

ESCOLA DE CIÊNCIAS DA SAÚDE E DA VIDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO DA BIODIVERSIDADE
DOUTORADO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO DA BIODIVERSIDADE

DÉBORA ALESSANDRA ANTONETTI

**ICTIOPLÂNCTON DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JACUÍ: MODELAGEM,
DISTRIBUIÇÃO E OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES MIGRADORAS E INVASORA**

Porto Alegre
2021

PÓS-GRADUAÇÃO - *STRICTO SENSU*



Pontifícia Universidade Católica
do Rio Grande do Sul

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE CIÊNCIAS DA SAÚDE E DA VIDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**ICTIOPLÂNCTON DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JACUÍ: MODELAGEM,
DISTRIBUIÇÃO E OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES MIGRADORAS E INVASORA**

Débora Alessandra Antonetti

TESE DE DOUTORADO
PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
Av. Ipiranga 6681 – Caixa Postal 1429
Fone: (051) 320-3500
CEP 90619-900 Porto Alegre – RS
Brasil

2021

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE CIÊNCIAS DA SAÚDE E DA VIDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**ICTIOPLÂNCTON DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JACUÍ: MODELAGEM,
DISTRIBUIÇÃO E OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES MIGRADORAS E INVASORA**

Débora Alessandra Antonetti
Orientador: Dr. Nelson Ferreira Fontoura

TESE DE DOUTORADO
PORTO ALEGRE – RS – BRASIL
2021

SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	i
AGRADECIMENTOS	ii
RESUMO.....	iv
ABSTRACT.....	v
APRESENTAÇÃO.....	1
CAPÍTULO 1. Modelagem de distribuição de larvas de <i>Pimelodus pintado</i> Azpelicueta, Lundberg & Loureiro 2008 (Siluriformes, Pimelodidae) na bacia hidrográfica do rio Jacuí, RS.....	2
CAPÍTULO 2. O colapso de peixes migradores: estudo de caso em uma bacia hidrográfica do sul do Brasil	30
CAPÍTULO 3. Descrição do desenvolvimento larval de <i>Salminus brasiliensis</i> , <i>Megaleporinus obtusidens</i> e <i>Prochilodus lineatus</i> (Actinopterygii, Characiformes)....	60
CAPÍTULO 4. First record of larvae of the invasive common carp <i>Cyprinus carpio</i> in the Jacuí river basin, Southern Brazil.....	83
CONCLUSÕES GERAIS.....	95
ANEXOS	97

AGRADECIMENTOS

Foram 25.500 quilômetros rodados por uma parte do Rio Grande do Sul, e nada disso seria possível sem o apoio de inúmeras pessoas!!

Primeiramente, gostaria de agradecer ao meu orientador, Prof. Dr. Nelson F. Fontoura, por confiar em mim esse projeto de doutorado e aguentar as minhas angústias e ansiedades. Agradeço por todas as trocas de experiências e ensinamentos e por entender os momentos que estava ausente do laboratório.

Aos meus colegas do Laboratório de Ecologia Aquática, pelo convívio, pelas conversas e, claro, pelos momentos de descontração, que são necessários para dar leveza a caminhada. Em especial, ao Biol. Dr. Moisés Gallas, pela amizade que surgiu nesse período, e por todas as inúmeras trocas de mensagens com ajudas e dúvidas.

Ao Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje, da Universidade Federal da Fronteira Sul, por ter me ensinado esse mundo do ictioplâncton e pelas valiosas contribuições durante o percurso. Aos demais colegas da UFFS, que tive a oportunidade de conhecer e dividir o tempo.

Aos professores que fizeram parte da minha banca de qualificação, Prof. Dr. Carlos A. S. Lucena, Prof. Dr. Pedro Ivo e Prof. Dr. Uwe H. Schulz. Todas as contribuições durante a qualificação foram extremamente importantes para a escrita da tese.

Ao piscicultor Mauricio Daudt, que abriu as portas de seu empreendimento e contribui com a aquisição de material e conhecimentos, gerando um dos capítulos da tese.

Aos meus pais por toda a ajuda. Agradeço imensamente ao meu pai Luciano Antonetti, por ter me acompanhado fielmente nas campanhas de campo, por fazer tudo com maior empenho e dedicação, além, é claro, de cuidar de mim. A minha mãe Gládis Antonetti, por apoio, não só apenas para o doutorado, mas para a vida e, também, por todas as contribuições de comida, para a gente não ficar com fome no campo! Pela ajuda em campo, agradeço também a Biol. Dr. Amanda Barbosa e ao Rodrigo Bloss.

Nessa parte final, não poderia deixar de agradecer ao Biol. Dr. Mateus Oliveira, por todas as revisões de texto e sugestões que enriqueceram a escrita. Aos meus amigos e amigas pelas palavras de apoio. E a minha terapeuta, Daiane, que com seus “puxões de orelha” e conselhos, me ajudou a finalizar a tese.

A PUC e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade por toda a estrutura disponibilizada. Aos professores e demais colegas do PPG pelo compartilhamento de aprendizados. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES (número do processo 88887.169246/2018-00) pela bolsa de doutorado.

*“Nas várzeas do rio Jacuí
A tristeza não se cria
Junto a flor da unha de gato
E o cantar da cotovia
O bugio pula no galho
De namoro com a bugia
E o sabiá come pitanga
Quando vem clareando o dia
A saracura espicha o canto
Anunciando o temporal
E os tarãs lá no banhado
Parece um cartão postal
O capincho faz borbulhas
Mergulhando nos juncais
E as garças nos carrapatos
Devorando os animais
Rio, rio, óóó rio Jacuí
Quanta pesca em tuas águas
Desde os tempos de guri
O rio aqui corre manso
Em direção do Guaíba
Irrigando os arrozais
Dando vida a outras vidas
Traíra, piava e jundiá
Dourado, carpa e lambari
Agradece da tua fonte
Da tuas águas, rio Jacuí
O mato recebe a gente
Sempre de braços abertos
Um novo ano por certo
De paz, amor e alegria
E os pássaros em cantoria
Recebem a gente também
Com o seu canto em coral
Sob os sinos de Belém
Rio, rio, óóó rio Jacuí
Quanta pesca em tuas águas
Desde os tempos de guri
Óóó rio Jacuí...”*

(Música: Nas várzeas do rio Jacuí, Ênio Medeiros)

RESUMO

A bacia do rio Jacuí é a segunda maior bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul e, apesar da relevância para conservação da biodiversidade, não se conhece quais trechos que atualmente mantêm populações reprodutivas de peixes. Além disso, ela sofre inúmeros impactos antrópicos, agravados por alterações climáticas, o que promove uma degradação do hábitat e declínio das populações ictícas. O estudo objetivou analisar a distribuição de larvas de espécies migradoras de peixes (*Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens*, *Prochilodus lineatus* e *Pimelodus pintado*), na bacia do rio Jacuí (RS), propondo modelos estatísticos de distribuição com base em descritores geomorfológicos e descrição dos estágios ontogenéticos de desenvolvimento de *S. brasiliensis* (dourado), *P. lineatus* (grumatã) e *M. obtusidens* (piava). As coletas foram realizadas no período reprodutivo (setembro a fevereiro), durante três anos (2017 a 2020), em 110 pontos amostrais. Para as coletas utilizou-se uma rede cilíndrico-cônica para ictioplâncton (60cm de diâmetro, 3m de comprimento e malha de 500 μ m), com permanência de 30 minutos na água por ponto. A probabilidade de presença de ovos e larvas foi estimada através de regressão logística, calibrada no software estatístico SPSS (20.0). O processamento de imagens e criação de mapas ocorreram nos softwares IDRISI e QuantumGis, com coeficientes calibrados no SPSS. Concomitante as amostragens, foi realizado acompanhamento do desenvolvimento ontogenético com exemplares oriundos de piscicultura (desde a fase de ovo até juvenil). Foram analisadas 660 amostras de ictioplâncton. Dentre as espécies alvo, foi detectada apenas a presença em dois pontos amostrais de *M. obtusidens* (piava), o que inviabilizou a modelagem. Por sua vez, uma espécie considerada migradora de pequenas distâncias, *Pimelodus pintado* (pintado), teve a presença detectada em 15 pontos amostrais (13,6% de prevalência) e, assim, foi realizada a modelagem de sua distribuição, que demonstrou uma precisão do modelo entre 66% e 75%. Os parâmetros estimados da equação para *P. pintado* são: $b_0 = 1,863 \pm 1,762$; b_1 (área de bacia, $\ln(\text{km}^2)$) = $0,128 \pm 0,233$; b_2 (altitude, $\ln(\text{m})$) = $-0,681 \pm 0,279$. As maiores probabilidades de ocorrências de larvas de *P. pintado* foram estimadas para áreas de menor altitude e maior área de bacia. Em relação ao desenvolvimento ontogenético das espécies migradoras de longa distância (*S. brasiliensis* – dourado, *P. lineatus* – grumatã e *M. obtusidens* – piava), foi possível observar a rápida mudança durante o desenvolvimento ontogenético no padrão de crescimento, surgimento de caracteres e coloração do corpo, características próximas do já descrito em outros estudos. A baixa captura de espécies migradoras de longa distância demonstrou um colapso das populações reprodutivas, que podem estar sendo impactadas por atividades antrópicas e/ou mudanças climáticas que promovem alterações no regime hídrico. Secundariamente, registrou-se a ocorrência, em dois pontos de coleta, de larvas de *Cyprinus carpio* (carpa-comum), uma espécie exótica, indicando que a espécie está completando o ciclo reprodutivo em ambiente natural e que exemplares adultos capturados pela pesca amadora e artesanal podem não ser fruto exclusivo de escapes de atividades de piscicultura.

Palavras-chave: Conservação; Espécie exótica; Larvas; Migração; Regressão Logística.

ABSTRACT

Distribution of ictioplankton from the Jacuí river hydrographic basin: modeling, distribution and occurrence of migratory and invasive species

The Jacuí river basin is the second largest hydrographic basin in Rio Grande do Sul and, despite its relevance for biodiversity and conservation, it is not known which stretches currently maintain reproductive fish populations. In addition, it suffers numerous anthropogenic impacts, aggravated by climate change, which promotes habitat degradation and declines in fish populations. The study aimed to analyze the distribution of larvae of migratory fish species (*Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens*, *Prochilodus lineatus* and *Pimelodus pintado*), in the Jacuí river basin (RS), proposing statistical distribution models based on geomorphological descriptors and description of the ontogenetic stages of development of *S. brasiliensis* (dourado), *P. lineatus* (grumatã) and *M. obtusidens* (piava). The collections were carried out in the reproductive period (September to February), for three years (2017 to 2020), in 110 sampling points. For the collections, a cylindrical-conical net for ichthyoplankton (60cm in diameter, 3m in length and 500µm mesh) was used, during 30 minutes at each sampling point. The probability of presence of eggs and larvae was estimated through logistic regression, calibrated in the SPSS statistical software (20.0). Image processing and map creation took place in IDRISI and QuantumGis software, with coefficients calibrated in SPSS. Fish ontogenetic development was monitored with specimens from fish farming (from the egg to the juvenile stage). 660 samples of ichthyoplankton were analyzed. Among the target species, only the presence of *M. obtusidens* (piava) was detected in two sampling points, which made the modeling unfeasible. In turn, a species considered as short-range migrator, *Pimelodus pintado* (pintado), had its presence detected in 15 sampling points (13.6% prevalence) and, thus, a modeling of its distribution was carried out, which demonstrated a model precision between 66% and 75%. The estimated parameters of the equation for *P. pintado* are: $b_0 = 1.863 \pm 1.762$; b_1 (basin area, $\ln(\text{km}^2)$) = 0.128 ± 0.233 ; b_2 (altitude, $\ln(\text{m})$) = -0.681 ± 0.279 . The highest probabilities of occurrence of *P. pintado* larvae were estimated for areas of lower altitude and larger basin area. Regarding the ontogenetic development of long-distance migratory species (*S. brasiliensis* – dourado, *P. lineatus* – grumatã and *M. obtusidens* – piava), it was possible to observe the rapid change during ontogenetic development in a pattern of growth, appearance of characters and body color similar to those already described in other studies. The low capture of long-distance migratory species demonstrated a collapse of reproductive populations, which may be consequence of human activities and/or climate changes that promote changes in the water regime. Secondly, the occurrence of *Cyprinus carpio* (carpa-comum) larvae, an exotic species, was recorded at two collection points, indicating that the species is completing its reproductive cycle in a natural environment and that adult specimens captured by amateur fishing and artisanal activities may not be the exclusive result of escapes from fish farming activities.

Key words: Conservation; Exotic species; Larvae; Migration; Logistic Regression.

APRESENTAÇÃO

Em termos de estrutura da tese, essa foi organizada em capítulos, os quais foram redigidos nos padrões de artigo científicos.

O capítulo 1 intitula-se “Modelagem de distribuição de larvas de *Pimelodus pintado* Azpelicueta, Lundberg & Loureiro 2008 (Siluriformes, Pimelodidae) na bacia hidrográfica do rio Jacuí, RS” e foi formatado para submissão à revista Neotropical Ichthyology. O objetivo do estudo foi analisar a distribuição de larvas de *P. pintado* na bacia do rio Jacuí (RS), propondo modelos estatísticos (LOGIT) de distribuição com base nos descritores geomorfológicos, de forma a comparar os sítios reprodutivos presentes com a distribuição histórica da espécie na bacia.

O capítulo 2 intitula-se “O colapso de peixes migradores de longo curso: estudo de caso em uma bacia hidrográfica do sul do Brasil”, e foi formatado segundo as normas da revista Biological Conservation. Esse estudo teve como finalidade verificar se os rios da drenagem Sul e Oeste da bacia hidrográfica do rio Jacuí, que não apresentam barramentos instalados, seriam capazes de sustentar a reprodução de espécies migradoras de longo curso (*Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Prochilodus lineatus*).

O capítulo 3 “Descrição do desenvolvimento larval de *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Prochilodus lineatus* (Actinopterygii, Characiformes)”, foi formatado também segundo as normas da revista Neotropical Ichthyology. Esse capítulo trata-se do primeiro estudo de desenvolvimento larval para essas espécies na bacia do Rio Jacuí e teve por objetivo descrever o desenvolvimento inicial das três espécies, contribuindo para a ampliação do conhecimento.

Por fim, o capítulo 4, intitulado de “First record of larvae of the invasive common carp *Cyprinus carpio* in the Jacuí river basin, Southern Brazil”, foi formatado segundo as normas do periódico BioInvasions Records. Esse capítulo refere-se a problemática de invasão de espécies exóticas, trazendo o primeiro registro de larvas de *C. carpio* em ambiente diferente da sua origem, demonstrando sucesso reprodutivo dessa espécie.

Segundo uma norma do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade, na montagem da tese para facilitar a leitura, figuras e tabelas foram inseridas no corpo do texto, próximas da primeira citação. A versão para o inglês dos capítulos 1 a 3 será feita após serem incorporadas as sugestões da banca de avaliação, embora os abstracts já estejam em inglês.

**CAPÍTULO 1. Modelagem de distribuição de larvas de *Pimelodus pintado*
Azpelicueta, Lundberg & Loureiro 2008 (Siluriformes, Pimelodidae) na bacia
hidrográfica do rio Jacuí, RS**

Formatado segundo as normas da revista Neotropical Ichthyology
(<https://www.scielo.br/journal/ni/about/#instructions>)

Modelagem de distribuição de larvas de *Pimelodus pintado* Azpelicueta, Lundberg & Loureiro 2008 (Siluriformes, Pimelodidae) na bacia hidrográfica do rio Jacuí, RS

Débora Alessandra Antonetti¹, David Augusto Reynalte-Tataje² and Nelson Ferreira Fontoura^{1,3}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Av. Ipiranga, 6681, 90619-900 Porto Alegre, RS, Brasil. debora.antonetti@gmail.com, ORCID <https://orcid.org/0000-0002-7689-3939>
(corresponding author)

² Universidade Federal da Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambientes e Tecnologias Sustentáveis, Av. Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, 97900-000 Cerro Largo, RS, Brasil. david.tataje@uffs.edu.br, ORCID <https://orcid.org/0000-0002-9853-4830>

³ Instituto de Meio Ambiente da PUCRS. nfontoura@pucrs.br, ORCID <https://orcid.org/0000-0001-9978-2812>

Resumo

A Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) é uma das ferramentas utilizadas para entender a influência dos parâmetros bióticos e abióticos na distribuição e abundância das espécies. O objetivo desse estudo foi analisar a distribuição de larvas de *Pimelodus pintado* na bacia do rio Jacuí (RS), propondo modelos estatísticos de distribuição com base nos descritores geomorfológicos. As amostragens ocorreram no período de piracema nos anos de 2017/2018, 2018/2019 e 2019/2020, em 110 pontos de amostragem foram distribuídos ao longo das regiões do Baixo e Alto Jacuí. As coletas foram feitas utilizando uma rede de ictioplâncton cilíndrico-cônica, exposta 30 minutos. As amostras foram preservadas com formalina 4%, tamponadas com carbonato de cálcio e analisadas em laboratório, computando-se a presença e ausência de larvas da espécie. A probabilidade de ocorrência de larvas foi estimada através de regressão logística (LOGIT). Um total de 660 amostras de ictioplâncton foram analisadas e *P. pintado* esteve presente em 15 pontos (13,6% de prevalência). A precisão do modelo, para a presença estimada, ficou entre 66% e 75%. Os parâmetros estimados da equação para *P. pintado* são: $b_0 = 1,863 \pm 1,762$; b_1 (área de bacia, $\ln(\text{km}^2)$) = $0,128 \pm 0,233$; b_2 (altitude, $\ln(\text{m})$) = $-0,681 \pm 0,279$.

Palavras-chave: Ictioplâncton, Migrador, Altitude, Probabilidade de ocorrência, Regressão Logística

Running Head

Modelagem de distribuição de *Pimelodus pintado*

Abstract

Species Distribution Modeling (SDM) is one of the tools used to understand the influence of biotic and abiotic parameters on species distribution and abundance. The aim of this study was to analyze the distribution of eggs and larvae of *Pimelodus pintado* in the Jacuí River basin (RS), proposing statistical distribution models based on geomorphological descriptors. Samples were made in the piracema period in the years of 2017/2018, 2018/2019 e 2019/2020, in 110 sampling points were distributed along the Lower and High Jacuí regions. Collections were made by using a cylindrical-conical ichthyoplankton net, exposed 30 minutes. Samples were preserved with formalin 4%, buffered with calcium carbonate and analyzed in the laboratory, computing the presence and absence of larvae of the species. The probability of occurrence of larvae was estimated using logistic regression (LOGIT). A total of 660 ichthyoplankton samples were analyzed and *P. pintado* was present in 15 sampling points (13.6% prevalence). The model's accuracy, for the estimated presence, was between 66% and 75%. The estimated parameters of the equation for *P. pintado* are: $b_0 = 1.863 \pm 1.762$; b_1 (basin area, $\ln(\text{km}^2)$) = 0.128 ± 0.233 ; b_2 (altitude, $\ln(\text{m})$) = -0.681 ± 0.279 .

Key words: Ichthyoplankton, Logistic Regression, Migrator, Altitude, Probability of occurrence.

Running Head

Distribution modeling of *Pimelodus pintado*

Introdução

A América do Sul abriga uma ictiofauna muito diversificada, contemplando uma estimativa de 9.100 espécies de peixes de água doce (Reis *et al.*, 2016). Podem ser encontradas desde espécies com hábitos residentes até que necessitam longas migrações para áreas de desova e alimentação (Agostinho *et al.*, 2007; Lopes *et al.*, 2019). Considerando as diferentes estratégias de vida dos peixes, muitos fatores podem influenciar a sua distribuição, como, por exemplo, a temperatura, a estrutura e a dinâmica do corpo hídrico, assim como relações interespecíficas tais como: competição e predação. Neste sentido, diversas ferramentas podem ser utilizadas para entender e mensurar a influência dos parâmetros bióticos e abióticos na distribuição e abundância das espécies ao longo de gradientes ambientais, como, por exemplo, a Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) (Araújo, Guisan, 2006; Dauwalter, Rahel, 2008; Zimmermann *et al.*, 2010; Guisan *et al.*, 2013).

A MDE surgiu com o propósito de relacionar os registros de ocorrência de espécies com variáveis preditoras ambientais (Guisan, Zimmermann, 2000; Araújo, Guisan, 2006) e, assim, preencher as lacunas do conhecimento acerca da distribuição geográfica, servindo de base para avaliação do estado de conservação das espécies (Dauwalter, Rahel, 2008; Zimmermann *et al.*, 2010). Embora se saiba que diversos fatores possam influenciar o padrão de distribuição, muitas vezes é melhor o estabelecimento de modelos simplificados, com poucas variáveis, mas que tenha um elevado poder preditivo. Em escala regional, o uso de variáveis com acessibilidade remota através de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) apresenta-se extremamente conveniente para a modelagem de distribuição de espécies (Matthews *et al.*, 1992; Pouilly *et al.*, 2006; Franklin, 2010).

Dentre os descritores ambientais aplicáveis para análise de distribuição de peixes, a altitude e a área de bacia vêm sendo empregados com relativa eficácia, demonstrando ser adequados para o entendimento do padrão de distribuição de espécies ao longo dos rios (Pouilly *et al.*, 2006; Alves, Fontoura, 2009; Rodrigues *et al.*, 2011; Barradas *et al.*, 2012). A altitude influencia indiretamente fatores como condutividade, temperatura, declividade e velocidade de corrente, produzindo um gradiente ambiental que influencia na riqueza de espécies (Pouilly *et al.*, 2006). Ainda, a altitude atua como um “filtro de espécies”, minimizando as chances de que uma espécie com características não compatíveis colonize e persista em determinado hábitat (Poff, 1997). Essa variável foi considerada como a mais importante na distribuição de espécies de peixes na bacia do rio Iguatemi, localizado na porção sul do estado do Mato Grosso do Sul (Súarez, Petreire-Júnior, 2007). Além da altitude, o volume drenado para determinado ponto da bacia, proporcional à área de montante,

influencia no padrão de distribuição da ictiofauna (Garutti, 1988). Conforme diminui a altitude, há um aumento gradativo na área de superfície e volume do corpo de água, com maior heterogeneidade de habitats, favorecendo o aumento de diversidade e o estabelecimento de espécies de maior porte (Alves, Fontoura, 2009).

O objetivo da modelagem de distribuição de espécies constitui-se usualmente em determinar associações espécie-habitat (Franklin, 2010) e, para isso, converte dados primários de ocorrência de espécies em um modelo que indica sua provável ausência ou presença em função das variáveis ambientais relevantes (Araújo, Guisan, 2006; Peterson, Soberón, 2012). O interesse por essas ferramentas tem aumentado devido à crescente necessidade de informações rápidas e fundamentadas para direcionar ações de conservação da biodiversidade (Giannini *et al.*, 2012). Em um estudo realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí (RS), com uso de dados históricos derivados de entrevistas com pescadores, Alves, Fontoura (2009) estimaram a probabilidade de ocorrência de peixes migradores através de modelos estatísticos com uso de regressões logísticas multivariadas (LOGIT). Tal modelagem demonstrou uma acurácia entre 82% e 93% para as espécies analisadas, com uso apenas das variáveis de altitude e área de bacia. Essas duas variáveis também foram utilizadas no estudo de Barradas *et al.* (2012), para a bacia do rio Uruguai, o qual demonstrou acurácia do modelo entre 77% e 85%.

Mas se por um lado a distribuição de espécies pode ser influenciada por fatores ambientais, a alteração de habitat caracteriza-se como a maior pressão capaz de determinar perda de biodiversidade. Isto não é diferente em ambientes aquáticos, onde tem sido verificado o comprometimento da qualidade de água, do regime hídrico, e até modificação e reestruturação dos ambientes devido a obras de retificação de canais e construção de barramentos (Winemiller *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2019). Em função de que algumas espécies de peixes são altamente dependentes da integridade do habitat, estas alterações ambientais podem exercer impactos negativos no ecossistema, causando variação na estrutura da biota, seja por degradação dos segmentos do rio ou pela perda da conectividade, com consequente fragmentação dos ecossistemas (Freire, Agostinho, 2000; Teixeira *et al.*, 2005; Lima *et al.*, 2017).

Neste sentido, em função do caráter longitudinal, os sistemas hidrográficos estão entre os ambientes mais fragmentados (Prado, 2018; Yirigui *et al.*, 2019; Barbarossa *et al.*, 2020). Considerando a interrupção de rotas migratórias e a modificação de atributos físico-químicos da água, espécies com distintas táticas de vida sofrem pressões diferenciadas, o que pode interferir na escolha do local e da época da desova (Agostinho *et al.*, 1997; Suzuki, 1999; Azevedo *et al.*, 2017;

Fontoura *et al.*, 2018). No entanto, além dos estudos sobre riqueza e abundância de adultos, mais frequentes na literatura, é importante compreender o efeito das mudanças ambientais no ciclo inicial de desenvolvimento dos peixes, através de estudos da dinâmica do ictioplâncton (Cruz *et al.*, 2016; Zacardi *et al.*, 2020).

Pimelodus pintado Azpeliueta, Lundberg & Loureiro, 2008, conhecido popularmente como pintado, pertence a ordem Siluriformes e tem sua distribuição no sistema da laguna dos Patos e Mirim, no Sul do Brasil e Uruguai (Azpeliueta *et al.*, 2008). Por ter capturas abundantes, *P. pintado*, assim como outras espécies do gênero, constitui um relevante recurso para pescadores artesanais (Luz, Zaniboni-Filho, 2002; Möllerke *et al.*, 2003). A espécie habita tanto ambientes lênticos como lóticos, sendo as espécies do gênero descritas como migradores de curtas a médias distâncias (Leal *et al.*, 2009; Dei Tos *et al.*, 2002; Luz-Agostinho *et al.*, 2006; Maia *et al.*, 2007; Azpeliueta *et al.*, 2008; Becker *et al.*, 2013). Algumas espécies de *Pimelodus*, como o *P. maculatus*, realizam migrações laterais, saindo do canal principal em direção aos tributários para efetivar a desova, com retorno para o canal principal para atividades alimentares (Zaniboni-Filho, Schulz, 2003).

O uso da MDE para prever áreas de reprodução de espécies consiste numa abordagem inovadora e, embora o padrão de distribuição *P. pintado* seja bem conhecido na bacia do rio Jacuí (Alves, Fontoura 2009), a identificação dos sítios de reprodução funcionais no contexto de uma bacia fortemente impactada representa uma lacuna importante para a avaliação da dinâmica regional da espécie. Assim, o objetivo desse estudo constitui-se em analisar a distribuição de larvas de *P. pintado* na bacia do rio Jacuí (RS), propondo modelos estatísticos de distribuição com base nos descritores geomorfológicos, de forma a comparar os sítios reprodutivos presentes com a distribuição histórica da espécie na bacia.

Material e métodos

Área de estudo. O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí, que drena uma área de 71.600 km² e contribui com 85% das águas formadoras do Lago Guaíba. As áreas estudadas compõem as sub-bacias do Alto Jacuí e Baixo Jacuí, aqui incluídas as sub-bacias Vacacaí, Vacacaí-Mirim, Pardo e Pardinho. O rio Jacuí é navegável desde sua foz até o município de Dona Francisca, onde localiza-se o primeiro barramento da calha principal da bacia, totalizando 352 km (SEMA, 2017). A drenagem do rio Jacuí inicia-se nas planícies altitudinais no Planalto da Serra Geral, com

mosaicos de Mata Atlântica e campos de Altitude, e os limites sudoeste da bacia drenam áreas de bioma Pampa (MMA, 2006; Fontoura *et al.*, 2016). É considerada uma bacia hidrográfica com importante desenvolvimento econômico, com alto potencial hidrelétrico instalado, atividades de mineração de carvão e areia, indústria química, petroquímica, metalomecânica, de celulose, couro, além da produção intensiva de suínos e aves, assim como pecuária bovina de corte e leiteira (Machado, Remus, 2011; Fontoura *et al.*, 2016).

