influenciada pela sazonalidade (Orsi *et al.*, 2016). Isso descaracteriza pulsos de inundação bem definidos, responsáveis por regular a reprodução dos peixes (Rolls *et al.* 2013; Orsi *et al.*, 2016). A ausência da dinâmica hídrica é agravada em reservatórios fio d'água, pela variação diária do nível da água (Orsi *et al.*, 2016), como o reservatório de Taquaruçu. O biênio 2018/2019 registrou baixos índices pluviométricos e os menores níveis para os reservatórios do rio Paranapanema em 19 anos (ANA, 2020). Nesse sentido, tais fatores podem ter diminuído o esforço reprodutivo dos peixes no período estudado, bem como pressionado as espécies reprodutivamente ativas à desovarem na calha principal do rio pela redução de áreas marginais de desova (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012).

Dentre as 21 espécies aptas à análise reprodutiva, 10 apresentaram valores altos de IAR, onde se observou que todas foram constantes nas amostragens. Os resultados demonstram que apenas espécies residentes utilizam a área para reprodução, pois a constância de captura reflete a habilidade das espécies em explorar os recursos ambientais disponíveis num determinado momento (Lemes & Garutti, 2002). Tal afirmação é suportada pela predominância de juvenis para 11 espécies no estudo, um indicativo da utilização da área como sítio de alimentação e crescimento (Orsi *et al.*, 2002). Tal panorama pode ser interpretado como mais um indício da alteração na assembleia de peixes, onde apenas algumas espécies tem conseguido completar seu ciclo de vida no ambiente. Nesse sentido, a comunidade pode estar caminhando para a simplificação biótica (Vitule *et al.*, 2012; Daga *et al.*, 2019). Em situações de simplificação, observa-se padrões de dominância por poucas espécies, muitas delas sendo alóctones com capacidade invasora para colonizar o ambiente modificado (Vitule *et al.*, 2012; Daga *et al.*, 2019). Tal panorama foi observado no presente estudo, corroborando estudos anteriores para a bacia do Baixo rio Paranapanema (Orsi *et al.*, 2010; Yabu, 2017; Garcia *et al.*, 2018a, 2019b).

Para afirmações contundentes a respeito do impacto da alteração ambiental sobre a reprodução das espécies, também devem ser considerados os resultados do esforço de captura de larvas (Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018a). Verificou-se baixa riqueza de larvas,

e alta densidade do gênero invasor *Plagioscion*. Vários autores verificaram *P. squamosissimus* como a espécie mais abundante ou entre as mais abundantes em larvas para o baixo rio Paranapanema (Kipper *et al.*, 2011; Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018). Entretanto, somente o presente estudo registrou a ocorrência de larvas do gênero para a calha principal do reservatório de Taquaruçu. Vazão e temperatura da água são preditoras da abundância e distribuição de ovos e larvas, onde a seca pode ter influenciado o que foi observado (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012; ANA, 2020).

A representação de larvas de Auchenipteridae também é relevante, pois para o rio Paranapanema o grupo é em grande parte não nativo (Ota *et al.*, 2018). Larvas das espécies invasoras *A. osteomystax* e *T. galeatus* estiveram presentes em estudos anteriores (Kipper *et al.*, 2011; Orsi *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018). Dessa forma, a verificação de altos valores de IAR para as duas espécies corrobora o registro de larvas. Nesse sentido, os resultados de ambas as análises corroboram a idéia que espécies invasoras, mesmo em condições adversas, tem conseguido completar seu ciclo de vida no Paranapanema. Tal padrão também verificado por Orsi *et al.* (2016) e Garcia *et al.* (2018a; 2019b). Dessa maneira, valida-se nossa terceira hipótese.

Observou-se baixa representação de larvas de espécies nativas, com predominância para estas de Anostomidae. Apesar da família ter como característica comportamento migratório, algumas apresentam adaptações às zonas lacustres que lhes proporcionam reproduzir-se e conservar populações em situações de barramento (Orsi *et al.*, 2016). Nesse sentido, foi observado IAR intenso para *S. nasutus*, justificando a representação de larvas de Anostomidae nas amostragens. Entretanto, demais espécies nativas apresentaram valores satisfatórios de IAR, como *Ac. lacustris*, *H. malabaricus*, *I. labrosus* e *S. maculatus*, todavia com ausência de respectivas larvas. IARs altos denotam plena capacidade de desova das espécies no trecho e na época em que são registrados (Agostinho *et al.*, 1993; Vazzoler, 1996; Orsi, 2010). Também deve-se considerar que tais espécies não realizam longas migrações para desova (Orsi *et al.*, 2016). Desta maneira, a não representação de demais larvas de espécies nativas mostra-se como forte indício da alteração no ciclo reprodutivo das espécies (Orsi *et al.*, 2016, Garcia *et al.*, 2018a), vindo a sustentar nossa terceira hipótese.

Na perspectiva do recrutamento, reforça-se o diagnóstico do impacto ambiental inferido sobre a região de Taquaruçu (Barzotto *et al.*, 2015; Da Silva *et al.*, 2015). A presença de tributários em reservatórios sustenta assembleias de peixes mais diversas e menos propensas a invasão biológica, ao fornecer ambientes com melhores condições para a reprodução (Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2017; Garcia *et al.*, 2019a). Taquaruçu

tem como característica poucos tributários, sendo boa parte deles impactados por ações humanas (Leme *et al.*, 2015; Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015). Tal registro torna o reservatório mais suscetível a simplificação da comunidade (Vitule *et al.*, 2012; Daga *et al.*, 2019). Portanto, a preservação dos tributários, sobretudo o rio Anhumas que é o maior e mais conservado o reservatório, faz-se necessária para a conservação da assembleia de peixes (Leme *et al.*, 2015; Vidotto-Magnoni *et al.*, 2015; Da Silva *et al.*, 2015; 2017). Para o rio Anhumas, já foi inclusive comprovada a presença de importantes espécies migratórias nativas como *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), *Rhaphiodon vulpinus* Spix & Agassiz, 1829 e *Salminus hilarii* Valenciennes, 1850, corroborando a importância do afluente para o reservatório (Leme *et al.*, 2015).

O padrão de crescimento (*b*) reforça a idéia de simplificação da comunidade e maior capacidade adaptativa para algumas espécies. Para 11 espécies, houve predomínio de populações juvenis, onde quatro apresentaram alometria negativa e três alometria positiva. Alometria negativa em juvenis é uma estratégia para aumento de comprimento rapidamente, o que diminui a taxa de predação (Silva Lourenço *et al.*, 2008). Alometria positiva denota o investimento em peso, refletindo a capacidade destas espécies em obter alimento no trecho e no período do estudo (Orsi *et al.*, 2004; Silva Lourenço *et al.*, 2008). Valores menores do fator de condição (*Kn*) podem indicar depleção alimentar, tendo relação com a sazonalidade e características ambientais (Caetano & Jané, 2018). Contudo, o *Kn* das 11 espécies demonstrou valores ajustados, atestando o bem estar destas espécies no reservatório.

