

Carolina Antonieta Lopes

**ESTUDO DE LONGA DURAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL E TEMPORAL DO ICTIOPLÂNCTON NO ALTO
RIO URUGUAI**

Tese submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Aquicultura da
Universidade Federal de Santa Catarina
para a obtenção do título de Doutora em
Aquicultura

Orientador: Prof. Dr. Evoy Zaniboni Filho

Florianópolis
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Lopes, Carolina Antonieta

Estudo de longa duração da distribuição espacial e temporal do ictioplâncton no alto rio Uruguai / Carolina Antonieta Lopes ; orientador, Evoy Zaniboni Filho, 2017.

115 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Aquicultura. 2. peixes. 3. mosaico de ambientes. 4. barramentos. 5. manifestações climáticas. I. Zaniboni Filho, Evoy . II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura. III. Título.

**Estudo de longa duração da distribuição espacial e temporal do
ictioplâncton no alto rio Uruguai**

Por

CAROLINA ANTONIETA LOPES

Esta tese foi julgada adequada para a obtenção do título de

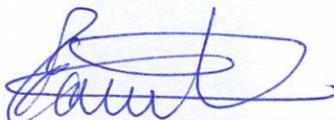
DOUTOR EM AQUICULTURA

e aprovada em sua forma final pelo Programa de
Pós-Graduação em Aquicultura.

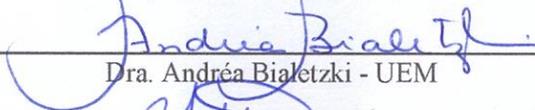


Profa. Leila Hayashi, Dra.
Coordenadora do PPG em Aquicultura

Banca Examinadora:



Dr. Evoy Zaniboni Filho – *Orientador*



Dra. Andréa Bialecki - UEM



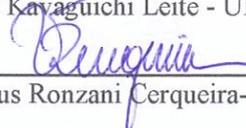
Dr. David Augusto Reynalte Tataje - UFES



Dr. Luis Carlos Pinto de Macedo Soares – FURG



Dr. Nei Kayaguichi Leite - UFSC



Dr. Vinicius Ronzani Cerqueira- UFSC

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família e ao meu companheiro pelo apoio incondicional e incentivo para seguir nesta jornada.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Evoy Zaniboni Filho, agradeço pela confiança depositada em mim, pelos ensinamentos e pelas conversas inspiradoras que tornaram esse trabalho possível.

A equipe do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/UFSC), que tanto se dedica a entender o mundo dos peixes, agradeço pela amizade e pela grande ajuda em todas as etapas do trabalho. Sem vocês esse trabalho não seria possível.

Não poderia deixar de agradecer a mulheres inspiradoras, Dra. Samara Hermes Silva e Dra. Josiane Ribolli, pelas leituras criteriosas do trabalho, pelo incentivo e, acima de tudo, pela amizade.

Os amigos de longa data; Jade, Jaqueline, Sunshine e Valquíria; pelas inúmeras e longas conversas sobre nossas dúvidas acadêmicas, científicas e de vida, por dividir alegrias e conquistas, e pelas gargalhadas proporcionadas nesses longos anos em que trabalhamos juntos. Torço muito por vocês.

Ao dedicado assistente de administração do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura (PPG-AQI/UFSC), Carlito Aloísio Klunk, por toda ajuda e esclarecimentos nas questões burocráticas da pós-graduação.

Agradeço imensamente por todas as contribuições sugeridas para aprimorar o trabalho aos membros da banca examinadora, Prof.^a Dr.^a. Andréa Bialezki, Prof. Dr. David Augusto Reynalte Tataje, Dr. Luís Carlos Pinto de Macedo Soares, Prof. Dr. Nei Kavaguichi Leite e o Prof. Dr. Vinícius Ronzani Cerqueira

A CAPES pela concessão de bolsa, a Engie Brasil Energia e aos consórcios Itá e Machadinho pelo suporte financeiro para realizar esse trabalho.

“O processo pode ser confuso, mas o produto pode ser verdadeiro e belo.”

Cartas a um jovem cientista - Edward O. Wilson

RESUMO

As fases iniciais do ciclo de vida dos peixes de água doce são sensíveis a alterações no ambiente aquático. Dentre as alterações, a construção de usinas hidrelétricas e as manifestações climáticas, como *El Niño*, *La Niña* e Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) recebem atenção, pois podem alterar fatores ambientais correlacionados com o processo reprodutivo e desenvolvimento do ictioplâncton. Nesse contexto, o estudo visa compreender padrões de distribuição espacial e temporal do ictioplâncton ao longo de 13 anos de amostragens na região do alto rio Uruguai. Foram analisados dados de ovos e larvas de peixes coletados entre 2002 a 2015 em estações de coleta distribuídas no rio principal e em tributários da região. De modo geral, o ambiente lótico se mostrou local de desova, o semi-léntico como de berçário, e o léntico apresentou condições particulares para o desenvolvimento do ictioplâncton de algumas espécies. A assembleia de larvas foi composta principalmente por espécies de pequeno e médio porte, sedentárias ou que realizam curtas migrações na fase adulta. Anualmente, alguns fatores abióticos podem ter sido influenciados por manifestações climáticas, o que refletiu em diferenças nas abundâncias de ovos e larvas de peixes. Concluímos que o ictioplâncton e a composição das espécies no alto rio Uruguai apresentaram grande variação espacial e temporal. O mosaico de ambientes possibilita que diferentes espécies de peixes completem seu ciclo de vida. Além disso, as diferenças encontradas entre ambientes e entre os anos de amostragens, estiveram relacionadas com os fatores limnológicos locais, características do ambiente e também podem ter sido influenciadas pela ocorrência de manifestações climáticas, evidenciando a importância de considerar variáveis globais, para o entendimento e manejo da ictiofauna local.

Palavras-chave: Aquicultura, peixes, mosaico de ambientes, barramentos, manifestações climáticas.

ABSTRACT

The early life cycle stages of freshwater fish are sensitive to changes in the aquatic environment. Among the alterations, the construction of hydroelectric power plants and the climatic manifestations, such as the *El Niño* and *La Niña* events, and the South Atlantic Convergence Zone (SACZ), receive attention because they can alter environmental factors correlated with the fish reproductive process and development of ichthyoplankton. In this context, the study aims to understand patterns of spatial and temporal distribution of ichthyoplankton over 13 years of sampling in the Upper Uruguay River region. We analyzed eggs and fish larvae collected between 2002 and 2015 in different sites distributed in the main river and some tributaries of the region. In general, the lotic environment was characterized as spawning site, the semi-lentic as nursery area, and the lentic environment presented particular conditions for the development of ichthyoplankton of some species. The larval assemblage was composed mainly of small and medium-sized species, which are sedentary or short migratory in adult phase. Annually, some abiotic variables may have been influenced by climatic manifestations, which may have reflected in differences in the abundance of eggs and fish larvae. We conclude that the ichthyoplankton and the composition of the species in the Upper Uruguay River presented great spatial and temporal variation. The mosaic of environments allows different fish species to complete their life cycle. In addition, the differences found between environments and between sampling years were apparently related to the limnological variables influenced by the occurrence of climatic manifestations, evidencing the importance of considering global variables for the understanding and management of the local ichthyofauna.

Key words: Aquaculture, fish, mosaic of environments, dam and climatic manifestations.

LISTA DE FIGURAS

METODOLOGIA GERAL

Figura 1: Localização da região do alto rio Uruguai, seus principais tributários e usinas hidrelétricas instaladas. 30

CAPÍTULO I

Figura 1: Localização das estações de coleta de ictioplâncton amostrados no rio principal e em tributários da região do alto rio Uruguai durante o período de 2002 a 2015. P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico 39

Figura 2: Proporção de captura de ovos e larvas de peixe nos distintos estágios de desenvolvimento coletados nos diferentes ambientes avaliados no alto rio Uruguai durante o período de 2002 a 2015. P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico. 42

Figura 3: Análise de Correspondência Canônica (CCA) para a abundância de ovos e dos estágios larvais na região do alto rio Uruguai entre o período de 2002 a 2015. P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico, T-LO: Tributário-lótico; LV: Larval vitelino; PRF: Pré-flexão; FLX: Flexão e POF: Pós-flexão. 46

CAPÍTULO II

Figura 1: Localização dos ambientes amostrados na região do alto rio Uruguai durante o período de 2006 a 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico e P6: jusante de barragem..... 75

Figura 2: Distribuição espacial e temporal da abundância média (\pm desvio padrão) de ovos e larvas de peixe capturados na região do alto rio Uruguai entre 2006 a 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico; P6: jusante de barragem; A1: 2006-2007; A2: 2007-2008; A3: 2008-2009; A4: 2009-2010; A5: 2010-2011 e A6: 2011-2012. 78

Figura 3: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada as variáveis abióticas amostradas nas estações de coleta na região do alto rio Uruguai no período de 2006 a 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico e P6: jusante de barragem. 79

