

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE  
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

MERIELI DE MELO DA SILVA

**Estrutura da comunidade ictioplanctônica em um rio Neotropical:  
quais fatores podem modular essa estruturação?**

Maringá  
2020

MERIELI DE MELO DA SILVA

**Estrutura da comunidade ictioplanctônica em um rio Neotropical:  
quais fatores podem modular essa estruturação?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Andréa Bialetzki

Maringá  
2020

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

S586e Silva, Merieli de Melo da, 1990-  
Estrutura da comunidade ictioplanctônica em um rio Neotropical : quais fatores podem modular essa estruturação? / Merieli de Melo da Silva. -- Maringá, 2020.  
34 f. : il. (algumas color.).  
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2020.  
Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Andréa Bialezki.  
1. Peixes de água doce - Ovos e larvas - Estratégias reprodutivas - Ivinheima, Rio, Bacia - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Ictioplâncton - Comunidades, Ecologia de - Heterogeneidade espacial - Ivinheima, Rio, Bacia - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Peixes de água doce - Biologia reprodutiva - Desenvolvimento inicial. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.15609816

MERIELI DE MELO DA SILVA

**Estrutura da comunidade ictioplanctônica em um rio Neotropical:  
quais fatores podem modular essa estruturação?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr.<sup>a</sup> Andréa Bialetzki  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Karina Keyla Tondato  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)

Dr.<sup>a</sup> Sybelle Bellay  
Universidade Estadual de Maringá (Pós-doutoranda PEA/UEM)

Aprovada em: 25 de outubro de 2019.

Local de defesa: Auditório do Bloco H-90, Nupélia, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico esse trabalho a todas as pessoas que contribuíram para que ele se concretizasse, em especial meus pais, Teresa (*in memorian*) e João.

## AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa.

Aos funcionários do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) da Universidade Estadual de Maringá pelo suporte pessoal e logístico durante o mestrado.

Aos professores do PEA por contribuírem para a minha formação durante o mestrado e ao professor Dr. Diego por ter me auxiliado em algumas análises estatísticas.

À equipe da secretaria do PEA, Bete e Jocemara, e da Biblioteca Setorial do Nupélia, Salete e João, por todo o suporte e atendimento.

Aos titulares e suplentes da banca, por prontamente aceitarem participar desse processo.

Por fim, gostaria de agradecer informalmente as pessoas que foram importantes na minha vida pessoal e durante a formação no mestrado.

Aos meus pais, Teresa e João que nunca mediram esforços para me ajudar, pelo amor incondicional que sempre me deram e assistência nos momentos em que mais precisei. Ressalto ainda a importância da figura materna apoiadora e protetora que sempre tive durante todo esse processo, essa vitória é nossa Mãezinha!

Ao meu namorado Jean, por seu amor, companhia e apoio em todos os momentos, foram de extrema importância.

À minha orientadora Dr.<sup>a</sup> Andréa Bialezki, por ter permitido meu pleno conhecimento científico na condução deste trabalho, pela sua enorme paciência e dedicação, sempre ajudando e guiando meus passos no decorrer dessa pesquisa, exemplo de ética e profissionalismo a ser seguido. Minha enorme gratidão.

Aos meus colegas de laboratório, Conrado, Dú, Eliana, Gazo, Gabi, Guilherme, Ji, Joyce, Lorena, Manú, Marcinha, Miro e Rafa, pelas conversas, palavras de apoio e risadas.

Aos queridos amigos dos Campos Gerais, Atsler, Felipe, Jonathan, Pati e Ramiro, algumas das amizades que iniciaram na graduação e até hoje permanecem.

À minha companheira de apartamento Bárbara pela companhia e conversas.

Aos amigos que fiz em Maringá durante o mestrado, Leticia, Thiago e Ana Bonini, pessoas mais que especiais, que eu sou muito grata por ter conhecido.

## **Estrutura da comunidade ictioplanctônica em um rio Neotropical: quais fatores podem modular essa estruturação?**

### **RESUMO**

A heterogeneidade espacial resulta em dissimilaridade na composição de espécies de peixes com diferentes histórias de vida ao influenciar a disponibilidade e distribuição de refúgio, alimento e *habitat* para a reprodução. Entender como essa composição está organizada ao longo de um gradiente ambiental é de suma importância para proteger os locais de desova e preservar as condições propícias para a dispersão e crescimento das larvas após o processo reprodutivo. Desse modo, verificou-se as possíveis diferenças na densidade de larvas e na estrutura da comunidade ictioplanctônica entre biótopos de um sistema fluvial, especificamente pretende (i) responder se a estrutura e atributos da comunidade ictioplanctônica, bem como das guildas reprodutivas parentais difere entre os biótopos com diferentes velocidades de corrente; (ii) identificar possíveis variações ontogênicas na ocupação dos diferentes biótopos e (iii) relacionar os fatores ambientais com a ocorrência e a abundância das larvas entre os biótopos. Para tanto foram realizadas coletas de ictioplâncton na região inferior do rio Ivinheima, planície de inundação do alto rio Paraná, durante dois períodos reprodutivos (2010/2011 e 2011/2012) dos peixes. No biótopo rio, nove das 19 espécies migradoras de longa distância registradas na região foram encontradas em suas fases iniciais de desenvolvimento. Dentre essas, *Brycon orbignyanus*, categorizada “em perigo” e as espécies *Pseudoplatystoma corruscans* e *Piaractus mesopotamicus* em “quase ameaçada”, enfatizam a importância da manutenção de ambientes lóticos livre de barramentos para o sucesso reprodutivo de espécies reofílicas, bem como para espécies migradoras de curta distância, que também contribuíram para maior diversidade nesse biótopo. Larvas em estágios de desenvolvimento inicial foram registradas no rio, o que indica que as espécies utilizam esse biótopo como rota migratória e também como área de desova. Subsequente à desova, através do fluxo de corrente, as larvas desenvolvem-se e eclodem, enquanto derivam para locais com baixa velocidade de corrente para desenvolvimento das larvas. Nesses locais, aqui caracterizados como área de transição e lagoa, espécies não migradoras com fecundação externa, foram as mais abundantes. Por fim, os fatores ambientais não tiveram efeitos detectáveis na estrutura da comunidade, no entanto foi observado que a densidade das larvas apresentou um padrão de distribuição entre determinados limiares das variáveis ambientais. Conclui-se que as condições hidrodinâmicas do rio, especialmente a direção e a velocidade da água influenciam os padrões de distribuição da comunidade de peixes com diferentes estratégias reprodutivas.

**Palavras-chave:** Heterogeneidade ambiental. Estágios larvais. Reprodução. Peixes de água doce. Planície de inundação.

## **Structure of the ichthyoplankton community in a Neotropical river: what factors can modulate this structure?**

### ***ABSTRACT***

Spatial heterogeneity results in dissimilarity in the composition of fish species with different life histories by influencing the availability and distribution of refuge, food and habitat for breeding. Understanding how this composition is organized along an environmental gradient is of paramount importance in order to protect the spawning sites and preserve the conditions favorable for the dispersion and growth of the larvae after the reproductive process. Thus, it was possible to verify the possible differences in the density of larvae and in the structure of the ichthyoplankton community between biotopes of a fluvial system, specifically intends to (i) answer whether the structure and attributes of the ichthyoplankton community, as well as that of parental reproductive guilds, differ between biotopes with different current speeds; (ii) to identify possible ontogenic variations in the occupation of different biotopes and (iii) to relate environmental factors to the occurrence and abundance of larvae among the biotopes. For this purpose, ichthyoplankton collections were performed in the lower region of the Ivinheima River, a floodplain of the upper Paraná River, during two reproductive periods (2010/2011 and 2011/2012) of the fish. In the river biotope, nine of the 19 long-distance migratory species recorded in the region were found in their early stages of development. Among these, *Brycon orbignyanus*, categorized as "endangered" and the species *Pseudoplatystoma corruscans* and *Piaractus mesopotamicus* as "almost threatened", emphasize the importance of maintaining busbar-free lotus environments for the reproductive success of reophilic species, as well as for migratory species of short distances, which also contributed to greater diversity in this biotope. Larvae in early development stages were recorded in the river, which indicates that the species use this biotope as a migratory route and also as a spawning area. Subsequent to spawning, through the current flow, the larvae develop and hatch, while they drift to places with low current speed to develop the larvae. In these places, here characterized as a transition area and pond, non-migratory species with external fertilization were the most abundant. Finally, the environmental factors had no detectable effects on the community structure, however it was observed that the larvae density showed a pattern of distribution among certain thresholds of the environmental variables. It is concluded that the hydrodynamic conditions of the river, especially the direction and speed of the water, influence the distribution patterns of the fish community with different reproductive strategies.

**Keywords:** Environmental heterogeneity. Larval stages. Reproduction. Freshwater fish. Flood plain.



Dissertação elaborada e formatada  
conforme as normas da publicação  
científica: *Community Ecology*  
Disponível em:  
<<https://akademai.com/loi/168>>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	8
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	10
2.1	Área de estudo .....	10
2.2	Amostragem e análise laboratorial .....	11
<b>3</b>	<b>ANÁLISE DOS DADOS</b> .....	12
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	14
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	23
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	27
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	28

## 1 INTRODUÇÃO

Os peixes necessitam de demandas específicas de *habitats* durante a desova e fases iniciais de desenvolvimento (Kallasvuoto et al. 2016), a exemplo das migrações reprodutivas sazonais, que evoluíram em cenários em que o *habitat* ideal para crescimento e sobrevivência diferem entre o período larval e adulto (Brönmark et al. 2013). Assim, as fases iniciais de vida são dependentes de seus parentais para colocá-los em condições que otimizem a sobrevivência em um ambiente altamente dinâmico como os rios (Humphries 2005, Gagliano et al. 2007).

Em sua maioria, os rios apresentam áreas adjacentes que podem ser sujeitas a inundações sazonais (Thomaz et al. 2004), formando um sistema heterogêneo conhecido como rio-planície de inundação (Junk et al. 1989) que afeta diferencialmente a reprodução e o recrutamento de espécies com diferentes histórias de vida (Agostinho et al. 2004). Espécies reofílicas, por exemplo, dependem diretamente da duração e intensidade das cheias, para realizar o movimento ascendente e completarem o desenvolvimento de suas gônadas e realizarem a desova (Suzuki et al. 2002, Reynalte-Tataje et al. 2011, Oliveira et al. 2015), posteriormente seus ovos pelágicos desenvolvem-se e as larvas eclodem enquanto derivam (Nakatani et al. 1997).