Tal afirmação pode ser exemplificada pelas duas espécies invasoras já citadas, *A. osteomystax* e *T. galeatus*. Para essas, O IAR demonstrou aptidão para desova no trecho, enquanto a relação peso-comprimento (*b*) demonstrou crescimento alométrico negativo e os valores de *Kn* foram menores que das outras espécies. Assim, denota-se a diminuição do peso diante da condição reprodutiva, ou seja, a parte de material nas desovas. Ainda, menores valores do índice de bem estar (*Kn*) demonstram o custo energético do investimento em reprodução. Esse panorama é comum em reservatórios e esta relacionado a estratégias de colonização das espécies (Agostinho *et al.*, 1999).

Em situações de envelhecimento de reservatórios, a assembleia de peixes é gradativamente dominada por espécies de pequeno porte, que investem em ciclos de vida curtos (Agostinho *et al.*, 1999). Dentro desse ciclo de vida, as espécies investem primeiramente em crescimento, para evitar a predação (Silva Lourenço *et al.*, 2008). Logo em seguida, passam a realizar incremento em peso, pelo investimento nos tecidos reprodutivos (Agostinho *et al.*, 1999). Assim, observa-se que as três invasoras de pequeno porte mais

abundantes do estudo, *A. dentatus*, *H. eques* e *R. descalvadensis*, apresentaram tal comportamento de alometria negativa, porém sem atividade reprodutiva. Tal constatação pode ter relação com estratégias de antecipação dos ciclos reprodutivos que algumas espécies invasoras apresentam (Orsi, 2010; Kipper *et al.*, 2011). Perante o observado no presente estudo, reforça-se a idéia de que espécies com maior capacidade adaptativa terão sucesso na colonização de ambientes impactados, sobretudo as não nativas, validando nossa quarta hipótese.

Através dos resultados obtidos, podemos concluir que a assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu sofreu grande alteração devido à modificação ambiental imposta pelo barramento, bem como condições ambientais vigentes. O processo de barramento, somado a diversas interferências nas áreas ao redor e a invasão biológica influenciaram a estruturação trófica do reservatório. Assim, a região parece não obedecer aos padrões de dinâmica sucessional firmados em literatura. Espécies não nativas tem dominado a ictiofauna, beneficiadas por sua capacidade em colonizar o ambiente modificado. Desta maneira, apenas algumas espécies (boa parte delas invasoras), tem conseguido obter energia e completar seu ciclo de vida em um ambiente modificado. Espécies reofílicas e especialistas tem sido prejudicadas, enquanto oportunistas e generalistas favorecidas, num processo que pode levar à simplificação da assembléia de peixes. Perante a dinâmica sucessional que ocorre na ictiofauna de reservatórios, os resultados atípicos aqui expostos reforçam a importância de atualizações à estudos do passado e o constante monitoramento destes ambientes. Sendo Taquaruçu um reservatório de idade intermediária, danos irreversíveis à comunidade nativa podem ser instaurados. Sugere-se a elaboração de um plano de manejo para controle das espécies invasoras e restabelecimento das relações ecológicas entre espécies nativas, bem como a revisão do programa de estocagem realizado no reservatório.

### **Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e *China Three Gorges Corporation* (CTG Brasil). Agradecemos aos Pesquisadores do MZUEL, em especial ao Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep pela ajuda na identificação dos espécimes, e aos técnicos Aparecido de Souza, Edson Santana da Silva e Jurandir Miranda pelo auxílio em campo e em laboratório. Agradecemos à pousada Pôr do Sol pelo auxílio em hospedagem para os trabalhos realizados na região. Por fim, agradecemos aos membros do LEPIB-LEACEN/UEL, HISTOGEN/UEL, LECHEM/UEL E LAGEA/UEL pelo apoio na

realização deste estudo.

### Referências Bibliográficas

Abelha MCF, Agostinho AA, Goulart E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci.* 2001; 23(2):425-434.

Agostinho AA, Gomes LC, Santos NC, Ortega JC, Pelicice FM. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish Res.* 2016; 173(1): 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>

Agostinho AA, Gomes FM, Pelicice FM. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM; 2007.

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohyd & Hydrob.* 2004; 4(3): 255-56. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5287>

Agostinho AA, Miranda LE, Bini LM, Gomes LC, Thomaz SM, Suzuki HI. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognoses on aging. In: Tundisi JG, Straskraba M, editors. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Leiden: Backhuys Publishers; 1999. p. 227-265. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5322>

Agostinho AA, Vazzoler AEAM, Thomaz SM. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T, editores. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL; 1995. p.59-102. Disponível em: <ftp://ftp.nupelia.uem.br/users/agostinhoaa/publications/037-TUNDISI-Agostinho-et-al.pdf>.

Agostinho AA, Mendes VP; Suzuki HI, Canzi C. Avaliação da atividade reprodutiva da assembleia de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do reservatório de Itaipu. *Ver Uni.* 1993; 15(1): 175-189. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5165>

ANA. Agência Nacional de Àguas [internet]. 2019. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticias/ana-inicia-reunioes-da-sala-de-crise-da-regiao-sul-para-avaliacao-da-seca>

Barzotto E, Sanches PV, Bialetzki A, Orvati L, Gomes LC. Larvae of migratory fish (Teleostei: Ostariophysi) in the lotic remnant of the Paraná River in Brazil. *Zoo.* 2015; 32(4): 270-280. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702015000400002>.

Bocard D, Gillet F, Legendre P. *Numerical ecology with R*. Berlin: Springer; 2011.

Britto SGD, Carvalho ED. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Act Lim Bra.* 2006; 18(4):377-388. Disponível em:

[http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta\\_limnologica\\_contents1804E\\_files/18\(4\)\\_04.pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1804E_files/18(4)_04.pdf).

Britto SGC. Atributos da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu (baixo rio Paranapanema), SP/PR, como modelo referencial dos efeitos dos represamentos na bacia Hidrográfica [Dissertação de mestrado]. Botucatu: Universidade Estadual Paulista; 2003.

Caetano DLF, Jané DR. Peso-comprimento e fator de condição relativo de *Bryconamericus iheringii* em riachos do paranapanema. *Rev Agr Mei Amb.* 2018; 11(3): 825-841. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n3p825-841>

Casatti L, Mendes HF, Ferreira KM. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, southeastern Brazil. *Braz J Biol.* 2003; 63(2):213–222. doi:10.1590/S1519-69842003000200006

Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Britton JR, Agostinho AA, Almeida FSD, Orsi ML. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoo.* 2018; 35:1-6. <http://dx.doi.org/10.3897/zoologia.35.e14638>.

Casimiro ACR, Garcia DAZ, Almeida FS, Orsi ML. Reproductive aspects of *Moenkhausia intermedia Eigenmann*, 1908 (Pisces, Characidae) in the Upper Paraná River Basin, Brazil. *ISRN Zool.* 2011; 1-8. <http://dx.doi.org/10.5402/2011/802794>.

Castro RMC, Casatti L, Santos HF, Ferreira KM, Ribeiro AC, Benine RC, Dardis GZP, Melo ALA, Stopiglia R, Abreu TX, Bockmann FA, Carvalho MG, Gibran FZ, Lima FCT. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotrop.* 2003; 3(1):1-31. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032003000100007>.