Figura 4: Valores médios anuais (\pm desvio padrão) das variáveis abióticas observadas no alto rio Uruguai entre 2006 a 2012. A1: 2006-2007; A2: 2007-2008; A3: 2008-2009; A4: 2009-2010; A5: 2010-2011 e A6: 2011-2012. 83

LISTA DE TABELA

CAPÍTULO I

Tabela 1: Valores obtidos pela Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) dos estágios de desenvolvimento de peixes coletados no alto rio Uruguai no período de 2002 a 2015, sendo apresentados apenas os grupos que exibiram diferenças significativas pela PERMANOVA ($p < 0,05$). P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico, e T-LO: Tributário-lótico; M. D. (%): Média de dissimilaridade em porcentagem; C. (%): Contribuição em porcentagem; C. A. (%): Contribuição acumulada em porcentagem; A. M. (A): Abundância média do ambiente A e A. M. (B): Abundância média do ambiente B.....43

Tabela 2: Valores médios \pm desvio padrão e mínimo e máximo (entre parênteses) dos fatores abióticas coletados nas amostragens de rede cônica-cilíndrica e armadilha luminosa observadas nos ambientes da região do alto rio Uruguai entre 2002 e 2015. P-LE: Principal -lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico 45

Tabela 3: Composição, tática reprodutiva (T.R.), frequência de ocorrência (F.O.%) e presença das espécies nos distintos ambientes amostrados na região do alto rio Uruguai entre 2002 e 2015. Valores em negritos representam F.O.% igual ou superior a 5%. X: indica a presença da espécie no respectivo ambiente, SD: sedentário, CD: migrador de curta distância, LD: migrador de longa distância, ***: sem informação. 48

Tabela 4: Valores da Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) para as espécies coletados no alto rio Uruguai no período de 2001 a 2015 entre os ambientes que apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$). P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico; M. D. (%): Média de dissimilaridade em porcentagem; C. (%): Contribuição em porcentagem; C. A. (%): Contribuição acumulada em porcentagem; A. M. (A): Abundância média do ambiente A e A. M. (B): Abundância média do ambiente B. ... 53

CAPÍTULO II

Tabela 1: Categorização e intensidade das manifestações climáticas, *El Niño*, *La Niña* e ZCAS, ocorridas na região do alto rio Uruguai no período de 2006 a 2012. A1: 2006-2007; A2: 2007-2008; A3: 2008-2009; A4: 2009-2010; A5: 2010-2011 e A6: 2011-2012..... 76

Tabela 2: Valores médios (\pm desvio padrão) e mínimo e máximo (em parênteses) das variáveis abióticas observadas nos ambientes amostrados na região do alto rio Uruguai entre 2006 e 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição**Erro! Indicador não definido**..... 81

Tabela 3: Resultados para análise de regressão logística aplicada para temperatura da água e precipitação coletados temporalmente na região do alto rio Uruguai no período de 2006 a 2012. Valores em negrito apresentaram $p < 0,001$ 84

Tabela 4: Composição, proporção de captura (% captura), tática reprodutiva (T.R.) e distribuição das espécies capturadas nos diferentes ambientes e anos de amostragem realizadas na região do alto rio Uruguai entre 2006 e 2012. X: presença das espécies. Categorias das táticas reprodutiva: SD: sedentária, CD: migradora de curta distância, LD: migradora de longa distância. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico; P6: jusante de barragem; A1: 2006-2007; A2: 2007-2008; A3: 2008-2009; A4: 2009-2010; A5: 2010-2011 e A6: 2011-2012. 85

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	19
Rios e barragens	19
Impactos das barragens	21
Distribuição espacial e temporal do ictioplâncton	22
Manifestações climáticas e o ictioplâncton	23
Barramentos e ictioplâncton	24
OBJETIVO GERAL	27
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
METODOLOGIA GERAL	29
Área de estudo	29
Amostragem e processamento dos dados	30
CAPÍTULO I	33
Distribuição espacial do ictioplâncton num rio neotropical impactado por barragens: Estudo de longa duração	35
ABSTRACT	35
INTRODUÇÃO	36
METODOLOGIA	38
Área de estudo	38
Amostragem e processamento das amostras	38
Análises estatísticas	40
RESULTADOS	41
DISCUSSÃO	57
AGRADECIMENTOS	61
REFERÊNCIAS	61
CAPÍTULO II	69
Varição espacial e interanual do ictioplâncton em um rio subtropical impactado por barragens	71
ABSTRACT	71
RESUMO	72
INTRODUÇÃO	72
METODOLOGIA	74
RESULTADOS	77
DISCUSSÃO	88
AGRADECIMENTOS	92

REFERÊNCIAS.....	92
CONCLUSÃO GERAL.....	99
REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL E	
METODOLOGIA GERAL.....	101
APÊNDICE A.....	111

INTRODUÇÃO GERAL

Rios e barragens

Os rios são importantes para a sociedade moderna, fornecendo recursos vitais para a sobrevivência da humanidade (COOPER et al., 2017). As populações através dos séculos deixaram de viver de forma nômade e passaram a se fixar as margens dos rios em consequência da necessidade de obtenção de alimento e água potável para a sua sobrevivência, e mais tarde, com o desenvolvimento das técnicas de plantio, para a irrigação das lavouras e o transporte do excedente para outros vilarejos e cidades (JOTHERI et al., 2016). Com o aumento da população ao longo dos séculos a exploração dos rios foi aumentando e ganhando novos usos, entretanto, essa exploração promoveu grandes impactos nos ecossistemas fluviais, ocorrendo exploração exacerbada dos estoques pesqueiros, invasões biológicas, poluição química, biológica e fragmentação dos ambientes (DING et al., 2017; ZENG et al., 2017).

O principal impacto sobre sistemas fluviais são as barragens, que hoje regulam mais da metade dos grandes rios do mundo (AGOSTINHO et al., 2016). Sua função e magnitude mudaram com o passar dos anos e são construídas principalmente para estocar água para abastecimento urbano e irrigação, controle de inundações e, sobretudo, para a geração de energia elétrica (STERNBERG, 2006). O desenvolvimento econômico e o rápido crescimento populacional nas últimas décadas aumentaram a demanda global por energia e para atender essa demanda crescente, foram construídos barramentos em grande parte dos maiores rios do mundo (SUZUKI et al., 2017). Atualmente, os países em desenvolvimento e emergentes do sudeste da Ásia, América do Sul e África concentram o maior número de projetos hidrelétricos (ZARFL et al., 2015). No Brasil, a energia hidrelétrica supri mais de 80% da demanda nacional por eletricidade (THE WORLD BANK, 2018).

O Brasil detém aproximadamente 17% do potencial hidrelétrico de águas continentais de todo o mundo, favorecido pela geomorfologia dos seus rios (AGOSTINHO et al., 2016). As cinco grandes bacias hidrográficas do país; Paraná-Paraguai, São Francisco, Uruguai, Tocantins e Amazonas; apresentam barramentos hidrelétricos construídos nos cursos de seus rios. A bacia do rio Paraná é uma das mais fragmentadas no mundo (AGOSTINHO et al., 2008). A bacia do São Francisco apresenta a segunda maior capacidade de instalação do país e poucos trechos permanecem sem a influência de barramentos (AGOSTINHO et al., 2007). A bacia do Uruguai, principalmente a região

superior, apresenta forte declividade do relevo com condições atrativas a implantação de hidrelétricas (ZANIBONI-FILHO e SCHULZ, 2003). Ao longo de toda a bacia do rio Uruguai estão em operação onze usinas hidrelétricas (UHEs), sete em processo de inventário, uma em construção e outra em situação de viabilidade (SINPOT, 2016). O rio Tocantins, atraiu atenção para a implantação de barragens devido à proximidade com grandes centros urbanos, reduzindo as distâncias das linhas de transmissão e investimento em infraestrutura (STERNBERG, 2006). Neste rio, sete grandes hidrelétricas estão instaladas no canal principal (PELICICE e AGOSTINHO, 2012).

A bacia amazônica apresenta reduzido número de reservatórios quando comparada com as demais bacias, entretanto, existe um plano de expansão com a implantação de várias hidrelétricas, transformando seus rios em cadeias contínuas de reservatórios (FEARNSIDE, 2014). Três das dez megabarragens em termos de geração de energia foram ou estão sendo construídas na bacia amazônica, a UHE Santo Antônio e a UHE Jirau no rio Madeira, e a UHE Belo Monte no rio Xingu (LATRUBESSE et al., 2017). Essa expansão vem sendo discutida por ambientalistas que contestam a necessidade de implantação mediante a baixa declividade do relevo, que diminui a capacidade de geração, e a menor demanda dessa região por energia elétrica (AGOSTINHO et al., 2007).