Coleta de dados. O programa amostral foi desenvolvido durante o período de reprodução de *P. pintado* (setembro a fevereiro) (Dei Tos *et al.*, 2002; Luz-Agostinho *et al.*, 2010) nos anos de 2017/2018, 2018/2019 e 2019/2020. A fim de contemplar uma maior heterogeneidade de habitats, foram distribuídos 110 pontos amostrais ao longo das regiões do Baixo Jacuí e Alto Jacuí (Figura 1), em rios acima de 3ª ordem (Strahler, 1952) sendo cada ponto amostrado em seis ocasiões distintas, tanto em anos diferentes como no período inicial, médio e final do período de piracema (entre os meses de setembro a fevereiro). O desenho amostral foi elaborado de forma a permitir a maior abrangência possível no espaço e no tempo, evitando-se uma amostragem tendenciosa para áreas com maior facilidade de acesso ou mais bem pesquisadas (Royle *et al.*, 2012; Kramer-Schadt *et al.*, 2013). Em cada ponto amostral, a coleta foi efetuada com uso de uma rede cilíndrico-cônica para ictioplâncton, com 60 cm de diâmetro, 3 m de comprimento, e malha de 500 µm. A rede, com lastro de 5kg de chumbo, foi lançada do alto de pontes sobre os segmentos de rio a serem analisados, permanecendo submersa por 30 minutos. Em campo o material filtrado (aproximadamente 400 mL) foi fixado em solução de formalina a 4% tamponada com carbonato de cálcio (CaCO₃), após eutanásia com 10 mL de solução de Eugenol por 5 minutos (10 g de óleo de cravo comercial em um litro de etanol) (Lucena *et al.*, 2013).

Em laboratório, o material biológico foi triado, separando-se os ovos e larvas de peixes do material em suspensão com auxílio de microscópio estereoscópico (Zeiss SV-8). Em seguida, os espécimes foram identificados ao menor nível taxonômico possível, computando-se a presença/ausência de larvas de *P. pintado* (Fig. 2).

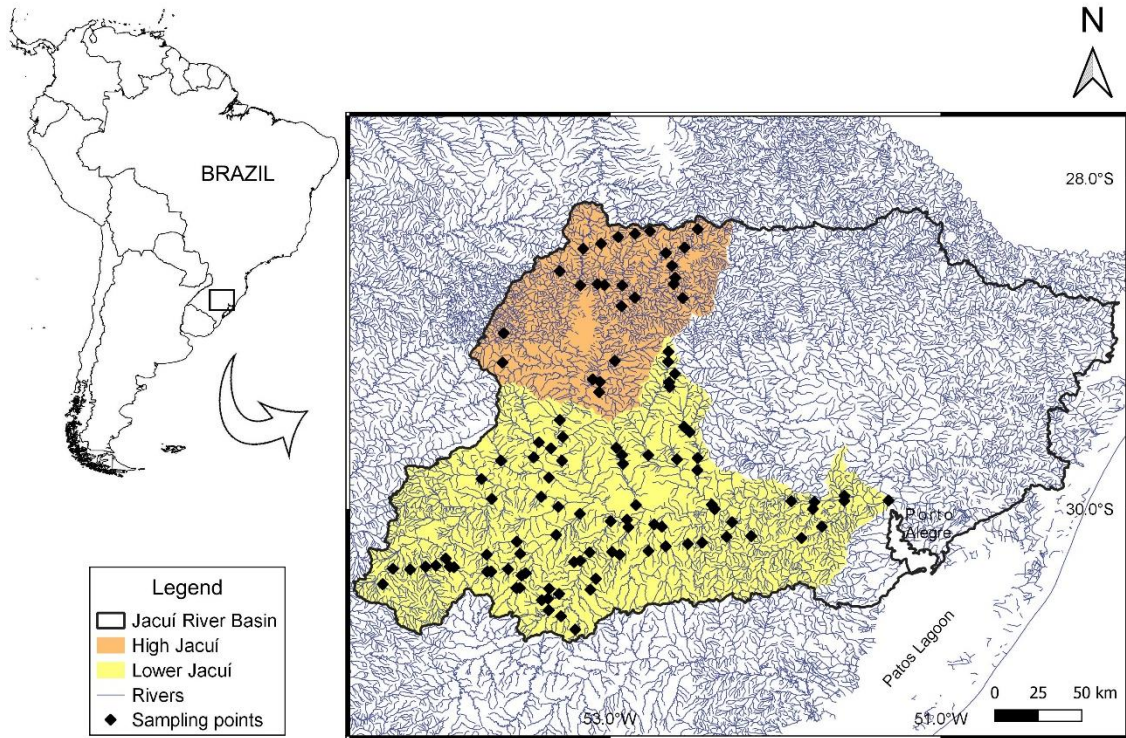


Fig. 1. Localização da área amostral, Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí, Rio Grande do Sul. A área delimitada em laranja representa o Alto Jacuí (25 pontos amostrais) e a área delimitada em amarelo representa o Baixo Jacuí, incluídas as sub-bacias Vacacaí, Vacacaí-Mirim, Pardo e Pardinho (85 pontos amostrais).

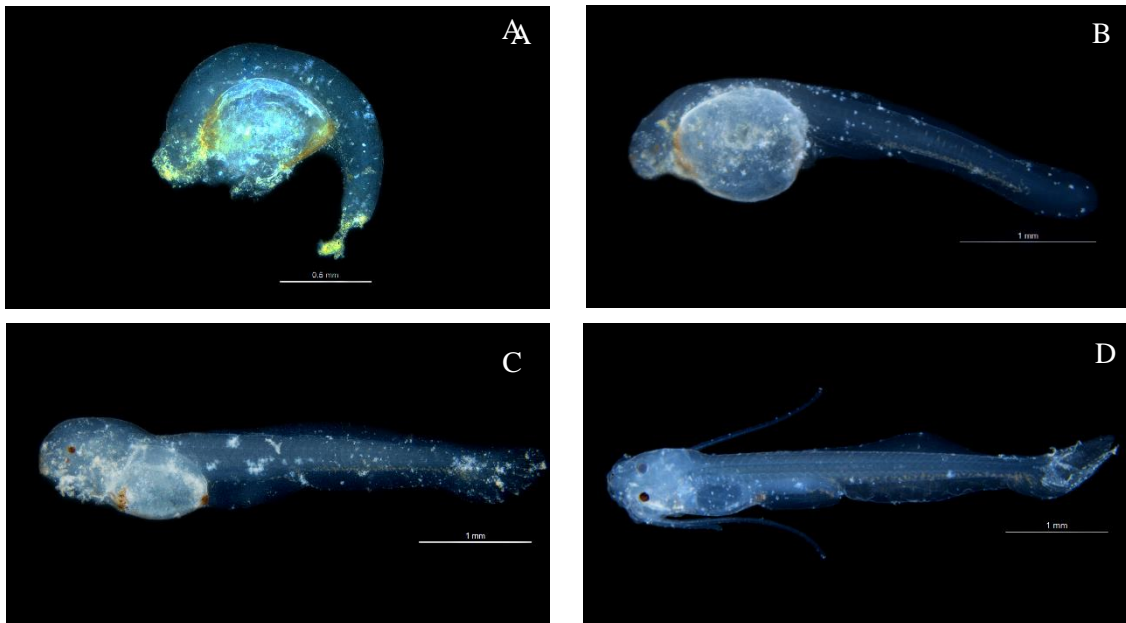


Fig. 2. Exemplos de *Pimelodus pintado* capturados durante o programa amostral entre os anos de 2018 a 2020 na Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí. **a.** Ovo em liberação da cauda; **b.** Larval vitelina; **c.** Larva pré-flexão; e **d.** Larva em flexão. Classificação de estágios conforme Nakatani *et al.* (2001).

A identificação dos espécimes larvais ocorreu com base em características morfológicas (forma do corpo, padrão de pigmentação), merísticas (número de miômeros, de raios e espinhos das nadadeiras) e morfométricas (proporções corporais) com auxílio de bibliografia especializada (Araújo-Lima, 1994; Nascimento, Araújo-Lima, 2000; Nakatani *et al.*, 2001; Orsi *et al.*, 2016). O material coletado foi tombado na coleção de peixes do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (*vouchers* MCT 54635, 54636, 54637, 54638, 54639, 54640, 54641, 54642, 54643, 54644, 54645, 54646, 54647, 54648, 54649, 54650, 54651, 54652, 54653, 54654, 54655).

Análise de dados. Os arquivos digitais do terreno em formato raster utilizados no presente trabalho foram elaborados no software IDRISI Andes 15.0 (Clark Labs, 2006) com base no Modelo Digital de Elevação (MDE) (INPE, 2008), com resolução de pixel de 90 por 90 metros e sistema de referência oficial brasileiro (SIRGAS 2000). A matriz hidrográfica empregada como máscara para o processo de análise, assim como a estimativa de área de bacia de montante por ponto, foi obtida

através da homogeneização da imagem MDT com aplicação do *Filter Min 3x3* e estabelecimento de caminhos com elevação contínua decrescentes através da opção *Pit Removal*. Para estimativa da área de drenagem em número de pixels (valor corrigido para km²), foi aplicada a função *Runoff* e aplicação da rotina *Pathway* de caminhos múltiplos a partir de todas as coordenadas dos pontos amostrais, resultando em uma imagem binária (0-1) descritiva do curso natural da hidrografia, ou seja, valores 1 para os segmentos de rio e 0 para restante da imagem. As variáveis descritivas empregadas no modelo podem ser visualizadas na tabela 1.

Tab. 1. Variáveis mensuradas, escala de medida e origem do dado para fins de construção de modelo estatístico de distribuição de ovos e larvas de *Pimelodus pintado* na bacia Jacuí, RS.

Variável	Escala de Medida	Origem do dado
Presença de larvas	Binária: presente (1); ausente (0)	Amostragens
Altitude (m)	Métrica	MDE*
Área de bacia (km ²)	Métrica	MDE*

* Baseado em imagens orbitais do satélite SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) e no sistema de referência oficial brasileiro (SIRGAS 2000).

A probabilidade de ocorrência de larvas foi estimada através de regressão logística (LOGIT), através da equação: $P = \frac{e^{(b_0 + b_1.X_1 + b_2.X_2 + \dots + b_n.X_n)}}{1 + e^{(b_0 + b_1.X_1 + b_2.X_2 + \dots + b_n.X_n)}}$, onde: P é a probabilidade de ocorrência da espécie (0 - 1); X₁; X_n são as variáveis independentes; b₀; b_n são os coeficientes da equação.

A LOGIT consiste em um método de regressão para dados binários (presença e ausência) e está entre os métodos mais eficientes para modelar a ocorrência de espécies (Quinn, Keough, 2005). Devido ao maior número de ausências (pontos sem a ocorrência de larvas) na matriz de dados, e com o objetivo de criação de um modelo não enviesado para especificidade (acerto em ausências), foram realizados 100 sorteios na matriz de dados com intuito de retirar, em cada etapa, 15 dados de ausências e 15 dados de presenças, em processo de *Bootstrap*.

Para cada conjunto de 30 pontos amostrais, as equações LOGIT de probabilidade de presença de larvas foram calibradas através do software estatístico SPSS (20.0) sem remoção de variáveis (opção *Enter*) e, posteriormente, aplicando-se a estatística *Wald* para seleção de variáveis não significativas. O ponto de corte para inferir ausência/presença das espécies foi de 0,5 (Pearce, Ferrier, 2000; Alves, Fontoura, 2009). A sensibilidade e especificidade dos modelos, medidas de

acurácia na estimativa da presença e ausência, respectivamente, foram obtidas separadamente com os coeficientes gerados pelo método de amostragem de *Bootstrap* (Wilkinson *et al.*, 1996).

O processamento de imagens foi efetuado através do software IDRISI Selva (Clark Labs) e do software QuantumGis (3.12.0). Para elaboração de mapas de presença presumida de larvas para *P. pintado* na bacia Jacuí, cada variável mensurada foi convertida em imagem georreferenciada em formato raster, abrangendo toda a área de bacia. Para isso, utilizou-se a ferramenta *Calculadora Raster* do Quantum Gis, aplicando-se os coeficientes calibrados através do software SPSS (20.0). A máscara utilizada para confecções dos mapas foi a malha hidrográfica da bacia.

Com os coeficientes do modelo LOGIT de presença histórica de *P. pintado* na bacia Jacuí, propostos por Alves, Fontoura (2009), foi gerado um mapa de probabilidade de ocorrência de adultos em perfil histórico (pescadores informando sobre presença/ausência mesmo que muitos anos anteriores à entrevista, realizada em 2007). Após, tanto o mapa da probabilidade de presença de adultos como de ovos e larvas foram binarizados, considerando-se como presentes (1) quando a probabilidade de presença era maior que 0,5. Para efeito de comparação, procedeu-se a diferença entre o modelo histórico para adultos (modelo Alves, Fontoura, 2009) com o modelo de ovos e larvas aqui proposto, a fim de se verificar as possíveis diferenças entre a distribuição histórica de adultos de *P. pintado* e a distribuição atual de larvas.

Resultados

Foram coletadas e analisadas 660 amostras dos 110 pontos amostrais, a fim de computar a presença ou ausência de larvas de *P. pintado*. Dentre os pontos amostrados, a espécie esteve presente em apenas 15 pontos, representando uma prevalência de ocorrência de 13,6%. A tabela 2 apresenta os coeficientes ajustados para o modelo LOGIT de presença de larvas de *P. pintado* na bacia do rio Jacuí, representando a média e desvio padrão de 100 ajustes independentes.

Tab. 2. Média, desvio padrão, estatística Wald e significância dos coeficientes do modelo de distribuição ajustados para *Pimelodus pintado* na bacia do rio Jacuí. b0, b1 e b2 são os coeficientes de calibração obtidos a partir de 100 ajustes independentes da regressão logística, realizada através do software SPSS. Os coeficientes representam a média de 100 ajustes, com respectivo desvio padrão.

Coeficientes de calibração	Média	Desvio Padrão	Wald	Significância
b0 (<i>intercept</i>)	1,863	1,762	1,057	0,228
b1 (área de bacia – km ²)	0,128	0,233	0,550	0,342
b2 (altitude - m)	-0,681	0,279	-2,436	0,020

As medidas de sensibilidade (acertos de presença) e especificidade (acertos de ausência) demonstraram uma acurácia de 75% e 66%, respectivamente. A variável de área de bacia, entretanto, não mostrou significância ($p = 0,342$), tendo sido mantida no modelo final devido ao incremento nos valores de acurácia, como demonstrado na figura 3 a qual apresenta as distribuições de frequência de acurácia para ausência e presença em modelos com e sem área de bacia, com base em 100 ajustes independentes.

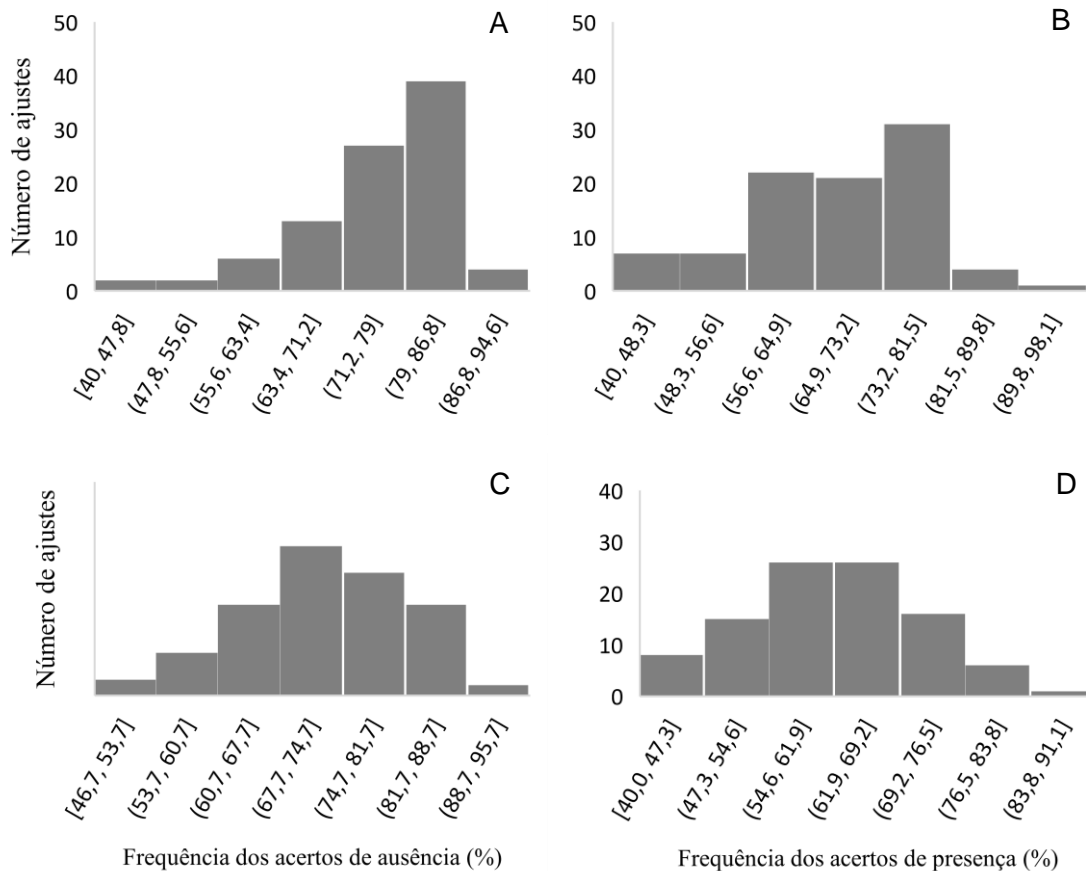


Fig. 3. Frequência de ocorrência de acertos de presença/ausência de *Pimelodus pintado* na bacia Jacuí com base 100 ajustes independentes. **a.** representa a distribuição de acertos em ausência para os modelos ajustados com dados de altitude e área de bacia; **b.** acertos em presença para os modelos ajustados com dados de altitude e área de bacia; **c.** representa a distribuição de acertos em ausências para os modelos ajustados apenas com dados de altitude; e **d.** acertos em presença para os modelos ajustados apenas com dados de altitude.

A figura 4 apresenta a distribuição espacial dos pontos amostrados de presença (pontos azuis) e ausência (pontos vermelhos). A matriz hídrica encontra-se representada através de um gradiente de cores conforme as probabilidades estimadas pelo modelo LOGIT, onde as cores verde-amarelo-vermelho representam probabilidades decrescentes de presença. A figura 4 apresenta ainda a matriz de barramentos para fins de produção de energia elétrica, representados como triângulos amarelos.

Assim como os dados de captura da espécie sugerem, a maior probabilidade de ocorrência de larvas de *P. pintado* encontra-se na calha principal do baixo Jacuí e trechos de jusante de seus

principais tributários, como os rios Vacacaí/Vacacaí-mirim, Capivari, Botucaraí, Pardo/Pardinho e Arroio dos Ratos, em trechos de menor altitude (< 105 metros) e maior área de bacia (> 2000 km²). Destaca-se, entretanto, quatro pontos de presença registrada não previstos no modelo, sendo dois no alto rio Pardo e dois no alto rio Vacacaí (Figura 4).

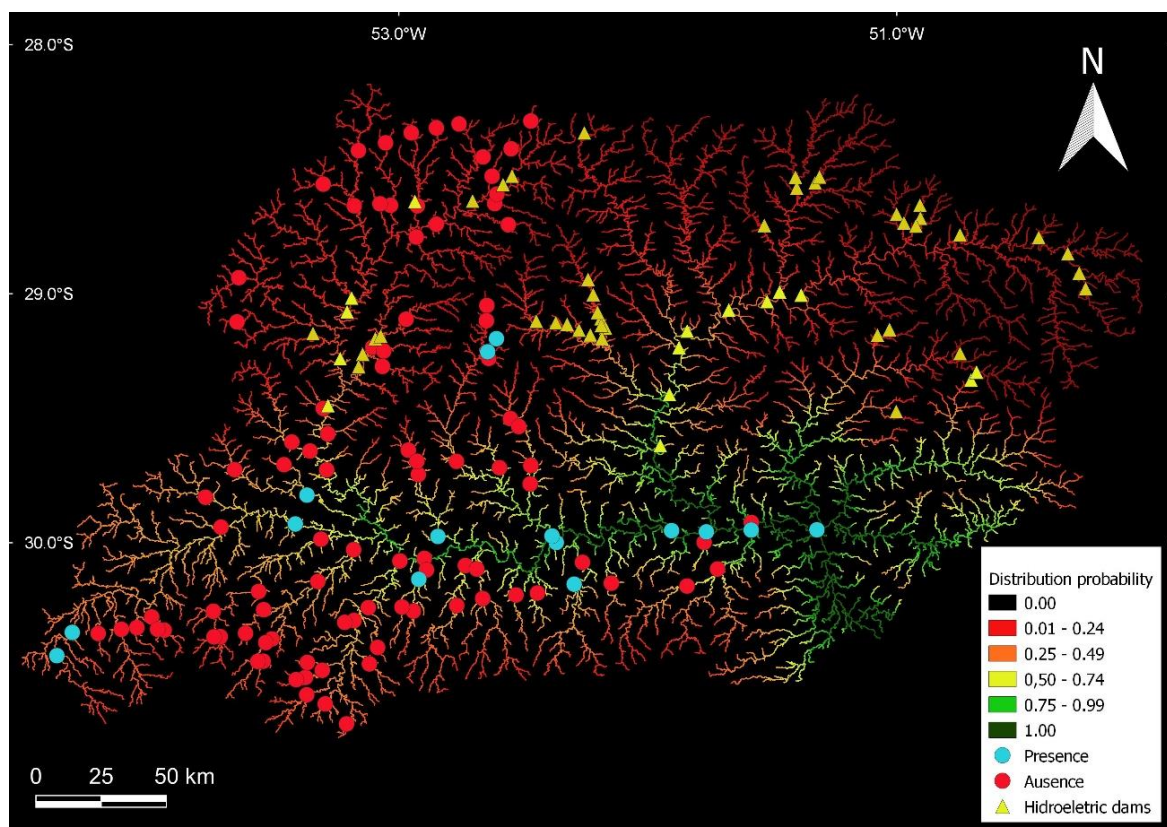


Fig. 4. Probabilidade de distribuição de larvas de *Pimelodus pintado* na Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí. A probabilidade de ocorrência varia de zero (0%) a um (100%). Os pontos azuis representam a captura da espécie durante o programa de amostragem, entre os anos 2018 e 2020. Os pontos em vermelho representam os pontos amostrados com ausência de captura da espécie. Os triângulos amarelos representam as barragens para geração de energia presente em toda a bacia.

Na figura 5 é apresentado, para fins de comparação, um mapa de discrepâncias de ocorrência de adultos e larvas de *P. pintado* na bacia hidrográfica do rio Jacuí. Segmentos em vermelho representam trechos de rio com presença histórica de adultos estimada por Alves, Fontoura (2009), mas sem presença estimada de larvas, segundo o presente trabalho. Por outro lado, os segmentos em verde representam trechos com presença estimada de larvas (presente

trabalho), mas sem presença estimada de adultos (modelo Alves, Fontoura, 2009). Os pontos em azul representam os locais onde larvas de *P. pintado* foram amostrados.

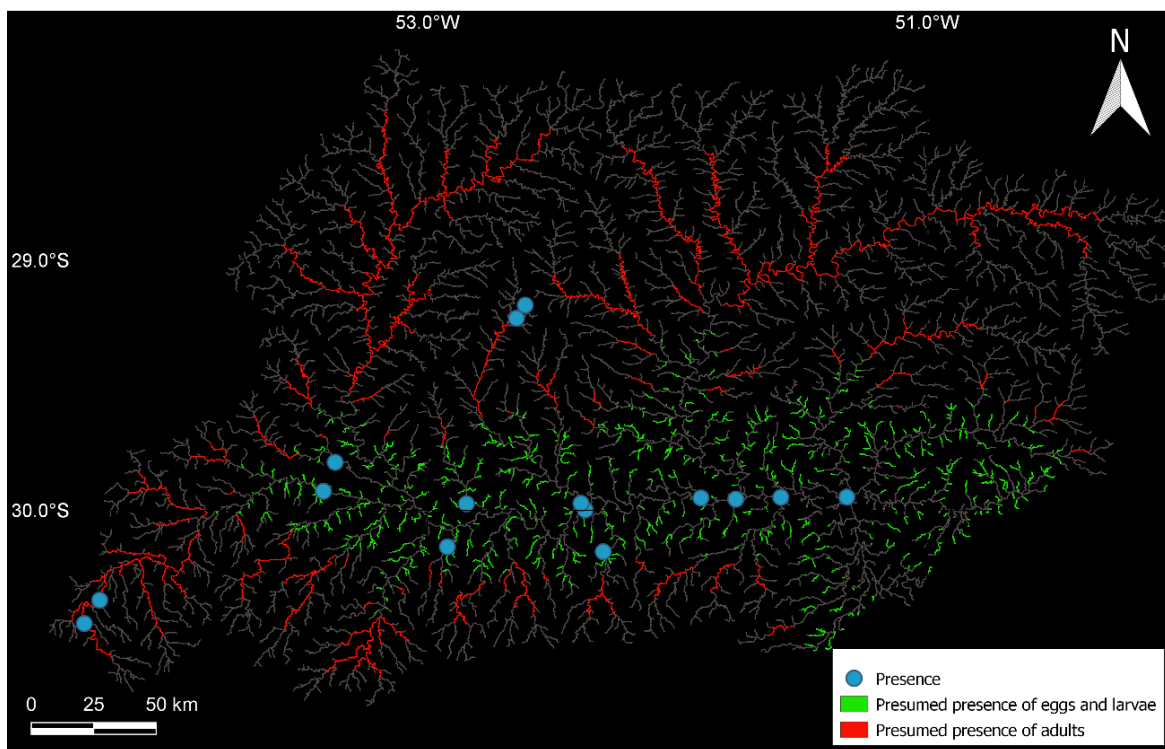


Fig. 5. Mapa de discrepâncias de ocorrência de adultos e larvas de *Pimelodus pintado* na bacia hidrográfica do rio Jacuí. Segmentos em vermelho representam trechos de rio com presença histórica de adultos estimada por Alves, Fontoura (2009), mas sem presença estimada de larvas, segundo o presente trabalho. Os segmentos em verde representam trechos com presença estimada de larvas (presente trabalho), mas sem presença estimada de adultos (modelo Alves, Fontoura, 2009). Os pontos em azul representam os locais onde larvas de *P. pintado* foram amostrados.

Discussão

A regressão logística (LOGIT) tem sido amplamente utilizada e está entre os métodos mais eficientes para modelar a distribuição de espécies, pois possui como vantagem permitir a elaboração de uma equação preditiva de presença/ausência com base em variáveis ambientais contínuas, ordinais e binárias (Quinn, Keough, 2005). Neste trabalho, entretanto, optamos pela utilização de apenas duas variáveis preditoras, altitude e área de bacia, abordagem já empregada em outros estudos, como em Alves, Fontoura (2009) e Barradas *et al.* (2012). Tal abordagem

justifica-se, em parte, devido ao fato destas variáveis estarem correlacionadas, de forma mais ou menos direta, com a temperatura de água, a velocidade de corrente, assim como o volume e dinâmica hídrica, fatores que têm explicado adequadamente a ocorrência de peixes.

Em trabalhos de modelagem de distribuição de espécies através de metodologia LOGIT, a qual exige dados de presença e de ausência, objetiva-se minimizar os erros de omissão (estimar como ausente em locais de presença) e sobre previsão (estimar como presente em locais de ausência) (Lemes *et al.*, 2011). É importante também ter-se em mente que as ausências em locais de presença estimada não devem ser vistas apenas como um possível erro de amostragem, mas podem demonstrar resultados reais. Um local onde a espécie está ausente pode fornecer condições ambientalmente adequadas para a ocorrência, porém devido a fatores como extinção local, dispersão, barreiras ou interações bióticas, dentre outros, a espécie não é verificada em local de possível presença (Lobo *et al.*, 2010). Neste estudo, a modelagem com as formas iniciais de vida de *P. pintado* demonstrou uma acurácia de 75% para os acertos de presença (sensibilidade) e 66% para os acertos de ausência (especificidade). Embora com desempenho estatístico satisfatório, estas medidas de sensibilidade e especificidade foram mais baixas quando comparadas com os resultados de Alves, Fontoura (2009) para adultos de *P. pintado* na mesma bacia, que obtiveram valores acima de 80%.