Cunha-Santino MB, Bitar AL, Bianchini Jr I. Chemical constraints on new man-made lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* . 2013;185(1):10177-10190. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3322-0>.

Daga VS, Olden JD, Gubiani ÉA, Piana PA, Padial AA, Vitule JR. Scale-dependent patterns of fish faunal homogenization in Neotropical reservoirs. *Hydrob.* 2019; 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04145-5>.

Delariva RL, Hahn NS, Kashiwaqui EAL. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotrop Ichthyol.* 2013; 11(4):

891-904. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252013000400017>.

Dias RM, Ortega JCG, Strictar L, dos Santos NCL, Gomes LC, da Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA, Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and biomass. *River Res Appl.* 2020; 1-11. <https://doi.org/10.1002/rra.3591>

Eckmann, R. Induced reproduction in *Brycon erythropterus*. *Aquaculture.* 1984; 38(4):379-82. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(84\)90344-2](https://doi.org/10.1016/0044-8486(84)90344-2)

Freitas CEC, Siqueira-Souza FK. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da Bacia Amazônica. *Rev Agrogeoambiental.* 2009; 1(2):39-45.

Fricke R, Eschmeyer WN, Van der Laan R. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references [Internet]. San Francisco: California Academy of Science; 2020. Disponível

em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

Froese R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyo.* 2006; 22: 241-253. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>.

Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Costa ADA, Casimiro ACR, Jarduli LR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Costa ADA, Casimiro ACR, Jarduli LR, Ferraz JD, Orsi ML. Importance of the Congonhas River for the conservation of the fish fauna of the Upper Paraná basin, Brazil. *Biodiversitas.* 2019a; 20(2): 474-481. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d200225>.

Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Orsi ML. Características reprodutivas de peixes invasores no rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, sul do Brasil. *Neo Bio Com.* 2019b; 14(4): 511-528. doi: 10.3897/neotropical.14.e49079.

Garcia DAZ, Costa ADA, Almeida FSD, Bialecki A, Orsi ML. Spatial distribution and habitat use by early fish stages in a dammed river basin, Southern Brazil. *Rev Biol Trop.* 2018a; 66(2): 605-621. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33384>.

Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Orsi ML. 2018b. Diet and feeding ecology of non-native fishes in lentic and lotic freshwater habitats. *Aquatic Invasions* 13(4): 565-573.

Graça WJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá; EDUEM: 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

Granzotti RV, Miranda LE, Agostinho AA, Gomes LC. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. *Aquat Sci.* 2018; 80(3): 1-28. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>

Gomiero L, Braga F. Pesca experimental do tucunaré, gênero *Cichla*

(Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório da UHE de Volta Grande, rio Grande (48 25'-47 35'W, 19 57'-20 10'S). Bol Inst Pesca. 2018; 29(1): 29-37. Disponível em:

<https://www.pesca.sp.gov.br/boletim/index.php/bip/article/view/Gomiero>

Hahn Ns, Fugi R, Peretti D, Russo MR, Lourenço-Crippa VE. Estrutura trófica da ictiofauna da planície de inundação do alto Rio Paraná. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS. A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá: EDUEM. 2002. p.123-126. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/profile/Danielle\\_Peretti/publication/266878052\\_Estrutura\\_Trofica\\_da\\_Ictiofauna\\_da\\_Planicie\\_de\\_Inundacao\\_do\\_alto\\_Rio\\_Parana/links/567163d508aecefd55526a2.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Danielle_Peretti/publication/266878052_Estrutura_Trofica_da_Ictiofauna_da_Planicie_de_Inundacao_do_alto_Rio_Parana/links/567163d508aecefd55526a2.pdf).

Hellawell J, Abel RA. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. J Fish Biol. 1971; 18(3): 29-37. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1971.tb05903.x>.

Júlio Junior HF, Tos CD, Agostinho AA, Pavanelli CS. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. Neotrop Ichthyol. 2009; 7(4): 709–718. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252009000400021>.

Jarduli LR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Casimiro ACR, Vianna NC, Almeida FSD, Jerep, FC, Orsi ML. Fish fauna from the Paranapanema River basin, Brazil. Biota Neotrop. 2019; 20(1):1-19. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0707>.

Kipper D, Bialecki A, Santin M. Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil. Biota Neotrop. 2011; 11(1): 1-5. ID Artigo: 00911012011.

Le Cren ED. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch. (*Perca fluviatilis*). J. Anim Ecol. 1951; 20(2): 201- 219. <https://www.jstor.org/stable/1540>.

Legendre P, Legendre L. Numerical ecology. 2. ed. Amsterdam: Elsevier Science; 1998.

Leme GLA, Costa ADA, Garcia DAZ, Yabu MHS, Orsi ML. Potencial do rio Anhumas como um dos principais afluentes do rio Paranapanema, no atual contexto de conservação de espécies nativas. Bol Soc Bras Ictiol. 2015; 115(3):18-21.

Lemes EM, Garutti V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. Iheringia Ser Zool. 2002; 92(3): 69-78. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212002000300007>.

Lima FPD, Nobile AB, Freitas-Souza D, Carvalho ED, Vidotto-Magnoni AP. Can dams affect the trophic structure of ichthyofauna? A long-term effects in the Neotropical region. *Iheringia Ser Zool.* 2018;108:1-10. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018030>

Loures RC, Pompeu PS. Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade. *Freshwater Biology.* 2019; 64(10): 1806-1820. <https://doi.org/10.1111/fwb.13372>.

Maack, R. Geografia física do Estado do Paraná. Rio de Janeiro: J. OLYMPIO; 1981. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_nlinks&ref=000404&pid=S1679-6225201200020000500020&lng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000404&pid=S1679-6225201200020000500020&lng=en).

Marcucci KM, Orsi ML, Shibatta OA. Abundância e aspectos reprodutivos de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) em quatro trechos da represa Capivara, médio rio Paranapanema. *Iheringia Sér Zool.* 2005; 95 (2): 197–203. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212005000200010>.

Miranda LE, Granzotti RV, Dembkowski DJ. Gradients in fish feeding guilds along a reservoir cascade. *Aquat Sci.* 2019;81(1):1-15. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0615-y>

Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G, Bialezki A, Sanches PV, Makrakis MC, Pavanelli CS. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: EDUEM; 2001. Disponível em: [https://books.google.com/books/about/Ovos\\_e\\_larvas\\_de\\_peixes\\_de\\_%C3%A1gua\\_doce.htm?id=eNxQAAAACAAJ](https://books.google.com/books/about/Ovos_e_larvas_de_peixes_de_%C3%A1gua_doce.htm?id=eNxQAAAACAAJ).