O número de usinas hidrelétricas em funcionamento no Brasil é de 219 empreendimentos (ANEEL, 2018) com possibilidades concretas de aumento nos próximos anos. Para as bacias das regiões sudeste e sul o número de instalações tende a diminuir, em contrapartida a região norte ainda apresenta grande potencial de instalação (TUNDISI et al., 2014; LATRUBESSE et al., 2017). De acordo com a ANEEL (2018), estão sendo construídas seis usinas hidrelétricas. No estado de Mato Grosso as UHEs Colíder e Sinop no rio Teles Pires, e a UHE Ponte de Pedra no rio de mesmo nome da usina. Além de outras duas nos rios Iguaçu e Tibagi, pertencentes a bacia do rio Paraná, e a UHE São Roque no rio Canoas pertencente a bacia do rio Uruguai. Sete usinas hidrelétricas ainda não tiveram suas obras iniciadas, três delas serão construídas em rios da bacia do Paraná; rio Chopim e Tibagi; duas na bacia do rio Uruguai; rio Pelotas e Taquari; uma no rio Paraíba do Sul e outra no rio Corrente em Goiás (ANEEL, 2018).

Impactos das barragens

A construção de barragens causa impactos radicais, que atingem proporções espaciais e temporais. De modo geral, a barreira imposta causa a fragmentação do ambiente e altera a vazão natural do rio modificando suas características originais (AGOSTINHO et al., 2007). O grau de alteração na estrutura e dinâmica no local da construção dependerá de diversos fatores, como profundidade do reservatório formado, estrutura do *habitat* local, *pool* de espécies, descarga de água no seguimento a jusante e tempo de residência da água no reservatório (AGOSTINHO et al., 2016). No seguimento a montante da barragem, áreas as margens dos rios são inundadas, podendo desabrigar comunidades ribeirinhas (WINEMILLER et al., 2016). Ambientes que apresentavam águas de características lóticicas antes da barragem, passam a apresentar características lênticas ou semi-lênticas. A formação do reservatório pode ainda represar a foz dos tributários próximos ao barramento (REYNALTE-TATAJE et al., 2008). A jusante, o barramento provoca alterações nos padrões naturais de transferência de sedimentos e nutrientes, altera o volume da água, períodos de cheias e parâmetros abióticos (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008; HAXTON e FINDLAY, 2008; JORGENSEN et al., 2013). Esses impactos têm provocado consequências deletérias a biota aquática (AGOSTINHO et al., 2016).

As modificações impostas pelo barramento resultam em uma reorganização das comunidades aquáticas, incluindo os peixes (AGOSTINHO et al., 2000), que são considerados excelentes indicadores da saúde do ecossistema (FIALHO et al., 2008). Algumas espécies podem se beneficiar da nova estrutura ambiental imposta pela barreira física, entretanto, outras, como as reofílicas, podem ter seus estoques reduzidos ou ocorrer extinções locais (STRAYER e DUDGEON, 2010; AGOSTINHO et al., 2016). De modo geral, os barramentos removem as condições favoráveis as etapas do processo reprodutivo dos peixes, como a maturação das gônadas, interação pré-desova entre os peixes e a desova (HUMPHRIES e LAKE, 2000). Impede a migração dos adultos para potenciais locais de desova e a dispersão das formas jovens a locais de alimentação e crescimento (HUMPHRIES e LAKE, 2000; REYNALTE-TATAJE et al., 2008; PELICICE et al., 2014).

Distribuição espacial e temporal do ictioplâncton

Os peixes apresentam alta especificidade por *habitat* em algumas fases do seu ciclo de vida, principalmente durante os períodos de desova e nas fases iniciais de desenvolvimento (KALLASVUO et al., 2017). A presença de ovos e larvas no ambiente é um indicador confiável de que as populações adultas estão desovando (HUMPHRIES e LAKE, 2000). Além disso, a sensibilidade das fases iniciais a pequenas mudanças no ambiente faz do ictioplâncton um importante indicador do estado de conservação da ictiofauna. Desta forma, ovos e larvas têm sido usados para demonstrar os efeitos dos impactos antrópicos sobre as populações de peixes (PEPIN e HELBIG, 2012).

Os estudos que avaliam ictioplâncton se baseiam em coletas periódicas de ovos e larvas de peixe identificando ao menor nível taxonômico possível esses organismos através de características morfológicas. A partir desta metodologia, é possível inferir quais espécies estão mantendo a atividade reprodutiva. Após a fertilização dos ovos, o desenvolvimento do embrião até atingir a fase juvenil e integrar as populações adultas, ocorre em diferentes ambientes ao longo do curso do rio. Neste contexto, é possível determinar ainda os locais onde está ocorrendo as desovas e o desenvolvimento das formas jovens, e quais os períodos estação do ano e/ou período do dia a atividade reprodutiva é mais intensa (NAKATANI et al., 2001; GALUCH et al., 2003; ELITH e LEATHWICK, 2009). As respostas obtidas a partir dos estudos que avaliam ictioplâncton, são importantes para o monitoramento dos impactos ambientais, permitindo desenvolver ações de manejo e gestão de áreas cruciais para as populações de peixes e, principalmente, para as espécies ameaçadas de extinção local (SANTIN et al., 2009; FRANTINE-SILVA et al., 2015).

Várias hipóteses têm sido propostas para explicar padrões de distribuição espacial e temporal do ictioplâncton em sistemas fluviais naturais ou impactados. A discussão envolve a influência de variáveis regionais físicas (temperatura da água, transparência, volume e fluxo de água), químicas (condutividade elétrica, pH) e biológicas (interação entre espécies, presença ou ausência de vegetação marginal) que operam no espaço e no tempo (PEPIN e HELBIG, 2012) regulando a duração, intensidade, início e término do período reprodutivo dos peixes (REYNALTE-TATAJE et al., 2008). Todas essas variáveis estão agindo ou mesmo tempo, e cabe ao pesquisador o desafio de encontrar qual ou quais variáveis afetam mais fortemente a atividade reprodutiva

(CARVALHO e TEJERINA-GARRO, 2015) e como os peixes estão respondendo as mudanças ocorridas no espaço e no tempo.

Manifestações climáticas e o ictioplâncton

Diariamente podemos acompanhar através dos meios de comunicação a previsão do tempo, que muitas vezes vem acompanhada de uma breve explicação sobre manifestações climáticas que estão agindo naquele momento alterando o cotidiano humano (RODRIGUES et al., 2016). Períodos longos de chuva, seca, ou quedas extremas de temperatura são algumas das consequências da atuação de manifestações climáticas. Essas mudanças muitas vezes bruscas em variáveis climatológicas podem alterar as relações bióticas e abióticas nos ecossistemas.

As manifestações climáticas, *El Niño* e *La Niña*, estão entre as mais relevantes do sistema climático global. Essas manifestações são resultado do fenômeno *El Niño*-Oscilação Sul (ENOS) que se caracteriza por alterações na temperatura superficial do oceano Pacífico Equatorial próximo à costa oeste da América do Sul (GRIMM et al., 1998). Quando a temperatura da superfície do oceano é positiva, se caracteriza como *El Niño*, quando ocorre oscilações negativas na temperatura, se caracteriza como *La Niña* (ORTLIEB e MACHARÉ, 1993). Essas manifestações podem alterar os padrões de temperatura do ar e precipitação de algumas regiões do mundo (SIMPSON et al., 1993). Na região sul do Brasil, o *El Niño* caracteriza-se pelo incremento na precipitação, e a *La Niña* por provocar períodos de estiagem e maior frequência de frentes frias (SARTORI, 2003). Os episódios dessas manifestações ocorrem em intervalos de três a sete anos com ampla variabilidade na intensidade (ORTLIEB e MACHARÉ, 1993).

O sistema meteorológico chamado de Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), caracteriza-se pela persistência de faixas de nebulosidade convectivas que se estendem do noroeste ao sudeste da América do Sul, podendo chegar ao Oceano Atlântico Subtropical (KODAMA, 1992). Uma de suas características é a persistência de precipitação com duração mínima de quatro dias podendo chegar a mais de dez (RODRIGUES et al., 2016). É o principal sistema de grande escala responsável por chuvas sobre a região sul e sudeste do Brasil durante a primavera e o verão (FERREIRA et al., 2004).

Eventos como o *El Niño*, a *La Niña* e a ZCAS podem interferir indiretamente na dinâmica reprodutiva da ictiofauna. As variáveis que são afetadas por essas eventos, temperatura e precipitação, podem agir sobre

a fisiologia reprodutiva dos peixes (SHOJI et al., 2011; KING et al., 2016). Em ambientes marinhos a influência desses eventos sobre a ictiofauna tem sido documentada, mostrando que os processos físicos associados a esses eventos podem alterar a composição e a abundância dos indivíduos adultos e de larvas de peixe (LANDAETA et al., 2009; AUTH et al., 2015; YEN et al., 2017). Para rios subtropicais da América do Sul apenas alguns trabalhos discutem superficialmente a influência dessas mudanças na atividade reprodutiva de grandes migradores de água doce e na distribuição temporal de ovos e larvas de peixe. Esses estudos mostram que períodos alternados de seca e chuvas podem estimular ou não a migração reprodutiva e o processo de desova (REYNALTE-TATAJE et al., 2012 a; ZANIBONI-FILHO et al., 2017).