Entretanto, se por um lado a captura de um indivíduo é prova inequívoca de presença, a ausência de captura não significa que a espécie não exista na área. Em face deste viés de metodologia, além de delinear-se uma rede de pontos de amostragem amplamente distribuída na bacia, cada ponto foi revisitado em diferentes anos e em diferentes momentos do ciclo reprodutivo. Assim, para que tivéssemos relativa certeza da qualidade dos registros de ausência, o programa de amostragem no baixo e alto Jacuí ocorreu em diversos períodos reprodutivos e em diversos momentos dentro de um período reprodutivo. Por outro lado, em função do acentuado desvio entre dados de presença ($n = 15$) e ausência ($n = 110$), foram aplicadas técnicas de replicação de dados com reamostragem. Através da técnica de *Bootstrap* se procedeu o sorteio aleatório de dados de presença e ausência a fim de manter o balanço do número de localidades amostrais (Hjorth, 1999), procedimento aconselhado para amostras pequenas ou médias (14 pontos ou mais) (Dalapicolla, 2016).

As maiores probabilidades de ocorrência de larvas do *P. pintado* foram estimadas para áreas de menor altitude e maior área de bacia. Essas áreas correspondem a região do baixo Jacuí, trecho livre de grandes empreendimentos tais como barramentos ou canais que possam ter mudado a

dinâmica hídrica. Geralmente, peixes migradores se reproduzem em trechos de rios mais largos e, em afluentes de menor porte, a reprodução é reduzida ou ausente (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012). Segundo a literatura, espécies do gênero *Pimelodus* são consideradas migradores de curta distância, e necessitam de segmentos mais curtos de fluxo livre para deslocamento e desova (Godoy, 1967). No estudo realizado por Alves, Fontoura (2009), com base em dados históricos da bacia Jacuí, essa espécie foi reportada em altitudes de até 539 metros. Porém, no presente trabalho, a probabilidade de ocorrência de larvas de *P. pintado* em altitudes superiores 470 metros esteve abaixo de 25%.

Em quatro pontos de amostragem, no alto rio Vacacaí e alto rio Pardo, verificou-se a presença de larvas de *P. pintado*, em trechos caracterizados como de baixa área de bacia, contrastando com pontos de ocorrência em trechos de jusante de rios, incluindo o próprio Jacuí, com área de bacia muito significativa. Esta variabilidade de ocorrência em trechos com valores tão distintos de área de bacia talvez tenha contribuído para a não significância desta variável no modelo LOGIT, apesar de melhorar satisfatoriamente os acertos dos ajustes para modelagem. Soma-se ainda a possível não linearidade da relação de causa/efeito, mesmo que os valores originais tenham sido logaritmizados. Neste sentido, os segmentos de rio em verde, na figura 5, podem representar, possivelmente, artefatos decorrentes de um modelo ponderando mais a altitude do que a área de bacia, estabelecendo presença presumida em pequenos segmentos de rio com baixas altitudes.

Por outro lado, muitos fatores podem estar relacionados a essa diferença identificada na ocorrência de fases iniciais de vida e de adultos. Como exposto por Alves, Fontoura (2009), a ocorrência da espécie nas partes altas pode ser proveniente da introdução intencional da espécie, ou a transposição de barreiras naturais através do enchimento de lagos de barramentos. Além disso, peixes migradores se reproduzem em determinados momentos do período da piracema (Reynalte-Tataje *et al.*, 2013) e a menor detecção das fases iniciais de vida em comparação com adultos promove uma distribuição heterogênea dos dados, reduzindo a significância da modelagem. De qualquer forma, convém destacar que o padrão de ocorrência de larvas em trechos de jusante da bacia ocorreu tanto em áreas com potencial hidroelétrico (veja a Fig. 4, triângulos amarelos) como em trechos não impactados por barramentos, como nos tributários a Oeste e Sul do Baixo Jacuí, onde não há barramentos instalados. Ou seja, embora a existência de barramentos seja considerada um impacto extremamente relevante para migradores (Barradas *et al.*, 2012), os dados disponíveis não suportam esta hipótese para *P. pintado* na bacia do rio Jacuí.

Um fator que chamou atenção durante o programa de amostragem esteve relacionado a eventos de seca, em que os rios se apresentavam extremamente baixos, e por vezes interrompidos

(Figura 6), inviabilizando a conectividade jusante-montante e qualquer fluxo migratório. A figura 7 apresenta um levantamento mensal de anomalias de precipitação durante o período amostral (setembro a janeiro, entre de 2017 e 2020), com dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (<http://clima1.cptec.inpe.br/monitoramentobrasil/pt>). As áreas em branco representam valores de precipitação próximos da média histórica para cada mês em cada pixel de informação, o azul representa chuvas acima da média histórica e a cor laranja representa chuvas abaixo da média histórica. Quando mais intensa a cor, maior o desvio em relação à média histórica. A análise da figura 7 permite identificar que os ciclos reprodutivos de 2017/18 e 2019/20 apresentaram-se mais secos, entanto que o ciclo 2019/20 observa-se prevalência de meses com chuva acima da média para a região. Entretanto, talvez mais do que períodos de seca em si, sejam a alternância de períodos com déficit hídrico intercalados com períodos de excesso de chuvas que talvez esteja pressionando a viabilidade de processos reprodutivos em *P. pintado*, restringindo o processo reprodutivo às partes baixas de rios de maior porte, onde a dinâmica hídrica se apresenta com maior estabilidade, seja pela constância do fluxo hídrico no período de seca, seja pelo amortecimento de enchentes através de áreas de várzea (Corrêa *et al.*, 2011).

De qualquer forma, considerando as previsões de maior inconstância climática em função de processos relacionados com o aquecimento global (Zscheischler *et al.*, 2018), os resultados sugerem que o impacto para espécies de peixe migradores, e que exigem processos migratórios de curta/média a longa distância, pode ser extremamente relevante e se constituir em ameaça efetiva para a viabilidade de populações naturais na bacia Jacuí.



Fig. 6. Segmento do rio São Rafael, município de São Sepé (30°16'7.896" S, 53°32'35.884" E), afluente do rio Jacuí em período de estiagem (registro em 09 de outubro de 2017).

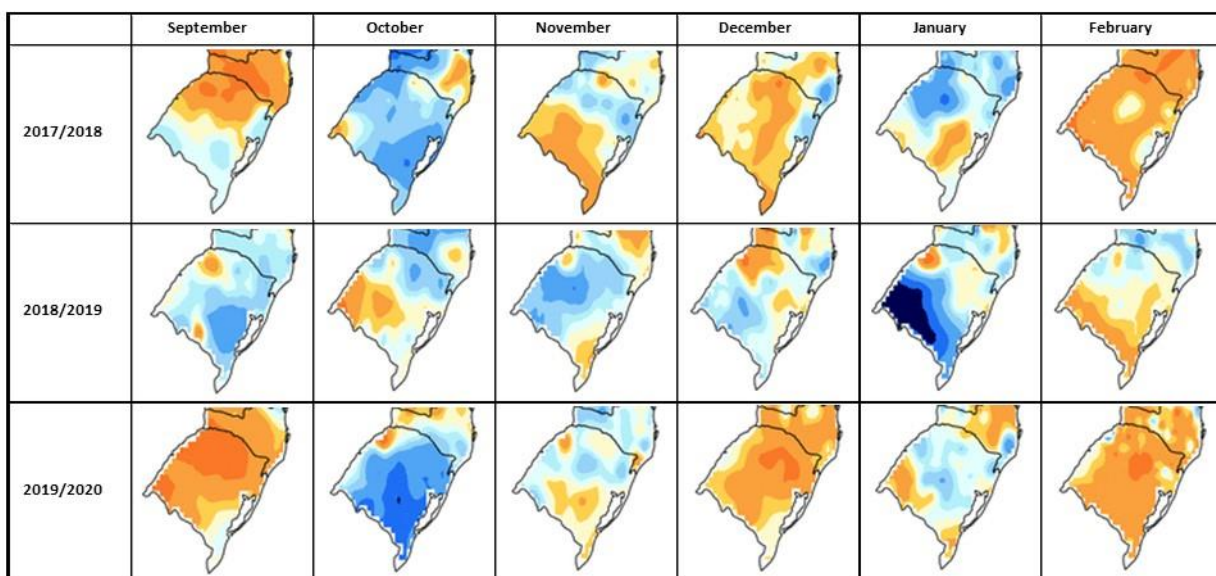


Fig. 7. Série histórica de anomalias de precipitação entre os meses de setembro e janeiro de 2017 a 2020. O branco representa valores próximos da média histórica para o mês, o azul representa chuvas acima da média histórica e a cor laranja representa chuvas abaixo da média histórica. Quando mais intensa a cor, maior o desvio em relação à média histórica. Mapas obtidos no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (site: <http://clima1.cptec.inpe.br/monitoramentobrasil/pt>).

Referências

Agostinho AA, Gomes LC. In: Agostinho AA; Gomes LC (Eds.) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM; 1997. p.319-364.

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

Alves TP, Fontoura NF. Statistical distribution models for migratory fish in Jacuí Basin, South Brazil. Neotrop Ichthyol. 2009; 7(4):647-658. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400014>

Araújo-Lima CARM. Egg size and larval development in Central Amazon fish. J Fish Biol. 1994; 44:371-389. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01219.x>

Araújo MB, Guisan A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. J Biogeogr. 2006; 33(10):1677-1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>

Azevedo JWJ, Castro ACL, Silva MHL. Length-weight relation, condition factor and gonadosomatic index of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Actinopterygii: Sciaenidae), caught in Lençóis Bay, state of Maranhão, eastern Amazon. Brazil. Braz J Oceanogr. 2017; 65(1):1-8. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592017110506501>

Azpelicueta MM, Lundberg JG, Loureiro M. *Pimelodus pintado* (Siluriformes: Pimelodidae), a new species of catfish from affluent rivers of Laguna Merín, Uruguay, South America. Proc Acad Nat Sci Philadelphia. 2008; 157:149-162. <http://www.jstor.org/stable/27667788>

Barbarossa V, Schmitt RJP, Huijbregts MAJ, Zarfl C, King H, Schipper AM. Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. PNAS. 2020; 117(7):3648-3655. <https://doi.org/10.1073/pnas.1912776117>

Barradas JRS, Silva LG, Harvey BC, Fontoura NF. Estimating migratory fish distribution from altitude and basin area: a case study in a large Neotropical River. *Freshw Biol.* 2012; 57(11): 2297-2305. <https://doi.org/10.1111/fwb.12003>

Becker FG, De Fries LCC, Ferrer J, Bertaco VA, Luz-Agostinho KDG, Silva JFP, Cardoso AR, Lucena ZMS, Lucena CAS. Fishes of the Taquari-Antas river basin (Patos Lagoon basin), southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 2013; 73(1): 79-90. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000100010>

Clark Labs. Idrisi Andes, Version 15.0. Worcester, MA: Clack University. 2006.

Corrêa RN, Hermes-Silva S, Reynalte-Tataje D, Zaniboni-Filho E. Distribution and abundance of fish eggs and larvae in three tributaries of the Upper Uruguay River (Brazil). *Environ Biol Fishes.* 2011; 91:51-61. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9759-x>

Cruz PR, Affonso IP, Gomes LC. Ecologia do ictioplâncton: uma abordagem cienciométrica. *Oecol Aust.* 2016; 20(4):436-450. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.04>

Dalapicolla J. Tutorial de modelos de distribuição de espécie: guia teórico. Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2016. <http://blog.ufes.br/lamab/tutoriais>.

Dauwalter DC, Rahel FJ. Distribution modelling to guide stream fish conservation: an example using the mountain sucker in the Black Hills National Forest, USA. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 2008; 18(7):1263-1276. <https://doi.org/10.1002/aqc.940>

Dei Tos C, Barbieri G, Agostinho AA, Gomes LC, Suzuki HI. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá Reservoir, Brazil. *Cybium.* 2002; 26(4): 275-282. <https://sfi-cybium.fr/en/node/1464>

Fontoura NF, Ceni G, Braun AS, Marques CS. Defining the reproductive period of freshwater fish species using the Gonadosomatic Index: a proposed protocol applied to ten species of the Patos

Lagoon basin. Neotrop Ichthyol. 2018; 16(2):e170006. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170006>

Fontoura NF, Vieira JP, Becker FG, Rodrigues LR, Malabarba LR, Schulz UH *et al.* Aspects of fish conservation in the upper Patos Lagoon basin. J Fish Biol. 2016; 89(1):315-336. <https://doi.org/10.1111/jfb.13005>

Franklin J. Mapping Species Distributions. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

Freire AG, Agostinho AA. Distribuição espaço temporal de oito espécies dominantes da ictiofauna da bacia do Alto Paraná. Acta Limnol Bras. 2000, 12: 105-120. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5190>

Giannini TC, Siqueira MF, Acosta AL, Barreto FCC, Saraiva AM, Alves-dos-Santos I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. Rodriguésia. 2012; 63(3):733-749. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017>

Garutti V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. Rev Bras Biol. 1988; 48(4):747-759.

Godoy MP. Dez anos de observações sobre periodicidade migratória de peixes do Rio Mogi Guassú. Rev Bras Biol. 1967; 27(1):1-12.

Guisan A, Tingley R, Baumgartner JB, Naujokaitis-Lewis I, Sutcliffe PR, Tulloch AI *et al.* Predicting species distributions for conservation decisions. Ecol Lett. 2013; 16(12): 1424-1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>

Guisan A, Zimmermann NE. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecol Model. 2000; 135(2-3):147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)

Hjorth JS. Computer Intensive Statistical Methods. Validation Model Selection and Bootstrap. Londo: CRC Press; 1999.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. TOPODATA – Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil; 2008. Available from: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>

Kramer-Schadt S, Niedballa J, Pilgrim JD, Schröder B, Lindenborn J, Reinfelder V *et al.* The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Divers Distrib.* 2013; 19(11):1366-1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>

Leal ME, Bremm CQ, Schulz UH. Lista da ictiocenose da bacia do Rio dos Sinos, sul do Brasil. *B. Inst. Pesca.* 2009; 35(2):307-317.

Lemes P, Faleiro FAMV, Tessarolo G, Loyola RD. Refinando dados espaciais para a conservação da biodiversidade. *Nat Conserv.* 2011; 9(2):240-243. <https://doi:10.4322/natcon.2011.032>

Lima FT, Reynalte-Tataje DA, Zaniboni-Filho E. Effects of reservoirs water level variations on fish recruitment. *Neotrop Ichthyol.* 2017; 15(3): e160084. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160084>

Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modeling. *Ecography.* 2010; 33: 103-114. <https://doi:10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x>

Lopes JM, Pompeu PS; Alves CBM; Peressin A; Prado IG; Suzuki FB *et al.* The critical importance of an undammed river segment to the reproductive cycle of a migratory Neotropical fish. *Ecol Freshw Fish.* 2019; 28(2):302-316. <https://doi.org/10.1111/eff.12454>

Lucena CAS, Calegari BB, Pereira EHL, Dallegrave E. O uso do óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim SBI.* 2013; 105:20-24.

Luz RK, Zaniboni-Filho E. Larvicultura do Mandi-amarelo *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Pimelodidae) em diferentes densidades de estocagem nos primeiros dias de vida. R Bras Zootec. 2002; 31(2):560-565. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982002000300004>

Luz-Agostinho KDG, Bini LM, Fugi R, Agostinho AA, Júlio HF. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná River Basin, Brazil. Neotrop Ichthyol. 2006; 4(1):61-68. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000100005>

Luz-Agostinho KDG, Latini JD, Abujanra F, Gomes LC, Agostinho AA. A ictiofauna do rio das Antas: distribuição e bionomia das espécies. Maringá: Clichetec; 2010.

Machado TF, Remus MVD. Proveniência dos depósitos de areia do rio Jacuí (RS), utilizando a análise de minerais pesados. Pesqui em Geocienc. 2011; 38(3):269-282. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.35166>

Maia BP, Ribeiro SMF, Bizzotto PM, Vono V, Godinho HP. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava reservoir, Grande River, Southeast Brazil. Neotrop Ichthyol. 2007; 5(2):147-152. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000200008>

Matthews WJ, Hough DJ, Robinson W. Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: congruence of multivariate analyses. Copeia. 1992; 2:296-305. <https://doi.org/10.2307/1446191>

MMA. Caderno da região hidrográfica Atlântico Sul. Brasília: Ministério do MeioAmbiente, Secretaria de Recursos Hídricos; 2006 Available from: http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao03032011024106.pdf/

Möllerke RO, Noll IB, Santo MABE, Norte DM. Níveis de arsênio total como indicador biológico, na avaliação da qualidade do pescado (*Leporinus obtusidens* e *Pimelodus maculatus*) do Lago Guaíba em Porto Alegre RS-Brasil. Rev. Inst. Adolfo Lutz. 2003; 62(2):117-121.

Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G, Bialezki A, Sanches PV, Makrakis MC *et al.* Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e anual de identificação. Maringá: EDUEM; 2001.

Nascimento FL, Araújo-Lima CARM. Descrição de larvas das principais espécies de peixes utilizadas pela pesca no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal; 2000.

Orsi M, Almeida F, Swarca A, Claro-Garcia A, Vianna NC, Garcia D *et al.* Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema, uma avaliação para a conservação. Assis: Triunfal Gráfica e Editora; 2016.

Pearce J, Ferrier S. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol Model.* 2000; 133(3):225-245. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00322-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00322-7)

Peterson AT, Soberón J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. *Nat Conserv.* 2012; 10(2):102-107. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.019>

Poff NL. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J North Am Bent Soc.* 1997; 16(2):391-409. <https://doi.org/10.2307/1468026>

Pouilly M, Barrera S, Rosales C. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *J Fish Biol.* 2006; 68(1):137-156. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00883.x>

Prado DA. Avaliação espaço-temporal das interações entre o ambiente terrestre/aquático e efeitos do barramento no alto curso do rio Ibicuí-mirim nas características da água. [PhD Thesis]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2018. Available from: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/16490>

Quinn GP, Keough MJ. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge: Cambridge University Press; 2005.

Reis RE, Albert JS, Dario F, Mincarones MM, Petry P, Rocha LA. Fish biodiversity and conservation in South America. *J Fish Biol.* 2016; 89(1): 12-47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

Reynalte-Tataje DA, Agostinho AA, Bialetzki A, Hermes-Silva S, Fernandes R, Zaniboni-Filho E. Spatial and temporal variation of the ichthyoplankton in a subtropical river in Brazil. *Environmental Biology of Fishes.* 2012. 94(2):403-419. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9955-3>

Reynalte-Tataje DA, Agostinho AA, Bialetzki A. Temporal and spatial distributions of the fish larval assemblages of the Ivinhema River sub-basin (Brazil). *Environ Biol Fishes.* 2013; 96(7):811-822. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0073-7>

Rodrigues LHR, Barradas JR, Alves TP, Fontoura NF. Modelagem estatística de distribuição de peixes migradores como subsídios ao licenciamento de barramentos na bacia Camaquã, RS. *Rega.* 2011; 8(2):31-41. <https://doi.org/10.21168/reg.v8n2.p31-41>

Royle JA, Chandler RB, Yackulic C, Nichols JD. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods Ecol Evol.* 2012; 3(3):545-554. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00182.x>

SEMA - Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Inventário Florestal Contínuo; 2017. Available from: <http://coralx.ufsm.br/ifcrs/>

Souza RCR, Bueno ML, Rufino MS, Moreira MF, Pompeu PS. Ampliando o conhecimento sobre os peixes do rio Pandeiros. *MG Biota.* 2019; 12(1):57-77.

Strahler AN. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin.* 1952; 63: 923-938.

Suárez YR, Petreire-Júnior M. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 2007; 5(1):61-68. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000100008>

Suzuki HI. Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu, PR, Brasil. [PhD Thesis]. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos; 1999.

Teixeira TP, Pinto BCT, Terra BF, Estiliano EO, Gracia D, Araújo FG. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Série Zoológica.* 2005; 95(4):347-357. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000400002>

Wilkinson L, Blank G, Gruber C. Desktop data analysis with SYSTAT. New Jersey: Prentice Hall, 1996.

Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, Fluet-Chouinard E, Giarrizzo T, Nam S *et al.* Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science.* 2016; 351(6269):128-129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>

Yirigui Y, Lee SW, Nejadhashemi AP, Herman MR, Lee JW. Relationships between riparian forest fragmentation and biological indicators of streams. *Sustainability.* 2019; 11(10):2870. <https://doi.org/10.3390/su11102870>

Zacardi DM, Santos JAD, Oliveira LSD, Cajado RA, Pompeu PS. Ichthyoplankton studies as referential for the management and monitoring of fishery resources in the Brazilian Amazon basin. *Acta Limnol Bras.* 2020, 32:e203. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X6619>

Zaniboni-Filho E, Schulz UH. In: Carolsfeld J, Harvey B, Baer A, Ross C, editors. *Migratory fishes of the South America: Biology, Fisheries and Conservation Status.* Canada: IDRC/World Bank/World Fisheries Trust; 2003. p.157-194.

Zimmermann NE, Edwards TC, Graham CH, Pearman PB, Svenning JC. New trends in species distribution modelling. *Ecography*. 2010; 33:985-989. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06953.x>

Zscheischler J, Westra S; van der Hurk BJM; Seneviratne SI; Ward PJ; Pitman A *et al.* Future climate risk from compound events. *Nat Clim Change*. 2018, 8(6):469–477. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0156-3>

CAPÍTULO 2. O colapso de peixes migradores: estudo de caso em uma bacia hidrográfica do sul do Brasil

Formatado segundo as normas da revista Biological Conservation
(<https://www.elsevier.com/journals/biological-conservation/0006-3207/guide-for-authors>)

O colapso de peixes migradores: estudo de caso em uma bacia hidrográfica do sul do brasil

Débora Alessandra Antonetti^{1*}, Nelson Ferreira Fontoura^{1,2}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), Av. Ipiranga, 6681, 90619-900 Porto Alegre, RS, Brasil;

² Instituto de Meio Ambiente da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS)

* Corresponding author:

E-mail: debora.antonetti@gmail.com

Telephone number: +55 51 981995907

These authors contributed equally to this work

Abstract

Freshwater ecosystems are among the most threatened, suffering several anthropogenic impacts, amplified by climate change. These impacts promote biodiversity loss and extinction. Changes in habitats and alteration in the water regime harm the migratory process of long-distance migratory fish, which depend on a balanced environment. Three long-distance migratory fish species occur in the Jacuí River watershed, in southern Brazil: *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Prochilodus lineatus*. In the study, *Pimelodus pintado*, a short-distance migrator was also included. Considering the numerous dams in the northern portion of the basin that can compromise the displacement and reproduction of migratory fish, this study aimed to verify whether rivers of the Jacuí southern and western drainage, with no dams, would be able to support the reproduction of those species. For this, samples of ichthyoplankton were carried out during the annual reproductive migrations, the piracema (2017/2018, 2018/2019 e 2019/2020), in 110 points, distributed both in the Lower and High Jacuí basin. For the collections, a cylindrical-conical ichthyoplankton net was used, exposed for 30 minutes. A total of 660 samples were examined, in which only two larvae of *M. obtusidens* were registered, in two sampling points, and 94 larvae of *P. pintado*, in 15 points. Possible causes for fish depletion could not be only related to dams but may include also the climate change and rainfall depletion, as several impacts widely distributed along the basin.

Key words: Dams; Fishing; Ichthyoplankton; Larvae; Water regime

1. Introdução

O crescimento e a expansão espacial da população humana no mundo vêm acompanhados de uma mudança no uso da terra, aumento da poluição e exploração de recursos naturais que provocam a perda de espécies e funcionalidade ecossistêmica (Butchart et al., 2010; Mora et al., 2011; Oliver et al., 2015). Dentre os ecossistemas, os ambientes aquáticos de água doce estão entre os mais ameaçados, com uma taxa de extinção de espécies três vezes maior do que em ambientes terrestres ou marinhos (Dias et al., 2017; McRae et al., 2017). Estes ambientes estão expostos a múltiplas ameaças e diversas pressões antrópicas que provocam grandes impactos, principalmente, perda da biodiversidade (Dudgeon et al., 2006; Vörösmarty et al., 2010; Reid et al., 2019). Dentre

os principais impactos estão, a construção de hidrelétricas, a poluição, o desmatamento da vegetação ripária, o assoreamento, a pesca predatória e introdução de espécies exóticas (Agostinho et al., 2005; Nilsson et al., 2005; Winemiller et al., 2016). De forma mais recente, estes impactos têm sido amplificados pelas mudanças climáticas, especialmente no que diz respeito a eventos climáticos extremos (Reid et al., 2019; Leal et al., 2020), com expectativa de que o processo de degradação continue nos próximos anos ou até aumente (Harrison et al., 2018; Grill et al., 2019).

Um problema extremamente relevante associado aos ambientes aquáticos é o declínio das populações de peixes, as quais dependem de um ambiente equilibrado, especialmente as espécies migradoras de longo curso (Petrere Jr. et al., 2004; Fenkes et al., 2016). Os peixes migradores, por necessitarem de condições mais específicas para reprodução e de maior integridade ambiental, são os mais impactadas nos sistemas hídricos em função dos diferentes usos antrópicos e em decorrência de eventos ambientais extremos, como os derivados das mudanças climáticas (Freire and Agostinho, 2000; Baras and Lucas, 2001; Teixeira et al., 2005; Lima et al., 2017). Particularmente, as mudanças ambientais do clima provocam um aumento de temperatura e alterações dos índices pluviométricos, promovendo mudanças na dinâmica de enchentes e vazantes (Poff, 2002; Woodward et al., 2010; Ruaro et al., 2019), importantes para os ciclos reprodutivos dos peixes, em especial os migradores (Vazzoler, 1996).

O processo migratório de peixes pode apresentar-se como um fenômeno biológico complexo. Muitas espécies necessitam de longas distâncias para completar o ciclo migratório, como a dourada, *Bachyplatystoma rousseauxii* (Castelnau, 1855), uma espécie de bagre da Bacia Amazônica que percorre mais de 11.000 km em seu ciclo de ida e volta entre a foz do rio Amazonas e suas cabeceiras no Peru, provavelmente a espécie de peixe de água doce com a maior migração reprodutiva já descrita (Barthem et al., 2017). Tipicamente, peixes migradores da América do Sul sobem para as cabeceiras dos sistemas hídricos para desencadear o processo fisiológico de reprodução, liberando os ovos na coluna d'água e retornando para as áreas de planície. Por sua vez, os ovos descem à deriva, onde eclodem e as larvas começam o processo de crescimento e alimentação, até chegarem à idade adulta e novamente ascender as cabeceiras (Harvey and Carolsfeld, 2003). Dentre estes migradores de longas distâncias, na região Neotropical, podemos citar as espécies dos gêneros *Salminus*, *Prochilodus*,

Leporinus, *Megaleporinus* e *Pseudoplatystoma* (Agostinho et al., 2003; Zaniboni-Filho and Schulz, 2003).

Na América do Sul, devido a uma enorme diversidade de sistemas hidrográficos, existe uma grande variedade de espécies migratórias, as quais são alvo de inúmeros impactos tal como a poluição industrial, poluição urbana, desmatamento, alteração e modificação do fluxo dos rios, introdução de espécies exóticas e sobrepesca (Carolsfeld et al., 2003). Grande parte das bacias com potencial hidroelétrico na América do Sul possuem número significativo de barramentos para geração de energia (Barletta et al., 2010), como da bacia do Paraná, São Francisco (Gubiani et al., 2007; de Andrade e Santos et al., 2012) e até mesmo rios da bacia Amazônica (Latrubesse et al., 2017). Outros sofrem com a poluição severa, como segmentos de todas as bacias que passam por áreas urbanas e polos industriais (Ghisi et al., 2014; Viana et al., 2018; Gonçalves et al., 2020; Kuhn et al., 2021). Em bacias como São Francisco, Paraná e Amazonas, a pesca predatória também tem sido reportada como responsável pelo declínio de abundância de espécies (Carolsfeld et al., 2003), com impacto sobre toda a cadeia trófica destes ecossistemas. Ainda, na bacia Amazônica, a mineração tem sido reportada como responsável pela contaminação da água por metais pesados (Lechler et al., 2000; Martinez et al., 2018; Soares et al., 2018; da Silva et al., 2019).