Nobile AB, Freitas-Souza D, Lima FP, Queiroz J, Bayona-Perez IL, Carvalho ED, Ramos IP. (2019). Damming and seasonality as modulators of fish community structure in a small tributary. *Ecol Freshw Fish.* 2019; 28(4): 563-572. <https://doi.org/10.1111/eff.12475>

Oliveira JF, Moraes-Segundo AL, Novaes JL, Costa RS, França JS, Peretti D. Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia Sér Zoo.* 2016;106:1-9. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2016001>

Orlandi Neto A, Franceschini L, Manoel LDO, Veríssimo-Silveira R, Delariva RL, Ramos IP. Biology of non-native species (*Rhaphiodon vulpinus* Agassiz, 1829)(Characiformes, Cynodontidae) in a cage fish farm area, Upper Paraná River Basin, Brazil. *Acta Limn Bras.* 2019; 31:1-9. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x6418>

Orsi ML, Almeida FS, Swarça AC, Claro-García A, Vianna NC, Garcia DAZ, Bialezki A. Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema: uma avaliação para a conservação. Assis: TRIUNFAL GRÁFICA E EDITORA; 2016.

Orsi ML, Britton JR. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *J Fish Biology*. 2014; 84(6): 1964-1970.  
<https://10.1111/jfb.12392>

Orsi ML. Estratégias reprodutivas de peixes da Região média-baixa do Rio Paranapanema, Reservatório de Capivara, São Paulo. São Paulo: Blucher Acadêmico; 2010. Disponível em: <https://www.blucher.com.br/livro/detalhes/estrategias-reprodutivas-de-peixes-1348/ciencias-biologicas-116>.

Orsi ML, Carvalho ED, Foresti F. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Rev Bra Zoo*. 2004; 21(2): 207-218. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752004000200008>.

Orsi ML, Shibatta OA, Silva-Souza AT. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA, editores. A bacia do rio Tibagi. Londrina; 2002. p.425-432. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/profile/Mario\\_Orsi/publication/301348331\\_Caracterizacao\\_biologica\\_de\\_populacoes\\_de\\_peixes\\_do\\_rio\\_Tibagi\\_localidade\\_de\\_Sertanopolis/links/571429d108aebe07c063f97.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Mario_Orsi/publication/301348331_Caracterizacao_biologica_de_populacoes_de_peixes_do_rio_Tibagi_localidade_de_Sertanopolis/links/571429d108aebe07c063f97.pdf).

Ota RR, Carvalho Deprá G, GraçaWJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotrop Ichthyol*. 2018; 16(2): e170094. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>.

Paiva Affonso I, Gomes LC, Agostinho AA, Latini JD, García-Berthou E. Interacting effects of spatial gradients and fishing gears on characterization of fish assemblages in large reservoirs. *Rev Fish Biol Fish*. 2016; 26(1): 71-81. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9402-1>.

Pelicice FM, Agostinho AA. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biol Invasions*. 2009; 11(8):1789-1801, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>.

Pereira LS, Agostinho AA, Delariva RL. Effects of river damming in Neotropical piscivorous and omnivorous fish: feeding, body condition and abundances. *Neotrop Ichthyol*, 2016; 14(1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20150044>.

PIRH PARANAPANEMA- Plano integrado de recursos hídricos da unidade de gestão de recursos hídricos Paranapanema [internet]. 2016 – Disponível em:

<https://paranapanema.org/plano/admin/upload/documento/61.pdf>

Puth LM, Wilson K. A. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Cons Bio*. 2001; 15(1): 21-30.

Reynalte-Tataje DA, Zaniboni-Filho E, Bialezki A, Agostinho AA. Temporal variability of fish larvae assemblages: influence of natural and anthropogenic disturbances. *Neotrop Ichthyol*. 2012; 10(4): 837-846. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012000400017>.

Rolls RJ, Growns IO, Khan TA, Wilson GG, Ellison TL, Prior A, Waring CC. Fish recruitment in rivers with modified discharge depends on the interacting effects of flow and thermal regimes. *Freshw Biol*. 2013; 58(9): 1804-1819.

<https://doi.org/10.1111/fwb.12169>

Sampaio T. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico*. 1944; 2(3): 30-81. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_nlinks&ref=000085&pid=S0073-4721200500030001200022&lng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000085&pid=S0073-4721200500030001200022&lng=pt).

Silva Cassemiro FA, Hahn NS, Fugi R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci Bio Sc*. 2002; 24(1): 419-425. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v24i0.2314>

Silva JC, Rosa RR, Galdioli EM, Soares CM, Domingues WM, Veríssimo S, Bialezki A. Importance of dam-free stretches for fish reproduction: the last remnant in the Upper Paraná River. *Acta Limn Bras*. 2017; 29(1): 1-17. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x10216>.

Silva PS, Makrakis MC, Miranda LE, Makrakis S, Assumpção L, Paula S, Marques H. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná River. *River Res Appl*. 2015; 31(3): 313-322. <https://doi.org/10.1002/rra.2755>.

Silva Lourenço LS, Suárez YR, Florentino AC. Aspectos populacionais de *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) e *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characiformes: Characidae) em riachos da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. *Biota Neotrop*. 2008; 8(4): 43-49. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/1991/199114294003.pdf>.

Small GE, Pringle CM, Pyron M, Duff JH. Role of the fish *Astyanax aeneus* (Characidae) as a keystone nutrient recycler in low-nutrient Neotropical streams. *Ecology*. 2011; 92(2): 386–397. <https://doi.org/10.1890/10-0081.1>

Smith WS, Pereira CGF, Espindola ELG, Rocha O. Trophic structure of the fish community throughout the reservoirs and tributaries of the Middle and Lower Tietê River (São Paulo, Brazil). *Acta Limn Bras*. 2018; 30(1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x0618>.

Souto AC, Lima FP, Gildo NM, Vidotto-Magnoni AP. Dieta das espécies de peixes do reservatório de Jurumirim e seus principais tributários. In: Silva RJ, editor. *Integridade ambiental da represa de Jurumirim ictiofauna e relações ecológicas*. São Paulo: Unesp, 2016. p. 95-114.

Vazzoler AEAM. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM; 1996. Disponível em: <http://www.eduem.uem.br/novapagina/?q=system/files/Biologia%20da%20reprodu%C3%A7%C3%A3o%20de%20peixes%20tele%C3%B3steos.pdf>.

Vidotto-Magnoni AP, Garcia DAZ, Costa ADA, Souza JG, Yabu MHS, Almeida FS, Orsi ML. Ichthyofauna of streams of the Lower Paranapanema River basin, state of Paraná, Brazil. *Check List*. 2015; 11(5): 1-8. <http://dx.doi.org/10.15560/11.5.1756>.

Vitule JRS, Skóra F, Abilhoa V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Divers Distrib*. 2012; 18(2):111-120. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x>.

Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi EP. Fish Ecology in Tropical Streams. In: Dudgeon D, editor. *Tropical stream ecology*. Academic Press: London, 2008.p. 107-146.

Zatti SA, Sticca SC, Santos-Wisniewski MJ, Pompeu PS. Alteração na alimentação de três espécies de peixes (Teleostei) relacionada ao aporte de esgoto e a retirada de mata ciliar nos córregos dos Aflitos e Ferradura, Alfenas, MG. *Rev Bras Zoo*. 2012; 14(1,2,3):175-183.

Yabe MJ, Gimenez SMN. Caracterização físico-química da água da bacia do rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA, editores. *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, 2002; p.355-371. Disponível em: <http://www.uel.br/pos/biologicas/pages/arquivos/pdf/Livro-A-Bacia-do-Tibagi.pdf>.