Barramentos e ictioplâncton

Os primeiros trabalhos desenvolvidos em ambientes brasileiros de água doce avaliando ictioplâncton foram realizados em meados da década de 80 (BIALETZKI et al., 2016). Desde então, muitos outros estudos vêm sendo desenvolvidos em diferentes bacias hidrográficas do país, principalmente naquelas bacias sujeitas ou que apresentam hidrelétricas implantadas. Dentre as bacias hidrográficas brasileiras, a do rio Paraná se destaca, pois, concentra grande parte das publicações científicas sobre ictioplâncton. De maneira geral, nesta bacia os peixes utilizam lagoas marginais e tributários como área de desova e criação de larvas (BAUMGARTNER et al., 2004; DAGA et al., 2009; GOGOLA et al., 2013). Além disso, ocorre uma variação cíclica da intensidade reprodutiva relacionada principalmente as variáveis abióticas (NASCIMENTO e NAKATANI, 2006; BAUMGARTNER et al., 2008; SUZUKI e POMPEU, 2016). Alguns trabalhos também evidenciam a redução e a importância de ambientes para as populações de espécies reofílicas mediante a cascata de reservatórios (BARZOTTO et al., 2015; DA SILVA et al., 2015).

Na bacia do Paraguai destaque para trabalhos de Tondato et al. (2010), que avaliaram a distribuição espacial e temporal de larvas de peixes em lagoas marginais e Ziober et al. (2012), que avaliaram os efeitos das variáveis abióticas na cabeceira do rio Cuiabá. Na bacia do São Francisco, Rosa et al. (2017), avaliaram a distribuição espaço temporal do ictioplâncton em um tributário sob período de baixa vazão. Na bacia Amazônica destacam-se trabalhos de Zacardi et al. (2017), que avaliaram a variação espacial e temporal do ictioplâncton na baixa região

do rio Amazonas, e trabalhos realizados nos principais afluentes da bacia, como no rio Xingu (ZACARDI et al., 2016) e rio Negro (ARAÚJO-LIMA et al., 2001; OLIVEIRA e FERREIRA, 2008).

A exemplo dos estudos que foram realizados em outras bacias, nos últimos dez anos foram desenvolvidos diversos estudos na região do alto rio Uruguai com o propósito de entender a distribuição espacial e temporal do ictioplâncton em áreas sem a influência direta de barragens e as variáveis que a influenciam, e avaliar os impactos causados pelas UHEs na reprodução dos peixes. Os estudos determinaram locais importantes para desova e criação do ictioplâncton na calha do rio Uruguai e em seus tributários (HERMES-SILVA et al., 2009; CORRÊA et al., 2011; ÁVILA-SIMAS et al., 2014) e que a ictiofauna apresenta sazonalidade na reprodução (REYNALTE-TATAJE et al., 2012 a; REYNALTE-TATAJE et al., 2012 b; SILVA et al., 2012; LOPES et al., 2014; ZIOBER et al., 2015). Além disso, a temperatura da água parece desempenhar um papel decisivo na desova dos peixes (MACHADO, 2003) e a vazão é um fator crítico que influencia a reprodução da maioria dos peixes nessa região (REYNALTE-TATAJE et al., 2012 a).

A grande parte desses estudos na região do alto rio Uruguai foram realizados de forma pontual, em períodos curtos de amostragem, entre dois e cinco anos, amostrando poucas estações de coleta. Estudos avaliando a variação do ictioplâncton durante um longo período amostral, considerando os ambientes alterados por barragens em uma grande área de coleta, e considerando os fenômenos climáticos que atuam na região ainda não foram realizados. Desta forma, foram testadas neste trabalho as hipóteses de que a heterogeneidade dos ambientes aquáticos, influenciada pela presença de hidrelétricas, favorece a segregação dos estágios de desenvolvimento do ictioplâncton, e que as manifestações climáticas podem influenciar a distribuição temporal da abundância do ictioplâncton na região do alto rio Uruguai.

OBJETIVO GERAL

Apresentar padrões de distribuição espacial e temporal do ictioplâncton na região do alto rio Uruguai, impactada por barragens, identificando os locais importantes para a manutenção das espécies e as variáveis que influencia a distribuição.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Identificar quais estágios de desenvolvimento estão relacionados aos ambientes amostrados.

Analisar a influência das variáveis ambientais na distribuição de ovos, estágios de desenvolvimento larval e a composição de espécies nos ambientes de um extenso trecho do alto rio Uruguai.

Apresentar a distribuição espacial e temporal das abundâncias de ovos e larvas de peixe.

Correlacionar as características físicas e químicas da água com os ambientes e com as manifestações climáticas.

METODOLOGIA GERAL

Área de estudo

A bacia do Prata é formada pelos rios Paraná, Paraguai e o rio Uruguai que é o segundo tributário em importância da bacia do rio da Prata com um comprimento de aproximadamente 1600 km (ZANIBONI-FILHO e SCHULZ, 2003). A sua nascente está localizada na Serra Geral, a 1800 m acima do nível do mar em território brasileiro (BISCHOFF et al., 2000). Ele recebe o nome de Uruguai a partir da confluência entre os rios Pelotas e Canoas. Flui na direção leste-oeste e demarca a divisa entre os estados brasileiros de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (DI PERSIA e NEIFF, 1986). Ao assumir a direção norte-sul, o rio Uruguai passa a delimitar também a fronteira entre Brasil e Argentina e, posteriormente, entre Argentina e Uruguai.

O rio Uruguai é dividido em três regiões, separadas por duas barreiras naturais: o Salto do Yucumã, delimitando o alto e médio rio Uruguai, e o Salto Grande (onde atualmente está localizada a usina hidrelétrica Salto Grande), separando o médio e o baixo rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO e SCHULZ, 2003).

A precipitação na bacia do rio Uruguai diminui em uma média anual de 2000 mm na região alta para 1200 mm na região da confluência entre os rios Uruguai, Prata e Paraná. A distribuição sazonal é caracterizada com dois picos, inverno e primavera (STRZEPEK e SMITH, 1995).

A região do alto rio Uruguai está localizada em latitudes subtropicais e apresenta aproximadamente 938 km de extensão (ZANIBONI-FILHO e SCHULZ, 2003; ZANIBONI-FILHO et al., 2017). O rio nesta região apresenta forte declividade e uma calha bastante encaixada com um perfil sinuoso apresentando quedas d'água, corredeiras, poços e a ausência de planície de inundação. Seus tributários também são encaixados e apresentam declividade acentuada, que permitem a formação de corredeiras e saltos (ZANIBONI-FILHO et al., 2017). Essas características tornam essa região favorável a implantação de hidrelétricas. A primeira usina hidrelétrica (UHE) instalada na região foi a UHE Itá, que entrou em operação no ano de 2000. Após essa, mais três usinas foram instaladas: UHE Machadinho (2002), UHE Barra Grande (2005) e UHE Foz do Chapecó (2010) (**Figura 1**).

A área amostral avaliada no estudo está localizada na região do alto rio Uruguai entre os municípios de Vacarias (RS), a montante da UHE Barra Grande na coordenada 50° 45' 40" W 28° 14' 32" S, e Mondaiá (SC),

na foz do rio das Antas na coordenada $53^{\circ} 24' 07''$ W $27^{\circ} 06' 10''$ S. As estações de coleta foram distribuídas entre essas localidades abrangendo áreas com diferentes características (velocidade da água, vegetação marginal, profundidade e sedimento) na calha do rio Uruguai e em seus principais tributários, como o rio Ligeiro, rio do Peixe, rio Forquilha, rio Chapecó e rio das Antas (**APÊNDICE A**). Muitas das estações de coleta estiveram sobre a influência direta, a jusante ou a montante, das usinas hidrelétricas implantadas na região ao longo dos anos.

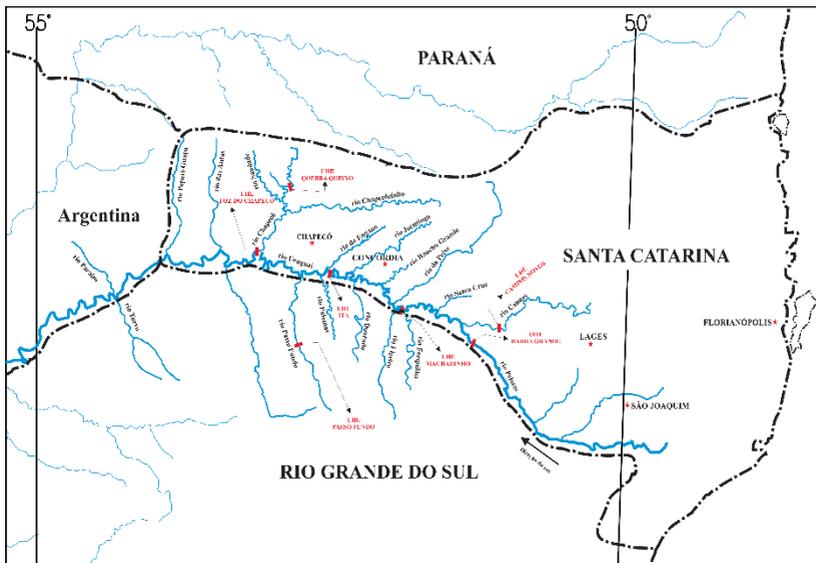


Figura 1: Localização da região do alto rio Uruguai, seus principais tributários e usinas hidrelétricas instaladas.