Dentre as ações antrópicas, os barramentos constituem a principal intervenção capaz de impactar o processo migratório de peixes, podendo impedir ou reduzir o deslocamento de adultos migradores para sítios reprodutivos apropriados, ou reduzir a sobrevivência de ovos e larvas (Dynesius and Nilsson, 1994; Agostinho et al., 2015; Suzuki and Pompeu, 2016). Além de obstáculo para a migração reprodutiva, verificam-se também modificações como a fragmentação de segmentos lóticos e alterações nos ciclos naturais de enchentes (Reynalte-Tataje et al., 2012; Fontoura et al., 2016; Barros and Rosman, 2018). Ainda, a formação de lagos de barragens pode beneficiar espécies generalistas, as quais podem até aumentar em abundância e causar um desequilíbrio no ecossistema (Barrella et al., 2000; Agostinho et al., 2007; 2015; Pereira et al., 2019).

Em sua totalidade, as bacias hidrográficas são componentes importantes para a economia, seja pelo uso do seu entorno, pelo recurso hídrico propriamente dito, ou pelos recursos pesqueiros (Pelicice et al., 2017; Reis et al., 2016). Para que qualquer ação de preservação aconteça, entretanto, são necessários estudos que envolvam o

conhecimento da biologia das espécies, assim como das condições ambientais propícias para que a biota possa manter íntegros os ciclos biológicos naturais (Dudgeon et al., 2006; Barletta et al., 2010).

O estado do Rio Grande do Sul, no extremo Sul do Brasil, apresenta duas grandes bacias hidrográficas, a bacia do rio Uruguai e a bacia do rio Jacuí. A bacia Jacuí insere-se na porção nordeste do estado, drenando a Serra Geral e apresentando uma elevada capacidade instalada de produção hidroelétrica, com pequenas e grandes centrais hidroelétricas instaladas em sequência, especialmente na sua drenagem Norte, através das sub-bacias Taquari-Antas, Pardo-Pardinho e Alto Jacuí (Fontoura et al., 2016). Nesta bacia, verifica-se a presença de três espécies de peixes migradores de grande distância: o dourado, *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), a piava, *Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes, 1837) e o grumatã *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837). Já o pintado, *Pimelodus pintado* Azpelicueta, Lundberg & Loureiro, 2008, é considerado um migrador de curtas distâncias (Fontoura et al., 2016). *S. brasiliensis* é considerado “em perigo” na bacia Jacuí, segundo os decretos N° 41.672/2002 e N° 51.797/2014, que trazem a Lista de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul, pressionada pela pesca, barramentos e alterações ambientais em sentido amplo (Reis et al., 2003; MMA, 2014). As outras espécies encontram-se como Pouco Preocupamente segundo as listas de espécies ameaçadas.

Considerando que a drenagem de Norte da bacia Jacuí se encontra severamente interrompida por barramentos, o que pode comprometer os deslocamentos e a reprodução de peixes migradores, o presente trabalho teve por finalidade verificar se os rios da drenagem Sul e Oeste da bacia, os quais não apresentam barramentos instalados, seriam capazes de sustentar a reprodução destas espécies.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

O trabalho foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Jacuí, Sul do Brasil, que drena uma área de 71.600 km² no estado do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil (Fig. 1). O rio Jacuí abastece um total de 65 municípios, sendo navegável desde sua foz até o município de Dona Francisca, onde localiza-se o primeiro barramento hidroelétrico da calha principal da bacia, totalizando 352 km (SEMA, 2017). É considerada uma importante

bacia hidrográfica, com aproveitamentos hidrelétricos e com a presença dos maiores depósitos de areia utilizados na indústria de concreto do estado (Machado & Remus, 2011). Uma revisão sobre os diferentes impactos antrópicos na bacia, em especial com foco na conservação da ictiofauna, é apresentada por Fontoura et al. (2016).

A bacia Jacuí pode ser dividida em três compartimentos: (1) Baixo Jacuí, segmento de planície percorrendo a Depressão Central do Rio Grande do Sul, incluindo os tributários de planície da depressão central, constituídos basicamente por pequenos rios ao sul do baixo Jacuí, os rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim à oeste; o qual encontra-se livre de barramentos de grande porte e; (2) Alto-Jacuí, drenagem oeste da Serra Geral, representadas, principalmente pelos rios Pardo, Pardino, Jacuí-mirim e Jacuizinho, com a presença de empreendimentos hidrelétricos de grande porte. Essa proposta de divisão (Alto e Baixo Jacuí) foi utilizada ao longo de todo o estudo; e (3) Taquari-Antas, segmento drenando a Serra Geral, à Norte-Noroeste da bacia, e que apresenta um grande potencial hidroelétrico instalado.

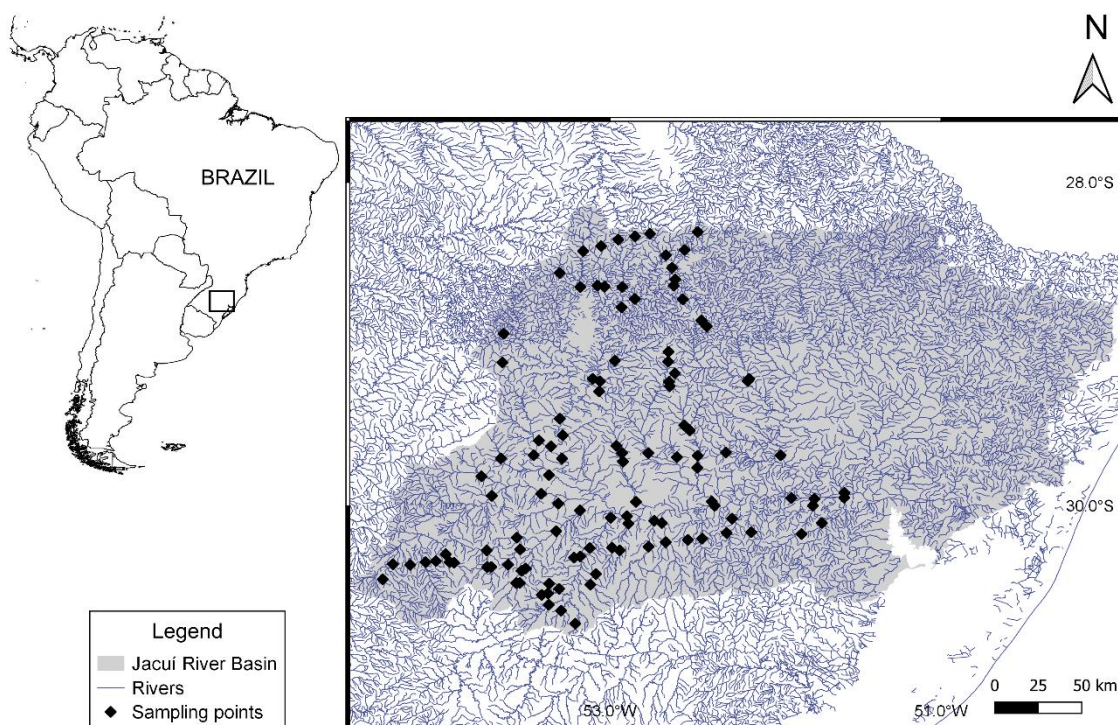


Fig. 1. Bacia hidrográfica do rio Jacuí. Os pontos representam a malha amostral de coleta de ovos e larvas de peixes entre os anos de 2017 e 2020.

2.2 Coleta de dados de ocorrência de ovos e larvas de migradores

Os dados de ocorrência de ictioplâncton foram obtidos através de coletas realizadas aproveitando-se a malha rodoviária e seus pontos de cruzamento com os rios das sub-bacias Alto e Baixo Jacuí. A distribuição dos pontos amostrais ocorreu de forma ampla ao longo das sub-bacias, de forma a caracterizar toda a variabilidade existente. As coletas ocorreram em 110 pontos amostrais, sendo 85 pontos no Baixo Jacuí (incluindo pontos em afluentes próximos no rio Taquari) e 25 no Alto Jacuí. O período amostral ocorreu durante a época de piracema (setembro a fevereiro) nos anos de 2017/2018, 2018/2019 e 2019/2020. Cada ponto foi amostrado em seis ocasiões distintas, tanto em anos diferentes como no período inicial, médio e final do período de piracema. Para a coleta foi utilizada uma rede cilíndrico-cônica para ictioplâncton, com 60 cm de diâmetro, três metros de comprimento, e malha de 500 μm (Fig. 2). A rede, com lastro de 5kg de chumbo, foi lançada do alto de pontes sobre os segmentos de rio analisados, permanecendo submersa por 30 minutos. A amostragem teve como objetivo a tomada de dados qualitativos, apenas o dado de presença ou ausência, sem estimativa de volume filtrado. Em campo o material filtrado (aproximadamente 400 ml) foi fixado em solução de formalina a 4%, tamponada com carbonato de cálcio (CaCO_3). Em laboratório, o material biológico foi triado, separando as larvas de peixes do restante do material coletado com auxílio de microscópio estereoscópico. A identificação das larvas ocorreu com base em características morfológicas, merísticas e morfométricas, com auxílio de bibliografias especializadas: Araújo-Lima (1994); Nascimento & Araújo-Lima (2000), Nakatani et al. (2001) e Orsi et al. (2016) até o menor nível taxonômico possível.



Fig. 2. Registro de coleta com uso de rede de ictioplâncton. Nos detalhes, a colocação da rede e a exposição em águas rasas.

3. Resultados

Após três anos de amostragem durante o período reprodutivo das espécies de peixes, 660 amostras foram analisadas a fim de computar a presença ou ausência de larvas de espécies migradoras na bacia Jacuí. Mesmo considerando um esforço amostral extenso no tempo e no espaço, não foram capturadas larvas do dourado, *Salminus brasiliensis* e do grumatã *Prochilodus lineatus*. Para a piava, *Megaleporinus obtusidens*, foram capturadas apenas duas larvas, enquanto o pintado, *Pimelodus pintado*, teve 94 larvas capturadas ao longo da bacia.

As duas larvas de *M. obtusidens* foram capturadas na calha principal do rio Jacuí, em dois pontos amostrais (Cachoeira do Sul, 30°3'47.39"S, 52°53'49.60"O; e São Jerônimo, 29°57'22.63"S, 51°45'48.48"O), pertencentes ao trecho do baixo Jacuí (Fig. 3). A ocorrência dessa espécie concentrou-se em altitudes até 21 metros e área de bacia de

drenagem entre 33315 e 45808 km². Larvas do pintado, *P. pintado*, foram capturadas em 15 pontos distintos com altitude até 103 metros e área de bacia entre 20 a 45133 km² (Fig. 3).

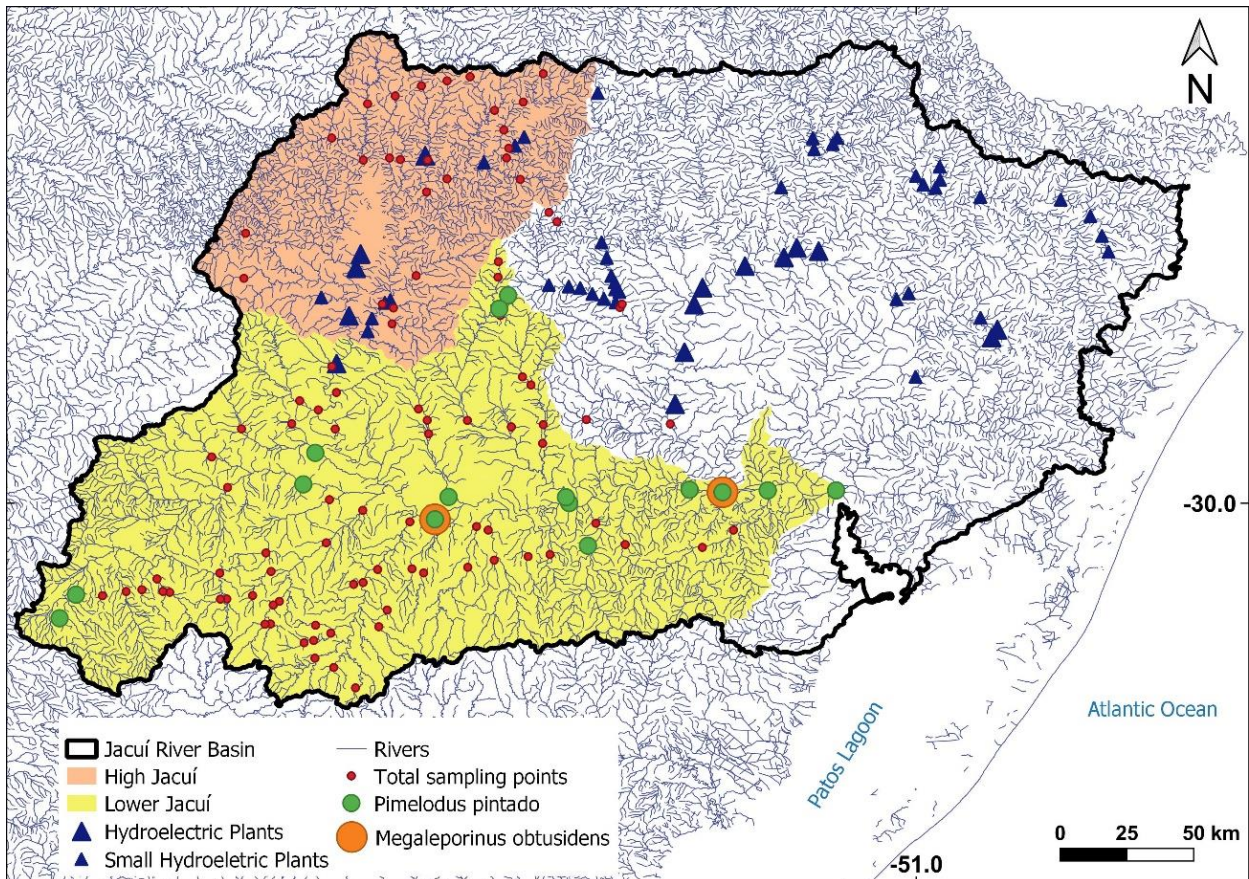


Fig. 3. localização da bacia hidrográfica do rio Jacuí. Os triângulos menores representam as PCHs (Pequenas Centrais Hidrelétricas) e os triângulos maiores representam as UHEs (Usinas Hidrelétricas) em operação na bacia. Os pontos em vermelho representam todos os pontos de amostragem sem capturas de migradores. Os círculos verdes apresentam os pontos de coleta com a captura de *Pimelodus pintado*, o pintado. Os círculos laranjas, os pontos com captura de *Megaleporinus obtusidens*, a piava.

4. Discussão

A bacia hidrográfica do rio Jacuí sofre com inúmeros impactos oriundos de diversas atividades econômicas, como a pesca artesanal e esportiva, a agricultura e pecuária em grande escala, a mineração de carvão e areia, a produção de energia hidroelétrica, assim como o lançamento de efluentes industriais e urbanos, que em conjunto representam impactos significativos às populações de peixes (Fontoura et al., 2016) (Fig. 4). Em especial, estão presentes 55 barramentos hidroelétricos dentre Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e Usinas Hidrelétricas (UHEs) (Fig. 3; triângulos azuis), a maioria localizando-se na sub-bacia Taquari-Antas e no Alto Jacuí, não sendo habitual a presença de mecanismos de transposição de peixes.

Embora a região apresente déficit hídrico histórico entre os meses de dezembro e janeiro (Fig. 5), durante o programa amostral foram identificados vários segmentos de rios que não apresentavam fluxo regular, ocorrendo apenas um fio d'água ou ainda uma sucessão fragmentada de poços, em padrão completamente inadequado para processos reprodutivos de peixes migradores (Fig. 6). Dentre os dezoito meses que compreenderam os períodos reprodutivos amostrados, em pelo menos oito meses se verificou déficit de precipitação relevante sobre toda ou parte da bacia, especialmente nos períodos reprodutivos de 2017/18 e 2019/20, em meses que seriam tradicionalmente de superávit hídrico.

Em estudo realizado na mesma bacia, com uso de dados de museus e entrevistas com pescadores, Alves and Fontoura (2009) estimaram a probabilidade histórica de ocorrência de peixes migradores através de regressões logísticas multivariadas (LOGIT). Tal modelagem apresentou uma acurácia entre 82% e 93% para as espécies analisadas. Segundo os autores, *S. brasiliensis*, *M. obtusidens* e *P. lineatus* apresentavam comportamentos similares, ocorrendo em altitudes máximas de até 300 metros, enquanto *P. pintado* foi estimado como presente em segmentos de rio que excediam 500 metros de altitude, atitudes muito superiores aos registros de ocorrência de larvas registradas.

No presente programa de amostragens, através de contatos ocasionais, pescadores artesanais relataram a ocorrência de exemplares adultos de *S. brasiliensis* abaixo da UHE Dona Francisca, primeiro barramento de jusante da série no rio Jacuí, assim como cardumes de *M. obtusidens* e *P. lineatus* na calha principal do Jacuí e principais afluentes, em eventos verificados durante a época de piracema.

Entretanto, considerando a ampla amostragem realizada, a ausência de captura de espécies migradoras de longo curso, como o *S. brasiliensis* e *P. lineatus*, assim como a captura de apenas duas larvas de *M. obtusidens*, pode sugerir um possível colapso das populações reprodutivas. Neste sentido, três hipóteses concorrentes devem ser consideradas: (1) o programa de amostragem, considerando o processo reprodutivo em pulsos, não foi capaz de detectar os eventos de desova das espécies em estudo; (2) o período de amostragem, entre setembro de 2017 e fevereiro de 2020, representou um período anormal do ciclo hídrico regional, com impacto negativo sobre o processo reprodutivo de peixes migradores; e (3) as populações de peixes migradores estão, efetivamente, muito pressionadas em função de impactos diversos na bacia do rio Jacuí.

Conforme já relatado na literatura, as espécies migradoras costumam desencadear processos migratórios após o início do período de chuvas e aumento do nível dos rios (Vazzoler, 1996; Agostinho et al., 2004; Ngor et al., 2018), de forma que a reprodução não é contínua, mas em ondas sincronizadas com eventos de maior precipitação (Sanchez et al., 2006; Stassen et al., 2020). Neste sentido, considerando um programa amostral com uma agenda amostral pré-fixada, pode haver falta de sincronia entre os eventos amostrais e os pulsos de reprodução de peixes. Entretanto, considerando que foram feitas 12 campanhas de amostragem, com cada ponto amostrado em seis ocasiões distintas e ao longo de três estações reprodutivas, a probabilidade de que nenhum evento de captura tenha ocorrido em sincronia com evento pós-desova em algum dos rios amostrados nos parece pouco provável. Este argumento é especialmente corroborado na medida em que foram capturadas 94 larvas de *P. pintado*, um migrador de curta distância, e 6229 ovos de peixes, mas que por tamanho e aspectos de morfologia não permitiram a correta identificação como pertencentes a algumas das espécies de interesse. Neste sentido, consideramos pouco provável a hipótese de que a ausência de capturas seja devida a um desenho amostral deficiente.

Com relação ao ciclo hídrico anormal, com vários meses de escassez de chuva (Fig. 7) e com fragmentação dos cursos de água (Fig. 6), parece inequívoco que isto possa ter inviabilizado a reprodução em trechos de montante dos rios nos períodos mais secos. Neste sentido, cabe destacar, justamente, que a estratégia de vida do tipo K, com maturação tardia e longevidade elevada, é especialmente relevante e se constitui em adaptação para ciclos reprodutivos irregulares, com anos reprodutivos bons e ruins de

forma intercalada (Chellappa et al., 2013; Barros et al., 2016). Desta forma, a ausência ou inexpressiva captura de larvas de grandes migradores pode ser fruto de capturas em uma série de anos ruins, mas que não atestam, necessariamente, o colapso das populações, as quais pode se manter viáveis através de grandes eventos reprodutivos em anos com condições adequadas, considerando que a longevidade estimada é de 15 anos para *S. brasiliensis* (Ferreira et al., 2020), sete anos para *P. lineatus* (Lizama, 2000) e 13 anos para *M. obtusidens* (Araya et al., 2005). De qualquer forma, destaca-se que as pressões de pesca podem ser especialmente danosas neste caso, pois a mortalidade adicional induzida pela pesca reduz a longevidade média potencial dos estoques, impactando negativamente na capacidade de recuperação em ciclos irregulares de reprodução (Agostinho et al., 2007; Whitfield and Cowley, 2010).

Com relação ao efeito dos impactos antrópicos sobre a biologia reprodutiva dos peixes migradores, convém destacar que o desenho amostral privilegiou a amostragem em rios não impactados por barramentos, exceto o Alto Jacuí. Embora seja inequívoco que barramentos impeçam ou prejudiquem os processos reprodutivos de peixes migradores (Orsi and Britton, 2014; Agostinho et al., 2015), este trabalho avaliou se os rios da vertente Sul e Oeste da bacia Jacuí, que não apresentam barramentos, seriam capazes de sustentar os processos reprodutivos. Considerando que praticamente todos os rios amostrados apresentavam-se aptos à ocorrência de adultos, segundo Alves and Fontoura (2009), a ausência de larvas tanto nos afluentes como na calha principal não pode ser atribuída, exclusivamente, aos barramentos do sistema Taquarí-Antas e Alto Jacuí.



Fig. 4. Impactos observados ao longo da bacia hidrográfica do rio Jacuí, entre os anos de 2017 e 2020. Assoreamento e depósito de sedimentos na calha do rio São Rafael, município de São Sepé (A); grandes áreas de lavouras irrigadas de arroz nas áreas adjacentes ao rio Jacuí, município de Dona Francisca (B); bombas utilizadas para a sucção de água para irrigação (C); pesca irregular observada na Eclusa Amarópolis, município de Santo Amaro do Sul, com colocação de rede de emalhe na saída do mecanismo de transposição, em época de defeso (D); extração de areia, município de Rio Pardo (E); UHE Dona Francisca, município de Dona Francisca (F).

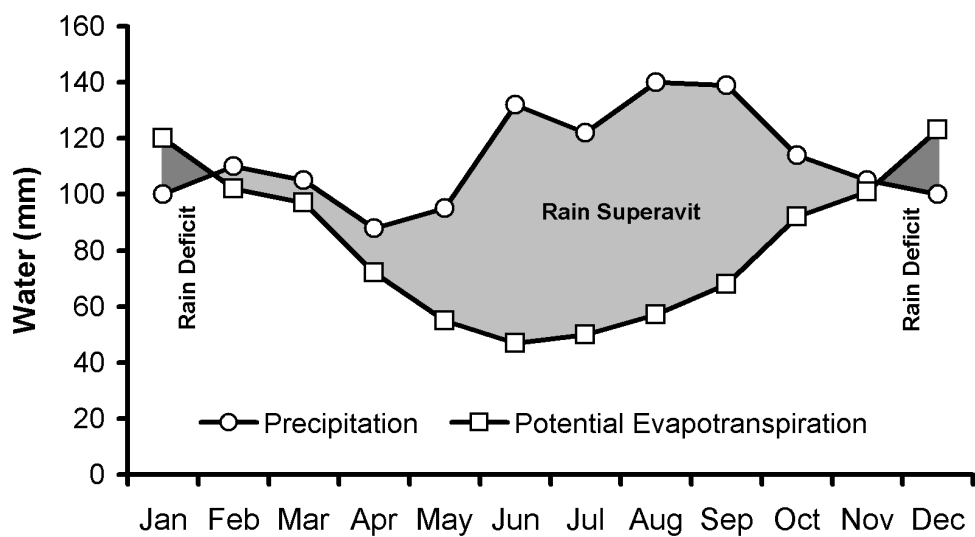


Fig. 5. Regime hídrico na bacia da Laguna dos Patos, que inclui a bacia Jacuí. Cedido por Fontoura et al. (2016).



Fig. 6. deficiência hídrica observada em rios pertencentes a bacia hidrográfica do rio Jacuí, entre os anos de 2017 e 2020. Arroio São Rafael, município de São Sepé

(30°16'7.896" S, 53°32'35.884" E), foto tirada em 09/11/2017 (A); Arroio Corupá, município de Agudo (29°33'54.230" S, 53°17'7.879" W), 22/02/2020 (B); Rio Soturno, município de Faxinal do Soturno (29°35'45.899" S, 53°25'51.121" W), 28/02/2020 (C); rio Vacacaí-Mirim, município de Restinga Seca (29°44'6.806" S, 53°28'51.719" W), 23/11/2017 (D).

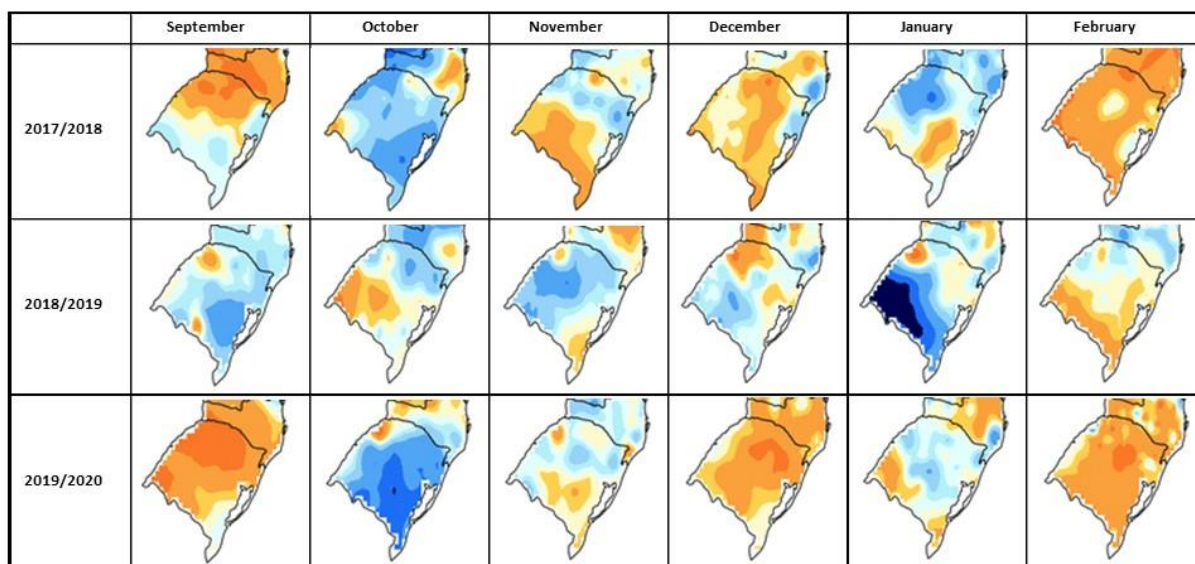


Fig. 7. Série histórica de anomalias de precipitação entre os meses de setembro e janeiro entre de 2017 e 2020. O branco representa valores próximos da média história para o mês, o azul representa chuvas acima da média histórica e a cor laranja representa chuvas abaixo da média histórica. Quando mais intensa a cor, maior o desvio em relação à média histórica. Mapas obtidos no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (site: <http://clima1.cptec.inpe.br/monitoramentobrasil/pt>). Cedido por Antonetti et al. (2021).

5. Conclusão

A partir dos resultados obtidos, a categorização de um colapso reprodutivo de grandes migradores na bacia Jacuí, como sugerido no título do presente trabalho, ainda é uma questão que vai demandar estudos adicionais. Entretanto, não há dúvida de que as populações estejam submetidas a uma série de pressões difusas. Efetivamente, os barramentos no Alto Jacuí e Taquari-Antas constituem obstáculos extremamente relevantes, e que até poderiam redundar em extinção local das populações nestes segmentos, obviamente, na dependência da extensão e qualidade de trechos de rio

mantidos íntegros, o que não se verifica com barramentos em cascata. De qualquer forma, isto por si não seria suficiente por causar extinção de migradores de grande porte em toda a bacia, pois os rios da vertente Sul e Oeste, sem barramentos, deveriam ser suficientes para a manutenção de populações viáveis. Entretanto, os resultados obtidos no presente trabalho causam extrema preocupação, e sugerem que os peixes migradores de grande porte estejam demasiadamente pressionados na bacia Jacuí. Neste sentido, considerando a irregularidade dos processos reprodutivos, se faz extremamente importante a minimização ou até mesmo a interrupção da atividade de pesca artesanal e esportiva, de forma a viabilizar a sobrevivência média de adultos por um ciclo maior de anos, permitindo assim que os reprodutores tenham oportunidade para desovar em anos adequados, mesmo que estes sejam intercalados por uma série de anos ruins.

Conflito de interesse

Os autores declaram não haver conflito de interesse.

Apoio financeiro

O estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES (número do processo 88887.169246/2018-00).