Yabu MHS. Atributos da biologia populacional de um ciclídeo não nativo no reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Brasil. [Dissertação de mestrado]. Londrina: Universidade Estadual de Londrina; 2017.

Ward JV, Tockner K, Schiemer F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. Regul Rivers: Res Mgmt. 1999; 15(1-3): 125-139. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E).

Wootton RJ, Evans GW, Mills L. Annual cycle in female three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) from an upland and lowland population. J Fish Biol. 1978;12(1): 331-343. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1978.tb04178.x>

## Apêndices

**Tab. 1.** Peixes do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 à Setembro de 2019. Classificação taxonômica; \* = espécies não nativa para a bacia do alto rio Paraná; n = abundância absoluta; N = abundância relativa, M = biomassa relativa em gramas. Voucher: Número de registro no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

ESPÉCIE	n	N (n)(%)	M (g)(%)	VOUCHER
<b>Characiformes</b>				
<b>Erythrinidae</b>				
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	20	1,0	6,000	MZUEL20741
<i>Hoplias</i> Gill 1903	20	1,0	0,100	MZUEL20761
<b>Parodontidae</b>				
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)	44	2,2	0,100	MZUEL20770
<b>Serrasalminidae</b>				
<i>Metynnus lippincottianus</i> (Cope 1870)*	33	1,7	0,500	MZUEL20737
<i>Myloplus levis</i> (Eigenmann & McAtee 1907)	1	0,1	0,100	MZUEL20783
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)	3	0,2	0,100	-
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	18	0,9	3,400	MZUEL20743
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes 1837*	40	2,0	0,600	MZUEL20744
<i>Serrasalmus</i> Lacepède 1803	3	0,2	0,100	MZUEL20730
<b>Anostomidae</b>				
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	1	0,1	0,700	MZUEL20788
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945	1	0,1	0,100	-
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915	1	0,1	0,100	MZUEL20792
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	5	0,3	2,200	MZUEL20745
<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski 1990*	11	0,6	4,000	MZUEL20797
<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	32	1,6	9,200	MZUEL20758

**Curimatidae**

<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)	1	0,1	0,100	MZUEL20793
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)*	17	0,9	0,100	MZUEL20776
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	7	0,4	0,100	MZUEL20746

**Lebiasinidae**

<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903	2	0,1	0,100	MZUEL20731
--	---	-----	-------	------------

**Triporthidae**

<i>Triporthus nematurus</i> (Kner 1858)*	1	0,1	0,100	MZUEL20756
--	---	-----	-------	------------

**Acestrorhynchidae**

<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	33	1,7	2,700	MZUEL20777
--	----	-----	-------	------------

**Characidae**

<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy 1903*	220	11,2	0,100	MZUEL20735
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy 1903	15	0,8	0,100	MZUEL20762
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	99	5,1	1,100	MZUEL20753
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911	82	4,0	0,100	MZUEL20773
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882)*	218	11,1	0,070	MZUEL20732
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908	100	5,1	0,600	MZUEL20790
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry 1983	6	0,3	0,100	MZUEL20780
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann 1908)	13	0,7	0,100	MZUEL20771
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler 1932*	139	7,1	0,100	MZUEL20772
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915)	112	5,7	0,300	MZUEL20736

**Gymnotiformes****Sternopygidae**

<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello 1966	5	0,3	0,300	MZUEL20733
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	13	0,7	0,100	MZUEL20748

**Rhamphichthyidae**

<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken 1937)*	1	0,1	0,800	MZUEL20759
--	---	-----	-------	------------

---

**Siluriformes****Loricariidae**

<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	12	0,6	1,200	MZUEL20778
<i>Hypostomus</i> Lacepède 1803	13	0,7	0,100	MZUEL20749
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen 1979*	170	8,7	17,800	MZUEL20738
<i>Proloricaria prolixa</i> (Isbrücker & Nijssen 1978)	12	0,6	0,100	MZUEL20728
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg 1893)*	17	0,9	0,100	MZUEL20750

**Auchenipteridae**

<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro 1918)*	40	2,0	1,400	MZUEL20739
<i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930)	1	0,1	0,100	MZUEL20794
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)*	38	1,9	2,800	MZUEL20751

**Doradidae**

<i>Trachydoras paraguayensis</i> (Eigenmann & Ward 1907)*	9	0,5	0,100	MZUEL20779
<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger 1895)*	5	0,3	0,100	MZUEL20767

**Heptapteridae**

<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835)	4	0,2	0,100	MZUEL20789
---	---	-----	-------	------------

**Pimelodidae**

<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)	16	0,8	2,400	MZUEL20747
<i>Pimelodus cf argenteus</i> Perugia 1891	1	0,1	0,100	-
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	34	1,7	7,300	MZUEL20768
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner 1858*	1	0,1	0,300	MZUEL20765
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz 1829)	1	0,1	1,600	MZUEL20740
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider 1801)*	1	0,1	0,700	MZUEL20769

**Synbranchiformes****Synbranchidae**

<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	3	0,2	0,100	MZUEL20734
--	---	-----	-------	------------

**Cichliformes**

---

<b>Cichlidae</b>				
<i>Astronotus cf crassipinnis</i> (Heckel 1840)*	1	0,1	0,400	MZUEL20763
<i>Cichla cf kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006*	10	0,5	1,900	MZUEL20760
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983	3	0,2	0,100	MZUEL20754
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982	10	0,5	0,400	MZUEL20752
<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman 1911	1	0,1	0,140	MZUEL20784
<i>Crenicichla</i> Heckel 1840	57	2,9	0,100	MZUEL20764
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	3	0,2	0,100	MZUEL20785
<i>Laetacara araguaiaae</i> Ottoni & Costa 2009*	7	0,4	0,100	MZUEL20729
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)*	36	1,8	0,100	MZUEL20757
<b>Cyprinodontiformes</b>				
<b>Poeciliidae</b>				
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859*	14	0,7	0,100	MZUEL20781
<b>Perciformes</b>				
<b>Sciaenidae</b>				
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel 1840)*	136	6,9	25,600	MZUEL20742

**Tab. 2.** Valores médios para os parâmetros ambientais do reservatório de Taquaruçu, Baixo rio Paranapanema, no período de Setembro de 2018 a Setembro de 2019. CC = Concentração de Oxigênio; CD = Condutividade; NT = nitrato; Ph = Ph; PF = profundidade; ST = saturação de Oxigênio; TP = temperatura; TR = transparência; TU = turbidez.