Amostragem e processamento dos dados

Os dados utilizados no estudo fazem parte de diferentes projetos de monitoramento do icteoplâncton desenvolvidos pelo Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) pertencente a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). As coletas foram realizadas na região do alto rio Uruguai e foram utilizados dados do período entre 2002 a 2015. Foram realizadas consultas em uma base de dados desenvolvida e mantida pela equipe do laboratório onde ficam cadastradas todas as informações referentes as coletas de icteoplâncton.

As coletas foram realizadas com redes cônica-cilíndricas com abertura de malha de 500 μm na subsuperfície da água em arrastos noturnos e horizontais com o barco em baixa velocidade por 15 minutos. A cada arrasto foram utilizadas duas redes presas as laterais do barco. Para amostrar a quantidade de água filtrada, foi utilizado um fluxômetro mecânico preso a abertura de uma das redes. Armadilhas luminosas com lâmpadas de *led* na cor verde foram agregadas a metodologia de coleta a partir do ano de 2010, sendo utilizadas principalmente para captura de larvas em estágios mais desenvolvidos (THORROLD, 1992). As armadilhas luminosas, foram instaladas em profundidades que variaram entre 1 a 2 m ao anoitecer e retiradas após 12 horas. A utilização de *leds* de cor verde se fundamentou em estudo anterior para a mesma região onde foi testado *leds* com diferentes cores para atrair larvas sendo a verde a mais atrativa (REYNALTE-TATAJE et al., 2012 c)

Os parâmetros ambientais foram medidos durante os arrastos das redes e na instalação das armadilhas luminosas com sonda multiparâmetro: temperatura de água ($^{\circ}\text{C}$), pH, concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) e condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$), enquanto que a transparência da água (cm) foi avaliada com o disco de Secchi antes do anoitecer. Os dados de precipitação (mm) foram obtidos posteriormente com os consórcios que administram as UHEs de Itá e Machadinho e através de consultas a plataforma Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA - <http://hidroweb.ana.gov.br/>). Os períodos de atuação e a intensidade do *El Niño* e da *La Niña* foram obtidos junto ao *Golden Gate Weather Services* (<http://ggweather.com/enso/oni.htm>) que compila informações da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). As informações referentes ao dias de atuação da ZCAS foram obtidas nos boletins disponibilizados pelo CPTEC (Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos) do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - <http://climanalise.cptec.inpe.br/~rcliman/boletim/#>).

Imediatamente após a realização dos arrastos e do recolhimento das armadilhas luminosas, as amostras foram acondicionadas em frascos plásticos de 500 mL, e fixadas em formalina 4%. No laboratório de microscopia do LAPAD, as amostras foram filtradas e lavadas para a retirada da formalina e, posteriormente, ovos e larvas de peixes foram separados do restante do material em placa de Bogorov sob microscópio estereoscópico em aumento de 10x. Ovos e larvas foram acondicionados em frascos devidamente identificados e preservadas em formalina 4%. Ovos foram apenas quantificados e as larvas identificadas até o menor nível taxonômico possível de acordo com Nakatani et al. (2001). Algumas larvas foram identificadas apenas até ordem ou família. Essa situação

esteve restrita aos casos em que as larvas se apresentavam danificadas e que tinham perdido as características necessárias para a correta identificação.

Os estágios de desenvolvimento larval foram identificados e separados de acordo com o grau de flexão da notocorda e desenvolvimento da nadadeira caudal e seus elementos de suporte de acordo com a descrição de Nakatani et al. (2001) em: Larval vitelino, compreendido entre a eclosão e o início da alimentação exógena; Pré-flexão, fase que se estende desde o início da alimentação exógena até início da flexão da notocorda, com o aparecimento dos elementos de suporte da nadadeira caudal; Flexão, compreendida entre o início da flexão da notocorda e sua completa flexão, quando ocorre o aparecimento dos elementos de suporte da nadadeira caudal; e Pós-flexão, caracterizada pelo aparecimento do botão da nadadeira pélvica e início da segmentação dos raios das nadadeiras. A categorização das espécies de acordo com as táticas reprodutivas foi estabelecida de acordo com a descrição de Reynalte-Tataje et al. (2008).

CAPÍTULO I

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO ICTIOPLÂNCTON NUM RIO NEOTROPICAL IMPACTADO POR BARRAGENS: ESTUDO DE LONGA DURAÇÃO

Submissão na Ecology of Freshwater Fish

Distribuição espacial do ictioplâncton num rio neotropical impactado por barragens: Estudo de longa duração

Carolina Antonieta Lopes ^{a,b} e Evoy Zaniboni-Filho ^{a,b}

^a Programa de Pós-Graduação em Aquicultura - Centro de Ciências Agrárias - Rodovia Admar Gonzaga, nº 1346, Itacorubi, Florianópolis/SC-Brasil, CEP 88034-001 - Universidade Federal de Santa Catarina-Departamento de Aquicultura

^b Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce - Rodovia Francisco Thomaz dos Santos, nº 3532, Armação do Pântano do Sul, Florianópolis/SC-Brasil, CEP 88066-260 - Universidade Federal de Santa Catarina-Departamento de Aquicultura

Running head: Distribuição espacial do ictioplâncton num rio neotropical

ABSTRACT

In this study we tested the hypothesis that the heterogeneity of aquatic environments in the Upper Uruguay River, influenced by the presence of dams, favors the segregation of the ichthyoplankton stages. The aim of the study was identify which ichthyoplankton stages are related to the environments sampled and the abiotic factors, and to identify the species composition. For this purpose, ichthyoplankton were collected between 2002 and 2015 in 25 sites grouped according to position in the river basin and fluvimetric characteristics. The samplings were collected with conical-cylindrical nets and light traps. The ichthyoplankton was quantified and the larvae identified to the lowest taxonomic level possible and separated in development stages. A clear segregation of the development stages between habitats occurred. The lotic habitat presented highest capture of egg and in the semi-lentic habitat occurred the highest capture of yolk-sac, flexion and postflexion stages. The lentic habitat showed a highest capture of preflexion stage. The lotic habitat proved to be a spawning site, and the semi-lentic a nursery habitat, however, the lentic had inappropriate conditions for the ichthyoplankton development of some species. The abiotic factors that contributed to stages segregation were pH, water temperature and transparency. The larval assemblage was composed mainly of small and medium-sized species, which carry out short migrations or are sedentary. This study

highlights the importance of the habitat mosaic that allows different fish species to complete their life cycle by finding suitable habitats for their spawning, the good development of their offspring and, consequently, the guarantee of recruitment.

Keywords: Fish, development stages, spawning, nurseries, reservoirs, habitat

INTRODUÇÃO

Rios são ecossistemas aquáticos complexos que apresentam uma ampla heterogeneidade de ambientes, compreendendo regiões com diferentes características físicas, químicas e biológicas (Ward & Tockner, 2001). A ictiofauna utiliza a ampla heterogeneidade de ambientes dos rios em diferentes momentos do ciclo de vida, utilizando locais específicos para determinada etapa, como durante os períodos de desova e de desenvolvimento de ovos e estágios larvais (Gogola et al., 2016; Kallasvuo et al., 2017).

A construção de barramentos para fins hidrelétricos provoca grande alteração nos rios (Agostinho et al., 2016; Pelicice, Pompeu, & Agostinho, 2015). A heterogeneidade espacial dos ambientes é alterada, na qual trechos lóticos situados imediatamente a montante da barragem são transformados em grandes ambientes lênticos ou semi-lênticos. Além disso, o barramento limita a conectividade longitudinal entre os ambientes e impossibilita o acesso dos peixes aos ambientes importantes para a reprodução e recrutamento (Da Silva et al., 2015; Fullerton et al., 2010). A jusante, os barramentos promovem alterações hidrológicas, podendo resultar na inibição do processo reprodutivo e em mudanças no comportamento dos peixes (Haxton & Findlay, 2008). Condições ambientais inadequadas para a maturação, desova e desenvolvimento das formas jovens, podendo tornar o recrutamento insignificante (Humphries & Lake, 2000).

Considerando que a reprodução é um evento fundamental para o ciclo de vida dos peixes, e ainda, que a manutenção de uma população depende do sucesso reprodutivo e do recrutamento, os problemas causados pela perda de *habitat* podem reduzir os estoques populacionais e até mesmo causar a extinção local de espécies (Agostinho et al., 2004). A perda de *habitat* e/ou a substituição deles é considerada uma das principais consequências da construção de barramentos (Gogola et al., 2016). Desta forma, ovos e larvas de peixe têm sido estudados para demonstrar os efeitos dos impactos de barragens sobre as populações de

peixes (Quist et al., 2004). A identificação e caracterização de ambientes berçários no complexo mosaico espacial dos sistemas fluviais, são essenciais mediante as ameaças que esses ecossistemas sofrem com os barramentos. Desta forma é possível desenvolver ações de manejo e gestão de áreas cruciais para as populações de peixes (Frantine-Silva et al., 2015; Santin et al., 2009).