As larvas em estágio inicial de desenvolvimento, são transportadas passivamente pelo fluxo de corrente para áreas com baixa velocidade de corrente (Nakatani et al. 1997, Gogola et al. 2010) e com presença de vegetação marginal onde permanecem em parte do seu desenvolvimento (Nakatani et al. 1997, Gogola et al. 2010). As larvas precisam de *habitats* com baixa correnteza para poderem desenvolver suas atividades, principalmente a alimentação (Reynalte-Tataje et al. 2008). Neste novo ambiente, a prole é favorecida pela entrada de nutrientes provindos de ambientes lóticos de transição, e das condições biológicas, físicas e químicas adequadas para o seu crescimento (Junk et al. 1989, Nakatani et al. 1997, Bialecki et al. 1999, Agostinho et al. 2004, Nannini et al. 2012, Lopes e Zaniboni-Filho 2019).

Os ambientes lênticos, servem como locais de crescimento para a prole de espécies migradoras, e são também *habitats* de reprodução de espécies com outras estratégias reprodutivas, com fecundação interna e não migradoras ou que migram curtas distâncias para se reproduzirem (com ou sem cuidados parentais) (Agostinho et al. 2004, Petry et al. 2004, Suzuki et al. 2004, Fernandes et al. 2009). Desse modo, as condições hidrológicas resultam em dissimilaridade na composição da fauna entre os ambientes lóticos e lênticos (Pelicice et

al. 2005). Gogola et al. (2012), por exemplo, encontraram maior riqueza de larvas em ambiente lântico e maior diversidade em ambiente lótico, Reynalte-Tataje et al. (2013) observaram no rio Ivinheima espécies sedentárias presentes na lagoa, enquanto as migradoras foram predominantes no rio.

A junção dessas diferenças nas condições limnológicas e hidrológicas determinam, em certo grau, as espécies que ali habitam (Pelicice et al. 2005), pois diferentes grupos taxonômicos podem responder de maneira diferente aos efeitos da heterogeneidade ambiental (Heino et al. 2015). Entender como essa composição está organizada ao longo de um gradiente ambiental é de suma importância para proteger locais de desova e preservação das condições propícias para a dispersão de larvas após o processo reprodutivo (Reeves e Galat 2010). Uma ferramenta útil para essa abordagem é a classificação de acordo com suas estratégias reprodutivas (guildas) (Balon 1975, Gutiérrez et al. 2018). No geral, espécies migradoras de longa distância desovam em ambientes lóticos, apresentando ovos e/ou larvas pelágicos que são carregados pelas correntes para as áreas de crescimento, geralmente em ambientes lânticos (Nakatani et al. 1997, Suzuki et al., 2004). Em ambos locais (lóticos e lânticos) espécies não migradoras ou migradoras de curta distância (com ou sem cuidados parentais) desovam (Suzuki et al., 2004). Portanto, a velocidade de corrente afeta espécies de peixes com diferentes estratégias reprodutivas que usam *habitats* temporários para completar seu ciclo de vida, o que leva a variações na composição das comunidades de peixe nesses ambientes.

Considerando que as espécies agrupadas em guildas respondem de maneira similar ao longo de gradientes ou perturbações específicas (Root, 1967), este estudo buscou responder a seguinte questão: Há diferenças na densidade de larvas e na estrutura da comunidade ictioplanctônica entre biótopos de um sistema fluvial? Se sim, quais variáveis poderiam determinar a estruturação? diante de tais questionamentos, esse trabalho teve por objetivos específicos: (i) verificar se há diferenças na estrutura e atributos da comunidade ictioplanctônica, bem como das guildas reprodutivas parentais entre os biótopos com diferentes velocidades de corrente; (ii) identificar possíveis variações ontogênicas na ocupação dos diferentes biótopos e (iii) relacionar os fatores ambientais com a ocorrência e a densidade das larvas entre os biótopos.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O rio Ivinheima constitui um dos tributários não represados da margem direita da planície de inundação do alto rio Paraná (Fortes et al. 2007) e está inserido no Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema e da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná. Possui aproximadamente 230 km de extensão (Reynalte-Tataje et al. 2013), com velocidade média de fluxo de 0,85 m/s (Rodrigues et al. 2009). As seções superior e média percorrem na direção norte-sul, enquanto a porção inferior percorre paralela ao rio Paraná (direção nordeste-sudoeste) até convergir com esse rio (Reynalte-Tataje et al. 2011). Um grande número de lagoas temporárias e permanentes estão presentes em alguns trechos deste rio (Souza Filho e Stevaux, 1997).

As coletas foram realizadas em três pontos de amostragem localizados na região inferior do rio Ivinheima (Figura 01), os quais foram selecionados de acordo com suas características hidrológicas, assim denominados: *Biótopo rio*: rio Ivinheima ( $22^{\circ}48'00''\text{S}$ ,  $53^{\circ}32'00''\text{W}$ ); *biótopo transição*: ponto localizado próximo ao canal de ligação do rio Ivinheima e a lagoa do Finado Raimundo ( $22^{\circ}47'42''\text{S}$ ,  $53^{\circ}32'42''\text{W}$ ); e *biótopo lagoa*: lagoa do Finado Raimundo ( $22^{\circ}47'40''\text{S}$ ,  $53^{\circ}32'14''\text{W}$ ) (Figura 01).

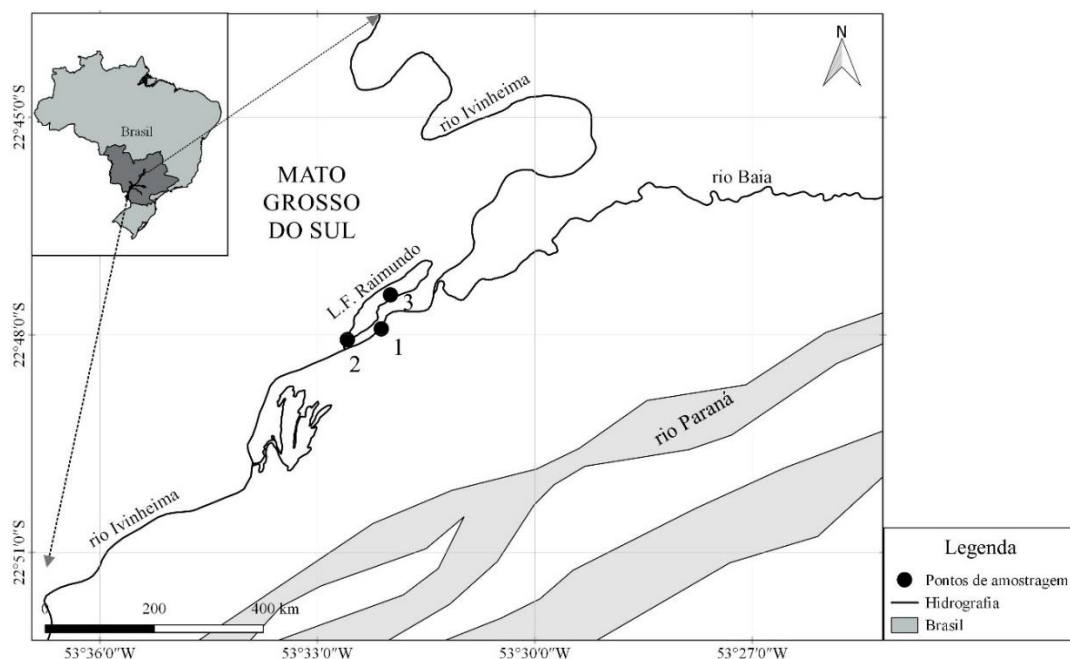


Figura 01. Localização dos pontos de amostragem no rio Ivinheima, planície de inundação do alto rio Paraná, Mato Grosso do Sul, Brasil. Os círculos representam os biótopos de amostragem: 1. Rio Ivinheima (biótopo rio); 2. Área de transição (biótopo transição) e 3. Lagoa Finado Raimundo (biótopo lagoa).

## 2.2 Amostragem e análise laboratorial

As amostragens foram mensais durante dois períodos reprodutivos da ictiofauna regional (outubro a março; Vazzoler, 1996; Vazzoler et al. 1997) entre 2010/2011 e 2011/2012. Para tal, foram utilizadas redes de plâncton do tipo cônico-cilíndrica (malha de 500  $\mu\text{m}$ ) com fluxômetro acoplado à boca para a obtenção do volume de água filtrada. Para as amostragens de fundo foi utilizada uma rede cônico-cilíndrica acoplada a um trenó metálico (Nakatani et al. 2001).

No rio Ivinheima (biótopo rio) as redes foram fixadas a um cabo estendido perpendicularmente à superfície da água, sendo três redes de superfície (margens esquerda, direita e centro do rio), e duas de fundo, todas expostas por 15 minutos simultaneamente. Na área de transição (biótopo transição) as redes foram expostas à correnteza na superfície e fundo durante 10 minutos, enquanto na lagoa Finado Raimundo (biótopo lêntico), em função da falta de correnteza, as redes foram arrastadas na superfície e fundo, em baixa velocidade, durante 10 minutos. Todas as coletas foram realizadas ao longo de ciclos nictemerais com intervalo de seis horas entre as amostragens, as quais foram agrupadas como período noturno/matutino (0:00 e 6:00 horas) e período diurno/vespertino (12:00 e 18:00 horas).

As amostras coletadas foram acondicionadas em frascos de polietileno e, posteriormente, os indivíduos foram anestesiados com eugenol (4-Alil-2-Metoxifenol), em seguida foram fixadas em formol diluído a 4%, tamponado com carbonato de cálcio. Simultaneamente às coletas do ictioplâncton, foram obtidas com aparelhos portáteis a condutividade elétrica ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), o oxigênio dissolvido ( $\text{mg}/\text{L}$ ), o pH e a temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ). Também foi obtida a velocidade da água nos biótopos rio e transição por meio do fluxômetro (General Oceanics™), enquanto no biótopo lagoa, por ser um ambiente lêntico, assumiu-se o valor de velocidade zero.