CC	CD	NT	PF	Ph	ST	TP	TR	TU
(mg/L-1)	( $\mu$ S/cm-1)	(mg/L-1)	(m)	[H+]	(%)	(°C)	(m)	(UTM)
5,25	66,94	4,21	3,45	7,01	70,03	24,01	2,59	3,79

#### 4. CONCLUSÃO GERAL

Conclui-se que a alteração na assembleia de peixes do reservatório de Taquaruçu foi majoritariamente influenciada pela modificação imposta pelo barramento, a invasão biológica e as condições ambientais vigentes. Espécies não nativas dominam a ictiofauna, beneficiadas por diferentes vetores de introdução e a capacidade em colonizar ambientes impactados, estando alheias às restrições que o habitat pode oferecer. Desta maneira, apenas algumas espécies tem conseguido obter energia através da alimentação e completar seu ciclo de vida por meio de estratégias reprodutivas e de crescimento ajustadas para ambientes alterados. Verificou-se que a dominância por espécies não nativas é responsável pela estruturação trófica vigente no reservatório, que parece não obedecer aos padrões de dinâmica sucessional firmados em literatura. Ainda, o programa de peixamento que busca corrigir o impacto ambiental e a dinâmica da assembleia de peixes atual mostra-se ineficaz. Espécies reofílicas e especialistas tem sido prejudicadas, enquanto oportunistas e generalistas favorecidas, num processo de envelhecimento do reservatório e simplificação da assembleia de peixes. Assim, denota-se que os objetivos propostos e as hipóteses firmadas foram apropriados para a contemplação do panorama registrado.

Perante a dinâmica sucessional que ocorre em assembleias de peixes em reservatórios, assim como os resultados atípicos aqui expostos, reforça-se a importância de atualizações à estudos do passado e o constante monitoramento destes ambientes. Sendo Taquaruçu um reservatório de idade intermediária, danos irreversíveis à ictiofauna nativa podem ser instaurados. Em adição, pode ocorrer o prejuízo para as comunidades ribeirinhas, que são dependentes da pesca de subsistência na região. Desta forma, sugere-se a elaboração de um plano de manejo para o controle das espécies invasoras, buscando o restabelecimento das relações ecológicas entre espécies nativas. Por fim, o programa de estocagem realizado no reservatório deve ser revisto.

**ANEXOS**

## ANEXO – NORMAS DA REVISTA CIENTÍFICA NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY

### FORMATTING RULES

Please, be sure you have carefully read all the items below

#### FILE AND PAGE SETUP

Manuscript files must be in the DOC, DOCX or RTF formats. Do not lock or protect the file. Formats such as XLS, XLSX or PDF will NOT be accepted.

The document file cannot include headers, footers, or footnotes (except page number). Do not format text in multiple columns. Although no page limit is imposed, manuscripts should always be as concise as possible.

Text should be aligned to the left (except if otherwise mentioned), not fully justified, not indented by tab or space and not underlined. Do not hyphenate words at line breaks (though hyphens can be used in compound constructions, such as dorsal-fin rays, as appropriate).

All text must be Times New Roman font size 12, with 1.5 line spacing. Do not number lines. The font “symbol” can be used to represent the following characters:  $\chi$   $\mu$   $\theta$   $\omega$   $\varepsilon$   $\rho$   $\tau$   $\Psi$   $\upsilon$   $\iota$   $\sigma$   $\pi$   $\alpha$   $\delta$   $\Phi$   $\gamma$   $\eta$   $\phi$   $\kappa$   $\lambda$   $\exists$   $\varpi$   $\beta$   $\nu$   $\cong$   $\Theta$   $\Omega$   $\Sigma$   $\Delta$   $\Phi$ . Spell out numbers from one to nine, except those that refer to numerical values, scale counts, and when referencing figures and tables. Also, spell out numbers that begin a sentence.

Abbreviations used in the text must be listed under Material and Methods; except for those in common use (**e.g.**, min, km, mm, kg, m, sec, h, ml, L, g). For measurements, use the metric system.

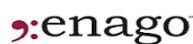
#### LANGUAGE

Text must be submitted in English. Avoid clichés, slang, and colloquial words or expressions such as “In the present study”. If none of the authors are native English speakers, we recommend that you contract with a professional language editing and copyediting services or have the manuscript read by a native English speaking colleague prior to submission. Authors are free to choose any certified service, but Neotropical Ichthyology authors receive a discount from these two companies.



AMERICAN JOURNAL EXPERTS®

(10% discount)



(CODE: PESQUISA, 20% discount)

### MANUSCRIPT FILE

#### TITLE

New taxa names should not appear in the title or abstract. Center the title and

present it in boldface, without quotation marks, with sentence-style capitalization, and with subordinate taxa separated by “:”. Titles must reflect the contents of the paper and use scientific names rather than vernacular names. Do not provide taxonomic authorship in the title. **E.g.:**

**A new species of loricariid catfish from the rio Ribeira de Iguape basin, Brazil  
(Ostariophysi: Siluriformes)**

**AUTHORS**

As the submitting author will be responsible for completing information at submission, it is mandatory that all authors have reviewed, discussed, and agreed with the contents of the manuscript and the order of authorship prior to submission. All co-authors must have contributed substantially to all article steps.

Capitalize only the initial letters of authors' names. Do not abbreviate first name of authors and separate the names of the last two authors by “and”. We encourage presenting the full middle names of the authors, except when the number of authors is more than four. In case of authors from different institutions, use superscript numerals to identify each one in regular font (not italics). Superscript numerals can also be used to identify multiple addresses for each individual author. For Hispanic surnames, insert a hyphen between the paternal and the maternal surname if the author wishes to be cited with both. **E.g.:**

Heraldo Antônio Britski<sup>1</sup>, Naércio Aquino de Menezes<sup>1</sup>, Javier Maldonado-Ocampo<sup>2</sup>  
and John Lundberg<sup>3</sup>

**AUTHORS ADDRESSES**

Full mailing addresses and a valid email of all authors must be provided, including institution name, ZIP codes, cities (no comma between ZIP and city), states and countries. For Brazilian and American states, use standard abbreviations preceded by comma, and always present the country name in English. Footnotes should not be used. List emails as part of the institutional address. When there is more than one author at a given institution, insert initials of each author name before their respective email address. At least for the submission author is mandatory to provide the ORCID number. If you are not registered yet, you can register in <http://orcid.org/>. Indicate the corresponding author by adding (corresponding author) after the ORCID. If you have ORCIDs of the other authors it is recommended to provide everyone you have. Do not use period. **E.g.:**

<sup>1</sup> Seção de Peixes, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Av. Nazaré, 481, Ipiranga, 04263-000 São Paulo, SP, Brazil. (HAB) [heraldo@usp.br](mailto:heraldo@usp.br), ORCID <http://orcid.org/0000-0002-5593-9651> (corresponding author), (NAM) [naercio@usp.br](mailto:naercio@usp.br)

<sup>2</sup>Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana, Edf. 53, Laboratorio de Ictiología 108B, Carrera 7 No. 43-82, Bogotá, Colombia. [gymnopez@gmail.com](mailto:gymnopez@gmail.com)

<sup>3</sup>Department of Ichthyology, The Academy of Natural Sciences of Drexel University, 1900 Benjamin Franklin Parkway, 19103-1195 Philadelphia, PA, USA. [lundberg@ansp.org](mailto:lundberg@ansp.org)

## TEXT

The body of text may employ named heading and subheadings, which cannot be lettered or numbered. All sections are left justified, except the primary headings, which should appear centered in small caps and bold font. Employ the following heading, in the cited order:

### Abstract

Abstracts must appear as a single paragraph with fewer than 200 words in English. Do not include new taxa names, authorship or references. Do not indent. Remember that this is the first piece of your article that will be viewed by each potential reader. Include information showing the importance and relevance of your article to encourage the reader to read your entire paper.