Referências

Agostinho, A. A. et al. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In: Carolsfeld et al., (Eds), Migratory Fishes of South America. Biology, Fisheries and Conservation Status. Canadá: IDRC / World Bank / World Fisheries Trust, pp. 19-98.

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo, S., Okada, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. Rev. Fish Biol. Fish. 14, 11-19.

<http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5218>

Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., Gomes, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. Megadiversidade. 1, 70-78.

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C., Ortega, J. C., Pelicice, F. M. 2015. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. Fish. Res. 173: 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Alves, T. P., Fontoura, N. F. 2009. Statistical distribution models for migratory fish in Jacuí Basin, South Brazil. Neotrop. Ichthyol. 7, 647-658. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400014>
- Araújo-Lima, C. A. R. M. 1994. Egg size and larval development in Central Amazon fish. J. Fish Biol. 44, 371-389. <http://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01219.x>
- Araya, P. R., Agostinho, A. A., Bechara, J. A. 2005. The influence of dam construction on a population of *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847) (Pisces, Anostomidae) in the Yacyretá Reservoir (Argentina). Fish. Res. 74, 198-209. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2005.02.007>
- Baras, E., Lucas, M. C. 2001. Impacts of man's modifications of river hydrology on the migration of freshwater fishes: a mechanistic perspective. Ecohydrol. Hidrobiol. 1, 291-304.
- Barletta, M., Jaureguizar, A. J., Baigun, C., Fontoura, N. F., Agostinho, A. A., Almeida-Val, V. M. F., Val, A. L., Torres, R. A., Jimenes-Segura, L. F., Giarrizzo, T., Fabré, N. N., Batista, V. S., Lasso, C., Taphorn, D. C., Costa, M. F., Chaves, P. T., Vieira, J. P., Corrêa, M. F. M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. J. Fish Biol. 76, 2118-2176. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x>
- Barrella, W., Petrere Jr., M., Smith, W. S., Montag, L. F. A. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues, R. R., Leitão Filho, H. F. (Eds.) Matas ciliares: conservação e recuperação. EDUSP FAPESP, São Paulo.

Barros, M. L. C., Rosman, P. C. C 2018. A study of fish eggs and larvae drifting in the Jirau reservoir, Brazilian Amazon. *J. Braz. Soc. Mech. Sci. Eng.* 40, 1-16.

<https://doi.org/10.1007/s40430-017-0951-1>

Barros, N. H. C., Lima, L. T. B., Araújo, A. S., Gurgel, L. L., Chellappa, N. T., Chellappa, S. 2016. Estudos sobre as táticas e as estratégias reprodutivas de sete espécies de peixes de água doce do Rio Grande do Norte, Brasil. *Holos.* 3, 84-103.

<https://doi.org/10.15628/holos.2016.3648>

Barthem, R. B., Goulding, M., Leite, R. G., Cañas, C., Forsberg, B., Venticinque, E., Petry, P., Ribeiro, M. L. B., Chuctaya, J., Mercado, A. 2017. Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles. *Sci. Rep.* 7, 1-13. <https://doi.org/10.1038/srep41784>

Brönmark, C., Hulthén, K., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L. A., Brodersen, J., Chapman, B. B. 2014. There and back again: migration of freshwater fishes. *Can. J. Zool.* 9, 467-479. <https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0277>

Brown, J. J., Limburg, K. E., Waldman, J. R., Stephenson, K., Glenn, E. P., Juanes, F., Jordaan, A. 2013. Fish and hydropower on the U.S. Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conserv. Lett.* 6, 280-286.

<https://doi.org/10.1111/conl.12000>

Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J. N., Genovesi, P., Gregory, R. D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M. A., Mcrae, L., Minasyan, A., Morcillo, M. H., Oldfield, T. E. E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J. R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S. M., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell,

T. D., Vié, J.-C., Watson, R. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*. 328, 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>

Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., Baer, A. 2003. *Migratory Fishes of South America, Biology, Fisheries and Conservation Status*. The World Bank.

Chellappa, S., Nascimento, W. S., Barros, N. H. C., Araújo, A. S., Chellappa, N. T. 2013. Reproductive characteristics and strategies of freshwater fish species from the semiarid region of Brazil. *Anim. Biol. J.* 4, 85-114.

Chen, D., Xiong, F., Wang, K., Chang, Y. 2009. Status of research on Yangtze fish biology and fisheries. *Environ. Biol. Fishes.* 85, 337–357.
<https://doi.org/10.1007/s10641-009-9517-0>

Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E. M., Cumberlidge, N., Darwall, W. R. T., Pollock, C., Richman, N. I., Soulsby, A.-M., Böhm, M. 2014. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 40-51.
<https://doi.org/10.1111/geb.12096>

Da Silva, S. F., Oliveira, D. C., Pereira, J. P. G., Castro, S. P., Costa, B. N. S., Lima, M. O. 2019. Seasonal variation of mercury in commercial fishes of the Amazon Triple Frontier, Western Amazon Basin. *Ecol. Indic.* 106, 105549.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105549>

Darwall, W. R. T., Freyhof, J. 2016. Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity. In: P., Krkosek, M., and Olden, J. D. (eds). *Conservation of Freshwater Fishes*. Closs, G. Cambridge: Cambridge University Press.

De Andrade e Santos, H., Pompeu, P. S., Kenji, D. O. L. 2012. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. *Reg. Environ. Change.* 12, 123-132. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0240-y>

Deinet, S., Scott-Gatty, K., Rotton, H., Twardek, W. M., Marconi, V., Mcrae, L., Baumgartner, L. J., Brink, K., Claussen, J. E., Cooke, S. J., Darwall, W., Eriksson, B. K., Garcia De Leaniz, C., Hogan, Z., Royte, J., Silva, L. G. M., Thieme, M. L., Tickner, D., Waldman, J., Wanningen, H., Weyl, O. L. F., Berkhuisen, A. 2020. The Living Planet Index (LPI) for migratory freshwater fish - Technical Report. Netherlands: World Fish Migration Foundation. Available from: https://worldfishmigrationfoundation.com/wp-content/uploads/2020/07/LPI_report_2020.pdf

Dias, M. S., Tedesco, P. A., Hugueny, B., Jézéquel, C., Beauchard, O., Brosse, S., Oberdorff, T. 2017. Anthropogenic stressors and riverine fish extinctions. *Ecol. Indic.* 79, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.053>

Duarte, G., Segurado, P., Haidvogel, G., Pont, D., Ferreira, M. T., Branco, P. 2021. Damn those damn dams: Fluvial longitudinal connectivity impairment for European diadromous fish throughout the 20th century. *Sci. Total Environ.* 761, 143293. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143293>

Dugan, P. J., Barlow, C., Agostinho, A. A., Baran, E., Cada, G. F., Chen, D., Cowx, I. G., Ferguson, J. W., Jutagate, T., Mallen-Cooper, M., Marmulla, G., Nestler, J., Petrere, M., Welcomme, R. L., Winemiller, K. O. 2010. Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong Basin. *AMBIO.* 39, 344-348. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0036-1>

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

Dynesius, M., Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the Northern Third of the World. *Science.* 266, 753-762. <https://doi.org/10.1126/science.266.5186.753>

Fenkes, M., Shiels, H. A., Fitzpatrick, J. L., Nudds, R. L. 2016. The potential impacts of migratory difficulty, including warmer waters and altered flow conditions, on the reproductive success of salmonid fishes. *Comp. Biochem. Physiol. Part A.* 193, 11-21. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2015.11.012>

Ferreira, A. E. M. S. P., Melo, C. C. V., Mourad, N. M. N., Felizardo, V. O., Carneiro, W. F., Freitas, R. T. F., Murgas, L. D. S. 2020 Estimation of the age and biometry of *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) captured in the Funil hydroelectric plants. *Braz. J. Dev.* 6, 22777-22792. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n4-441>

Fontoura, N. F., Vieira, J. P., Becker, F. G., Rodrigues, L. R., Malabarba, L. R., Schulz, U. H., Möller, O. O., Garcia, A. M., Vilella, F. S. 2016. Aspects of fish conservation in the Upper Patos Lagoon basin. *J. Fish Biol.* 89, 315-336. <https://doi.org/10.1111/jfb.13005>

Freire, A. G., Agostinho, A. A. 2000. Distribuição espaço temporal de oito espécies dominantes da ictiofauna da bacia do Alto Paraná. *Acta Limnol. Bras.* 12, 105-120. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5190>

Freeman, M. C., Pringle, C. M., Greathouse, E. A., Freeman, B. J. 2003. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. *Am. Fish. Soc. Symp.* 35, 255-266.

Freyhof, J., Brooks, E. 2011. *European Red List of Freshwater Fishes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2779/85903>

Ghisi, N. C., Oliveira, E. C., Fávaro, L. F., Assis, H. C. S., Prioli, A. J. 2014. *In Situ* assessment of a Neotropical fish to evaluate pollution in a river receiving agricultural and urban wastewater. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 93, 699-709. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1403-6>

Gonçalves, C., Marins, A. T., Amaral, A. M. B., Nunes, M. E. M., Müller, T. E., Severo, E., Feijó, A., Rodrigues, C. C. R., Zanella, R., Prestes, O. D., Clasen, B., Loro, V. L.

2020. Ecological impacts of pesticides on *Astyanax jacuhiensis* (Characiformes: Characidae) from the Uruguay river, Brazil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 205: 111314. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111314>

Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenem, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Choquetiere, H., Macedo, H. E., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M. E., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J. D., Opperman, J. J., Petry, P., Liermann, C. R., Sáenz, L., Salinas-Rodríguez, S., Schelle, P., Schmitt, R. J. P., Snider, J., Tan, F., Tickner, K., Valdujo, P. H., Van Soesbergen, A., Zarfl, C. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature.* 569, 215-221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>

Gubiani, É. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., Okada, E. K. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecol. Freshw. Fish.* 16, 191-197. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00211.x>

Harris, J. H., Kingsford, R. T., Peirson, W., Baumgartner, L. J. 2016. Mitigating the effects of barriers to freshwater fish migrations: the Australian experience. *Mar. Freshw. Res.* 68, 614-628. <https://doi.org/10.1071/MF15284>

Harrison, I., Abell, R., Darwall, W., Thieme, M. L., Tickner, D., Timboe, I. 2018. The freshwater biodiversity crisis. *Science.* 362, 1369-1369. <https://doi.org/10.1126/science.aav9242>

Harvey, B., Carolsfeld, J. 2003. Introductions: Fishes of the Floods. In: Carolsfeld et al., (Eds.) *Migratory Fishes of South America. Biology, Fisheries and Conservation Status.* Canadá: IDRC / World Bank / World Fisheries Trust.

Hilsdorf, A. W., Moreira, R. G. 2008. Piracema: por que os peixes migram? *Sci Am.* 79, 76-80.

Kuhn, E. C., Jacques, M. T., Teixeira, D., Meyer, S., Gralha, T., Roehrs, R., Camargo, S., Schwerdtle, T., Bornhorst, J., Ávila, D. S. 2021. Ecotoxicological assessment of Uruguay River and affluents pre- and post-pesticide' application using *Caenorhabditis elegans* for biomonitoring. Environ. Sci. Pollut. Res. 28, 21730-21741.

<https://doi.org/10.1007/s11356-020-11986-4>

Latrubesse, E. M., Arima, E. Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V. R., D'horta, F. M., Wight, C., Wittman, F., Zuanon, J., Baker, P. A., Ribas, C. C., Norgaard, R. B., Filizola, N., Ansar, A., Flyvbjerg, B., Stevaux, J. C. 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. Nature. 546, 363-369. <https://doi.org/10.1038/nature22333>

Leal, C. G., Lennox, G. D., Ferraz, S. F. B., Ferreira, J., Gardner, T. A., Thomson, J. R., Berenguer, E., Lees, A. C., Hughes, R. M., Macnally, R., Aragão, L. E. O. C., De Brito, J. G., Castello, L., Garrett, R. D., Hamada, N., Juen, L., Leitão, R. P., Louzada, J., Morello, T. F., Moura, N. G., Nessimian, J. L., Oliveira-Junior, J. M. B., Oliveira, V. H. F., De Oliveira, V. C., Parry, L., Pompeu, P. S., Solar, R. R. C., Zuanon, J., Barlow, J. 2020. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. Science. 370, 117-121. <https://doi.org/10.1126/science.aba7580>

Lechler, P. J., Miller, J. R., Lacerda, L. D., Vinson, D., Bonzongo, J. -C., Lyons, W. B., Warwick, J. J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? Sci. Total Environ. 260, 87-96. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00543-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00543-X)

Li, M., Gao, X., Yang, S., Duan, Z., Cao, W., Liu, H. 2013. Effects of environmental factors on natural reproduction of the four major Chinese carps in the Yangtze River, China. Zool. Sci. 30, 296-303. <https://doi.org/10.2108/zsj.30.296>.

Lima, F. T., Reynalte-Tataje, D. A., Zaniboni-Filho, E. 2017. Effects of reservoirs water level variations on fish recruitment. Neotrop. Ichthyol. 15, 1-10.

<https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160084>

Lizama, M. A. P. 2000. Estimativa dos parâmetros de crescimento, recrutamento e mortalidade de *Prochilodus lineatus* da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Bol. Inst. Pesca. 26, 121-128.

Machado, T. F., Remus, M. V. D. 2011. Proveniência dos depósitos de areia do rio Jacuí (RS), utilizando a análise de minerais pesados. Pesqui. em Geocienc. 38, 269-282. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.35166>

Martinez, G., Mccord, S. A., Driscoll, C. T., Todorova, S., Wu, S., Araújo, J. F., Vega, C. M., Fernandez, L. E. 2018. Mercury contamination in riverine sediments and fish associated with artisanal and small-scale gold mining in Madre de Dios, Peru. Int. J. Environ. Res. Public Health. 15: 1584. <https://doi.org/10.3390/ijerph15081584>.

McRae, L., Deinet, S., Freeman, R. 2017. The diversity-weighted Living Planet Index: Controlling for taxonomic bias in a global biodiversity indicator. PLoS ONE. 12, e0169156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169156>

MDBC (2003). Murray–Darling Basin Commission. Native Fish Strategy for the Murray–Darling Basin 2003–2013, Canberra. Available from: <https://www.mdba.gov.au/publications/mdba-reports/native-fish-strategy-murray-darling-basin-2003-2013>

MMA (2014) – Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 445 de dezembro de 2014; Rio Grande do Sul, Decreto 51.797 de setembro de 2014.

Mora, C., Aburto-Oropeza, O., Bocos, A. A., Ayotte, P. M., Banks, S., Bauman, A. G., Beger, M., Bessudo, S., Booth, D. J., Brokovich, E., Brooks, A., Chabanet, P., Cinner, J. E., Cortés, J., Cruz-Motta, J. J., Magaña, C., Demartini, E. E., Edgar, G. J., Feary, D. A., Ferse, S. C. A., Friedlander, A. M., Gaston, K. J., Gough, C., Graham, N. A. J., Green, A., Guzman, H., Hardt, M., Kulbicki, M., Letourneur, Y., Pérez, A. L., Loreau, M., Loya, Y., Martinez, C., Marcareñas-Osorio, I., Morove, T., Nadon, M.-O., Nakamura, Y., Paredes, G., Polunin, N. V. C., Pratchett, M. S., Bonilla, H. R., Rivera, F., Sala, E.,

Sandin, S. A., Soler, G., Stuart-Smith, R., Tessier, E., Tittensor, D. P., Tupper, M., Usseglio, P., Vigliola, L., Wantiez, L., Williams, I., Wilson, S. K., Zapata, F. A. 2011. Global human footprint on the linkage between biodiversity and ecosystem functioning in Reef fishes. *Plos Biol.* 9, 1-9. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000606>

Nascimento, F. L., Araújo-Lima, C. A. R. M. 2000. Descrição de larvas das principais espécies de peixes utilizadas pela pesca no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal.

Nakatani, K., Agostinho, A. A., Baumgartner, G., Bialezki, A., Sanches, P. V., Makrakis, M. C., Pavanelli, C. S. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e anual de identificação. Maringá, EDUEM.

Ngor, P. B., Grenouillet, G., Phem, S., So, N., Lek, S. 2018 Spatial and temporal variation in fish community structure and diversity in the largest tropical flood-pulse system of South-East Asia. *Ecol. Freshw. Fish.* 27, 1-14.

<https://doi.org/10.1111/eff.12417>

Nilsson, C. Reidy, C. A., Dynesius, M., Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science.* 308, 405–408.

<https://doi.org/10.1126/science.1107887>

Oliver, T. H., Heard, M. S.; Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., Bullock, J. M. 2015. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends Ecol. Evol.* 30, 673–684.

<https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>

Orsi, M. L., Britton, J. R. 2014. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *J. Fish Biol.* 84, 1964-1970.

<https://doi.org/10.1111/jfb.12392>

Orsi, M., Almeida, F., Swarca, A., Claro-Garcia, A., Castro Vianna, N., Garcia, D., Bialecki, A. 2016. Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema, uma avaliação para a conservação. Assis: Triunfal Gráfica e Editora.

Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J. R. S., Orsi, M. L., Junior, D. P. L., Magalhães, A. L. B., Pompeu, P. S., Junior, M. P., Agostinho, A. A. 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish Fish.* 18, 1119-1133.

<https://doi.org/10.1111/faf.12228>

Pereira, H. R., Gomes, L. F., Barbosa, H. O., Pelicice, F. M., Nabout, J. C., Teresa, F. B., Vieira, L. C. G. 2019. Research on dams and fishes: determinants, directions, and gaps in the world scientific production. *Hydrobiologia.* 847, 579-592.

<https://doi.org/10.1007/s10750-019-04122-y>

Petrere Jr., M., Barthem, R. B., Córdoba, E. A., Gómez, B. C. 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Rev. Fish Biol. Fish.* 14, 403-414.

<https://doi.org/10.1007/s11160-004-8362-7>

Poff, N. L. 2002. Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. *Philos. Trans. A Math. Phys. Eng. Sci.* 360, 1497-1510.

<https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1012>

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., Maccormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., Cooke, S. J. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 849-873.

<https://doi.org/10.1111/brv.12480>

Reis, R. E., Lucena, Z. M. S., Lucena, C. A. S., Malabarba, L. R. 2003. Peixes. Em Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (Fontana, C. S.,

Bencke, G.A. & Reis, R. E., eds.), pp. 117-145. Porto Alegre: Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., Rocha, L. A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *J. Fish. Biol.* 89, 12-47.
<https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

Reynalte-Tataje, D. A., Zaniboni-Filho, E., Bialezki, A., Agostinho, A. A. 2012. Temporal variability of fish larvae assemblages: influence of natural and anthropogenic disturbances. *Neotrop. Ichthyol.* 10, 837-846. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400017>

Ruaro, R., Conceição, E. O., Silva, J. C., Cafofo, E. G., Angulo-Valencia, M. A., Mantovano, T., Pineda, A., De Paula, A. C. M., Zanco, B. F., Caparros, E. M., Moresco, G. A., De Oliveira, I. J., Antiqueira, J. L., Ernandes-Silva, J., Da Silva, J. F. V., Adelino, J. R. P., Dos Santos, J. A., Ganassin, M. J. M., Iquematsu, M. S., Landgraf, G. O., Lemes, P., Cassemiro, F. A. S., Batista-Silva, V. F., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F., Agostinho, A. A., Bailly, D. 2019. Climate change will decrease the range of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. *Hydrobiologia.* 836: 1-19.
<https://doi.org/10.1007/s10750-019-3904-0>

Sanches, P. V., Nakatani, K., Bialezki, A., Baumgartner, G., Gomes, L. C., Luiz, E. A. 2006. Flow regulation by Dams affecting ichthyoplankton: The case of the Porto Primavera Dam, Paraná River, Brazil. *River Res Appl.* 22: 555-565.
<https://doi.org/10.1002/rra.922>

Schulz, U. H. 1999. Downstream migration of European lake trout, *Salmo trutta* f. *lacustris* L., and resident brown trout, *Salmo trutta* f. *fario* L., progeny in a Lake Constance affluent river. *Fish. Manag. Ecol.* 6: 187-194. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00151.x>

SEMA. 2017. Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Inventário Florestal Contínuo. Disponível em <http://coralx.ufsm.br/ifcsr/> (accessed 06 June 2017).

Soares, J. M., Gomes, J. M., Anjos, M. R., Silveira, J. N., Custódio, F. B., Gloria, M. B. A. 2018. Mercury in fish from the Madeira River and health risk to Amazonian and riverine populations. *Food Res. Int.* 109, 537–543.

<https://doi.org/10.1016/j.foodres.2018.04.069>

Stassen, M. J., Van De Ven, M. W., Van Der Heide, T., Hiza, M. A. G., Van Der Velde, G., Smolders, A. J. 2010. Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behaviour. *Neotrop. Ichthyol.* 8, 113-122. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010005000006>

Suzuki, F. M., Pompeu, P. S. 2016. Influence of abiotic factors on ichthyoplankton occurrence in stretches with and without dams in the upper Grande River basin, south-eastern Brazil. *Fish Manag Ecol.* 23, 99–108. <https://doi.org/10.1111/fme.12159>

Teixeira, T. P., Pinto, B. C. T., Terra, B. F., Estiliano, E. O., Gracia, D., Araújo, F. G. 2005. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Sér. Zool.* 95, 347-357. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000400002>

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

Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., Crispim, B. A., Cavalcante, D. N. C., Grisolia, A. B., Lima-Junior, S. E. 2018. The response of Neotropical fish species (Brazil) on the water pollution: metal bioaccumulation and genotoxicity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 75, 476-485. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0551-9>

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Davies, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*. 467, 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>

Whitfield, A. K., Cowley, P. D. 2010. The status of fish conservation in South African estuaries. *J. Fish Biol.* 76, 2067-2089. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02641.x>

Willmes, M., Hobbs, J. A., Sturrock, A. M., Bess, Z., Lewis, L. S., Glessner, J. J. G., Johnson, R. C., Kurth, R., Kindopp, J. 2018. Fishery collapse, recovery, and the cryptic decline of wild salmon on a major California river. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 75, 1836-1848. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0273>

Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I. G., Darwall, W., Lujan, N. K., Harrison, I., Stiassny, M. L. J., Silvano, R. A. M., Fitzgerald, D. B., Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Albert, J. S., Baran, E., Petrere Jr., M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J. P., Arantes, C. C., Souza, L. M., Koning, A. A., Hoeihghaus, D. J., Sabaj, M., Lundberg, J. G., Armbruster, J., Thieme, M. L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G. T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C., Akama, A., Van Soesbergen, A., Saenz, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*. 351, 128-129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>

Woodward, G., Perkins, D. M., Brown, L. E. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philos. Trans. R. Soc.* 365, 2093-2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>

Zaniboni-Filho, E., Schulz, U.H. 2003. Migratory fishes of the Uruguay river, p. 157-194. In: Carolsfeld, J., Harvey, B., Baer, A., Ross, C. (Eds.). *Migratory fishes of the South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Canadá: IDRC / World Bank / World Fisheries Trust. P.157-194.

CAPÍTULO 3. Desenvolvimento larval de *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Prochilodus lineatus* (Actinopterygii, Characiformes)

Formatado segundo as normas da revista Neotropical Ichthyology
(<https://www.scielo.br/journal/ni/about/#instructions>)

Desenvolvimento larval de *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Prochilodus lineatus* (Actinopterygii, Characiformes)

Débora Alessandra Antonetti¹, Nelson Ferreira Fontoura^{1,2}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), Av. Ipiranga, 6681, 90619-900 Porto Alegre, RS, Brasil; debora.antonetti@gmail.com, ORCID <https://orcid.org/0000-0002-7689-3939> (corresponding author)

² Instituto de Meio Ambiente da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), nfontoura@pucrs.br, ORCID <https://orcid.org/0000-0001-9978-2812>

Resumo

Estudos sobre ictioplâncton, incluindo descrição do desenvolvimento ontogenético, além de gerar conhecimento sobre a ecologia, reprodução e distribuição, permitem maior compreensão do ciclo de vida das comunidades ícticas. Assim, este estudo teve objetivo descrever o desenvolvimento inicial de *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Prochilodus lineatus*, registradas na bacia Jacuí, por meio de reprodução artificial. Os exemplares analisados foram oriundos de piscicultura, no município de São Leopoldo, RS, Brasil. A reprodução foi induzida com uso de hipófise de carpa. A coleta de exemplares ocorreu diariamente e o acompanhamento das fases iniciais de vida de *S. brasiliensis* (n=32) durou 17 dias desde o estágio de ovo até a entrada do estágio juvenil, enquanto para *M. obtusidens* (n=37) e *P. lineatus* (n=61) o desenvolvimento larval durou 24 dias. Verificou-se eventos importantes de desenvolvimento ontogenético das larvas, como padrão de crescimento, surgimento de caracteres e coloração no corpo, características similares àquelas encontradas em outros estudos. A morfometria e descrição de caracteres iniciais trazem um indicativo das rápidas mudanças corporais e disponibilizam um conjunto de informações úteis para comparação em diferentes bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Ictioplâncton, Jacuí, Morfometria, Ontogenia, Peixes Migradores

Desenvolvimento larval de peixes migradores

Abstract

Studies on ichthyoplankton, including description of ontogenetic development, in addition to generating knowledge about ecology, reproduction and distribution, allow for a greater understanding of the life cycle of fish communities. Thus, this study aimed to describe the initial development of *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens* and *Prochilodus lineatus*, recorded in the Jacuí basin, through artificial reproduction. The specimens analyzed were from fish farming in the municipality of São Leopoldo, RS, Brazil. Reproduction was induced using carp pituitary. Specimens were collected daily and the monitoring of the initial life stages of *S. brasiliensis* (n=32) lasted 17 days from the egg stage to the entry of the juvenile stage, while for *M. obtusidens* (n=37) and *P. lineatus* (n=61) larval development lasted 24 days. Important events of ontogenetic development of the larvae were verified, such as growth pattern, appearance of characters and body color, characteristics similar to those found in other studies. The morphometry and description of initial characters provide an indication of rapid body changes and provide a set of useful information for comparison in different watersheds.

Key words: Ichthyoplankton, Jacuí, Ontogeny, Migratory Fish, Morphometry

Running Head

Larval development of migratory fish

Introdução

O Brasil dispõe de uma rica diversidade ictiofaunística, com mais de 3.300 espécies conhecidas e muitas a descrever (Reis *et al.*, 2016; Pelicice *et al.*, 2017). A maioria dos estudos já realizados, entretanto, objetiva o estudo de indivíduos adultos, sendo o conhecimento da ontogenia inicial das espécies ainda incipiente (Sousa, Severi, 2002; Taguti *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2012; Alves *et al.*, 2016; Bialecki *et al.*, 2016).

A identificação de ovos e larvas de peixes de água doce caracteriza-se como uma atividade usualmente difícil, em função da alta similaridade morfológica entre as espécies, assim como em função do tamanho reduzido e fragilidade dos indivíduos (Levin, 2006, Silva *et al.*, 2010). A dificuldade ocorre, também, pela diferença de comportamento das espécies durante o desenvolvimento ontogenético, ou seja, muitas alteram o comportamento alimentar e uso de hábitat, refletindo em características morfológicas distintas entre as fases de vida (Nakatani *et al.*, 2001; Pessanha, Araújo, 2014).

Os estudos sobre o ictioplâncton, incluindo a descrição do desenvolvimento ontogenético como forma de subsidiar estudos de ecologia e distribuição, são cada vez mais necessários para uma compreensão abrangente dos ciclos de vida das comunidades ícticas (Nakatani *et al.*, 2001; Paes, 2008). Neste sentido, identificações errôneas podem prejudicar o estabelecimento de políticas de conservação de estoques pesqueiros, com implicações ambientais e econômicas (Nakatani *et al.*, 2001; Zacardi, Bittencourt, 2017).

Na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, pertencente a Região Hidrográfica da Laguna dos Patos, são registradas três espécies de peixes migradores de longa distância: o dourado, *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), a piava, *Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes, 1837), e o grumatã, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837).

Salminus brasiliensis, pertencente à família Bryconidae, é conhecido por sua ampla capacidade migratória (Godoy, 1975). Em estudo realizado no rio Mogi Guaçu, no estado de Minas Gerais, o dourado foi caracterizado por realizar migrações reprodutivas uma vez por ano, podendo ascender 127 km, reproduzindo-se no trecho mais alto das bacias hidrográficas entre dezembro e janeiro, época de cheias e altas temperaturas, descendo para jusante após a desova (Godoy, 1975). A espécie apresenta desova total, sem cuidado com a prole (Nakatani *et al.*, 2001). Na bacia do rio Jacuí a espécie é considerada “em perigo” segundo os decretos N° 41.672/2002 e N° 51.797/2014, estando pressionada pela pesca, barramentos e alterações ambientais em sentido amplo (Reis *et al.*, 2003; MMA, 2014).