Em laboratório, com auxílio de um microscópio estereoscópio, foram realizadas triagens das amostras utilizando-se a placa do tipo Bogorov, e as larvas coletadas foram separadas do restante do plâncton. Em seguida, estas foram identificadas ao menor nível taxonômico possível, utilizando a técnica de sequência de desenvolvimento proposta por Ahlstrom e Moser (1976) e de acordo com (Nakatani et al. 2001). Após a identificação, estas foram classificadas de acordo com a sequência de desenvolvimento da nadadeira caudal (grau de flexão da notocorda) e seus elementos de suporte, em estágios de larval vitelino (LV), pré-flexão (PF), flexão (FL) e pós-flexão (FP).

As larvas que foram identificadas ao menos ao nível de gênero também foram classificadas de acordo com as guildas reprodutivas dos seus parentais, determinadas com base no comportamento migratório para reprodução, tipo de fecundação e cuidado parental: MLFE (Migradora de longa distância), NFES (Não migradora ou migradora de curta distância com fecundação externa e sem cuidado parental), NFEC (Não migradora ou migradora de curta distância com fecundação externa com cuidado parental) e NFI (Não migradora ou migradora de curta distância com fecundação interna) (Suzuki et al. 2004).

### 3 ANÁLISE DOS DADOS

A densidade média das larvas coletadas foi padronizada para um volume de 10 m<sup>3</sup> de acordo com Tanaka (1973), modificado por Nakatani et al. (2001).

Para testar as diferenças na composição dos táxons durante o período larval entre os biótopos analisados foi realizada uma análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2005). Quando significativo, o teste pareado par a par foi utilizado para verificar quais biótopos diferiram. Para verificar a composição de larvas entre os biótopos, as densidades das espécies foram sumarizadas por meio de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Legendre e Legendre, 1998) utilizando, com uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Foram calculados os coeficientes de correlação de Spearman entre as densidades de cada espécie e os escores da PCoA.

Para identificar possíveis diferenças entre os atributos da comunidade ictioplanctônica entre os biótopos amostrados (rio, transição e lagoa), foram aplicados os índices: Shannon-Wiener ( $H'$ ) para diversidade, o qual combina informações sobre riqueza de espécies e a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre essas espécies (Townsend, 2010). O índice de dominância, que leva em consideração a espécie mais abundante em relação ao número total de indivíduos (Berger e Parker, 1970). A equitabilidade de Pielou ( $J$ ), que avalia quão semelhantes são os valores de abundância entre as espécies, resulta em valores entre 0 e 1, onde 1 representa a situação em que todas as espécies são igualmente abundantes (Magurran, 1988). Por fim, a riqueza ( $S$ ) representa o número total de espécies em cada biótopo amostrado. Todos os índices foram calculados por amostragem (biótopo/mês). Nesse seguimento, para verificar possíveis diferenças significativas dos atributos da comunidade entre os biótopos, um Modelo Linear Generalizado (GLM) foi aplicado.

Diferenças na densidade de larvas pertencentes a diferentes guildas reprodutivas e estágios de desenvolvimento larval foram testadas entre os biótopos por meio de um Modelo

Linear Misto. A variável resposta foi a densidade de larvas, os efeitos fixos foram os estágios larvais ou as guildas reprodutivas e os biótopos, e como efeito aleatório foi considerado os meses de coleta.

Para o cálculo de velocidade (V) da correnteza nos biótopos rio e transição foi utilizada a seguinte expressão:  $V = ((D*26873)/999999)/t$ , onde: D = diferença entre o fluxo inicial e final e t = tempo de exposição da rede. Demais variáveis são constantes.

Para detectar mudanças na composição de larvas em função de um gradiente ambiental de velocidade de corrente, o qual caracteriza cada um dos biótopos analisados, foi utilizada a Análise de Táxons Indicadores Limiares (*Threshold Indicator Taxa Analysis - TITAN*). Uma técnica não paramétrica que utiliza os valores da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) para detectar potenciais pontos de mudança dos táxons ao longo de um gradiente ambiental (Baker e King 2010). Quando o valor obtido pelo IndVal é menor que 0,05 e os valores de pureza e confiabilidade são maiores que 0,95, a espécie é considerada significativamente associada de forma positiva (Z+) ou negativa (Z-) ao gradiente. Seguindo critérios da análise, larvas de espécies que apresentam menos de quatro ocorrências, na amostra total, foram retiradas da análise. Para determinar os táxons indicadores com melhor precisão, os dados foram permutados por meio de 500 randomizações e IndVal < 0,05 foram retidos.

Por fim, uma correlação foi usada para avaliar possíveis relações entre as variáveis abióticas, (condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), sobre a densidade média de larvas.

As análises estatísticas foram realizadas no ambiente estatístico R 3.6.0 (R Development Core Team 2019), considerando intervalo de confiança de 95%. A análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) foi realizada com a função *adonis* (com 999 permutações), baseado em uma matriz de distância de Bray-Curtis e o teste a *posteriori* com a função *pairwise.adonis*. Essas análises juntamente com os atributos da comunidade, foram realizadas por meio do pacote “vegan” (Oksanen et al. 2018). A análise de modelos lineares mistos foi realizada com a função *lmer* com o pacote “lme4”. O teste de Kruskal-Wallis foi realizado com a função *kruskal.test*. A análise TITAN foi realizada com a função *titan* do pacote “TITAN2”. Para representação gráfica do *scatterplot* foi utilizado o pacote “ggplot2”.



#### 4 RESULTADOS

Durante as amostragens foram coletadas 4.323 larvas, sendo que 24,31%, não puderam ser identificadas ao menos a nível de gênero, e foram retiradas das análises. Por conseguinte, um total de 3.272 larvas (75,69%) foram identificadas e enquadradas em cinco ordens, 15 famílias e 31 espécies (Tabela 01). Os Siluriformes constituíram 35% das larvas identificadas, seguido pelos Characiformes (30%), *Incerte sedis* (Sciaenidae) (29%) e Pleuronectiformes (5%). A ordem Gymnotiformes com apenas dois indivíduos, não apresentou representatividade percentual (Tabela 01).

Larvas de Siluriformes apresentaram maior densidade média no biótopo lagoa (18,09 larvas/10m<sup>3</sup>), com maior representatividade da família Pimelodidae (cinco espécies) (Tabela 01). Enquanto para ordem Characiformes, a maior densidade média foi observada no biótopo rio (3,79 larvas/10m<sup>3</sup>), sendo a família Characidae mais representativa (10 espécies). No biótopo transição as ordens Characiformes e Siluriformes apresentam densidades intermediárias de 0,93 larvas/10m<sup>3</sup> e 7,09 larvas/10m<sup>3</sup>, respectivamente (Tabela 01).



<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	X	X				X			X				MLFE <sup>1</sup>	
<b>Serrasalminae</b>														
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	X	X											MLFE <sup>1</sup>	
<i>Serrasalmus</i> spp.							X					X	NFEC <sup>1*</sup>	
<b>Stevardiinae</b>														
<i>Piabarchus stramineus</i> Eigenmann, 1908	X	X				X				X		X	NFES <sup>1</sup>	
<b>GYMNOTIFORMES</b>														
<b>Sternopygidae</b>														
<i>Eigenmannia</i> spp.												X	NFES <sup>1*</sup>	
<b>PLEURONECTIFORMES</b>														
<b>Achiridae</b>														
<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)												X	NFES <sup>1</sup>	
<b>SILURIFORMES</b>														
<b>Auchenipteridae</b>														
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)												X	NFI <sup>2</sup>	
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda, 1918)			X	X								X	NFI <sup>1</sup>	
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)						X							NFES <sup>1</sup>	
<b>Callichthyidae</b>														
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)			X	X	X								NFEC <sup>1</sup>	
<b>Pimelodidae</b>														
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)			X	X								X	MLFE <sup>1</sup>	
<i>Hypophthalmus oremaculatus</i> Nani, Fuster, 1947			X				X	X	X		X	X	X	NFES <sup>1</sup>
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix, Agassiz, 1829)			X	X			X	X			X			MLFE <sup>1</sup>
<i>Sorubim lima</i> (Bloch e Schneider, 1801)			X	X			X	X	X		X	X	X	MLFE <sup>1</sup>
<i>Zungaro jahu</i> (Ihering, 1898)			X											MLFE <sup>2</sup>
<b>Incertae sedis</b>														
<b>Sciaenidae</b>														
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)				X			X	X			X	X	NFES <sup>1</sup>	

Fonte: Edição da autora, 2019.

\* Espécies cujas informações reprodutivas foram classificadas seguindo o padrão do gênero.

(1. Suzuki et al. 2004; 2. Catalog of fishes (Fricke & Eschmeyer, 2019.)

A PERMANOVA aplicada sobre a composição taxonômica das larvas, identificou diferença significativa entre os biótopos ( $Pseudo-F_{5,34} = p < 0,001$ ). Com o teste pareado par a par a dissimilaridade foi observada entre a lagoa e o rio ( $p < 0,001$ ) e a lagoa e a transição ( $p < 0,001$ ). É possível verificar a dissimilaridade da composição entre os biótopos rio e lagoa, devido especialmente à importância relativa das espécies *Plagioscion squamosissimus*, *Hypophthalmus oremaculatus* e *Catathyridium jenynsii* na lagoa (Figura 02). Por outro lado, as espécies *Sorubim lima*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Rhaphiodon vulpinus*, *Auchenipterus osteomystax* e *Piabarchus stramineus* foram mais associados ao rio (Figura 02).