### Resumo or Resumen

Provide a concise (maximum 200 words) and accurate Portuguese or Spanish translation of the English abstract.

### Keywords, Palavras-chave ou Palabras clave

Provide up to five capitalized keywords in English, in alphabetic order and separated by commas. Do not use words already contained in the title, nor Neotropical (which appears in the name of the journal). If the article provides an identification key, include that as keyword in the English and translated lists. According to the language you provide the Resumo or Resumen, choose present Palavras-chave or Palabras clave. The order of them also is arranged alphabetically, and then the sequence of the words might differ from those in English. **E.g.:**

**Keywords:** Conservation, Identification key, Ostariophysi, Taxonomy

**Palavras-chave:** Chave de identificação, Conservação, Ostariophysi, Taxonomia **OR**

**Palabras clave:** Clave de identificación, Conservación, Ostariophysi, Taxonomía

### Running Head

Provide a suggested running head of up to 50 characters. It must concisely reflect the content of the article. Do not include vernacular names or species authorship here. **E.g.:**

New *Astyanax* species from the rio Ribeira de Iguape

### Introduction

Provide taxonomic authorship in the first appearance of species names in the text. See Nomenclature Section below for further instructions.

### Material and Methods

If two heading levels are used, follow this format:

**Sampling sites.** Collections were carried out in...

**Statistical analyses.** Data were analyzed...

In case of listing Examined Material, provide a list of institutional acronyms in Material and Methods section OR a reference to a published paper with a list of acronyms in Material and Methods. Also, reference(s) for species identification and classification used must be provided.

## Results

Do not unite Results and Discussion as a unique section.

## Discussion

Do not provide a separate Conclusion section. However, we encourage highlighting conclusions as the last paragraph(s) of the Discussion.

## Acknowledgments

Acknowledgments are optional but encouraged. If included, they must be concise and include both first and last names of persons. If you wish to provide the institutions of people thanked, use abbreviate names for institutions, which the full name has been provided in the Material and Methods. Names of sponsor institutions should be listed in their original spelling and not translated to English. Collections permit numbers and approvals of ethics committees can be listed here OR in the Material and Methods section.

## References

See detailed rules bellow.

## VOUCHER SPECIMENS

Voucher specimens of all species examined must be deposited in a recognized scientific research collection, even in studies focusing on a single well-known species. A list of catalog numbers of voucher specimen(s) must be furnished in all manuscripts.

## NOMENCLATURE

Species, genera, and Latin terms (*et al.*, *in vitro*, *in vivo*, *vs.*, *i.e.*, *e.g.*) must be in italics. Cite scientific names according to the ICZN (<http://iczn.org/iczn/index.jsp>). Authorship should be given at the first reference to a species or genus. Spelling, valid names and authorship of species must be checked in the Catalog of Fishes at <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Latin terms presented between the generic and specific names (*cf.*, *aff.*, *etc.*) are not in italics (**e.g.**, *Hoplías aff. malabaricus*).

The genus name must always be fully spelled at its first appearance, at the beginning of a sentence and at least once in each figure and table caption(s). After first mention, the first letter of the genus name followed by the full species name may be used (**e.g.**, *H. aff. malabaricus*) as long as the abbreviation leaves no possibility

of confusion with another generic name mentioned in the manuscript. In the case of possible confusion, the abbreviation can include more than the first letter to allow the differentiation of genera beginning with the same letter.

## TABLES

Tables must be numbered sequentially in Arabic numerals according to the order of citation in the text and be cited in the text using the following formats: Tab. 1, Tabs. 1–2, Tabs. 1, 4. Approximate locations where tables should be inserted must be indicated in upper case, along the right margin of the text, as in:

TABLE 1

**Note:** Use an **n-dash** for ranges (to automatically create n-dash in Word type “something – something” (*number-space-hyphen-space-number*)).

In table captions, the word Tab., its respective number and final period after the number should be in bold (**e.g., Tab. 1....**). End the caption in a period. Captions must be self-explicative. If genus names appear in a caption, spell out the name at least once.

Tables must be constructed in cells using lines and columns. Do not format tables with “tab” or “space”. Tables should not contain visible vertical lines or footnotes [contents of footnotes must be included in the caption]. List all captions at the end of the manuscript, in the following format. **E.g.:**

**Tab. 1.** Monthly variation of the gonadosomatic index in *Diapoma pyrrhopteryx* and *D. speculiferum*...

## FIGURES

Figures cannot be submitted as images inserted in Word files. Figures must be submitted as high quality individual files. For b&w figures, they must be saved in TIFF format, gray scale, 8.5 or 17.5 cm width, 600 dpi. Color figures must be in TIFF format, CMYK, 8.5 or 17.5 cm width and 300 dpi.

Composed figures must fit either the page (17.5 cm) or column width (8.5 cm). Text included in graphs and pictures must have a font size compatible with reductions to page or column width.

Figures must be numbered sequentially in Arabic numerals according to their order of citation in the text. Cite figures in the text using the following formats: Fig. 1, Figs. 1–2, Fig. 1a, Figs. 1a–b, Figs. 1a, c. Indicate the approximate locations where figures should be inserted in upper case, along the right margin of the text, as in:  
FIGURE 1

**Note:** Use an **n-dash** for ranges (to automatically create n-dash in Word type “something – something” (*number-space-hyphen-space-number*)).

In each figure caption, the word Fig., its respective number and period are in bold (**e.g., Fig. 1....**). End each caption with a period. Captions must be self-explicative. If genus names appear in a caption, spell out the name at least once. Do not include symbols in the caption, but rather replace them with text (**e.g.,** black triangle) or include a legend in the figure itself. Indicate figure subsections in lower case and bold letters in both in the figure and caption. Do not use capital letters, or parentheses after letters. Cite

figures from other articles using the same formats as figures published in the present article, but do not capitalize them. Illustrations must include either a scale or reference to the size of the item in the figure caption. List all captions at the end of the manuscript, in the following format. **E.g.:**

**Fig. 1.** Otoliths of representatives of Otophysi. **a.** *Brycon hilarii*; **b.** *B. orbignyanus*; **c.** *Pimelodus maculatus*; and **d.** *Sternopygus macrurus*. (Scale bars = 1 mm), lapillus (black triangle), asteriscus (white dot) and sagittal (red star), according to fig. 2 of Campana (2001).

## SUPPLEMENTARY FILES

Upload appendices, videos, datasets and other complementary materials as supplementary files. Provide the files formatted as you wish it appear, but in some format that allow edition. Videos must be in MP4 format. Identify these files in the text by a bolded letter **S** followed by sequential numbers in Arabic numerals. Indicate in the text that those will appear only in the online version (**e.g.**... as shown in the video **S1**, available only in the online version,...). List all captions at the end of the manuscript. **E.g.:**

**S1.** Video of variation of tides...

**S2.** Spreadsheet with catalog numbers of all voucher specimens collected in...

## PERSONAL COMMUNICATION

Personal communication should be included in the text of your document – cited in text only and not included in your reference list. Inform the full name, first and family name in full, and initials of middle names when applicable, and year of the personal communication. **E.g.:**

The sample site had scarce riparian vegetation (Carlos A. R. Silva, 2018, pers. comm.).