É fundamental compreender como os diferentes ambientes do rio contribuem para os ciclos de vida dos peixes. Estudos identificando a distribuição espacial dos ovos e dos estágios larvais de peixes, destacando ambientes críticos, permitem o entendimento das interações entre os indivíduos e os fatores bióticos e abióticos locais que influenciam na manutenção das espécies. Entretanto, estudos avaliando a variação espacial durante um longo período de tempo, considerando os ambientes alterados por barragens em uma grande área amostral, ainda não foram realizados na região Neotropical.

No Brasil, são inúmeros os rios que apresentam barramentos implantados em seus cursos. A região do alto rio Uruguai devido à forte declividade e uma calha bastante encaixada tornam essa região favorável a implantação de hidrelétricas (Zaniboni-Filho & Schulz, 2003). Atualmente, estão implantadas quatro usinas hidrelétricas nessa região. Nos últimos anos foram realizados diversos estudos com o propósito de entender a distribuição espacial do ictioplâncton e as variáveis que o influenciam. Os estudos determinaram locais importantes para desova e criação do ictioplâncton na calha do rio Uruguai e em seus tributários (Ávila-Simas, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2014; Corrêa et al., 2011; Hermes-Silva, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2009) e que a ictiofauna local apresenta sazonalidade na reprodução (Lopes et al., 2014; Reynalte-Tataje et al., 2012; Silva, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2012; Ziober, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2015). Além disso, a temperatura da água parece desempenhar um papel decisivo na desova dos peixes e a vazão é um fator crítico que influencia a reprodução da maioria dos peixes nessa região (Reynalte-Tataje et al., 2012).

Baseado nos estudos realizados anteriormente para a região do alto Uruguai testamos a hipótese de que a heterogeneidade dos ambientes aquáticos no alto rio Uruguai, influenciada pela presença de hidrelétricas, favorece a segregação dos estágios de desenvolvimento do ictioplâncton. Neste contexto, os objetivos deste estudo foram: (i) identificar quais estágios de desenvolvimento estão relacionados aos ambientes amostrados, (ii) analisar a relação das variáveis ambientais com a distribuição de ovos, estágios de desenvolvimento larval e (iii) identificar a composição de espécies em ambientes de um trecho do alto rio Uruguai.

METODOLOGIA

Área de estudo

O rio Uruguai está localizado na região Subtropical e é formado pela confluência dos rios Pelotas e Canoas, flui na direção leste-oeste e demarca a divisa entre os estados brasileiros de Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS) (Di Persia & Neiff, 1986). Ao assumir a direção norte-sul, o rio Uruguai passa a delimitar também a fronteira entre Brasil e Argentina e, posteriormente, entre Argentina e Uruguai. O rio Uruguai é dividido em três regiões, separadas por duas barreiras naturais: o Salto do Yucumã, delimitando o alto e médio rio Uruguai, e o Salto Grande (onde atualmente está localizada a usina hidrelétrica Salto Grande), separando o médio e o baixo rio Uruguai (Zaniboni-Filho & Schulz, 2003).

A região do alto rio Uruguai apresenta aproximadamente 938 km de extensão (Zaniboni-Filho & Schulz, 2003; Zaniboni-Filho et al., 2017). O rio nesta região apresenta forte declividade e uma calha bastante encaixada com um perfil sinuoso apresentando quedas d'água, corredeiras, poços e a ausência de planície de inundação. Seus tributários também são encaixados e apresentam declividade acentuada, que permitem a formação de corredeiras e saltos (Zaniboni-Filho et al., 2017). Essas características tornam essa região favorável a implantação de hidrelétricas. A primeira usina hidrelétrica (UHE) instalada na região foi a UHE Itá, que entrou em operação no ano de 2000. Após essa, durante o período de amostragem, mais três usinas foram instaladas: UHE Machadinho (2002), UHE Barra Grande (2005) e UHE Foz do Chapecó (2010).

Amostragem e processamento das amostras

Foram analisados dados de ovos e larvas de peixes coletados entre o período de 2002 a 2015 em coletas bimestrais. Esses dados fazem parte de diferentes projetos de monitoramento do ictioplâncton realizados pelo Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/UFSC). As amostragens foram realizadas em 25 estações de coleta distribuídas na calha do rio principal e nos tributários mais expressivos da região que compreende o alto rio Uruguai.

As estações de coleta foram categorizadas e agrupadas em cinco ambientes de acordo com as características fluviométricas da água e com

sua localização dentro da bacia hidrográfica. O ambiente P-LE agrupou as estações de coleta localizadas no rio Uruguai a montante dos barramentos das usinas hidrelétricas (UHEs), apresentando vazão mínima de água, sendo caracterizados como ambientes lânticos; as estações de coleta agrupadas em P-TR foram situadas entre dois barramentos. Nestes ambientes a velocidade da água foi maior que nos ambientes lânticos, sendo caracterizados como ambientes de transição entre lótico e lântico; T-TR são estações de coleta localizadas em importantes tributários posicionados tanto a montante quanto a jusante dos barramentos das UHEs e que também foram caracterizados como ambientes de transição. As estações de coleta agrupadas em P-LO foram localizadas tanto a montante quanto a jusante dos barramentos das UHEs, com maior vazão de água que os ambientes de transição, sendo caracterizadas como ambientes lóticos. Em T-LO foram agrupadas as estações de coleta localizadas em tributários situados tanto a jusante quanto a montante dos barramentos das UHEs sem a influência direta dos reservatórios, e que foram caracterizadas como ambientes lóticos (**Figura 1**).

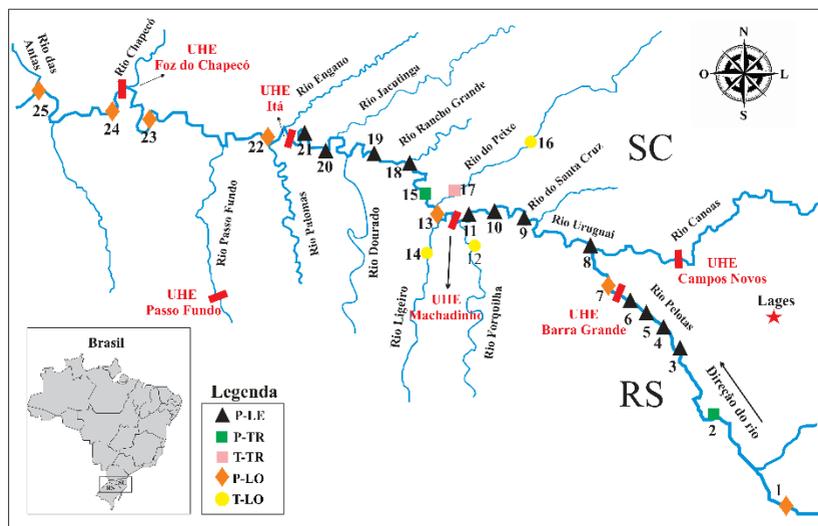


Figura 1: Localização das estações de coleta de ictioplâncton amostrados no rio principal e em tributários da região do alto rio Uruguai durante o período de 2002 a 2015. P-LE: Principal-lântico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico

As coletas foram realizadas com redes cônica-cilíndricas com abertura de malha de 500 μm na subsuperfície da água em arrastos noturnos e horizontais com o barco em baixa velocidade por um período de 15 minutos. Armadilhas luminosas foram agregadas a metodologia de coleta a partir do ano de 2010, sendo utilizadas principalmente para captura de larvas e foram instaladas ao anoitecer e retiradas após 12 h. Para avaliar as abundâncias dos estágios de desenvolvimento foi utilizado apenas os dados de captura das redes cônica-cilíndricas e para avaliar a assembleia de espécies foi utilizado este método combinado com as armadilhas luminosas. Os parâmetros ambientais foram medidos com sonda multiparâmetro: temperatura de água ($^{\circ}\text{C}$), pH, concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), enquanto que a transparência da água (cm) foi avaliada com o disco de Secchi.

Imediatamente após a realização dos arrastos, as amostras foram acondicionadas em frascos plásticos de 500 mL, e fixadas em formalina 4%. Em laboratório as amostras foram lavadas e, posteriormente, ovos e larvas de peixes foram separados do restante do material em placa de Bogorov sob microscópio estereoscópico. A identificação das larvas foi realizada até o menor nível taxonômico possível de acordo com Nakatani et al. (2001). Algumas larvas foram identificadas apenas até ordem ou família. Essa situação esteve restrita aos casos em que as larvas se apresentavam danificadas e que tinham perdido as características necessárias para a correta identificação. Os estágios de desenvolvimento larval foram identificados e separados de acordo com o grau de flexão da notocorda e desenvolvimento da nadadeira caudal e seus elementos de suporte (Nakatani et al., 2001). A categorização das espécies de acordo com as táticas reprodutivas foi estabelecida de acordo com a descrição de Reynalte-Tataje et al. (2008).