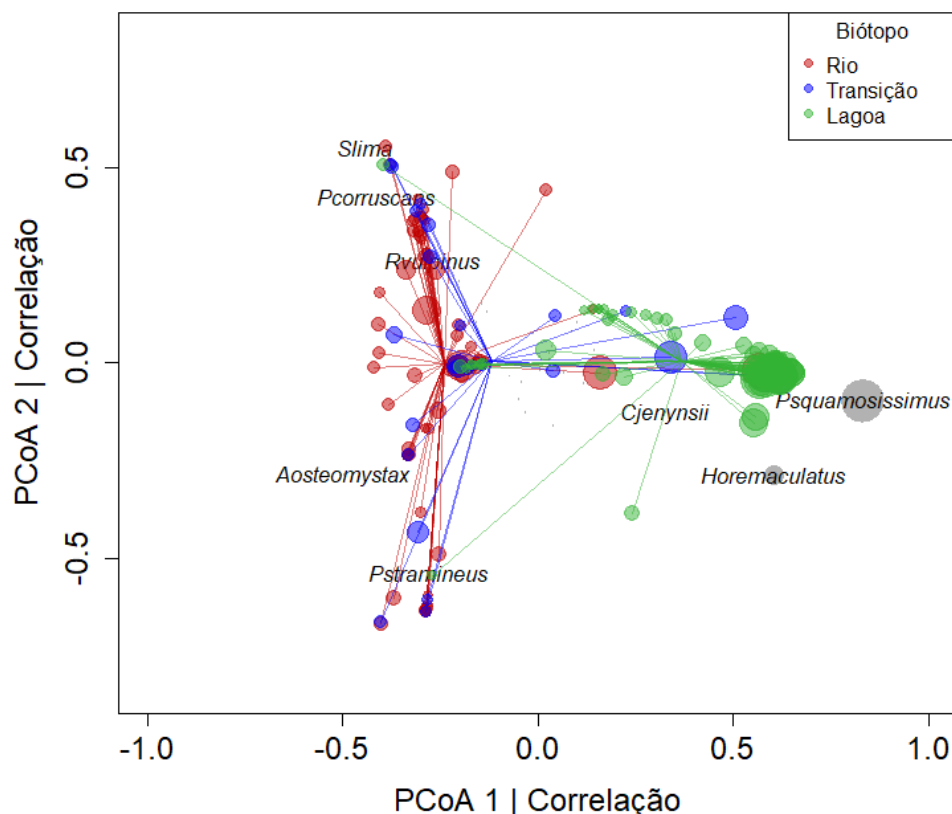


Figura 02. Ordenação gerada pela PCoA aplicada a composição das larvas de peixes nos diferentes biótopos amostrados. Plotado os nomes dos grupos taxonômicos que apresentaram coeficientes de correlação de Spearman entre as densidades e os escores de ambos os eixos, significativamente distinto de zero.

Ao avaliar os atributos (diversidade, dominância, equitabilidade e riqueza) da comunidade ictioplânctônica entre os biótopos não foi observada diferença significativa para nenhum deles (GLM,  $F = 2,99$ ;  $p > 0,05$ ; Figura 03).

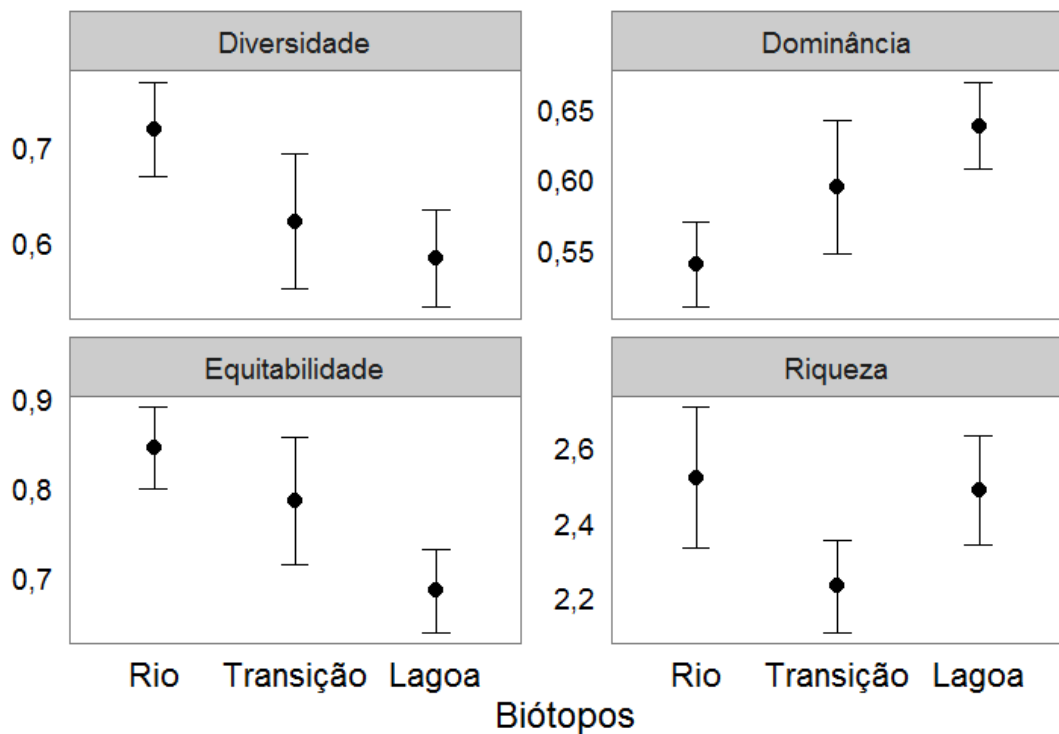


Figura 03. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da diversidade, dominância, equitabilidade e riqueza para as amostras de larvas de peixes obtidas em diferentes biótopos no rio Ivinheima, entre outubro de 2010 e março de 2012.

As diferenças na densidade das espécies a diferentes guildas reprodutivas e estágios de desenvolvimento larval, testadas entre os biótopos por meio de uma análise de Modelos Lineares Mistos, indicaram diferença significativa apenas para a guilda NFES ( $F = -3,64$ ;  $p < 0,01$ ), observada em todos os biótopos com a maior densidade média na lagoa (17,71 larvas/10 m<sup>3</sup>), correspondendo a 94% do total das larvas encontradas (Figura 04). Desse total, ressalta-se ainda a presença das espécies *P. squamosissimus* (7,72 larvas/10m<sup>3</sup>) e *H. oremaculatus* (5,88 larvas/10 m<sup>3</sup>) que juntas representaram uma proporção de 77% das espécies NFES. As demais guildas MLFE, NFEC e NFI apresentaram apenas 6% do total das larvas encontradas na lagoa, com densidade média de 1,79 larvas/10 m<sup>3</sup> (Figura 04).

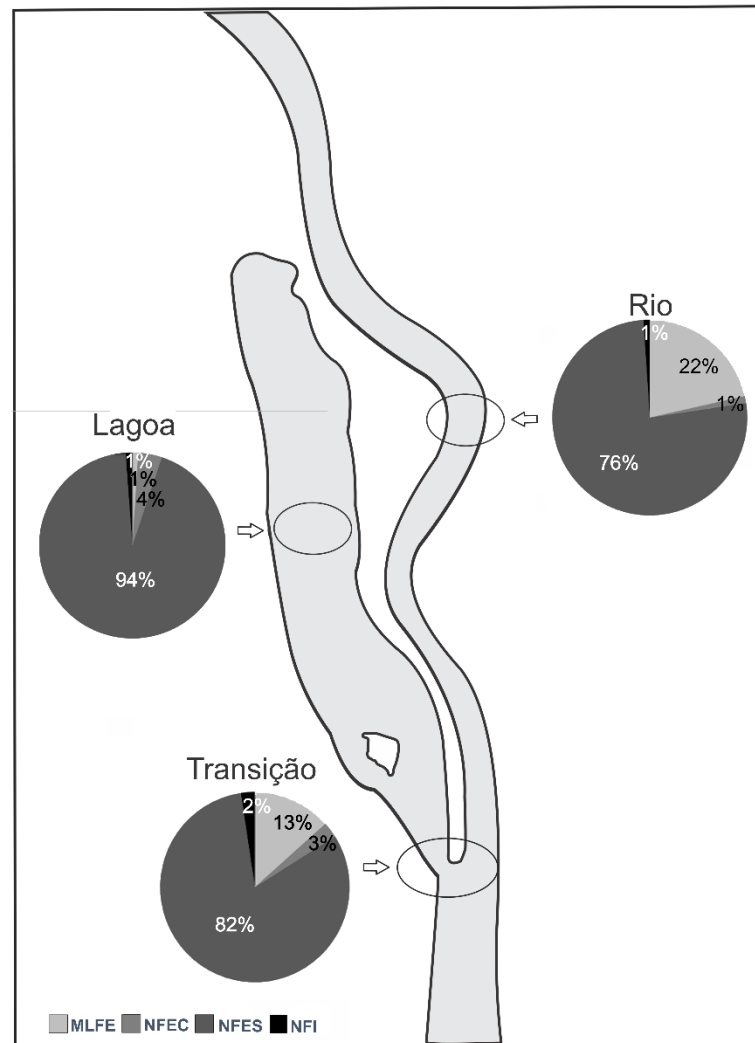


Figura 04. Representação esquemática da ocorrência de larvas de peixes pertencentes a espécies de diferentes guildas reprodutivas nos diferentes biótopos do rio Ivinheima, entre outubro de 2010 e março de 2012. (MLFE (Migradora de longa distância), NFES (Não migradora ou migradora de curta distância com fecundação externa e sem cuidado parental), NFEC (Não migradora ou migradora de curta distância com fecundação externa com cuidado parental) e NFI (Não migradora ou migradora de curta distância com fecundação interna)). Setas indicam o fluxo do rio.

Todos os estágios do desenvolvimento larval (larval vitelínico, pré-flexão, flexão e pós-flexão) ocorreram nos três biótopos analisados (rio, área de transição e lagoa). A maior densidade média foi observada no biótopo rio (47,74 larvas/10 m<sup>3</sup>), seguido da área de transição (38,95 larvas/10 m<sup>3</sup>) e da lagoa (25,45 larvas/10 m<sup>3</sup>). No rio e lagoa os estágios em PF foram proporcionalmente os mais abundantes com densidade total de 24,07/10m<sup>3</sup> no rio e 13,44/10m<sup>3</sup> na lagoa. Por outro lado, no biótopo de transição houve maior proporção dos demais estágios (LV, FL e FP). Diferenças significativas (Modelo linear misto,  $F = -2,85$ ;  $p < 0,001$ ) foram observadas para o estágio pré-flexão, entre a área de transição e a lagoa, com densidade de 9,44 (larvas/10m<sup>3</sup>) e 13,44 (larvas/10m<sup>3</sup>) respectivamente, e entre a lagoa e o rio (24,07 larvas/10m<sup>3</sup>) (Modelo linear misto,  $F = 5,34$ ;  $p < 0,001$ ). O estágio flexão também

diferiu entre a lagoa (6,77 larvas/10m<sup>3</sup>) e o rio (15,69 larvas/10m<sup>3</sup>) (Modelo linear misto, F=2,90; p < 0.001) (Figura 5).