Megaleporinus obtusidens, pertencente à família Anostomidae, desenvolve grandes migrações em seu ciclo de vida, preferindo ambientes profundos e correntosos e alimentam-se de vegetais e insetos (Bertoletti, 1985; Andrian *et al.*, 1994). Assim como *S. brasiliensis* e *P. lineatus*, possui valor comercial para a pesca (Campos, Foth, 2010). O período reprodutivo estende-se de

dezembro a janeiro, com desova total e sem cuidado com a prole (Vazzoler, 1996; Nakatani *et al.*, 2001).

Prochilodus lineatus, da família Prochilodontidae, está presente em praticamente todos os rios do Rio Grande do Sul (Bertoletti, 1985), possuindo grande interesse pesqueiro (Almeida *et al.*, 1993). A reprodução ocorre uma vez ao ano, com período reprodutivo de novembro a fevereiro, com desova total e sem cuidado parental (Agostinho *et al.*, 2003; Orsi, 2010). A desova ocorre nas partes altas das bacias hidrográficas e, após esse período, retornam para as planícies de inundação (Godoy, 1975). Observações mostram que essa espécie pode realizar duas migrações ascendentes antes de atingir o limite à montante, sugerindo a necessidade de alguma regulação de ordem metabólica (Godoy, 1975).

Em relação às características ontogênicas, as três espécies possuem ovos pelágicos e pigmentação escassa logo após a eclosão. Para *S. brasiliensis*, os ovos possuem diâmetro médio de 3,54 mm nos recém-fecundados e a eclosão das larvas ocorre 18 horas após a fecundação (Nakatani *et al.*, 2001). Os ovos de *P. lineatus* apresentam diâmetro médio de 2,6 mm, sendo que as larvas eclodem 14 horas após a fecundação (Nakatani *et al.*, 2001). Para *M. obtusidens*, o diâmetro médio dos ovos recém fecundados é de 3,92 mm e a eclosão ocorre 16 horas após a fecundação. A ordem de surgimento das nadadeiras para essas espécies é: caudal, dorsal, anal, pélvicas e peitorais (Nakatani *et al.*, 2001).

Estudos sobre as fases larvais dessas três espécies compreendem as descrições publicadas por Nascimento, Araújo-Lima (2000), Nakatani *et al.* (2001), Sampaio (2006), e Orsi *et al.* (2016). Especificamente para *S. brasiliensis*, existem ainda as descrições de Santos, Godinho (2002) e Mai (2009), e para *P. lineatus* as descrições de Cuadrado *et al.* (2016) e Queiroz (2019). Entretanto, a disponibilização de novas descrições torna-se importante para fornecer informações adicionais e aumentar o conhecimento disponível na medida que muitas identificações são feitas a partir de obras de referência (Orsi *et al.*, 2016) e um dos principais problemas enfrentados é a dificuldade de reconhecimento das espécies no período larval (Reynalte-Tataje *et al.*, 2020). Dessa forma, este trabalho visa contribuir para a ampliação do conhecimento do desenvolvimento inicial de *S. brasiliensis*, *M. obtusidens* e *P. lineatus*, tratando-se do primeiro estudo de desenvolvimento larval para essas espécies na bacia do Rio Jacuí.

Material e métodos

Para fins de acompanhamento de séries ontogenéticas do período larval, optou-se por analisar o desenvolvimento de *S. brasiliensis*, *M. obtusidens* e *P. lineatus* a partir de desovas induzidas realizadas na Piscicultura Daudt (29°44'11,77" S 51°5'9,78" O), localizada no município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil, a qual utiliza matrizes provenientes da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, pertencentes à bacia do Rio Jacuí, mantidas nas instalações a pelo menos cinco anos.

A reprodução ocorreu após indução hormonal com hipófise de carpa. Os indivíduos reprodutores permaneciam em tanques com simulação de correnteza para corte e desova. Após a eclosão, a alimentação consistia inicialmente em gema de ovo (até 5 dias para *M. obtusidens* e até 2 dias para *P. lineatus*), seguida de ração com 56% de proteína bruta. Para *S. brasiliensis*, eram ofertadas larvas de *P. lineatus*, por até 7 dias, seguida de ração com 56% de proteína.

Os indivíduos coletados diariamente eram eutanasiados com 10 mL/L de solução de Eugenol (10 g de óleo de cravo comercial em um litro de etanol) (Lucena *et al.*, 2013) e fixados em solução de formalina a 4% tamponada com solução saturada de bórax.

As medidas morfométricas e merísticas de ovos e larvas foram tomadas com uso de uma câmera Leica DMC2900, acoplada em microscópio estereoscópio Leica M205A. As medidas obtidas para as larvas foram comprimento total, o comprimento padrão, o comprimento do focinho, o diâmetro do olho, o comprimento da cabeça, a altura da cabeça, a altura do corpo, a distância do focinho à nadadeira peitoral, a distância do focinho à nadadeira pélvica, a distância do focinho à nadadeira dorsal, e a distância do focinho à nadadeira anal. As variáveis merísticas tomadas foram: número de miômeros pré-anais, número de miômeros pós-anais, número total de miômeros, número de raios da nadadeira peitoral, número de raios da nadadeira pélvica, número de raios da nadadeira dorsal, e número de raios da nadadeira anal (Nakatani *et al.*, 2001). Os diferentes períodos de estágios de desenvolvimento (larval vitelino, pré-flexão, flexão, pós-flexão) foram avaliadas e descritas conforme Kendall *et al.* (1984), Nakatani *et al.* (2001) e Orsi *et al.* (2016).

Resultados

O acompanhamento das fases iniciais de vida de *S. brasiliensis* (n = 32) durou 17 dias desde a fase de ovo até a entrada da fase juvenil, enquanto *M. obtusidens* (n = 37) e *P. lineatus* (n = 61) o desenvolvimento larval durou 24 dias.

Salminus brasiliensis. Foram analisadas 32 larvas de *S. brasiliensis* com comprimento padrão variando entre 3,82 mm e 15,41 mm. As larvas apresetam intestino longo, com a abertura anal ultrapassando a linha mediana do corpo. No estágio larval vitelino (1° a 2° dia) (Figs. 1a-b), o comprimento padrão médio é de 5,8 mm, boca subterminal, sendo possível verificar o órgão adesivo na região superior da cabeça. A partir do segundo dia, a boca é terminal, com surgimento de pequenos dentes. Nesse dia, em cativeiro, iniciou a alimentação exógena. No estágio de pré-flexão (3° a 4° dia) (Fig. 1c), as larvas apresentam em média 7,17 mm de comprimento padrão, com olho de tamanho médio a grande. A membrana hialina (nadadeira embrionária) ainda está presente, ocorrendo a presença de 29 a 31 miômeros pré-anal e 15 a 17 pós-anal. No estágio de flexão da notocorda (5° a 7° dia) (Fig. 1d), as larvas possuem em média 8,9 mm de comprimento padrão, aparecendo os primeiros raios das nadadeiras dorsal, anal e caudal, com a presença de 30 a 32 miômeros pré-anal e de 15 a 17 pós-anal. A cabeça é relativamente pequena em relação ao restante do corpo. Na pós-flexão (8° a 11° dia) (Fig. 1e), as larvas apresentam em média 12,6 mm de comprimento padrão, o olho é grande em relação ao corpo e, nessa fase a visualização de miômeros é dificultada. Em larval vitelino, a pigmentação do olho é sutil, com poucos cromatóforos dendríticos na região lateral da cabeça. O padrão de cromatóforos segue a linha superior ao vitelo. A partir do segundo dia de vida, a pigmentação do olho é mais evidente e começa o surgimento de cromatóforos nas linhas medianas horizontais do corpo. No estágio de pré-flexão, o olho é bem pigmentado, e o padrão de pigmentação no corpo é bem evidente, com linhas de cromatóforos na região superior e inferior da cabeça, na linha ventral inferior do corpo e acima da região onde será formada a nadadeira anal. O padrão de pigmentação do olho está completo, havendo cromatóforos em todo o corpo, com o surgimento de linhas de verticais nas nadadeiras dorsal e anal, quando chega a fase de flexão. Na pós-flexão o padrão de pigmentação é uniforme, com mais cromatóforos na região da cabeça e ocorrendo o surgimento de mácula no pedúnculo caudal. A nadadeira dorsal e os botões das nadadeiras peitorais surgem no fim da fase larval vitelino, início de pré-flexão. Na fase de flexão da notocorda aparecem os primeiros raios das nadadeiras dorsal, anal e caudal. Em pós-flexão, A nadadeira dorsal (10 a 12 raios) e anal (22 a 27 raios) estão mais desenvolvidas, as nadadeiras peitorais e pélvicas apresentando desenvolvimento de raios, com membrana hialina apenas visível na região ventral do corpo. Os dados morfométricos e merísticos de *S. brasiliensis* pode ser observado na Tab. 1.

Tab. 1. Valores médios (Média), mínimos (Min), máximos (Máx) e desvio padrão (d.p.) encontrados para as variáveis morfométricas (mm) e merísticas obtidas em larvas de *Salminus brasiliensis* na bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul. na – nadadeira ausente, dv – difícil visualização.

Estágio	Larval vitelínico			Pré-flexão			Flexão			Pós-flexão		
	Número de indivíduos			Número de indivíduos			Número de indivíduos			Número de indivíduos		
	5			6			9			12		
Dados morfométricos	Média	Min-Máx	d.p.	Média	Min-Máx	d.p.	Média	Min-Máx	d.p.	Média	Min-Máx	d.p.
Comprimento total	6,12	4,06 - 7,39	1,34	7,48	6,37 - 8,95	0,98	9,7	7,3 - 12,96	1,78	14,71	12,54 - 18,45	1,56
Comprimento padrão	5,8	3,82 - 6,97	1,28	7,17	6,15 - 8,53	0,89	8,97	7,02 - 11,52	1,42	12,61	11,03 - 15,41	1,15
Comprimento do focinho	0,34	0,16 - 0,45	0,13	0,45	0,38 - 0,54	0,06	0,66	0,49 - 0,95	0,14	1,12	0,96 - 1,41	0,12
Diâmetro do olho	0,33	0,19 - 0,40	0,08	0,42	0,37 - 0,50	0,05	0,58	0,36 - 0,81	0,14	1,0	0,61 - 1,27	0,16
Comprimento da cabeça	1,4	0,74 - 1,90	0,53	1,77	1,59 - 2,08	0,19	2,5	1,80 - 3,49	0,50	4,03	3,31 - 5,12	0,48
Altura da cabeça	1,14	0,82 - 1,34	0,20	1,26	1,07 - 1,54	0,18	1,61	1,19 - 2,23	0,33	2,44	2,0 - 3,04	0,28
Altura do corpo	1,14	0,70 - 1,39	0,26	1,34	1,17 - 1,87	0,26	1,91	1,26 - 2,67	0,42	2,75	2,22 - 3,75	0,46
Focinho-nadadeira peitoral	na			na				na		4,04	3,35 - 4,91	0,54
Focinho-nadadeira pélvica	na			na				na		7,31	6,65 - 7,98	0,94
Focinho-nadadeira dorsal	na			na				na		6,69	5,88 - 8,17	0,62
Focinho-nadadeira anal	na			na				na		8,57	7,54 - 10,55	0,79
Dados merísticos	Min-Máx			Min-Máx			Min-Máx			Min-Máx		
Miômeros pré-anal	27 - 28			29 - 31			30 - 32			dv		
Miômeros pós-anal	16 - 17			15 - 17			15 - 17			dv		
Miômeros totais	44 - 45			45 - 48			47 - 48			dv		
Raios nadadeiras peitorais	na			na			na			dv		
Raios nadadeiras pélvicas	na			na			na			dv		
Raios nadadeira dorsal	na			na			na			10 - 12		
Raios nadadeira anal	na			na			na			22 - 27		

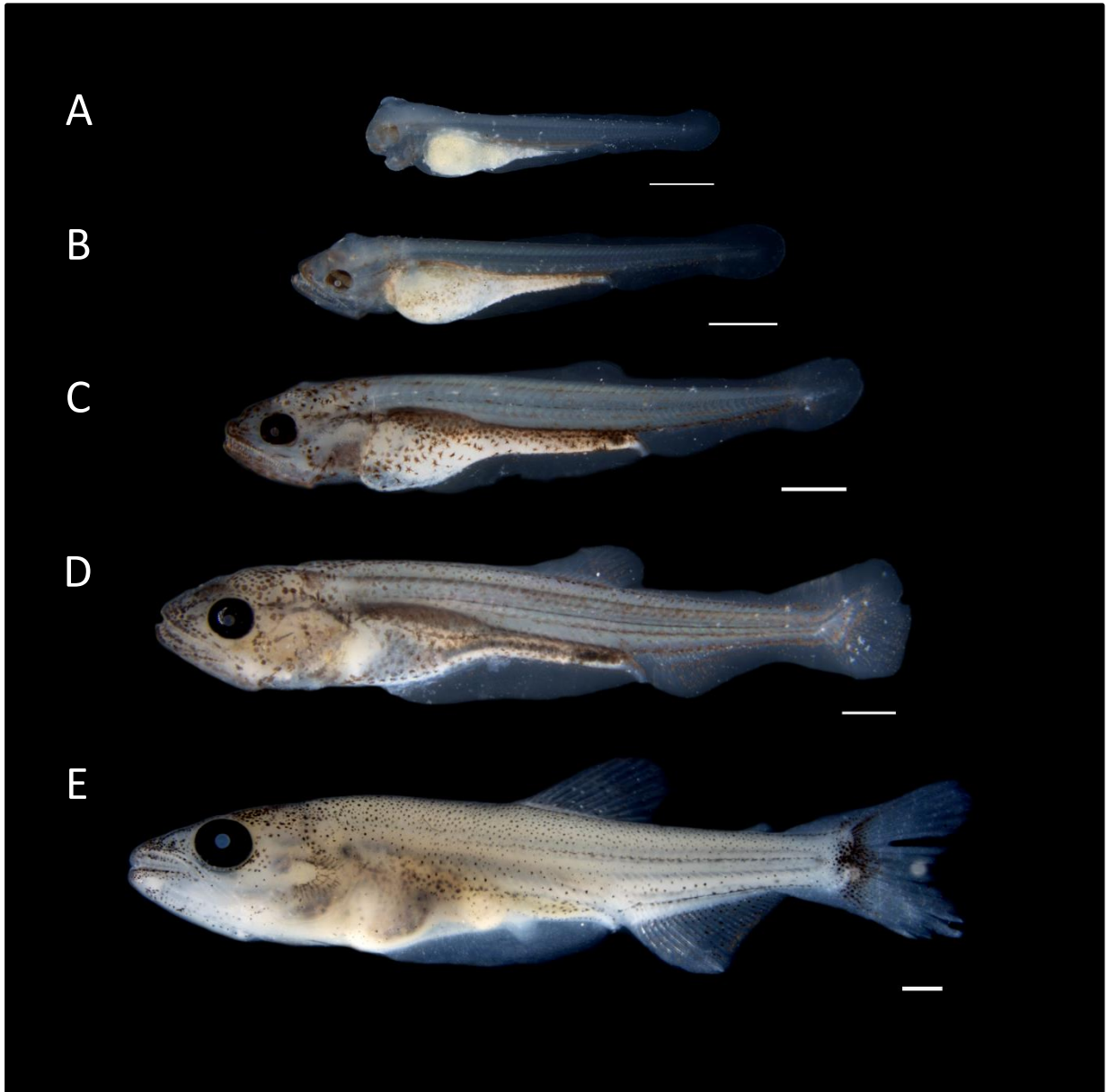


Fig. 1. Desenvolvimento larval de *Salminus brasiliensis* da bacia do rio Jacuí, Rio Grande do Sul. A barra de escala representa 1 mm em cada uma das fotos. Fases de desenvolvimento: **a.** e **b.** larva vitelínica; **c.** pré-flexão; **d.** flexão; **e.** pós-flexão.

Megaleporinus obtusidens. Foram analisadas 37 larvas de *M. obtusidens* com comprimento padrão variando entre 2,04 mm e 19,4 mm. As larvas apresentam intestino longo, com abertura anal ultrapassando a linha mediana do corpo. Na fase larval vitelino (1° a 3° dia), as larvas apresentam, em média, 2,12 mm de comprimento padrão, o vitelo possui formato ovalado e, nesse período, ocorre a abertura do ânus (Figs 2a-b). Em pré-flexão (4° a 8° dia), as larvas apresentam 4,89 mm de comprimento padrão médio, boca terminal e presença de 24 – 26 miômeros pré-anal e 12 – 14 pós-anal (Fig. 2c). Na fase de flexão da notocorda (9° ao 15° dia), as larvas apresentam tamanho padrão médio de 9,01 mm. Possuem de 25 – 26 miômeros pré-anal e 11 – 12 pós-anal. A membrana hialina ainda está presente na região inferior do corpo (Fig. 2d). Em pós-flexão, as larvas apresentam tamanho padrão médio de 15,34 mm (Fig. 2e). Na fase larval vitelino, o corpo é claro, sem pigmentação e nessa fase inicia-se a pigmentação do olho (Figs 2a-b). Na fase seguinte (pré-flexão), o olho está completamente pigmentado, inicia-se o padrão de coloração pelo corpo, com o surgimento de uma linha horizontal longitudinal, iniciando na boca, passando pelo olho, até a margem do opérculo (Fig. 2c). Há surgimento de faixas verticais no corpo na fase de flexão, a região entre o fim do corpo e início da nadadeira caudal é bem pigmentada, com surgimento de mácula no pedúnculo caudal. A região superior da cabeça apresenta cromatóforos esparsos. As faixas dorso-ventrais pelo corpo aparecem na fase de pós-flexão, com a linha superior da nadadeira anal é completamente escura, com manchas com tom marrom com pigmentos punctiforme (Fig. 2e). O botão de surgimento da nadadeira peitoral é visível na fase de pré-flexão Já, os raios da nadadeira dorsal (12 – 13) e anal (11 – 12) aparecem em pós-flexão. Os dados morfométricos e merísticos de *M. obtusidens* pode ser observado na Tab. 2.

Tab. 2. Valores médios (Média), mínimos (Min), máximos (Máx) e desvio padrão (d.p.) encontrados para as variáveis morfométricas (mm) e merísticas obtidas em larvas de *Megaleporinus obtusidens* na bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul. na – nadadeira ausente, dv – difícil visualização.

Estágio	Larval vitelínico			Pré-flexão			Flexão			Pós-flexão		
	Número de indivíduos			Número de indivíduos			Número de indivíduos			Número de indivíduos		
	6			17			9			5		
Dados morfométricos	Média	Min-Máx	d.p.	Média	Min-Máx	d.p.	Média	Min-Máx	d.p.	Média	Min-Máx	d.p.
Comprimento total	2,17	2,10 - 2,23	0,05	5,17	3,36 - 6,01	1,03	10,06	7,40 - 11,94	1,52	18,16	10,56 - 23,91	4,49
Comprimento padrão	2,12	2,04 - 2,20	0,05	4,89	3,19 - 5,70	0,96	9,01	7,02 - 10,62	1,16	15,34	9,43 - 19,48	3,52
Comprimento do focinho	0,07	0,06 - 0,08	0,01	0,19	0,14 - 0,27	0,03	0,63	0,40 - 0,82	0,14	1,41	0,70 - 2,05	0,40
Diâmetro do olho	0,11	0,09 - 0,14	0,01	0,26	0,17 - 0,32	0,04	0,59	0,41 - 0,72	0,10	1,19	0,63 - 1,59	0,34
Comprimento da cabeça	0,26	0,20 - 0,29	0,03	0,92	0,45 - 1,20	0,25	2,32	1,67 - 2,99	0,42	4,74	2,55 - 6,39	1,26
Altura da cabeça	0,26	0,19 - 0,30	0,04	0,63	0,39 - 0,82	0,12	1,34	1,06 - 1,59	0,19	2,71	1,41 - 3,60	0,76
Altura do corpo	0,54	0,44 - 0,65	0,07	0,66	0,51 - 0,77	0,07	1,85	1,23 - 2,35	0,40	4,07	1,89 - 5,81	1,32
Focinho-nadadeira peitoral	na			1,1	0,97 - 1,35	0,10	2,32	1,70 - 2,76	0,34	4,47	2,45 - 6,16	1,20
Focinho-nadadeira pélvica	na			na				na			dv	
Focinho-nadadeira dorsal	na			na			4,72	4,20 - 5,28	0,54	7,25	4,34 - 9,17	1,71
Focinho-nadadeira anal	na			na			7,89	7,19 - 8,38	0,62	11,77	7,39 - 15,29	2,65
Dados merísticos	Min-Máx			Min-Máx			Min-Máx			Min-Máx		
Miômeros pré-anal	dv			24 - 26			25 - 26			dv		
Miômeros pós-anal	dv			12 - 14			11 - 12			dv		
Miômeros totais	dv			36 - 39			36 - 38			dv		
Raios nadadeiras peitorais	na			na			na			na		
Raios nadadeiras pélvicas	na			na			na			na		
Raios nadadeira dorsal	na			na			na			12 - 13		
Raios nadadeira anal	na			na			na			11 - 12		

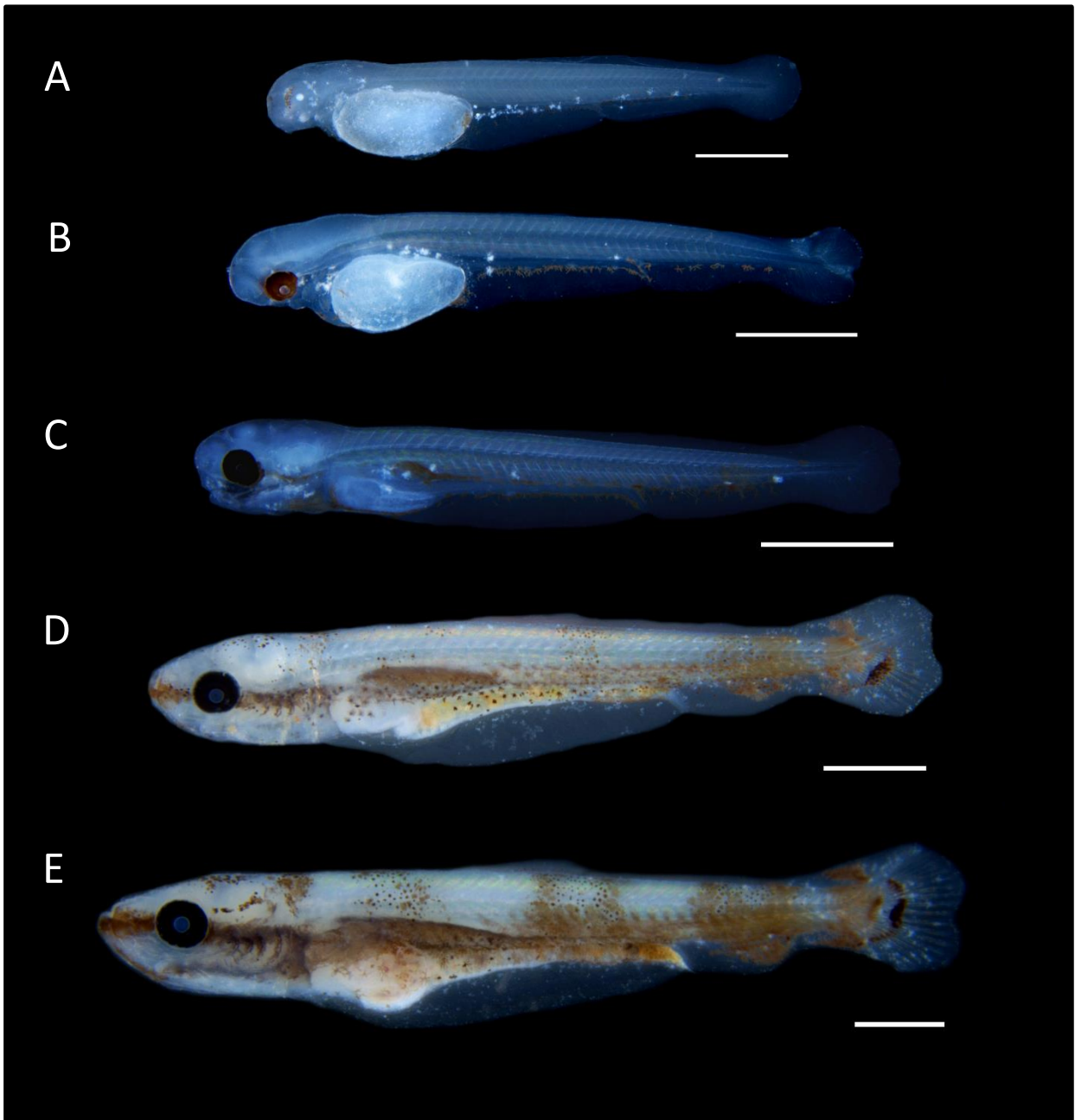


Fig. 2. Desenvolvimento inicial de *Megaleporinus obtusidens* da bacia do rio Jacuí, Rio Grande do Sul. A barra de escala representa 1 mm em cada uma das fotos. Fases de desenvolvimento: **a.** e **b.** larva vitelínica; **c.** pré-flexão; **d.** flexão; **e.** pós-flexão.

Prochilodus lineatus. Foram analisadas 61 larvas de *P. lineatus* com comprimento padrão variando entre 3,32 mm e 19,84 mm. As larvas apresentam olho mediano em relação a cabeça. O intestino é longo, com a abertura anal ultrapassando a linha mediana do corpo. Durante o estágio de larval vitelino (1° a 3° dia), o tamanho médio é 3,85 mm de comprimento padrão e possuem 24-29 miômeros pré-anal e 12-14 miômeros pós-anal (Figs. 3a–b). No estágio de pré-flexão (4° a 7° dia), as larvas apresentam comprimento padrão médio de 4,05 mm, com boca subterminal (Fig. 3c). Em flexão (8° a 10° dia), as larvas apresentam em média 8,39 mm de comprimento padrão. Possuem 28 – 30 miômeros pré-anal e 10 – 12 miômeros pós-anal, sendo que a membrana embrionária permanece na parte inferior do corpo (Fig. 3d). No estágio de pós-flexão (11° a 19° dia), o comprimento padrão médio é de 13,88 mm (Fig. 3e). Na fase larval vitelino, o corpo, em geral, é sem pigmentação, e inicia-se o processo de pigmentação do olho (Fig. 3b). Na fase de pré-flexão (Fig. 3c), o olho está completamente pigmentando, há cromatóforos puntiformes esparso na região superior da cabeça e ao longo do corpo. Em flexão, a pigmentação do corpo torna-se evidente, com cromatóforos dendríticos espalhados por todo o corpo. Surgem os raios da nadadeira dorsal e anal e estas tornam-se levemente pigmentadas (Fig. 3d). Na fase de pós-flexão, o corpo apresenta forte pigmentação, com o surgimento das faixas dorso-ventrais. Na nadadeira dorsal há a presença de cromatóforos mais agrupados, dando início a uma mácula que ficará evidente até atingir o período juvenil (Fig. 3e). O botão de surgimento das nadadeiras peitorais é visível na fase de pré-flexão (Fig. 3c). No estágio de pós-flexão, é evidente o surgimento dos raios das nadadeiras dorsal (10-11) e anal (9-11) (Fig. 3e). Os dados morfométricos e merísticos de *P. lineatus* pode ser observado na Tab. 3.

Tab. 3. Valores médios (Média), mínimos (Min), máximos (Máx) e desvio padrão (d.p.) encontrados para as variáveis morfométricas (mm) e merísticas obtidas em larvas de *Prochilodus lineatus* na bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul. na – nadadeira ausente, dv – difícil visualização.