Análises estatísticas

Antes das análises, para verificar o pressuposto de independência e homogeneidade de dispersões multivariadas dentro dos grupos foi usando o teste de Homogeneidade das Dispersões Multivariadas (PERMDISP) (pacote *vegan*, Anderson et al., 2006). A análise de Variância Multivariada com Permutações (PERMANOVA) foi utilizada para testar a hipótese nula de que os diferentes ambientes não proporcionam uma segregação espacial dos estágios de desenvolvimento e das espécies. A PERMANOVA unifatorial foi aplicada a matriz de similaridade entre as amostras baseada no índice de Bray-Curtis para os estágios de desenvolvimento, e o índice de Jaccard para as espécies, e que

tiveram as significâncias testadas através de 9.999 permutações (pacote *vegan*, Oksanen et al., 2017).

A estimativa das densidades, a partir das amostras coletadas por redes cônica-cilíndricas, foram padronizadas para um volume de 10 m³ de água filtrada (Nakatani et al., 2001) e transformadas pela função $\log_{10}(x+1)$. Para valores significativos obtidos pela PERMANOVA, foi aplicado um teste de *pairwise* para identificar a semelhança entre o valor médio de cada fator ($p < 0,05$). A Análise Percentual de Similaridade (SIMPER) foi aplicada para determinar a contribuição individual de cada estágio de desenvolvimento e espécie, indicando aquelas que mais influenciaram o agrupamento dos ambientes definidos “*a priori*” (pacote *vegan*, Oksanen et al., 2017). Para as espécies, foi considerado o limiar de 70% de contribuição acumulada como valor de corte, de forma a incluir apenas as espécies com maior contribuição.

Para sumarizar os estágios de desenvolvimento e os fatores abióticos foi realizado a Análises de Correspondência Canônica (CCA) (Ter Braak, 1986). O teste de permutação de Monte Carlo foi realizado para testar a hipótese nula de independência entre as matrizes de variáveis respostas e variáveis explicativas, e para verificar a significância dos eixos canônicos através de 9.999 permutações ao nível de significância de 5%. O *Variance Inflation Factor* (VIF) foi usado para testar e remover colinearidade entre as variáveis explicativas (pacote *Mass*, Borcard, Gillet, & Legendre, 2011). As variáveis não apresentaram valores maiores que 4 como sugerido por Zuur, Ieno, & Elphick, (2010) sendo mantidas na análise. Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

Foram capturados 2.459 ovos (664 ovos/10m³) e 598 larvas (442 larvas/10m³) com as redes cônica-cilíndricas. Os ovos representaram 80,4% de todo o ictioplâncton coletado, e as larvas apenas 19,6%. A maior proporção de captura de ovos ocorreu nos ambientes lóticos, P-LO e T-LO, representando 90,2% e 92,0%, respectivamente. Larvas em estágio de larval vitelino ocorreram em maior proporção nos ambientes de transição, em P-TR corresponderam a 8,1% e em T-TR a 10,7%. Larvas em pré-flexão tiveram sua maior proporção de captura no ambiente lêntico P-LE, representando 80,7%. As larvas em estágios mais avançados de desenvolvimento, flexão e pós-flexão, tiveram suas maiores proporções de captura nos ambientes de transição T-TR, correspondendo a 9,8% e 4,5%, respectivamente (**Figura 2**).

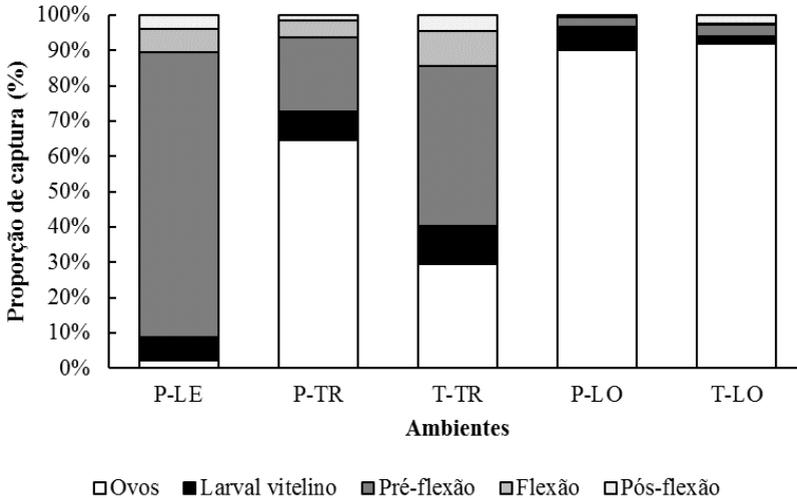


Figura 2: Proporção de captura de ovos e larvas de peixe nos distintos estágios de desenvolvimento coletados nos diferentes ambientes avaliados no alto rio Uruguai durante o período de 2002 a 2015. P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico.

A análise de PERMDISP foi significativa ($F=2,54$; $p(\text{perm})=0,03$) entre os grupos, mostrando que existe efeito de dispersão dos dados. A distribuição dos estágios de desenvolvimento foi diferente entre os ambientes de acordo com a PERMANOVA (Pseudo- $F=11,6$; $p<0,05$). O teste *pairwise* mostrou diferença significativa para as abundâncias médias entre P-LE e os ambientes P-LO, T-LO e P-TR, e entre P-LO e os ambientes P-TR e T-TR ($p<0,05$). O resultado do SIMPER mostrou que a dissimilaridade entre os pares significativos foi acima de 65% e que as abundâncias de ovos e do estágio de pré-flexão foram os que mais contribuíram para a diferença observada entre os ambientes (**Tabela 1**).

Tabela 1: Valores obtidos pela Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) dos estágios de desenvolvimento de peixes coletados no alto rio Uruguai no período de 2002 a 2015, sendo apresentados apenas os grupos que exibiram diferenças significativas pela PERMANOVA ($p < 0,05$). P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico, T-LO: Tributário-lótico; M. D. (%): Média de dissimilaridade em porcentagem; C. (%): Contribuição em porcentagem; C. A. (%): Contribuição acumulada em porcentagem; A. M. (A): Abundância média do ambiente A e A. M. (B): Abundância média do ambiente B.

P-LO (A) X P-LE (B)					
Influência	M. D. (%)	C. (%)	C. A. (%)	A. M. (A)	A. M. (B)
Pré-flexão		36,4	36,4	0,17	0,72
Ovos		35,4	71,8	0,64	0,07
Larval vitelino	80,6	17,6	89,4	0,21	0,18
Flexão		6,9	96,3	0,04	0,09
Pós-flexão		3,7	100,0	0,02	0,05
T-LO (A) X P-LE (B)					
Pré-flexão		34,4	34,4	0,23	0,72
Ovos		29,2	63,6	0,51	0,07
Larval vitelino	78,4	16,8	80,4	0,20	0,18
Pós-flexão		14,0	94,4	0,23	0,05
Flexão		5,6	100,0	0,02	0,09
P-LO (A) X P-TR (B)					
Ovos		37,2	37,2	0,64	0,30
Pré-flexão		28,8	66,0	0,17	0,39
Larval vitelino	71,2	20,0	86,0	0,21	0,16
Flexão		9,8	95,8	0,04	0,12
Pós-flexão		4,2	100,0	0,02	0,04

Tabela 1: *Continuação*

P-LO (A) X T-TR (B)					
Influência	M.D. (%)	C. (%)	C. A. (%)	A. M. (A)	A. M. (B)
Ovos		34,2	34,2	0,64	0,28
Pré-flexão		30,6	64,8	0,17	0,53
Larval vitelino	70,7	20,1	84,9	0,21	0,24
Flexão		13,2	98,1	0,04	0,18
Pós-flexão		1,9	100,0	0,02	0,01
P-LE (A) X P-TR (B)					
Pré-flexão		38,3	38,3	0,72	0,39
Ovos		23,4	61,7	0,07	0,30
Larval vitelino	67,3	19,6	81,3	0,18	0,16
Flexão		12,7	94,0	0,09	0,11
Pós-flexão		6,0	100,0	0,05	0,04

Os ambientes localizados no rio principal, P-TR e P-LO, apresentaram os menores valores de temperatura da água, oxigênio dissolvido e pH. O ambiente que apresentou os maiores valores para essas mesmas variáveis foi o ambiente de transição localizado nos tributários T-TR, que apresentaram também a maior condutividade elétrica e a menor transparência. O ambiente lântico, P-LE, apresentou a maior transparência da água. O ambiente P-LO apresentou maior oxigênio dissolvido e menor transparência da água, assim com T-TR (**Tabela 2**).

Tabela 2: Valores médios \pm desvio padrão e mínimo e máximo (entre parênteses) dos fatores abióticos coletados nas amostragens de rede cônica-cilíndrica e armadilha luminosa observadas nos ambientes da região do alto rio Uruguai entre 2002 e 2015. P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico.