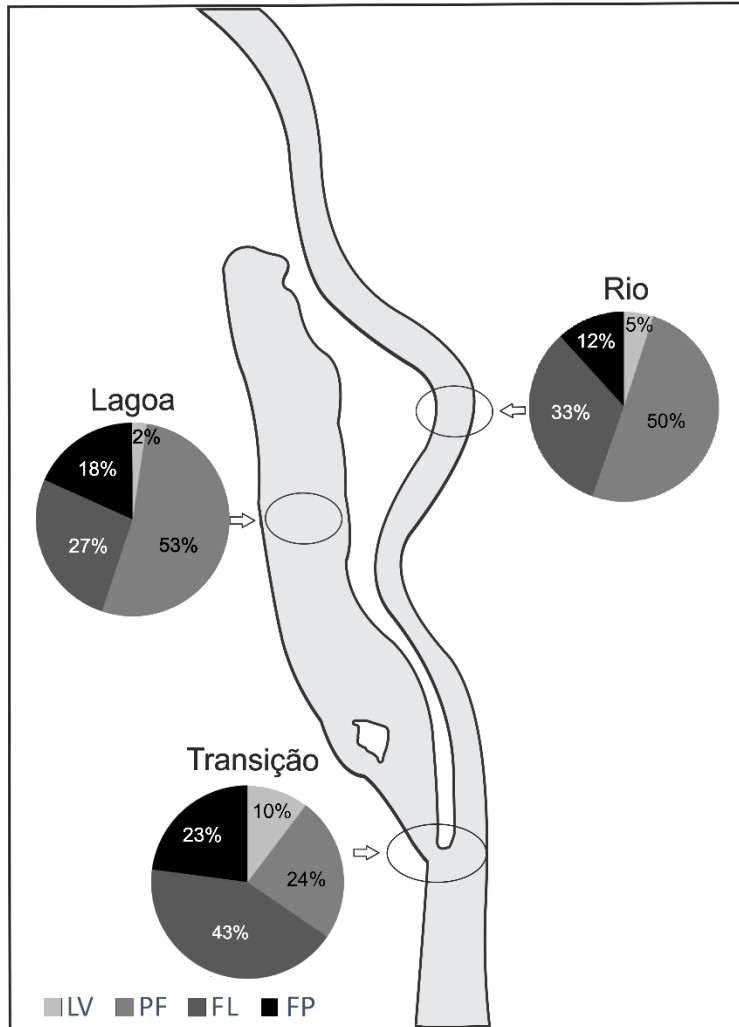


Figura 05. Representação esquemática da ocorrência de larvas de peixes (%) em diferentes estágios de desenvolvimento nos biótopos rio, transição e lagoa do rio Ivinheima, entre outubro de 2010 e março de 2012 (LV=Larval vitelínico, PF=Pré-flexão, FL=Flexão e FP=Pós flexão). Setas indicam o fluxo do rio.

O cálculo de velocidade (V) da correnteza mostrou média de 0,80 e 0,44 (m/s) respectivamente para os biótopos rio e transição. Para detectar mudanças na composição de larvas em função da velocidade de corrente, 23 espécies das 31 coletadas (ocorrência  $\geq 4$ ) foram selecionadas para a análise. As curvas de probabilidade acumulada da análise TITAN mostraram que ao longo do gradiente ambiental de velocidade de correnteza, a composição de espécies sofre mudanças, com ponto de quebra inicial em 0,00 e um segundo ponto de quebra em 0,35 (Figura 06).

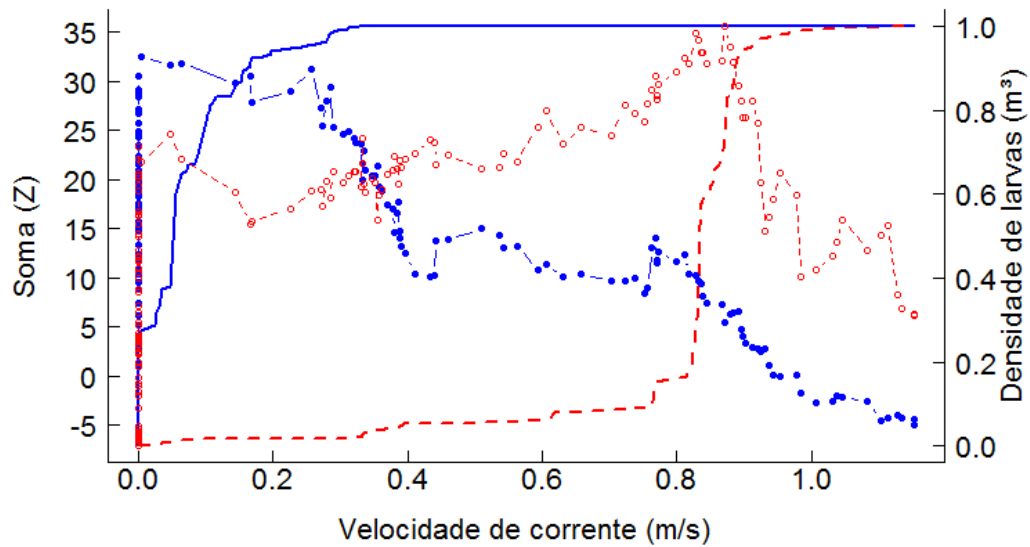


Figura 06. Valores de soma Z+ (círculo vermelho) e Z- (círculo azul) correspondentes a todos os pontos de mudança ao longo do gradiente ambiental. As linhas verticais contínuas e tracejadas representam a distribuição de frequência cumulativa de pontos de mudança.

Das 23 espécies analisadas, 18 (78%), apresentaram pontuação do IndVal significativa ( $p < 0,05$ ), das quais quatro foram associadas negativamente (Z-) com a velocidade de corrente (*Catathyridium jenynsii*, *H. oremaculatus*, *Moenkhausia* aff. *intermedia* e *P. squamosissimus*) e 13 positivamente (Z+), com atenção especial para as seis espécies migradoras: *Rhaphiodon vulpinus*, *Piaractus mesopotamicus*, *Prochilodus lineatus*, *Hemisorubim platyrhynchos*, *Pseudoplatystoma corruscans* e *Sorubim lima* (Figura 07).



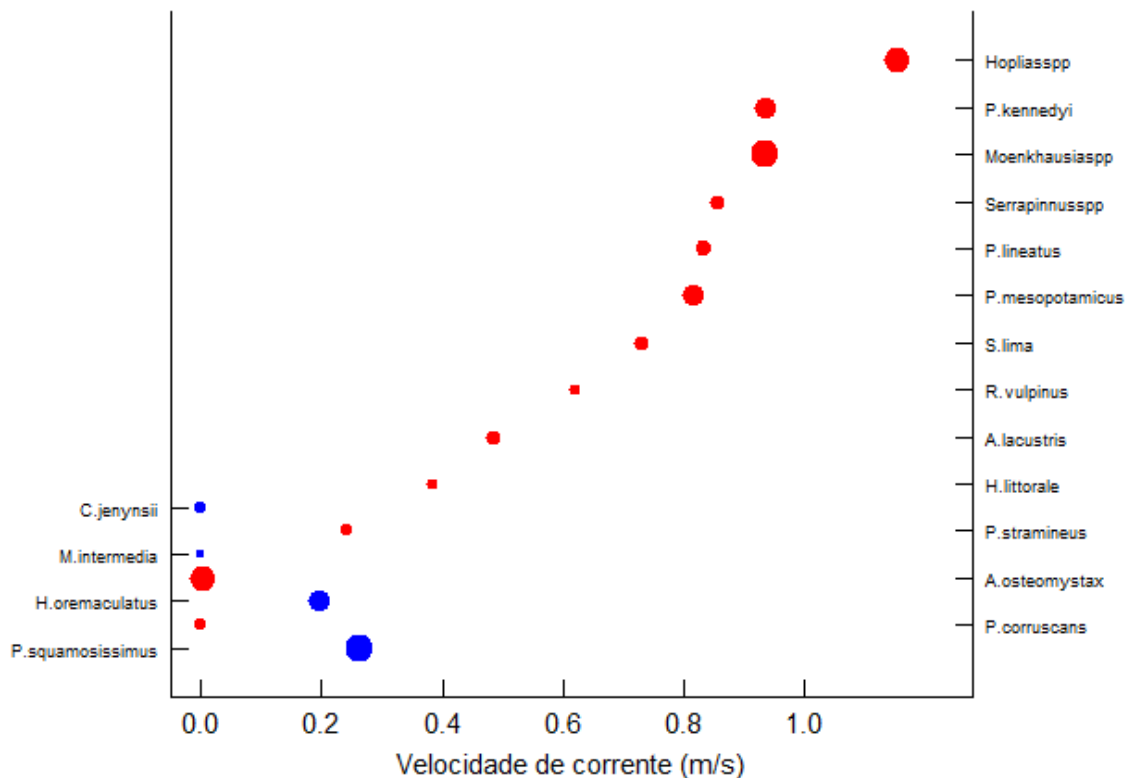


Figura 07. Análise de Táxons Indicadores Limiares (TITAN) com repostas das larvas de espécies de peixes à velocidade de corrente. O tamanho do círculo é proporcional à magnitude da resposta a pontuação Z. Espécies associadas positivamente (Z+) (círculo vermelho) e negativamente (Z-) (círculo azul) a velocidade de corrente. (*C. jenynsii*=*Catathyridium jenynsii*, *M.intermedia*=*Moenkhausia* aff. *Intermedia*, *H. oremaculatus*=*Hypophthalmus oremaculatus*, *P.squamosissimus*=*Plagioscion squamosissimus*, *Hopliasspp*=*Hoplias* spp., *P.kennedyi* =*Psellogrammus kennedyi*, *Moenkhausiaspp* =*Moenkhausia* spp., *Serrapinnusspp*=*Serrapinnus* spp., *P.lineatus*=*Prochilodus lineatus*, *P.mesopotamicus*=*Piaractus mesopotamicus*, *S.lima*=*Sorubim lima*, *R.vulpinus*=*Rhaphiodon vulpinus*, *A.lacustris*=*Astyanax lacustris*, *H.littorale*=*Hoplosternum littorale*, *P.stramineus*=*Piabarchus stramineus*, *A.osteomystax*=*Auchenipterus osteomystax*, *P.corruscans*=*Pseudoplatystoma corruscans*).