Estágio	Larval vitelínico			Pré-flexão			Flexão			Pós-flexão		
Número de indivíduos	12			21			10			18		
Dados morfométricos	Média	Min-Máx	d.p	Média	Min-Máx	d.p	Média	Min-Máx	d.p	Média	Min-Máx	d.p
Comprimento total	4,05	3,47 - 4,42	0,35	4,27	4,13 - 4,44	0,08	9,25	6,87 - 10,62	1,18	16,76	11,40 - 24,85	4,75
Comprimento padrão	3,85	3,32 - 4,21	0,33	4,05	3,88 - 4,22	0,09	8,39	6,55 - 9,49	1,04	13,88	10,19 - 19,84	3,44
Comprimento do focinho	0,15	0,04 - 0,19	0,04	0,15	0,10 - 0,29	0,04	0,47	0,28 - 0,68	0,13	1,25	0,65 - 2,09	0,50
Diâmetro do olho	0,22	0,17 - 0,24	0,02	0,23	0,20 - 0,26	0,01	0,54	0,4 - 0,65	0,09	1,15	0,75 - 1,73	0,35
Comprimento da cabeça	0,59	0,35 - 0,82	0,17	0,84	0,78 - 0,90	0,03	1,83	0,28 - 2,48	0,64	4,34	2,68 - 6,65	1,44
Altura da cabeça	0,53	0,46 - 0,59	0,04	0,56	0,49 - 0,59	0,02	1,33	0,97 - 1,63	0,23	2,9	1,81 - 4,33	0,98
Altura do corpo	0,64	0,56 - 0,56	0,02	0,65	0,55 - 0,76	0,04	1,56	1,05 - 1,92	0,29	4,26	2,31 - 7,37	1,81
Focinho-nadadeira peitoral	0,83	0,78 - 0,85	0,02	0,87	0,78 - 0,93	0,05	2,08	1,45 - 2,52	0,38	4,04	2,71 - 5,65	1,10
Focinho-nadadeira pélvica	na			na			na			11,26	11,13 - 11,35	0,11
Focinho-nadadeira dorsal	na			na			na			6,73	4,79 - 10,08	1,84
Focinho-nadadeira anal	na			na			na			11,46	8,11 - 15,60	2,71
Dados merísticos	Min-Máx			Min-Máx			Min-Máx			Min-Máx		
Miômeros pré-anal	24 - 29			28 - 30			28 - 30			dv		
Miômeros pós-anal	12 - 14			11 - 14			10 - 12			dv		
Miômeros totais	37 - 42			40 - 43			39 - 41			dv		
Raios nadadeiras peitorais	na			na			na			dv		
Raios nadadeiras pélvicas	na			na			na			dv		
Raios nadadeira dorsal	na			na			na			10 - 11		
Raios nadadeira anal	na			na			na			9 - 11		

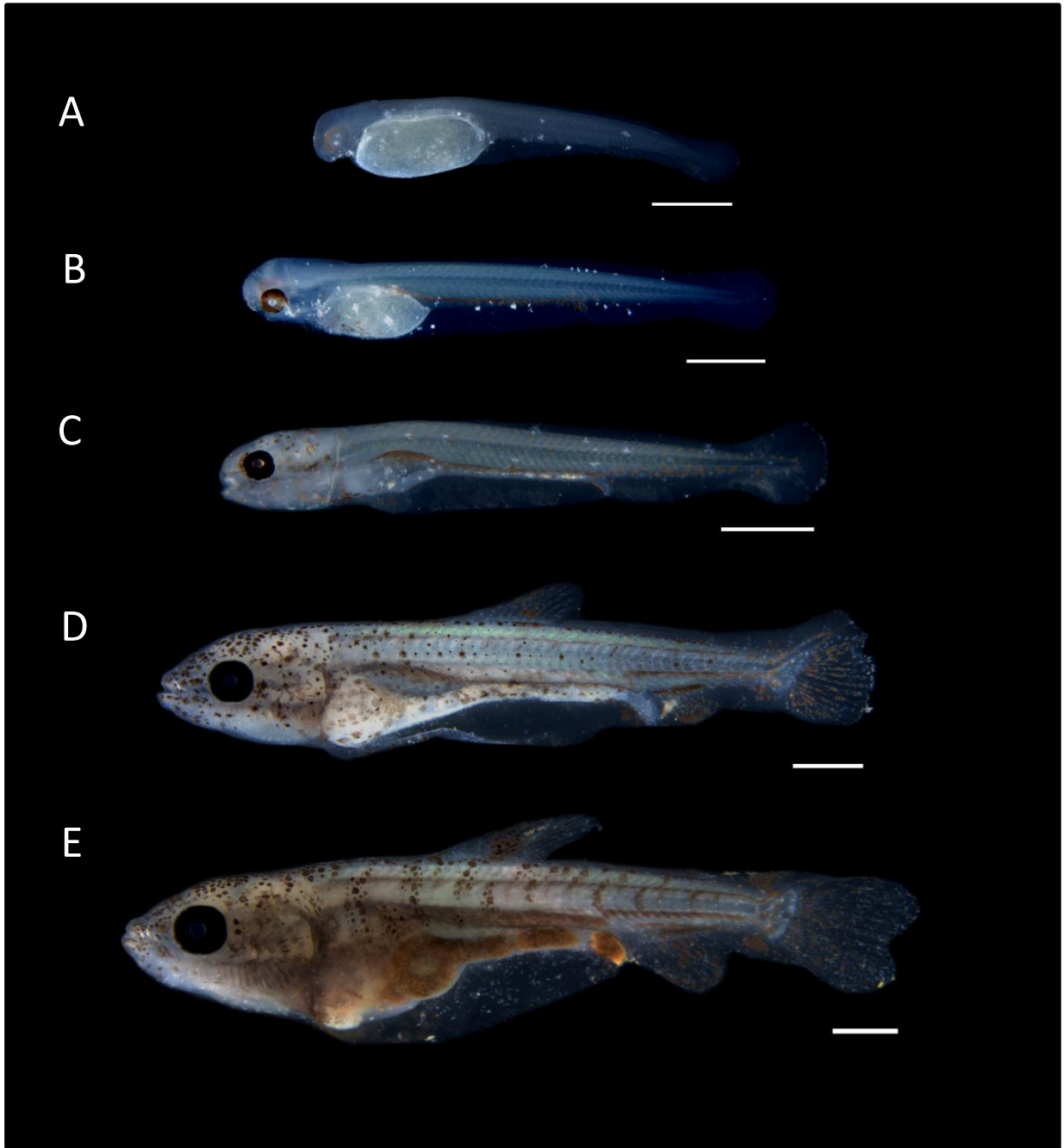


Fig. 3. Desenvolvimento inicial de *Prochilodus lineatus* da bacia do rio Jacuí, Rio Grande do Sul. A barra de escala representa 1 mm em cada uma das fotos. Fases de desenvolvimento: **a.** e **b.** larva vitelínica; **c.** pré-flexão; **d.** flexão; **e.** pós-flexão.

Discussão

O estudo de ovos e larvas de peixes de água doce no Brasil é relativamente recente (Bialetzki *et al.*, 2016). As primeiras descrições de desenvolvimento larval para peixes de águas interiores ocorreram na década de 80, com o estudo de Araújo-Lima (1985), pois até então existiam apenas descrições com peixes marinhos (Ciechowski, 1970; Matsuura, 1979). Os estudos passaram a ser mais efetivos após a publicação de Nakatani *et al.* (2001), a qual contempla a descrição de 62 espécies de várias bacias hidrográficas do Brasil. Apesar desse aumento de publicações e descrições das fases de vida do ictioplâncton, os dados ainda possuem fragilidades, considerando a dificuldade de captura no ambiente natural e posterior comparação e identificação dos exemplares (Levin, 2006, Silva *et al.*, 2010). Uma das estratégias para melhorar o estudo de ictioplâncton é o acompanhamento do desenvolvimento ontogenético de larvas em cativeiro, com reprodução induzida, sendo um método seguro e de custos baixos (Antoniutti *et al.*, 1995), que embora traga desafios metodológicos adicionais, permite o acompanhamento do desenvolvimento ontogenético em todas as suas fases.

De forma geral, os peixes teleósteos apresentam diferentes estratégias reprodutivas e de crescimento (Vazzoler, 1996; Orsi *et al.*, 2016). Especificamente, as espécies migradoras são reconhecidas pelo rápido desenvolvimento corporal, já que não possuem o cuidado parental (Oliveira *et al.*, 2012). Durante o acompanhamento em cativeiro, *S. brasiliensis* atingiu a fase juvenil com aproximadamente 36,2 mm de comprimento padrão, enquanto o verificado por Nakatani *et al.* (2001) é que o período juvenil para essa espécie é atingido com aproximadamente 25 mm de comprimento padrão. Como já exposto em estudos anteriores (Ribeiro, 2005; Ferreira *et al.*, 2007), essa espécie possui um comportamento agressivo de forrageamento, inclusive com canibalismo. Assim, em cativeiro, essa espécie recebe alimentação baseada em ampla disponibilidade de larvas de outras espécies e ração com alto teor de proteína, o que talvez justifique o maior crescimento quando comparado a populações em ambientes naturais.

Os dados morfométricos e merísticos, entretando, são as características mais importantes para a identificação e separação de diferentes espécies de larvas de peixes (Ahlstrom, Moser, 1976; Nakatani *et al.*, 2001). Além disto, o padrão de pigmentação também pode ser uma peça-chave para a identificação. Nos primeiros estágios de vida, espécies pelágicas usualmente não possuem pigmentação no corpo, como foi observado para as três espécies analisadas. Nos primeiros dias de vida, as larvas possuem menor mobilidade e estão vulneráveis no ambiente natural, e a não

pigmentação na fase de larva vitelínica já foi descrito como um mecanismo de defesa contra predação (Galuch *et al.*, 2003; Almeida, 2016). Os padrões de coloração, considerando o tamanho, tipo e distribuição de cromatóforos, são úteis para diferenciar espécies aparentadas (Kendall *et al.*, 1984). As larvas de *S. brasiliensis*, por exemplo, não apresentam mancha umeral, sendo esta característica importante na hora de distinguir de outras larvas do mesmo gênero, ou de *Brycon* spp., que possuem morfologia similar (Oliveira *et al.*, 2012).

Outros caracteres também podem ser usados para diferenciação de espécies. Em *S. brasiliensis*, a presença do órgão adesivo, estrutura encontrada em ovos e larvas que possibilita a adesão em alguns substratos (Nakatani *et al.*, 2001), torna-se essencial para larvas que possuem comportamento de deriva após a eclosão (Santos, Godinho, 2002). A abertura do intestino e a pigmentação dos olhos são eventos que ocorrem simultaneamente, no momento que as larvas iniciam a alimentação exógena (Lasker *et al.*, 1970). Para as três espécies, esse evento ocorreu, na transição do período larval vitelino (com absorção do vitelo) para o período de pré-flexão. Considerando o comportamento de alimentação do dourado, de forrageamento agressivo, juntamente com a abertura da boca, verifica-se a formação dos dentes (Oliveira *et al.*, 2012). Por sua vez, o padrão de surgimento das nadadeiras, observadas no presente estudo (caudal, dorsal, anal, pélvicas e peitorais) são similares a outros Characiformes (Nakatani *et al.*, 2001). Destaca-se também que o botão que dá origem a nadadeira peitoral já é visível desde o período de pré-flexão.

Neste estudo foi possível verificar os eventos importantes de desenvolvimento ontogenético das larvas, como o surgimento de caracteres e coloração do corpo. Ainda, a morfometria nas fases iniciais traz um indicativo da rápida mudança durante esse desenvolvimento, permitindo compará-las nas diferentes bacias hidrográficas, onde podem apresentar diferenças de desenvolvimento ontogenético seja pelas características ambientais distintas, seja por se tratar de espécies diferenciadas, mas ainda não descritas como tal (Taguti *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2012).

Referências

- Agostinho AA, Gomes LC, Suzuki HI, Júlio Jr HF. In: Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A. Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status. Victoria: IDRC-World Bank Fisheries Trust, 2003. p.19-98.
- Ahlstrom EH, Moser G. Eggs and larvae of fishes and their role in systematic investigations and in fisheries. Rev. Trav. Inst. Peches Marit. 1976; 40(3):379-398.
- Almeida MC. Desenvolvimento ontogenético larval e variabilidade populacional de *Pimelodus britskii* em um reservatório neotropical. [PhD Thesis]. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista; 2016. Available from: <http://hdl.handle.net/11449/143104>
- Almeida VLL, Resende EK, Lima MS, Ferreira CJA. Dieta e atividade alimentar de *Prochilodus lineatus* (Characiformes, Prochilodontidae) no Pantanal do Miranda-Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brasil. Unimar. 1993; 15:125-141.
- Alves DEO, Silva MFM, Molina WF, Gavilan AS, Costa L, Nascimento RSS. Desenvolvimento ontogenético inicial de *Prochilodus brevis* (Steindachner, 1875) (Characiformes). Biota Amaz. 2016; 6(1):70-75. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n1p70-75>
- Andrian IF, Dória CRC, Torrente G, Ferretti CML. Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22°10'-22°50'S-53°10'-53°40'W), Brasil. Rev Unimar (Maringá). 1994; 16(3): 97-106.
- Antoniutti DM, Naranaha MY, Romagosa E. Reprodução induzida e custo operacional de produção de alevinos de curimatá, *Prochilodus scrofa* (Steindachner, 1881). Bol Inst Pesca. 1995; 22(1):41-47.
- Araújo-Lima CARM. Aspectos biológicos de peixes amazônicos. V. Desenvolvimento larval do jaraqui-escama grossa, *Semaprochilodus insignis* (Characiformes, Pisces) da Amazônia Central. Rev Bras Biol. 1985; 45(4):423-431.

Bertoletti JJ. Aspectos sistemáticos e biológicos da ictiofauna do rio Uruguai. Veritas. 1985; 30(117):93-129.

Bialetzki A, Orsi ML, Garcia DAZ. In: Orsi ML, Swarça AC, Claro-García A, Vianna NC, Garcia DAZ, Bialetzki A. Ovos, Larvas e Juvenis dos peixes da bacia do Rio Paranapanema: uma avaliação para a conservação. 1st ed. São Paulo: Triunfal Gráfica e Editora; 2016. p.17-24.

Campos JL, Foth MTR. Genero *Leporinus* (boga). In: Flores-Nava A, Brown A (editors) Peces nativos de agua dulce de América del Sur de interés para la acuicultura: una síntesis del estado de desarrollo tecnológico de su cultivo. Serie Acuicultura en Latinoamérica, Santiago; 2010. p.71-80.

Ciechowski JD. Distribución y abundancia de huevos de anchoíta en el plâncton frente a la Argentina, Uruguay y sud de Brasil; resultados de diez campañas oceanográficas, agosto de 1968-agosto 1969. Publicación Serie Informes Técnicos. Proyecto de Desarrollo Pesquero FAO/Argentina; 1970.

Cuadrado ÉEH, Murgas LDS, Cardozo MJB. Photoperiod and initial ontogeny of migratory fish in Brazil with special emphasis on abalo (*Prochilodus lineatus*). Rev de Investig Vet del Peru. 2016; 27(1):1-16 <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/31952>

Ferreira RA, Thiesen R, Costa TR, Bulgarelli ALA, Ishikawa MM, Hisano H. Desempenho produtivo de dourado (*Salminus brasiliensis*) submetidos a diferentes frequências de alimentação. Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde. 2007; 11(2):33-38.

Galuch AV, Suiberto MR, Nakatani K, Bialetzki A, Baumgartner G. Desenvolvimento inicial e distribuição temporal de larvas e juvenis de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Osteichthyes, Characidae) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil. Acta Sci Biol Sci. 2003; 25(2):335-343. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i2.2021>

Godoy MP. Peixes do Brasil – Subordem CHARACOIDEI – Bacia do Rio Mogi Guaçu. São Paulo: Franciscana; 1975.

Kendall AW, Ahlstrom EH, Moser HG. Ontogeny and systematics of fishes. Lawrence: American Society Ichthyologists and Herpetologists; 1984.

Lasker R, Feder HM, Theilacher GH, May RC. Feeding, growth and survival of *Engraulis mordax* larvae reared in the laboratory. Mar. Biol. 1970; 5:345-353.

<https://doi.org/10.1007/BF00346901>

Levin LA. Recent progress in understanding larval dispersal: new directions and digressions. Integr Comp Biol. 2006; 46(3):282-297. <https://doi.org/10.1093/icb/icj024>

Lucena CAS, Calegari BB, Pereira EHL, Dallegrave E. O uso do óleo de cravo na eutanásia de peixes. Boletim SBI. 2013; 105:20-24.

Mai MG. Estudos da ontogenia e da alimentação inicial de larvas de peixes, com ênfase em dourado *Salminus brasiliensis* (Characiformes, Characidae). [PhD Thesis]. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos; 2009. Available from:

<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1693>

Matsuura Y. Distribution and abundance of eggs and larvae of the Brazilian sardine *Sardinella brasiliensis*, during 1974-75 and 1975-76 seasons. Bull Jpn Soc Fish Oceanogr. 1979; 34:1-12.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Portaria n° 445 de dezembro de 2014; Rio Grande do Sul, Decreto 51.797 de setembro de 2014; 2014. Available from:

<https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao-ARQUIVO/00-saiba-mais/05 - PORTARIA MMA N%C2%BA 445 DE 17 DE DEZ DE 2014.pdf>

Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G, Bialezki A, Sanches PV, Makrakis MC, Pavanelli CS (editors) Ovos e larvas de peixes de Água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: Eduem; 2001.

Nascimento FL, Araújo-Lima CARM. Descrição das larvas das principais espécies de peixes utilizadas pela pesca no Pantanal. Embrapa Pantanal, 19; 2000.

Oliveira FG, Bialezki A, Gomes LC, Santin M, Tagutti TL. Desenvolvimento larval de *Brycon hilarii* (Characiformes: Characidae). Iheringia Ser Zool. 2012; 102(1):62-70.

<https://doi.org/10.1590/S0073-47212012000100009>

Orsi ML. Estratégias reprodutivas de peixes da região Média-Baixa do rio Paranapanema, reservatório de Capivara. São Paulo: Edgard Blucher Ltda; 2010.

Orsi M, Almeida F, Swarca A, Claro-Garcia A, Vianna NC, Garcia D *et al.* Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema, uma avaliação para a conservação. Assis: Triunfal Gráfica e Editora; 2016.

Paes MCF. Indução à reprodução e desenvolvimento embrionário e larval do ciclídeo acará-açu *Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1831). [Master Degree]. Jaboticabal: Universidade Estadual Júlio de Mesquita; 2008. Available from: <http://hdl.handle.net/11449/86701>

Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JRS, Orsi ML, Lima Junior DP, Magalhães ALB *et al.* Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. Fish Fish. 2017; 18(6):1119-1133. <https://doi.org/10.1111/faf.12228>

Pessanha ALM, Araújo FG. Shifts of the feeding niche along the size dimension of three juvenile fish species in a tidal mudflat in southeastern Brazil. Mar Biol. 2014; 161(3): 543-550. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2356-8>

Queiroz NT. Desenvolvimento ontogenético de larvas de curimbatá (*Prochilodus lineatus*). [Master Degree] Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri; 2019. Available from: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2424>

Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry P, Rocha LA. Fish biodiversity and conservation in South America. J Fish Biol. 2016; 89(1):12-47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

Reis RE, Lucena ZMS, Lucena CAS, Malabarba LR. In: Fontana CS, Bencke, GA, Reis RE. (editors) Peixes. Em Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul; 2003. p.117-145.

Reynalte-Tataje DA, Lopes CA, Massaro MV, Hartmann PB, Sulzbacher R, Santos JA, Bialetzki A. State of the art of identification of eggs and larvae of freshwater fish in Brazil. Acta Limnol Bras. 2020; 32(e6):1-11. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X5319>

Ribeiro DFO. Alimentação de pós-larvas de dourado *Salminus brasiliensis* (Pisces, Characidae) em viveiros de piscicultura. [Master Degree]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 2005. Available from: <http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/101588>

Sampaio KH. Superfície ovocitária e desenvolvimento inicial de quatro espécies de peixes de interesse comercial da bacia do rio São Francisco. [Master Degree]. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais; 2006. Available from: <http://hdl.handle.net/1843/ICBC-6W7MHD>

Santos JE, Godinho HP. Ontogenic events and swimming behavior of larvae of the characid fish *Salminus brasiliensis* (Cuvier) (Characiformes, Characidae) under laboratory conditions. Rev Bras Zool. 2002; 19(1):163-171. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000100015>

Silva ACG, Severi W, Castro MF. Morphological development of *Anchoviella vaillanti* (Steindachner, 1908) (Clupeiformes: Engraulidae) larvae and early juveniles. Neotrop Ichthyol. 2010; 8(4):805-812. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000400009>

Sousa WTZ, Severi W. Desenvolvimento inicial de larvas de *Rhaphiodon vulpinus* Agassiz (Characiformes, Cynodontidae). Rev Bras Zool. 2002; 19(1):85-94. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000100006>

Taguti TL, Kipper D, Bialetzki A, Sanchez PV, Makrakis MC, Baumgartner G, Fernandez R. Desenvolvimento inicial de *Pyrrhulina australis* Eigenmann & Kennedy, 1903 (Characiformes,

Lebiasinidae). *Biota Neotrop.* 2009; 9(4):1-7. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000400006>

Vazzoler AEAM. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e Prática.* São Paulo: Eduem; 1996.

Zacardi DM, Bittencourt SCS. Caracterização morfológica de larvas de peixes capturadas no complexo estuarino dos rios Pará e Paracaurí (estado do Pará – Brasil) *ActaFish.* 2017; 5(2):92-116. <https://doi.org/10.2312/ActaFish.2017.5.2.92-116>

**CAPÍTULO 4. First record of larvae of the invasive common carp *Cyprinus carpio*
in the Jacuí River Basin, Southern Brazil**

Formatado segundo as normas da revista BioInvasions Records
(<https://www.reabic.net/journals/bir/Submission.aspx>)

1 **Rapid communications**

2

3 **First record of larvae of the invasive common carp *Cyprinus carpio* in the Jacuí River**
4 **Basin, Southern Brazil**

5

6 **First record of larvae of the *Cyprinus carpio* in Southern Brazil**

7

8 Débora Alessandra Antonetti^{1*}, David Augusto Reynalte-Tataje², Nelson Ferreira Fontoura³

9

10 ^{1*} Laboratório de Ecologia Aquática; Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da
11 Biodiversidade; Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Av. Ipiranga, 6681,
12 Porto Alegre/RS – Brasil, CEP 906619-900. debora.antonetti@gmail.com

13

14 ² Universidade Federal da Fronteira Sul. Av. Jacob Reinaldo Haupenthal, nº 1580, Cerro
15 Largo/RS - Brasil, CEP 97900-000. david.tataje@uffs.edu.br

16

17 ³ Instituto do Meio Ambiente; Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Av.
18 Ipiranga, 6681, Porto Alegre/RS – Brasil, CEP 906619-900. nfontoura@pucrs.br

19 **Abstract**

20

21 The presence of exotic fish species in nature as the result of escapes from fish farms had become a
22 very serious environmental hazard worldwide. However, more than just species presence, the
23 record of reproductive success in natural environments indicates that the exotic species may have
24 established itself as a permanent population. In this regard, the aim of this work is to record the
25 occurrence of common carp larvae (*Cyprinus carpio*, Cyprinidae, Cypriniformes) identified during
26 ichthyoplankton surveys along the Jacuí river basin, southern Brazil. The sampling program
27 occurred during spring and summer months from 2017 to 2019, comprising 110 sampling points
28 distributed along the Jacuí basin, the second larger river basin in Rio Grande do Sul State.
29 Collections were made by using a cylindrical-conical ichthyoplankton net (60 cm wide, mesh
30 500µm) in superficial samplings for 30 minutes without dragging. Two larvae of *C. carpio* were
31 collected in the Botucarai River (-29.974832°; -52.843498°), both in the pre-flexion stage with
32 total lengths of 6.9 and 7.0 mm. Although adults of exotic *C. carpio* are common along the Jacuí
33 basin, this is the first record of larvae this species, indicating that the species is completing the
34 reproductive cycle in the natural environment, and that adult specimens caught by amateur and
35 artisanal fishing may not be exclusively the result of escapes from non-native fish farming.

36

37 **Key words:** ichthyoplankton; exotic species; fish farming; escape; invasive.

38 **Introduction**

39

40 The introduction of exotic species, accidentally or intentionally, is considered a major threat to
41 biodiversity and may cause serious environmental and socioeconomic damage (Clavero and
42 García-Berthou 2005; Querol et al. 2005; Cucherousset and Olden 2011; Hermoso et al. 2011).
43 Several studies had reported the impacts caused by the introduction of species in places other than
44 their natural occurrence. Such impacts could be related to the introduction of pathogens and
45 parasites, modification of the food chain structure, and decrease in native populations by predation
46 or competition (Agostinho and Julio Jr. 1996; Querol et al. 2005; Souza et al. 2009; Simberloff and
47 Rejmánek 2011; Pelicice et al. 2014; Gallardo et al. 2016).

48

49 The aquatic environments, due to frequent habitat alterations and degradation, are among the most
50 invaded ecosystems in the world, suggesting greater susceptibility to biological invasions than
51 terrestrial environments (Früh et al. 2012; Coetzee et al. 2019). In ecologically degraded
52 environments, the decrease of natural populations results in reduced competition, favoring the
53 establishment of invasive species (Hermoso et al. 2011; Moraes et al. 2017).

54

55 Among the several ways fish could be introduced into natural waters, fish farming is considered
56 the main gateway for exotic species into aquatic environments (Lima et al. 2018). Globally, fish
57 farming activities are generally based on non-native species due to their better zootechnical
58 performance (Davies and Britton 2016). In Brazil, as a common practice, fish farming systems are
59 installed near aquatic environments, which facilitates the escape and, consequently, the
60 introduction of non-native species in nearby watercourses (Orsi and Agostinho 1999; Casimiro et
61 al. 2018).

62

63 Nevertheless, although the simple occurrence of exotic species may not cause serious damage to
64 ecosystems, the establishment of an exotic species can bring damage by changing the rules of the
65 ecosystems functioning (Pelicice and Agostinho 2009; Gallardo et al. 2016). Any invasive species,
66 once introduced into a new environment, is potentially capable to reproduce. If so, the exotic
67 species could be able to replace native species, alter natural ecological processes and, over time,
68 become dominant, impairing the native populations and the whole ecosystem (Rocha 2008; Gozlan
69 et al. 2010; Alves et al. 2014; Casimiro et al. 2018). Even if these species does not find suitable
70 conditions for reproduction and egg/larvae survival when it is first released, when the environment
71 provides a favorable condition, the invasive species can become established and become an
72 environment hazard. In this context, the aim of this work is to record the first larvae occurrence of
73 *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 (common carp) in the Jacuí River basin, southern Brazil.