**Note:** It is recommended you get permission from the source/author of your personal communication.

## REFERENCES

**Ensure that all citations in the text and the References coincide before submitting a manuscript.**

References must be cited in the following formats in the text: Eigenmann (1915, 1921) or (Eigenmann, 1915, 1921; Fowler, 1945, 1948; Carvalho, 2001) or Eigenmann, Norris (1918) or, for more than two coauthors, Eigenmann *et al.* (1910a,b), always in chronological order and then in alphabetical order in case of more than one author cited.

Do not include undergraduate monographs, conference papers, abstracts or technical reports. Include Masters Thesis or Ph.D. dissertations only if extremely necessary. Do not format references with “tab” or “space” and present references in rigorous alphabetical order. In case of authors with surnames with prepositions, in Portuguese do not include the preposition (**e.g.**, Carlos Alberto da Silva = Silva CA),

in Spanish do not include “de” (**e.g.**, María de Rueda = Rueda M), but include “Del” (**e.g.**, Angel Del Río = Del Río A), except for authors who usually self cite differently. Ignore prepositions for the purpose of alphabetization, as in the following example:

**E.g.** of sequence De Carli F  
 Devincenzi GJ  
 Eigenmann CH  
 Maldonado-Ocampo J  
 De Pinna MCC  
 Del Río A  
 Rueda M  
 Silva CA

**Note:** In case of self-citations using a convention other than those exemplified, please cite using your usual convention and, in the cover letter, mention your intention to maintain and standardize that usage in all your self-citations in this and other journals.

**For more than six authors you can use *et al.* from the seventh in all categories of references, or inform all the authors. Choose one pattern and follow for all references.**

Who uses managers of references and citations, Vancouver is the style closest to the NI for references, but the citations must be as described above. For users of the **Mendeley** manager, which is free, the Neotropical Ichthyology style for citations and references is available, which must be obtained and included as instructed at <https://www.elsevier.com/solutions/mendeley/support>.

**Note:** Do not forget to put the scientific names of references in italics in **Mendeley** before importing the reference. To do this, use the HTML <i> tags at the beginning of the word and </i> at the end. **E.g.:**

Reproductive biology of two species of <i>Mugil</i>: <i>M. curema</i> and <i>M. liza</i> =  
 Reproductive biology of two species of *Mugil*: *M. curema* and *M. liza*.

Example formats are listed below.

### **Book**

Baumgartner G, Pavanelli CS, Baumgartner D, Bifi AG, Debona T, Frana VA. Peixes do baixo rio Iguaçu. Maringá: EDUEM; 2012.

### **Edited book**

Reis RE, Kullander SO, Ferraris CJ, Jr., editors. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs; 2003.

### **Chapter in a book**

Pires T, Ohara W. Gasteropelecidae. In: Queiroz L, Torrente-Vilara G, Ohara W, Pires T, Zuanon J, Doria C, editors. Peixes do rio Madeira. São Paulo: Dialetto Latin America Documentary; 2013. p.206–11.

**Note:** You must present only **two** digits for last page if the previous digits coincide with the previous digits of the first page, separated by an **n-dash** (to automatically create n-dash in Word type “something – something” (*number-space-hyphen-space-number*)).

## Journal Articles

Journal titles may be abbreviated according to the style used in the sites: [https://images.webofknowledge.com/images/help/WOS/R\\_abrvjt.html](https://images.webofknowledge.com/images/help/WOS/R_abrvjt.html), <http://cassi.cas.org/search.jsp>, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog/journals>, or others.

In case you do not find the journal name in the above links, provide the full name of the journal and highlight it in yellow. **DO NOT USE POINTS IN JOURNAL ABBREVIATIONS.**

Ota RR, Deprá GC, da Graça WJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: Revised, annotated and updated. Neotrop Ichthyol. 2018; 16(2):e170094. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

**Note:** You must provide only the e-location if there are no page numbers.

Sawakuchi AO, Hartmann GA, Sawakuchi HO, Pupim FN, Bertassoli DJ, Parra M, *et al.* The Volta Grande do Xingu: Reconstruction of past environments and forecasting of future scenarios of a unique Amazonian fluvial landscape. Sci Drill. 2015; 20:21–32. <https://doi.org/10.5194/sd-20-21-2015>

**Note:** You can use *et al.* for articles with more than six authors, and the page numbers separated by an **n-dash** (to automatically create n-dash in Word type “something – something” (*number-space-hyphen-space-number*)).

Abudayah WH, Mathis A. Predator recognition learning in rainbow darters *Etheostoma caeruleum*: specific learning and neophobia. J Fish Biol. 2016; 89(3):1612–23. <https://doi.org/10.1111/jfb.13061>

**Note:** You must present only **two** digits for last page if the previous digits coincide with the previous digits of the first page, separated by an **n-dash** (to automatically create n-dash in Word type “something – something” (*number-space-hyphen-space-number*)).

Koike Y, Koya Y. Viable periods of fertilizability of eggs and sperm of Japanese medaka, *Oryzias latipes*. Japan J Ichthyol. 2014; 61(1):9–14. Available from: [https://www.jstage.jst.go.jp/article/jji/61/1/61\\_9/pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/jji/61/1/61_9/pdf)

**Note:** You must provide the issue number, and can present the URL of online articles without DOI number, preceded by Available from:..

### Journal article – in press

Birindelli JL, Britski HA, Provenzano F. New species of *Leporinus* (Characiformes: Anostomidae) from the highlands of the Guiana Shield in Venezuela. Neotrop Ichthyol. Forthcoming 2019.

**Note:** You must cite only if the paper is about to be published.

### Reports and other Government Publications

Eayrs S. A Guide to bycatch reduction in Tropical shrimp-trawl fisheries [Internet]. Rome; 2007. Available from: [www.fao.org/docrep/015/a1008e/a1008e.pdf](http://www.fao.org/docrep/015/a1008e/a1008e.pdf)

International Commission on Zoological Nomenclature (ICZN). International code of zoological nomenclature. 4th ed. London: International trust for zoological nomenclature Natural History Museum [Internet]. London; 1999. Available from: <https://www.iczn.org/the-code/the-international-code-of-zoological-nomenclature/>

International Union for Conservation of Nature (IUCN). Standards and petitions subcommittee. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 13 [Internet]. Gland; 2017. Available from: <http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/RedListGuidelines.pdf>

### Thesis

Oliveira AG. Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce: um panorama "down under". [PhD Thesis]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá; 2018. Available from: <http://nou-rau.uem.br/nou-rau/document/?code=vtls000228862>

**Note:** You must provide a hyperlink when available.

Figueiredo PICC. Decifrando a relação evolutiva entre *Gymnogeophagus labiatus* (Hensel, 1870) e *Gymnogeophagus lacustris* Reis & Malabarba 1988 (Cichlidae: Geophagini). [Master Dissertation]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2018.

### Webpages

Fricke R, Eschmeyer WN, Van der Laan R. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references [Internet]. San Francisco: California Academy of Science; 2019. Available from: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>