Em relação as variáveis abióticas (condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH e temperatura) (Tabela 03), a correlação com a densidade de larvas foi significativa apenas para as variáveis pH ( $p < 0,03$ ) e oxigênio dissolvido ( $p < 0,01$ ) no biótopo rio. No entanto, em todos os biótopos a maior densidade de larvas se concentrou dentro de um *threshold* de valores das variáveis abióticas. No biótopo rio foi observada maior densidade com a condutividade elétrica entre 40 e 45 ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), oxigênio dissolvido entre 5,0 e 7,0 (mg/L), o pH entre 7 e 8 e a temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) entre 24 e 29  $^{\circ}\text{C}$  (Figura 08). No biótopo área de transição a condutividade elétrica entre 35 e 50 ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), oxigênio dissolvido entre 5,0 e 7,5 (mg/L), o pH entre 6 e 7,5 e a temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) entre 25 e 29  $^{\circ}\text{C}$  (Figura 08). No biótopo lagoa as maiores densidades foram observadas com a condutividade elétrica entre 35 e 45 ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), oxigênio dissolvido observou-se entre 4,5 e 8 (mg/L), pH entre 6 e 7,5 e a temperatura entre 24 e 32  $^{\circ}\text{C}$  (Figura 08).

Tabela 03. Média das variáveis ambientais encontradas nos biótopos: rio, área de transição e lagoa durante os dois períodos reprodutivos (outubro a março de 2010 a 2012).

Biótopo	Temperatura da água (°C)	pH	Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Oxigênio dissolvido (mg/L)
Rio	$26,7 \pm 1,68$	$6,9 \pm 0,54$	$41,6 \pm 3,87$	$6,0 \pm 1,31$
Área de transição	$26,9 \pm 1,77$	$6,9 \pm 0,58$	$41,9 \pm 4,40$	$5,6 \pm 0,81$
Lagoa	$27,0 \pm 1,97$	$7,0 \pm 0,57$	$41,4 \pm 4,66$	$5,8 \pm 1,17$

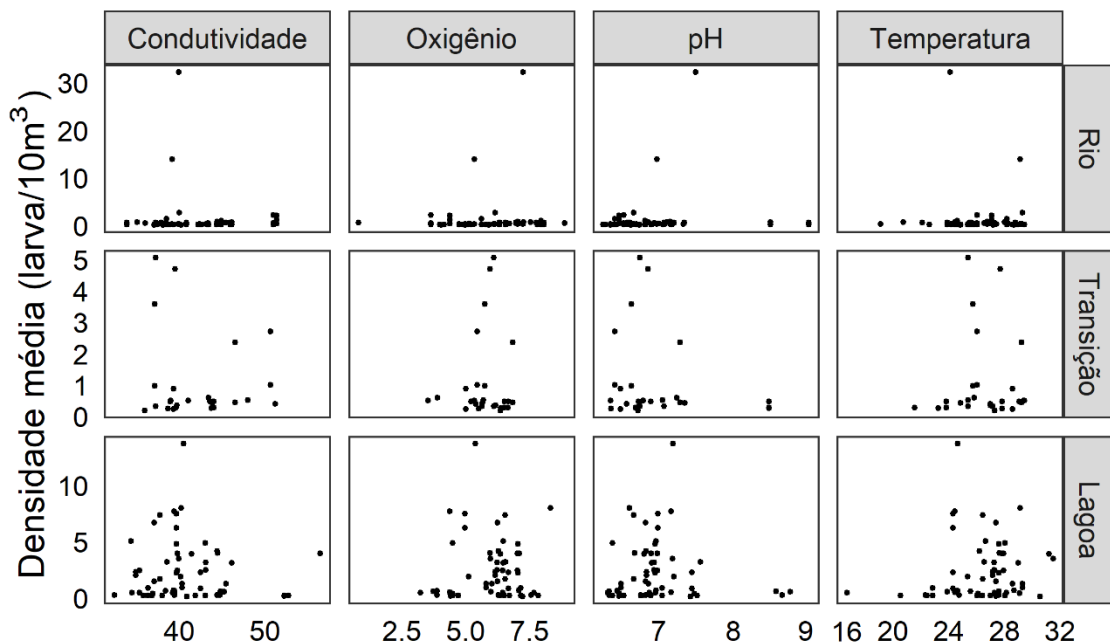


Figura 08. Diagrama de dispersão entre as variáveis ambientais (condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ -1), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, temperatura da água (°C), e a densidade de larvas ( $10\text{m}^3$ ) coletadas nos biótopos (rio, área de transição e lagoa).

## 5 DISCUSSÃO

Os biótopos que integram a planície de inundação formam um ambiente heterogêneo constituído por rios, canais laterais e lagoas (Agostinho et al. 2004, Thomaz et al. 2007). Esta característica oferece uma ampla disponibilidade de alimentos e refúgios, os quais os peixes exploram durante diferentes fases do ciclo de vida. Os resultados demonstraram diferenças na estrutura da comunidade ictioplanctônica entre biótopos ao longo de um sistema fluvial, influenciada principalmente pela velocidade da água e estratégias reprodutivas das espécies.

Neste estudo, ficou evidente que essa alteração na composição das guildas ocorre de acordo com o aumento da velocidade de corrente. Essa mudança é observada inicialmente entre o biótopo lagoa e a transição, biótopos onde ocorre a primeira mudança de velocidade de corrente, nos quais foram observados a presença de espécies não migradoras ou de curta

distância mais associadas à lagoa. Posteriormente para o rio, onde as espécies migradoras de longa distância, foram mais relacionadas. Além disso, ressalta-se que as espécies *P. squamosissimus* e *H. oremaculatus*, introduzidas neste ambiente, apresentaram maior densidade nos ambientes estudados, o que pode estar relacionada a seu comportamento oportunista, maturação gonadal no primeiro ano de vida, desova parcelada, alta fecundidade, rápido desenvolvimento embrionário/ larval e baixa mortalidade (Vazzoler 1996, Bialecki et al. 2004, 2005). No entanto, esse cenário também pode estar relacionado a desestruturação da comunidade íctica do rio Ivinheima, decorrente da influência dos represamentos nos demais pontos da bacia (Agostinho et al. 2008).

A presença de espécies migradoras de longa distância no rio atribui-se ao seu comportamento de desova, o qual geralmente ocorre em águas abertas do canal principal ou tributários, apresentando ovos e/ou larvas pelágicos (Nakatani et al. 1997), os quais, posteriormente, poderão derivar para microhabitats apropriados para o crescimento (Lopes et al. 2019). Nesse sentido, pode-se ressaltar a importância da heterogeneidade ambiental para o ciclo de vida de algumas espécies de peixes, como é o caso da espécie *P. lineatus*, conhecido popularmente como curimba, que explora as lagoas (áreas de alimentação e crescimento) nas fases larval e juvenil, e na fase adulta passa a explorar ciclicamente os ambientes semi-lóticos (áreas de transição) e lóticos (áreas de reprodução) (Nakatani et al. 1997). Estudos mostram que *P. corruscans*, outro migrador, de grande importância pesqueira, também realiza desova em ambientes de água corrente e rasa (Agostinho et al. 2003).

Nesse estudo, a importância do biótopo rio dá-se principalmente pelas 19 espécies de peixes migradores registrados na região (Suzuki et al. 2004), das quais, nove (*B. orbignyanus*, *H. platyrhynchus*, *P. corruscans*, *P. lineatus*, *P. mesopotamicus*, *R. vulpinus*, *S. brasiliensis*, *S. lima* e *Z. jahu*) foram encontradas em suas fases iniciais de desenvolvimento. Espécies migradoras de curta distância também foram observados em estágios iniciais de desenvolvimento, indicando que várias espécies além de utilizarem esse biótopo como rota migratória (Gogola et al. 2010), também o utilizam como área de desova.

As condições hidrodinâmicas do rio, especialmente a direção e a velocidade da água, durante o período do pulso de inundação aumentam a conectividade entre os biótopos, influenciam os padrões de distribuição da comunidade de peixes (Schmutz et al. 1999), que requerem diferentes *habitats* em seu ciclo de vida (Agostinho et al. 2007). Durante a reprodução, há espécies de peixes adultos que desenvolvem todo o seu ciclo de vida no mesmo biótopo (Lopes et al. 2019), as que migram longas distâncias (>100 km), e em geral, desovam em ambientes lóticos dos afluentes (Suzuki et al. 2004), ou ainda há espécies

migradoras de curta distância (<100 km), com ou sem cuidado parental, que utilizam tanto ambientes lóticos como lênticos para desova (Suzuki et al. 2004). Os resultados corroboram estas informações, haja visto que larvas pertencentes a espécies de diferentes guildas reprodutivas foram encontradas em todos os biótopos analisados, tais como *Moenkhausia* spp., *Serrapinnus* spp., *Rhaphiodon vulpinus*, *Piabarchus stramineus*, *Hypophthalmus oremaculatus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Sorubim lima* e *Plagioscion squamosissimus*.

Quanto ao estágio de desenvolvimento, ressalta-se maior densidade de larvas no estágio pós-flexão no biótopo de transição. Esse resultado indica que essa área, de fato, apresenta condições ideais de crescimento e está sendo utilizada pelas larvas. Esse biótopo é caracterizado por uma menor correnteza, entrada contínua de nutrientes, com maior concentração e diversidade de organismos fitoplanctônicos (Reynalte-Tataje et al. 2008). Por outro lado, nas lagoas apesar da baixa correnteza, a disponibilidade de nutrientes tende a ser menor, tendo em vista que a maior parte deles ficam retidos na região de transição (Reynalte-Tataje et al. 2008). Essas informações reiteram os resultados de estudos que consideram, além da lagoa, a área de transição como um local de desenvolvimento para as larvas (Humphries et al. 1999, Rossi et al. 2001, King et al. 2003, Baumgartner et al. 2004).

A importância das lagoas como locais de crescimento para as larvas vem sendo discutida em estudos em diferentes bacias hidrográficas, tais como a do rio Paraná (lagoas Finado Raimundo, Patos e Pintado) (Daga et al. 2009, Gogola et al. 2013, Reynalte-Tataje et al. 2013, Rosa et al. 2019), Pantanal (Tondato et al. 2010) e Uruguai (Reynalte-Tataje et al. 2008). A presença de microhabitats nesses locais favorecem condições de abrigo e alimentação para espécies sedentárias sem cuidado parental e com cuidado parental, tais como *Serrasalmus* spp. e *Hoplias* spp., encontradas nos resultados, que utilizam bancos de macrófitas para depositarem seus ovos adesivos (Thomaz e Bini 1999, Prado et al. 2006).