74

75 **Methods**

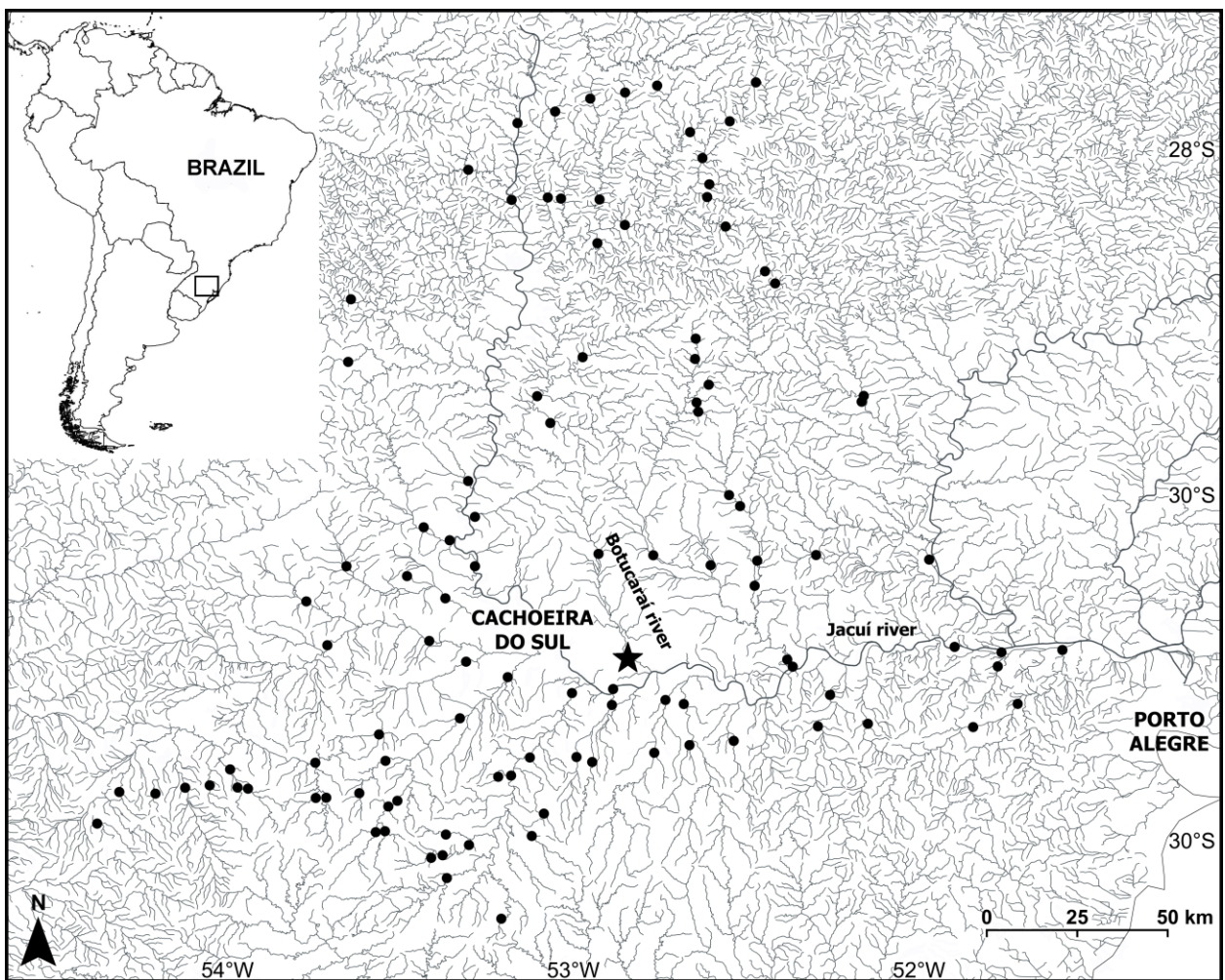
76

77 The Jacuí River basin (Figure 1) has a drainage area of 71.600 km² and covers 65 municipalities in
78 Rio Grande do Sul State, southern Brazil. It is the second larger drainage basins of the state and
79 suffer direct and indirect impacts from 16 recorded invasive species, 37 hydropower plants,
80 intensive agriculture (soybean, corn, rice), sand mining, intense industrial activities (steel,
81 chemical/petrochemical, leather, etc), spread small fishery and the sewage (partially untreated)
82 from over than 7 million people (see Fontoura et al. 2016 for revision).

83

84 Sampling was carried out at 110 points distributed along the Jacuí River basin main channel and
85 tributaries, taking advantage of the road network and its crossing points with the rivers drainage
86 (Figure 1). The sampling was performed from September to January (Spring/Summer of southern
87 hemisphere) in both 2017/2018 and 2018/2019 reproductive seasons. The collection were made by
88 using a cylindrical-conical ichthyoplankton net 60 cm wide, 3 m long, and with mesh size of 500
89 μm . The net was launched from the bridges over the river segments, remaining submerged for 30
90 minutes without dragging. The samples (400 mL) were stored and preserved with formalin (4%,
91 buffered with calcium carbonate) for later laboratory analysis. The specimens were identified at
92 the lowest possible taxonomic level, based on morphological and meristic characteristics, with
93 assistance of specialized literature (Araújo-Lima 1994; Nascimento and Araújo-Lima 2000;
94 Nakatani et al. 2001; Orsi et al. 2016).

95



96

97 Figure 1. Sampling points in the Jacuí river basin. Star: sampling point located on the Botucaraí
98 River (-29.974832°; -52.843498°), where the *Cyprinus carpio* individuals (n=2) were captured
99 during the ichthyoplankton surveys in the Jacuí River basin, southern Brazil.

100

101 **Results and discussion**

102

103 Cyprinidae are not naturally present in Neotropics. The only registered species are the introduced
104 *Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idellus* and *Hypophthalmichthys nobilis* (Fontoura et al.
105 2016), making morphological identification relatively easy in comparison to the huge native fish
106 diversity.

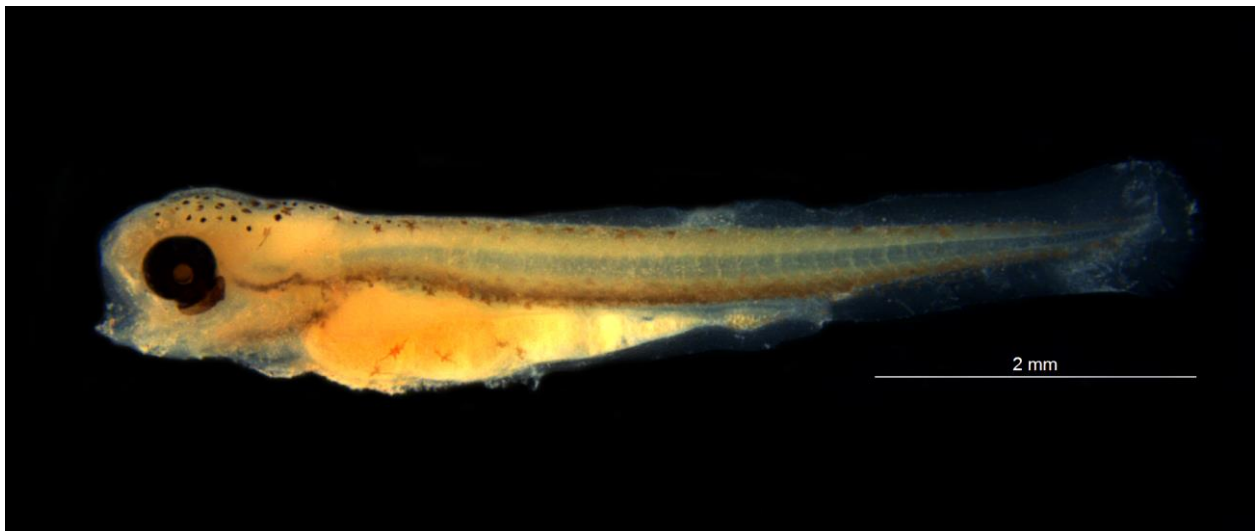
107

108 Larval Cyprinidae are characterized by elongated calf, long intestine and well-pigmented eyes
109 since the vitelline larval phase, which easily differentiates them from native Characiforms.
110 Especially, *Cyprinus carpio* is characterized during the calf larval stage and pre-flexion by the
111 presence of 36 myomeres, being 23 to 25 pre-anal and 12 to 13 post-anal. In addition, there is a long
112 intestine, terminal mouth, even concentration of pigmentation in the head, a sequence of
113 chromatophores in the dorsal region of the body, and pigments in the final part of the operculum
114 (Nakatani et al. 2001). The eye ranges from large to moderate, the head from moderate to large,
115 and the body from long to high (Nakatani et al. 2001). It is considered a relatively large larva if
116 compared to most characiform larvae of Neotropics, since the total absorption of the *C. carpio* yolk
117 sac occurs at over 6.0 mm.

118

119 Two *C. carpio* larvae (Figure 2) were found on September 2017 in the Botucaraí River (Figure 1;
120 -29.974832°; -52.843498°), both in the pre-flexion stage with total lengths of 6.9 and 7.0 mm. The
121 Botucaraí River, in the northwestern drainage of the Jacuí basin, has widespread rice farming on
122 the river flats, with a shallow channel receiving sediment and debris from these crops (Schreiner
123 2003; Budke et al. 2007).

124



125

126 Figure 2. Common Carp (*Cyprinus carpio*) specimen collected during the ichthyoplankton
127 surveys in the Jacuí River basin, southern Brazil. Individuals (n=2) captured at Botucaraí River (-
128 29.974832°; -52.843498°).

129

130 The origin of exotic fish is usually explained through escapes from fish farms near watercourses
131 (Orsi and Agostinho 1999). Those escapes do not necessarily imply in species survivorship or
132 reproduction in natural habitats due to unfavorable conditions concerning both abiotic and biotic

133 interactions. However, when the species finds a proper scenario, its breeding and establishment
134 may unbalance the natural environment and harm native populations (Gozlan 2008).

135

136 *C. carpio* is widely used for aquaculture worldwide and has the potential to establish itself in both
137 subtropical and temperate regions, as well as in the tropics (Zambrano et al. 2006), with a history
138 of invasion in 91 countries worldwide (Casal 2006). In South America, the invasive potential of
139 carp was analyzed by Zambrano et al. (2006), which projected the probability of occurrence of the
140 species in relation to abiotic conditions, estimating habitat suitability for Brazilian waters,
141 including southern Brazil. In addition, there are records of establishment in nearby countries such
142 Argentina, Chile and Uruguay (Prochelle and Campos 1985; Norbis et al. 2006; Pauchard et al.
143 2006; Rosso 2006; González-Castro et al. 2015; Crichigno et al. 2016; Maiztegui et al. 2016; Muniz
144 et al. 2019). The species is also registered as establishment in Brazilian central latitudes (Oporto et
145 al. 2005; Britton and Orsi 2012).

146

147 Despite presenting high fish diversity, Brazilian fish aquaculture is mainly based on non-native
148 species (Pelicice et al. 2014). Among them, one of the most farmed fish species is the common
149 carp (*C. carpio*), due to its rusticity and zootechnical performance (Troca et al. 2012). The species
150 has fast growth, high fertility and split spawning (Welykochatko 1976; Sivakumaran et al. 2003),
151 which facilitates its use on farming projects. Due to those characteristics, the species is recorded
152 as in the fourth position in Brazilian aquaculture production (IBGE 2017).

153

154 In the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil, the common carp is listed as the main farming
155 fish species (Poli et al. 2000; Machado et al. 2015). Capture in nature have been reported in local
156 waters in the Patos-Mirim system (Garcia et al. 2004; Troca et al. 2012; Troca and Vieira 2012),
157 in the Tramandaí River basin (Machado et al. 2015) and in the middle Uruguay River basin (Querol
158 et al. 2005), including the capture of individuals with mature gonads (Querol et al. 2005; Troca et
159 al. 2012).

160

161 However, larval capture in the southern Brazil had not been already reported. In this regard, this
162 study documents the first observation of *C. carpio* larvae in the Jacuí River drainage, suggesting
163 that the species could be completing the reproductive cycle. With these new findings, the invasive
164 status *C. carpio* should change from introduced (present, but not reproducing) to established
165 (reproducing under natural conditions), representing a potential biological hazard by competition
166 and predation on native species, and leading to biodiversity loss (Delariva and Agostinho 1999;
167 Pivello 2011).

168

169 **Acknowledgements**

170

171 We thank the CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for
172 financial support students. We also thank one anonymous reviewer for the helpful comments of
173 this manuscript.

174

175 **Funding Declaration**

176

177 We declare financial support from the Programa de Excelência da Coordenação de
178 Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (ProEx-CAPES), supporting D.A.A scholarship

179 and sampling program. We declare financial support for publication fees from Pontifícia
180 Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS).

181

182 **Authors' Contribution**

183

184 D.A.A: This author contributes to the sample design, data collection, data analysis and writing of
185 the manuscript from the beginning to the final stage of editing.

186 D.A.R.T.: This author contributes to the identification of captured specimens, writing and
187 correction of the main text of the manuscript.

188 N.F.F.: This author contributes to the sample design, data analysis, manuscript writing, and final
189 review of the manuscript.

190

191 **Conflict of Interest/Declaration of Interests**

192

193 Declarations of interest: none

194

195 **Ethics and Permits**

196

197 This research was approved by the Comissão de Ética no Uso de Animais da Pontifícia
198 Universidade Católica do Rio Grande do Sul (CEUA-PUCRS) with permit number 8387.

199

200 **References**

201

202 Agostinho AA, Julio Jr JR (1996) Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje*
203 21(124): 36-44.

204

205 Alves AL, Varela ES, Moro GV, Kirschnik LNG (2014) Riscos genéticos da produção de híbridos
206 de peixes nativos. Embrapa Pesca e Aquicultura, Palmas, 60 pp.

207

208 Araújo-Lima CARM (1994) Egg size and larval development in Central Amazon fish. *Journal of*
209 *Fish Biology* 44(3): 371-389, <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01219.x>

210

211 Britton JR, Orsi ML (2012) Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic
212 benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and*
213 *Fisheries*, 22: 555-565, <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9254-x>

214

215 Budke JC, Jarenkow JA, Oliveira-Filho AT (2007) Relationships between tree component
216 structure, topography and soil of a riverside forest, Rio Botucaraí, Southern Brazil. *Plant Ecology*
217 189(2): 187-200, <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9174-8>

218

219 Casal CMV (2006) Global documentation of fish introductions: the growing crisis and
220 recommendations for action. *Biological Invasions* 8(1): 3-11, [https://doi.org/10.1007/s10530-005-](https://doi.org/10.1007/s10530-005-0231-3)
221 0231-3

222

223 Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Britton JR, Agostinho AA, Almeida FS, Orsi
224 ML (2018) Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of

225 Paranapanema River, Southern Brazil. *Zoologia* 35: e14638,
 226 <http://dx.doi.org/10.3897/zoologia.35.e14638>
 227

228 Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are leading cause of animal extinctions.
 229 *Trends in Ecology & Evolution* 20 (3): 110, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.01.003>
 230

231 Coetzee JA, Hill MP, Hussner A, Nunes AL, Weyl OLF (2019) Invasive aquatic species. In:
 232 Hughes, MR (ed), *Freshwater Ecology and Conservation: Approaches and Techniques*. Oxford
 233 University Press, 464pp, <https://doi.org/10.1093/oso/9780198766384.003.0016>
 234

235 Crichigno S, Cordero P, Blasetti G, Cussac V (2016) Dispersion of the invasive common carp
 236 *Cyprinus carpio* in southern South America: changes and expectations, westward and southward.
 237 *Journal of Fish Biology* 89: 403-416, <https://doi.org/10.1111/jfb.12969>
 238

239 Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*
 240 36(5): 215– 230, <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>
 241

242 Davies GD, Britton JR (2016) Assessment of non-native fish dispersal from a freshwater
 243 aquaculture site. *Fisheries Management and Ecology* 23(5): 428-430,
 244 <https://doi.org/10.1111/fme.12176>
 245

246 Delariva RL, Agostinho AA (1999) Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta*
 247 *Scientiarum Biological Sciences* 21(2): 255-262, <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v21i0.4431>
 248

249 Fontoura NF, Vieira JP, Becker FG, Rodrigues LR, Malabarba LR, Schulz UH, Möller OO, Garcia,
 250 AM, Vilella FS (2016) Aspects of fish conservation in the upper Patos Lagoon basin. *Journal of*
 251 *Fish Biology* 89(1): 315-336, <https://doi.org/10.1111/jfb.13005>
 252

253 Früh D, Stoll S, Haase P (2012) Physicochemical and morphological degradation of stream and
 254 river habitats increases invasion risk. *Biological Invasions* 14(11): 2243-2253,
 255 <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0226-9>
 256

257 Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M (2016) Global ecological impacts of invasive species
 258 in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22(1): 151-163, <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
 259

260 Garcia AM, Loebmann D, Vieira JP, Bemvenuti MA (2004) First record of introduced carps
 261 (Teleostei, Cyprinidae) in the natural habitats of Mirim and Patos Lagoon estuary, Rio Grande do
 262 Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(1): 157-159, <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752004000100027>
 263

264

265 González-Castro M, Rosso JJ, Lajud NA, Castellini DL, Díaz de Astarloa JM (2015) Occurrence
 266 of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) in a World Biosphere Reserve, the Mar Chiquita Coastal
 267 Lagoon (Argentina). *Journal of Applied Ichthyology* 31: 749-751 <https://doi.org/10.1111/jai.12780>
 268

269 Gozlan RE (2008) Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9:
 270 106-115. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x>
 271

272 Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish
273 introductions. *Journal of Fish Biology* 76(4): 751–786, <https://doi.org/10.1111/j.1095->
274 8649.2010.02566.x

275

276 Hermoso V, Clavero M, Blanco-Garrido F, Prenda J (2011) Invasive species and habitat
277 degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological*
278 *Applications*, 21(1): 175-188, <https://doi.org/10.1890/09-2011.1>

279

280 IBGE. 2017. Produção da pecuária municipal. Rio de Janeiro: IBGE. <https://biblioteca.ibge.gov.br/>
281 (accessed 06 June 2019)

282

283 Lima LB, Oliveira FJ, Giacomini HC, Lima Jr DP (2018) Expansion of aquaculture parks and the
284 increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture* 10(1): 111-122,
285 <https://doi.org/10.1111/raq.12150>

286

287 Machado R, Dala-Corte RB, Carvalho-Neto P, Silva EB, Ott PH (2015) Ocorrência de peixes não
288 nativos no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Eletrônica*
289 *Científica da UERGS* 1(1): 37-43, <https://doi.org/10.21674/2448-0479.11.37-43>

290

291 Maiztegui T, Baigún CRM, Garcia de Souza JR, Minotti P, Colautti DC. Invasion status of the
292 common carp *Cyprinus carpio* in inland waters of Argentina. *Journal of Fish Biology* 89: 417-430,
293 <https://doi.org/10.1111/jfb.13014>

294

295 Moraes MB, Polaz CNM, Caramaschi EP, Santos Jr S, Souza G, Carvalho FL (2017) Espécies
296 exóticas e alóctones da bacia do rio Paraíba do Sul: implicações para a conservação. *Biodiversidade*
297 *Brasileira* 7(1): 34-54.

298

299 Muniz P, Venturini N, Brugnoli E, Gutiérrez JM, Acuña A, 2019. Río de la Plata: Uruguay. World
300 Seas: An Environmental Evaluation, Elsevier, UK, vol. 1, second ed., 703–724,
301 <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100565>

302

303 Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G, Bialezki A, Sanches PV, Makrakis MC, Pavanelli
304 CS (2001) Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e anual de identificação.
305 EDUEM, Maringá, 378pp

306

307 Nascimento FL, Araújo-Lima CARM (2000) Descrição de larvas das principais espécies de peixes
308 utilizadas pela pesca no Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá, 25 pp

309

310 Norbis W, Paesch L, Galli O (2006) Los recursos pesqueros de la costa de Uruguay: ambiente,
311 biología y gestión. In: Menafra R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F, Conde D. Bases para la
312 Conservation y el Manejo de la Costa Uruguay. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, 668p.

313

314 Oporto LT, Latini AO (2005) Introdução intencional e sua relação com o estabelecimento de
315 espécies invasoras. Annals of I Simpósio Brasileiro Sobre Espécies Exóticas Invasoras, vol. 1.
316 Retrieved from
317 http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_arquivos/174_05122008110536.pdf.

318

319 Orsi ML, Agostinho AA (1999) Introdução de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo
320 em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16(2): 557-560,
321 <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751999000200020>
322

323 Orsi ML, Almeida FS, Swarça AC, Claro-García A, Vianna NC, Garcia DAZ, Bialetzki A (2016)
324 Ovos, larvas e juvenis dos peixes da bacia do rio Paranapanema: uma avaliação para a conservação.
325 Triunfal Gráfica e Editora, Assis, São Paulo, 136 pp
326

327 Pauchard A, Aguayo M, Peña E, Urrutia R (2006) Multiple effects of urbanization on the
328 biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción,
329 Chile). *Biological Conservation* 127(3): 272-281, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015>
330

331 Pelicice FM, Agostinho AA (2009) Fish fauna destruction after the introduction of a non-native
332 predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11(8): 1789-1801,
333 <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>
334

335 Pelicice FM, Vitule JRS, Lima Jr DP, Orsi ML, Agostinho AA (2014) A serious new threat to
336 Brazilian Freshwater Ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation*
337 *Letters* 7(1): 55-60, <https://doi.org/10.1111/conl.12029>
338

339 Pivello VR (2011) Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies
340 Exóticas sobre a Biodiversidade. www.ecologia.info/cerrado.htm (accessed 25 July 2019)
341

342 Poli CR, Grumann A, Borghetti JR (2000) Situação atual da aqüicultura na região Sul. In: Valenti
343 WC (ed), Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável. CNPq e Ministério
344 da Ciência e Tecnologia, Brasília, pp 321-351.
345

346 Prochelle O, Campos H (1985) The biology of the introduced carp *Cyprinus carpio* L., in the River
347 Cayumapu, Valdivia, Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 20(20): 65-82
348 <http://dx.doi.org/10.1080/01650528509360673>
349

350 Querol MVM, Querol E, Pessano EFC, Azevedo CLO (2005) Ocorrência da carpa húngara,
351 *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) e disseminação parasitária, no arroio Felizardo, bacia do médio
352 rio Uruguai, Uruguaiana, RS, Brasil. *Biodiversidade Pampeana* 3(1): 21-23.
353

354 Rocha GRA (2008) The introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)
355 into Brazilian inland waters: a growing threat. *Neotropical Ichthyology* 6(4): 693-696,
356 <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252008000400020>
357

358 Rosso RJ (2006) Peces pampeanos: Guía y Ecología. Editora L.O.L.A. Literatura of Latin America,
359 Buenos Aires, 224pp.
360

361 Schreiner OH (2003) Avaliação da disponibilidade de água na bacia do rio Botucaraí para atender
362 à demanda do arroz irrigado. Master Thesis, Universidade Luterana do Brasil, Canoas, 112 pp
363

364 Simberloff D, Rejmánek M (ed) (2011). Encyclopedia of biological invasions. University of
365 California Press, California, 792pp.

366
367 Sivakumaran KP, Brown P, Stoessel D, Giles A (2003) Maturation and reproductive biology of
368 female wild carp, *Cyprinus carpio*, in Victoria, Australia. *Environmental Biology of Fishes* 68(3):
369 321-332. [https://doi.org/ 10.1023/A:1027381304091](https://doi.org/10.1023/A:1027381304091)
370
371 Souza RCCL, Calazans SH, Silva EP (2009) Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático.
372 *Ciência e Cultura* 61(1): 35-41.
373
374 Troca DFA, Lemos VM, Varela Jr AS, Vieira JP (2012) Evidence of reproductive activity of the
375 invasive common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Cyprinidae) in a subtropical
376 coastal system in southern Brazil. *BioInvasions Records* 1(4): 289-293,
377 <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2012.1.4.08>
378
379 Troca DFA, Vieira JP (2012) Potencial invasor dos peixes não nativos cultivados na região costeira
380 do Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 38(2): 109-120.
381
382 Welykochatko TD (1976) Biology of the Carp in Brazil. *The Annals of Zoology, Agra* 12: 53–65.
383
384 Zambrano L, Martínez-Meyer E, Menezes N, Peterson AT (2006) Invasive potential of common
385 carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems.
386 *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(9): 1903-1910, [https://doi.org/10.1139/f06-](https://doi.org/10.1139/f06-088)
387 088
388
389

CONCLUSÕES GERAIS

Estudos das fases iniciais de vida (ovos e larvas) de peixes são recentes e escassos, possivelmente pelas dificuldades de coleta e identificação. Contudo, o tema é de extrema importância para o entendimento do comportamento das espécies e para conservação da fauna íctica. No estudo, a modelagem com as formas iniciais de vida de *Pimelodus pintado* demonstrou maior probabilidade de ocorrência de ovos e larvas em áreas de menor altitude e maior área de bacia. Essas áreas correspondem a região do baixo Jacuí, trecho livre de grandes empreendimentos tais como barramentos ou canais que possam ter mudado a dinâmica hídrica. Outra explicação seria a maior estabilidade da dinâmica hídrica nos rios de maior porte, no trecho baixo da bacia, que sofrem menor variação com os períodos de estiagem e chuva.

Em relação ao acompanhamento do desenvolvimento ontogenético, pode-se verificar um indicativo da rápida mudança de caracteres, permitindo a comparação de larvas de diferentes bacias hidrográficas, onde as divergências podem ser decorrentes de características ambientais distintas, ou por se tratar de espécies diferenciadas, mas ainda não descritas.

Também, foi documentado de forma inédita o registro de larvas de *Cyprinus carpio* para a bacia hidrográfica do rio Jacuí, indicando que a espécie exótica está estabelecida, e reproduzindo-se em ambiente natural. Sendo que, os exemplares adultos capturados pela pesca amadora e artesanal podem não ser fruto exclusivo de escapes decorrentes de atividades de piscicultura.

Por fim, constatou-se que os impactos sofridos pela bacia hidrográfica do rio Jacuí, decorrentes de atividades econômicas (pesca, agricultura e pecuária, mineração e produção de energia hidroelétrica), e de efeitos relacionados às variações climáticas (eventos de seca), podem estar provocando alterações alarmantes nas comunidades ícticas. Considerando a ampla amostragem realizada, a ausência de captura de larvas de espécies migradoras de longo curso, como o *Salminus brasiliensis* e *Prochilodus lineatus*, assim como a captura de apenas duas larvas de *Megaleporinus obtusidens*, pode sugerir um possível colapso das populações reprodutivas. Tais resultados causam

extrema preocupação, e sugerem que os peixes migradores de grande porte estejam demasiadamente pressionados na bacia Jacuí.

ANEXOS

Informações e números de tombamento (*vouchers*) do material depositado na Coleção de Peixes do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

Número catálogo	Família	Gênero	Espécie	Estado	Município	Localidade	Latitude	Longitude	Data	Número de exemplares
54635	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Cachoeira do Sul	Rio Botucaraí.	29° 58' 24.8" S	52° 49' 32.1" W	22/09/2017	1
54636	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Rio Pardo	Rio Jacui	29° 59' 56.4" S	52° 22' 4.5" W	25/10/2017	1
54637	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Santa Amaro do Sul	Rio Jacui	29° 56' 46.2" S	51° 53' 58.0" W	02/11/2017	43
54638	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Restinga Seca	Rio Vacacai	29° 55' 31.2" S	53° 24' 58.0" W	01/11/2017	2
54639	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	São Gabriel	Rio Vacacai	30° 21' 36.7" S	54° 18' 44.5" W	07/11/2017	1
54640	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	São Jerônimo	Rio Jacui	29° 57' 22.6" S	51° 45' 48.4" W	25/11/2017	1
54641	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Rio Pardo	Rio Capivari	30° 10' 1.6" S	52° 17' 38.7" W	26/12/2017	3
54642	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Cachoeira do Sul	Rio Jacui	30° 03' 47.3" S	52° 53' 49.6" W	26/12/2017	3
54643	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Cachoeira do Sul	Rio Botucaraí.	29° 58' 24.8" S	52° 49' 32.1" W	26/12/2017	1
54644	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Rio Pardo	Rio Pardo	29° 58' 34.3" S	52° 22' 50.5" W	26/12/2017	1
54645	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	São Jerônimo	Rio Jacui	29° 57' 22.6" S	51° 45' 48.4" W	27/12/2017	16
54646	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Charqueadas	Arroio dos Ratos	29° 56' 57.15" S	51° 35' 6.6" W	27/12/2017	1
54647	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Santa Amaro do Sul	Rio Jacui	29° 56' 46.2" S	51° 53' 58.0" W	20/09/2018	1
54648	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	São Gabriel	Rio Vacacai	30° 27' 11.3" S	54° 22' 37.3" W	02/11/2018	2
54649	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	São Jerônimo	Rio Jacui	29° 57' 22.6" S	51° 45' 48.4" W	05/11/2018	1
54650	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Candelária	Rio Pardo	29° 40' 24.1" S	52° 46' 12.1" W	20/11/2018	3
54651	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Vera Cruz	Arroio Plumbs	29° 42' 9.9" S	52° 36' 12.3" W	20/11/2018	1
54652	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Restinga Seca	rio Vacacai-Mirim	29° 48' 4.2" S	53° 22' 8.4" W	26/12/2018	1
54653	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Faxinal do Soturno	Rio Soturno	29° 35' 45.9" S	53° 25' 51.1" W	25/12/2021	1
54654	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Santo Amaro do Sul	Rio Jacui	29° 56' 46.23" S	051° 53' 45.51" W	27/12/2017	1
54655	Pimelodidae	Pimelodus	pintado	Rio Grande do Sul	Candelária	Rio Pardo	29° 40' 24.18" S	52° 46' 12.13" W	25/12/2018	1



Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul
Pró-Reitoria de Graduação
Av. Ipiranga, 6681 - Prédio 1 - 3º. andar
Porto Alegre - RS - Brasil
Fone: (51) 3320-3500 - Fax: (51) 3339-1564
E-mail: prograd@pucrs.br
Site: www.pucrs.br