Nos resultados, a presença dos estágios iniciais de desenvolvimento de *Hoplias* spp. foi observada em todos os biótopos, isto pode ser devido a desova múltipla dessa espécie (Machado-Alisson 1990) caracterizada por períodos reprodutivos maiores (Suzuki et al. 2004) e por serem menos dependentes de condições específicas (Rosa et al. 2017). Resultados semelhantes foram encontrados por Bialetzki et al. (2002), que verificaram sua ampla distribuição em diversos biótopos do rio Paraná. Os dados demonstraram que espécies com fecundação interna, representada por *A. inermis* foi capturada somente na lagoa, enquanto *A. osteomystax* apresentou distribuição no rio e área de transição, com maior densidade no rio, indicando que esse biótopo foi o principal local de desova para essa espécie.

Entre as guildas analisadas, não migradoras ou migradoras de curta distância sem cuidado parental (NFES) foram as mais abundantes em todos os biótopos, sendo o grupo mais heterogêneo entre as guildas analisadas. Em um estudo realizado por Bailly et al. (2008) essa guilda apresentou maior intensidade reprodutiva, mostrando ser independente das cheias para o seu desenvolvimento inicial. As espécies *H. oremaculatus* e *P. squamosissimus* foram as mais abundantes dessa guilda, ambas introduzidas e abundantes no ictioplâncton de vários ambientes (Bialecki et al., 2004).

Em relação as condições ambientais, no biótopo rio, a densidade de larvas foi correlacionada com a variável pH e oxigênio dissolvido, tal como observado por Baumgartner et al. (1997) para espécies do rio Paraná. Para o oxigênio dissolvido, foi observado padrão semelhante ao encontrado por Ziober et al. (2012) em riachos da bacia do rio Cuiabá, sugerindo que valores entre 6 e 7 (m/L) são favoráveis a larvas mesmo em regiões diferentes. Observamos regularmente a densidade de larvas distribuída entre alguns limiares abióticos, que podem favorecer a desova e sobrevivência destas, como a temperatura, na qual a maior densidade de larvas foi observada entre valores de temperatura de 24 °C a 27 °C. Em um experimento realizado por Ferreira et al. (2001), observou-se que a 27 °C o tempo de abertura da boca das larvas ocorreu em menor tempo, quando comparadas as expostas a 20 °C. O aumento dessa variável facilita a locomoção das larvas, pois ocorre a diminuição da viscosidade da água e, para pequenos organismos, a água oferece menor resistência (Herbing 2002). Essa variável também atua na taxa dos processos metabólicos (Daga et al. 2009) e desenvolvimento das larvas (Meekan et al. 2003), de modo que em águas mais quentes a duração dos estágios é mais curta (Pankhurst et al. 2011).

Para o pH, Baumgartner et al. (2008) observaram que as espécies *H. oremaculatus*, *P. squamosissimus* e *A. osteomystax* foram positivamente correlacionadas com essa variável em limiares entre 6 a 7 (condição mais neutra), o que indica condições adequadas para a alta densidade destes táxons nos locais amostrados. Embora não esteja claro como pH e condutividade elétrica afetam o processo reprodutivo, de algum modo eles induzem a desova de algumas espécies (Baumgartner et al. 2008).

De modo geral, a seleção de *habitat* ao longo do desenvolvimento ontogênico dos peixes, pode ser influenciada pelas interações entre as condições ambientais, preferência de *habitats* (que podem ser determinadas pela presença de competidores e predadores), a disponibilidade de alimentos, suscetibilidade à predação (Hughes e Reynolds 1994, Hughes 1998, 2000, Metcalfe et al. 1999, Grossman et al. 2002), ao tamanho e ao estágio de desenvolvimento (Rabeni e Sowa 1996). Assim, para o sucesso do desenvolvimento da prole,

a integridade ambiental é de suma importância, principalmente para espécies migradoras encontradas no rio, que apresentaram baixa abundância, o que pode ser consequência direta das modificações no ambiente e/ou na grande pressão sobre os seus estoques na região.

Ressalta-se ainda que algumas das espécies aqui registradas estão em risco de extinção, como *B. orbignyana*, categorizada “em perigo” e *P. corruscans* e *P. mesopotamicus* em “quase ameaçada” (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade 2018). Assim, medidas de conservação são fundamentais para manter a integridade dessa região, verificada por vários autores como importante como local de desova (Nakatani et al. 1997, Sanches et al. 2006, Gogola et al. 2013, Silva et al. 2017). Desse modo, os resultados aqui encontrados enfatizam a importância da manutenção de ambientes lóticos livre de barramentos, para o sucesso reprodutivo de espécies reofílicas. Como é o caso do rio Ivinheima, um dos tributários do alto rio Paraná que ainda mantém suas características originais e, por conseguinte, atua como rota alternativa para migração (Baumgartner et al. 2004, Sanches et al. 2006). A importância desse rio para as espécies migradoras da região também foi observada nos estudos de Reynalte-Tataje et al. (2011, 2013), Ziober et al. (2012) e Barzotto et al. (2015). Ademais, as condições apresentadas por esse complexo fluvial rio-planície na região estudada suprem os requerimentos ecológicos exigidos pelos ovos e larvas de peixes, proporcionando ainda áreas adequadas de desova, crescimento e desenvolvimento.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados encontrados, enfatiza-se a importância da preservação da heterogeneidade ambiental para o sucesso reprodutivo da fauna íctica da região, pois verificou-se diferenças na estrutura da comunidade ictioplanctônica. Espécies migradoras de longa distância foram mais relacionadas com o biótopo rio, enquanto os não migradores ou migradores de curta distância foram mais associados com a área de transição e lagoa, mostrando que as condições hidrodinâmicas do rio, especialmente a direção e a velocidade da água influenciam os padrões de distribuição da comunidade de peixes com diferentes estratégias reprodutivas. Este estudo também corrobora com estudos anteriores que sugerem a área de transição como local de alimentação e crescimento. Para os estágios de desenvolvimento, não houve um padrão de distribuição, sugerindo que várias espécies acabam completando todo o seu ciclo de vida no mesmo local. Por fim, os fatores ambientais não tiveram efeitos detectáveis na estrutura da comunidade, no entanto foi observado que a

densidade das larvas apresentou um padrão de distribuição entre determinados limiares das variáveis ambientais. Ressaltando-se assim a importância de mais estudos a fim de averiguar como as variáveis ambientais inferem na distribuição das larvas ao longo dos biótopos.

## REFERÊNCIAS

Agostinho, A.A., L.C. Gomes, H.I. Suzuki, H.F. Júlio-Junior. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná River basin, Brazil. In *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*, Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A (eds). World Bank and IDRC: Victoria; 19–99.

Agostinho, A.A., L.C. Gomes, S. Veríssimo e E.K. Okada. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish biology and Fisheries*. 14: 11-19.

Agostinho, A.A., F.M. Pelicice, A.C. Petry, L.C. Gomes, e H.F. Júlio Jr. 2007. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 10: 174-186.

Agostinho, A.A., F.M. Pelicice, e L.C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology. Revista Brasileira de Biologia*. 68: 1119-1132.

Ahlstrom, E.H. e H.G. Moser. 1976. Eggs and larvae of fishes and their role in systematic investigations and in fisheries. *Rev. Trav. Inst. Peches Marit*, 40, 379-398.

Anderson, M.J. 2005. Permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland. 26: 32-46.

Baker, M.E. e R.S. King. 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 25–37.

Balon, E.K. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 32: 821-864.

Barzotto, E., P.V. Sanches, A. Bialecki, L. Orvati e L.C. Gomes. 2015. Larvae of migratory fish (Teleostei: Ostariophysi) in the lotic remnant of the Paraná River in Brazil. *Zoologia (Curitiba)*. 32: 270-280.

Baumgartner, G., K. Nakatani, M. Cavicchioli e M.S.T. Baumgartner. 1997. Some aspects of the ecology of fish larva in the floodplain of high Paraná River, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 14:551-563.

Baumgartner, G., K. Nakatani, L.C. Gomes, A. Bialezki e P.V. Sanches. 2004. Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. 71: 115-125.

Baumgartner, G., K. Nakatani, L.C. Gomes, A. Bialezki, P.V. Sanches e M.C. Makrakis. 2008. Fish larvae from the upper Paraná River: do abiotic factors affect larval density?. *Neotropical Ichthyology*. 6: 551-558.

Bailly, D., A.A. Agostinho, e H.I. Suzuki. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications*. 24: 1218-1229.

Berger, W.H. e F.L., Parker. 1970. Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea sediments. *Science*. 168: 1345-1347.

Bialezki, A., P.V. Sanches, M. Cavicchioli, G. Baumgartner, R.P. Ribeiro e K. Nakatani. 1999. Drift of ichthyoplankton in two channels of the Paraná River, between Paraná and Mato Grosso do Sul States, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 42: 0-0.

Bialezki, A., K. Nakatani, P.V. Sanches e G. Baumgartner. 2002. Spatial and temporal distribution of larvae and juveniles of *Hoplias* aff. *malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian J. Biol.* 62: 211–222.

Bialezki, A., K. Nakatani, P.V. Sanches e G. Baumgartner. 2004. Eggs and larvae of the ‘curvina’ *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Sciaenidae) in the Baía River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *J. Plankton Res.* 26: 1327–1336.

Bialezki, A., K. Nakatani, P.V. Sanches, G. Baumgartner e L.C. Gomes. 2005. Larval fish assemblage in the Baía River (Mato Grosso do Sul State, Brazil): Temporal and spatial patterns. *Environmental Biology of Fishes*. 73: 37–47.

Brönmark, C., K. Hulthén, P.A. Nilsson, C. Skov, L.A. Hansson, J. Brodersen e B.B. Chapman. 2013. There and back again: migration in freshwater fishes. *Canadian Journal of Zoology*. 92: 467-479.

Daga, V.S., T.M. Gogola, P.V. Sanches, G. Baumgartner, D. Baumgartner, P.A. Piana, É.A. Gubiani e R.L. Delariva. 2009. Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 7: 429-438.

Fernandes, R., A.A. Agostinho, E.A. Ferreira, C.S. Pavanelli, H.I. Suzuki, D.P. Lima e L.C. Gomes. 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*. 69: 669-680.



- Ferreira, A.A., A.D.O. Nuner, e J.R. Esquivel. 2001. Influência do pH sobre ovos e larvas de jundiá, *Rhamdia quelen* (Osteichthyes, Siluriformes). *Acta Scientiarum*. 23: 477-481.
- Fricke, R. e W.N. Eschmeyer. 2019. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/journals.asp>). Acesso em: 01 outubro de 2019.
- Gagliano, M., M.I. McCormick, e M.G. Meekan. 2007. Temperature-induced shifts in selective pressure at a critical developmental transition. *Oecologia*. 152: 219-225.
- Gogola, T.M., V.S. Daga, P.R. Silva, P.V. Sanches, É.A. Gubiani, G. Baumgartner e R.L. Delariva. 2010. Spatial and temporal distribution patterns of ichthyoplankton in a region affected by water regulation by dams. *Neotropical Ichthyology*. 8: 341-349.
- Gogola, T. M., P.V. Sanches, É.A. Gubiani e P.R. Silva. 2013. Spatial and temporal variations in fish larvae assemblages of Ilha Grande National Park, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*. 22: 95-105.
- Grossman, G.D., P.A. Rincon, M.D. Farr M.D. e R.E. Ratajczak. 2002. A new optimal foraging model predicts habitat use by drift-feeding stream minnows. *Ecology of Freshwater Fish*. 11: 2-10.
- Gutiérrez, C., J.C.G. Ortega e A.A. Agostinho. 2018. Fish beta diversity responses to environmental heterogeneity and flood pulses are different according to reproductive guild. *Neotropical Ichthyology*. 16(4).
- Heino, J., A.S. Melo e L.M. Bini. 2015. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*. 60: 223-235.
- Herbing, I.H.V. 2002. Effects of temperature on larval fish swimming performance: the importance of physics to physiology. *Journal of Fish Biology*. 61: 865-876.
- Hughes N.F. e J.B. Reynolds. 1994. Why do Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) get bigger as you go upstream?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 51: 2154-2163.
- Hughes N.F. 1998. A model of habitat selection by drift feeding stream salmonids at different scales. *Ecology*. 79: 281-294.
- Hughes N.F. 2000. Testing the ability of habitat selection theory to predict interannual movement patterns of a drift-feeding salmonid. *Ecology of Freshwater Fish*. 9: 4-8.
- Humphries, P., A.J. King e J.D. Koehn. 1999. Fish, flows and flood plains: links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River system, Australia. *Environmental biology of fishes*. 56: 129-151.

Humphries, P. 2005. Spawning time and early life history of Murray cod, *Maccullochella peelii* (Mitchell) in an Australian river. *Environmental Biology of Fishes*. 72: 393-407.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio.

Junk, W.J., P.B. Bayley e R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*. 106: 110-127.

Kallasvuo, M., J. Vanhatalo e L. Veneranta. 2016. Modeling the spatial distribution of larval fish abundance provides essential information for management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 74: 636-649.

King, A.J., P. Humphries e P.S. Lake. 2003. Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 60: 773-786.

Legendre, P., Legendre L. 1998. Numerical ecology, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam.

Lopes, C.A. e E. Zaniboni-Filho. 2019. Mosaic environments shape the distribution of Neotropical freshwater ichthyoplankton. *Ecology of Freshwater Fish*. 28: 544-553.

Machado-Alisson, A. 1990. Ecologia de los Peces de las áreas inundables de los llanos de Venezuela. *Interciência*. 15: 411-423.

Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. London: Croom Helm

Meekan, M.G., J.H. Carleton, A.D. McKinnon, K. Flynn e M. Furnas. 2003. What determines the growth of tropical reef fish larvae in the plankton: food or temperature?. *Marine Ecology Progress Series*. 256: 193-204.

Metcalfe, N.B., N.H.C. Fraser e M.D. Burns. 1999. Food availability and the nocturnal versus diurnal foraging trade-off in juvenile salmon. *Journal of Animal Ecology*. 68: 371-381.

Nakatani, K., G. Baumgartner, M. Cavicchioli. 1997. Ecologia de ovos e larvas de peixes, p. 281-306. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS (Eds.). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos; biológicos e socioeconômicos. Maringá. *Eduem*, 460p.

Nakatani, K., A.A. Agostinho, G. Baumgartner, A. Bialezki, P.V. Sanches, M.C. Makrakis e C.S. Pavanelli. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: Desenvolvimento e manual de identificação. Maringá, PR. *Eduem*. 2001.

Nannini, M.A., J. Goodrich, J.M. Dettmers, D.A. Soluk, e D.H. Wahl. 2012. Larval and early juvenile fish dynamics in main channel and backwater lake habitats of the Illinois River ecosystem. *Ecology of Freshwater Fish*. 21: 499-509.

Oksanen J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn D, ... H. Wagner. 2018. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Oliveira, A.G., H.I. Suzuki, L.C. Gomes e A.A. Agostinho. 2015. Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: effects of the duration and timing of floods. *Environmental Biology of Fishes*. 98: 1327-1337.

Pankhurst, N.W. e P.L. Munday. 2011. Effects of climate change on fish reproduction and early life history stages. *Marine and Freshwater Research*. 62: 1015-1026.

Pelicice, F.M., A.A. Agostinho e L.C. Gomes. 2005. Biodiversidade e conservação de peixes na planície de inundação do alto rio Paraná. *Caderno de Biodiversidade*. 5: 34-44.

Petry, A.C., F. Abujanra, P. Piana, H.F. Júlio Jr. e A.A. Agostinho. 2004. Fish assemblages of the seasonally isolated lagoons of the upper Paraná river floodplain. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds) Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain: LTER - site 6 - (PELD sítio 6). *Eduem*, Maringá: 131-137.

Prado, C.P.A., L.M. Gomiero e O. Froehlich. 2006. Spawning and parental care in *Hoplias malabaricus* (Teleostei, Characiformes, Erythrinidae) in the southern Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 66: 697-702.

R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.

Rabeni, C.F. e S.P. Sowa. 1996. Integrating biological realism into habitat restoration and conservation strategies for small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53: 252-259.

Reeves K.S e D.L. Galat. 2010. Do larval fishes exhibit diel drift patterns in a large, turbid river?. *J Appl Ichthyol*. 26:571-577.

Reynalte-Tataje, D.A, S. Hermes-Silva e E. Zaniboni-Filho. 2008. Locais de crescimento de larvas de peixes na região do alto rio Uruguai, Brasil. In: Zaniboni-Filho E, Nuñez APO (eds) Reservatório de. Itá Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Florianópolis. *Editora UFSC*. 159-194.

- Reynalte-Tataje, D.A., K. Nakatani, R. Fernandes, A.A. Agostinho e A. Bialezki. 2011. Temporal distribution of ichthyoplankton in the Ivinhema River (Mato Grosso do Sul State/Brazil): influence of environmental variables. *Neotropical Ichthyology*. 9: 427-436.
- Reynalte-Tataje, D.A., A.A. Agostinho e A. Bialezki. 2013. Temporal and spatial distributions of the fish larval assemblages of the Ivinhema River sub-basin (Brazil). *Environmental biology of fishes*. 96: 811-822.
- Root, R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological monographs*. 37: 317-350.
- Rosa, G.R., G.N. Salvador, A. Bialezki e G.B. Santos. 2017. Spatial and temporal distribution of ichthyoplankton during an unusual period of low flow in a tributary of the São Francisco River, Brazil. *River research and applications*. 34: 69-82.
- Rosa, R.R., J.C. Silva e A. Bialezki. 2019. Long-term monitoring of potamodromous migratory fish larvae in an undammed river. *Marine and Freshwater Research*.
- Rossi, L.M. 2001. Ontogenetic diet shifts in a neotropical catfish, *Sorubim lima* (Schneider) from the River Paraná System. *Fisheries Management and Ecology*. 8: 141-152.
- Sanches, P.V., K. Nakatani, A. Bialezki, G. Baumgartner, L.C. Gomes, e E.A. Luiz. 2006. Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the Porto Primavera dam, Paraná River, Brazil. *River Research and Applications*. 22: 555-565.
- Schmutz, S. e M. Jungwirth. 1999. Fish as indicators of large river connectivity: the Danube and its tributaries. *Archiv fur Hydrobiologie. Supplementband. Large rivers. Stuttgart*. 115:329-348.
- Silva, C.B., J.D. Dias e A. Bialezki. 2017. Fish larvae diversity in a conservation area of a neotropical floodplain: influence of temporal and spatial scales. *Hydrobiologia*. 787: 141-152.
- Souza Filho, E.E. e J.C. Stevaux. 1997. Geologia e Geomorfologia do complexo rio Baia, Curutuba, Ivinhema. In: Vazzoler, A.E.A.M., A.A. Agostinho e N.S. Hahn (Eds.). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá. *Eduem*.
- Suzuki, H.I., F.M. Pelicice, E.A. Luiz, J.D. Latini e A.A. Agostinho. 2002. Estratégias reprodutivas da assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. A planície alagável do alto rio Paraná. *Universidade Estadual de Maringá, Brazil*. 113-116.
- Suzuki, H.I., A.E.A.M. Vazzoler, E.E. Marques, M.A.P. Lizama e P. Inada. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), The Upper Parana´ River and Its Floodplain: physical Aspects, Ecology and Conservation. *Backhuys Publishers, Leiden*: 271–292.

Tanaka, S. 1973. Stock assessment by means of ichthyoplankton surveys. *FAO Fisheries Technical Paper*. 122: 33–51.

Thomaz, S.M. e L.M. Bini. 1999. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. FAPESP: FUNDIBIO, Botucatu*. 597-625.

Thomaz, S.M., L.M. Bini, T. A. Pagioro, K. J. Murphy, A.M. Santos, D. C. Souza, 2004. Aquatic macrophytes: diversity, biomass and decomposition. In Thomaz S.M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, 331–352

Thomaz, S.M., L.M. Bini e R.L. Bozelli. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*. 579: 1-13.

Tondato, K.K., L.A.D.F. Mateus e S.R. Ziober. 2010. Spatial and temporal distribution of fish larvae in marginal lagoons of Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 8: 123-134.

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

Vazzoler, A.E.A.M., H.I. Suzuki, E.E. Marques e M.L.A.P. Lizama. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In Vazzoler, A.E.A.M., A.A. Agostinho e N.S. Hahn (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, Paraná. *Eduem*. 249–265.

Ziober, S.R., A. Bialetzki e L.A.D.F. Mateus. 2012. Effect of abiotic variables on fish eggs and larvae distribution in headwaters of Cuiabá River, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical ichthyology*. 10: 123-132.