Ambiente	Temperatura da água (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	pH	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Transparência da água (cm)
P-LE	22,9 \pm 4,6 (13,7-33,3)	8,2 \pm 1,9 (2,7-15,9)	7,4 \pm 1,1 (4,2-11,1)	39,2 \pm 11,5 (8,4-86,8)	144,6 \pm 67,6 (20,0-470,0)
P-TR	20,8 \pm 4,4 (11,4-34,0)	7,7 \pm 1,7 (3,5-12,7)	6,9 \pm 0,7 (5,5-9,1)	37,2 \pm 13,9 (16,5-101,6)	112,1 \pm 56,2 (10,0-245,0)
T-TR	23,3 \pm 4,8 (13,8-31,7)	8,4 \pm 1,7 (3,4-12,6)	7,5 \pm 0,9 (4,9-12,1)	71,6 \pm 18,6 (12,9-104,2)	91,8 \pm 40,2 (20,0-190,0)
P-LO	21,0 \pm 3,9 (11,5-31,8)	7,5 \pm 1,9 (2,2-14,3)	7,0 \pm 0,7 (4,7-9,8)	43,8 \pm 15,4 (23,7-105,0)	136,2 \pm 61,7 (28,0-340,0)
T-LO	21,3 \pm 4,9 (10,7-31,4)	8,4 \pm 1,7 (2,9-14,2)	7,3 \pm 0,8 (5,2-12,8)	55,5 \pm 25,2 (13,4-136,4)	104,5 \pm 60,9 (10,0-287,0)

O modelo gerado pela CCA foi significativo, indicando que há relação entre a abundância dos estágios de desenvolvimento e os fatores abióticos ($F=6,04$; $p<0,05$). Os dois primeiros eixos explicaram 98% de variância dos dados. A CCA 1 apresentou autovalor de 0,20 e explicou 85% da relação entre os estágios de desenvolvimento e os fatores abióticos. O eixo 2 (CCA 2) apresentou autovalor de 0,03 e a porcentagem de explicação foi de apenas 13% (**Figura 3**).

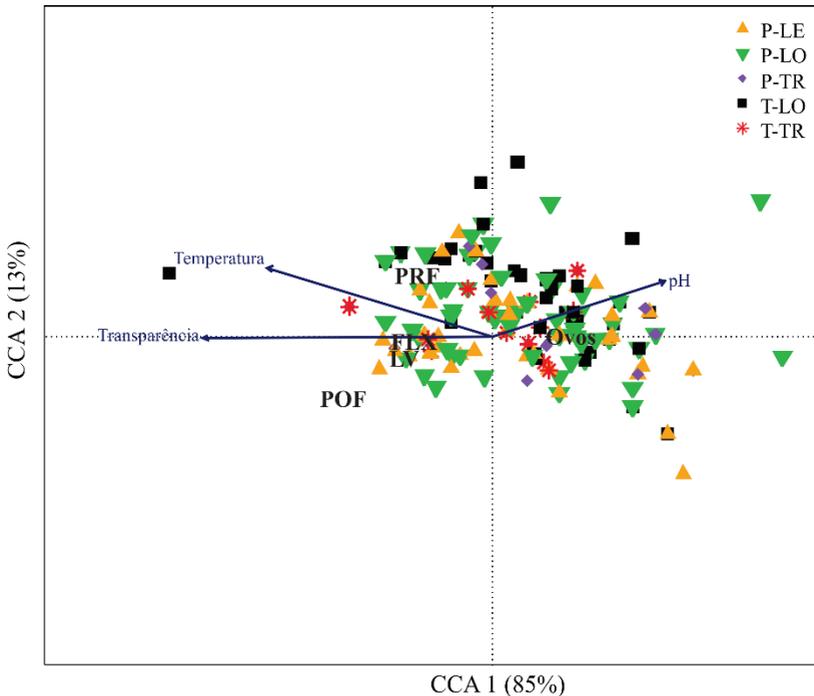


Figura 3: Análise de Correspondência Canônica (CCA) para a abundância de ovos e dos estágios larvais na região do alto rio Uruguai entre o período de 2002 a 2015. P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico, T-LO: Tributário-lótico; LV: Larval vitelino; PRF: Pré-flexão; FLX: Flexão e POF: Pós-flexão.

Todas as variáveis abióticas foram mantidas no modelo ($vif<4,0$), entretanto as que apresentaram significância foram apenas a temperatura da água ($R^2=0,14$; $p<0,05$), o pH ($R^2=0,08$; $p<0,05$) e a transparência

($R^2=0,23$; $p<0,05$). As variáveis abióticas estiveram correlacionadas com a CCA 1 principalmente a transparência da água. O ambiente T-LO apresentou forte correlação com os estágios de larval vitelino e flexão e esteve negativamente correlacionado com a temperatura da água. Em oposição projeta-se o pH correlacionado positivamente com os ambientes P-LO e T-TR associados aos ovos (**Figura 3**).

A ordem dos Characiformes contribuiu com 14 espécies distribuídas em 9 famílias e 6 táxons identificados apenas até o nível de gênero. A segunda ordem mais representativa foi a dos Siluriformes, que contribuiu com 13 espécies distribuídas em 7 famílias e 5 táxons identificados até gênero. As ordens Atheriniformes, Cypriniformes, Gymnotiformes e Perciformes juntas contribuíram com 6 espécies distribuídas em 5 famílias. As espécies com maior frequência de ocorrência para toda a área de estudo foram; *Astyanax lacustris* que correspondeu a 51,1% do total coletado, seguida de *Piabarchus stramineus* e *Schizodon nasutus* que corresponderam a 38,3% cada. Duas espécies exóticas estiveram presentes, *Cyprinus carpio* e a *Tilapia rendalli* que apresentaram frequência de ocorrência de apenas 8,5% e 2,1%, respectivamente. Alguns indivíduos foram identificados apenas como Characiformes e apresentaram frequência de ocorrência de 38,3%, Siluriformes 10,6%, Characidae 21,3%, Serrasalminae 29,8% e Pimelodidae 8,5%. A composição taxonômica foi composta por 26 espécies que apresentam migração reprodutiva de curta distância, tais como *Astyanax* aff. *scabripinnis* e *Pimelodus maculatus*, seguido de sete espécies sedentárias, como *Odontesthes* aff. *perugiae* e *A. lacustris* e uma que realiza migração reprodutiva de longa distância, *Megaleporinus obtusidens* (**Tabela 3**).

Tabela 3: Composição, tática reprodutiva (T.R.), frequência de ocorrência (F.O.%) e presença das espécies nos distintos ambientes amostrados na região do alto rio Uruguai entre 2002 e 2015. Valores em negritos representam F.O.% igual ou superior a 5%. X: indica a presença da espécie no respectivo ambiente, SD: sedentário, CD: migrador de curta distância, LD: migrador de longa distância, ***: sem informação.

Espécies	Ambientes							
	T.R.	F.O.%	P-LE	P-TR	T-TR	P-LO	T-LO	
Cypriniformes								
Cyprinidae								
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus,1758	SD	8,5	x	x		x		
Characiformes								
Characiformes		38,3	x	x	x	x	x	
Acestrorhynchidae								
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	CD	14,9	x	x	x	x		
Anostomidae								
<i>Leporinus amae</i> Godoy, 1980	CD	17,0	x		x	x	x	
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	LD	19,1	x	x	x	x	x	
<i>Leporinus</i> sp.		6,4				x	x	
<i>Schizodon nasutus</i> Kner,1858	CD	38,3	x	x	x	x	x	
Characidae								
Characidae		21,3	x	x	x	x	x	
Cynopotaminae								
<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)	CD	6,4			x		x	

Tabela 3: Continuação

Espécies	Ambientes							
	T.R.	F.O.%	P-LE	P-TR	T-TR	P-LO	T-LO	
Serrasalminae		29,8	x		x	x	x	
Tetragonopterinae								
<i>Asyanax lacustris</i> (Cope, 1894)	SD	51,1	x	x	x	x	x	
<i>Asyanax</i> aff. <i>eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	CD	6,4	x				x	
<i>Asyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	CD	36,2	x	x	x	x	x	
<i>Asyanax</i> spp.		10,6	x		x		x	
<i>Asyanax</i> aff. <i>scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	CD	34,0	x		x	x	x	
<i>Bryconamericus</i> spp.	CD	21,3	x	x		x	x	
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	CD	27,7	x	x	x	x	x	
<i>Piabarchus stramineus</i> Eigenmann, 1908	CD	38,3	x	x	x	x	x	
<i>Oligosarcus</i> spp.	CD	12,8	x		x	x		
<i>Oligosarcus brevioris</i> Menezes, 1987	CD	6,4	x		x	x		
<i>Oligosarcus</i> cf. <i>jenynsii</i> (Günther, 1864)	CD	19,1	x	x	x	x	x	
Curimatidae								
<i>Steindachnerina</i> spp.	CD	23,4	x	x	x	x	x	
Erythrinidae								
<i>Hoplias</i> spp.	SD	27,7	x		x	x	x	

Tabela 3: Continuação

Espécies	T.R.	F.O.%	Ambientes						
			P-LE	P-TR	T-TR	P-LO	T-LO		
Parodontidae									
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	CD	36,2	x	x	x	x	x	x	
Siluriformes		10,6	x			x		x	
Auchenipteridae									
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	SD	2,1	x						
Callichthyidae									
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	SD	2,1	x						
Heptapteridae									
<i>Pimelodella laticeps</i>	CD	10,6		x			x	x	
<i>Rhamdella longiuscula</i> Lucena & da Silva, 1991	CD	4,3	x					x	
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	CD	27,7	x	x	x		x	x	
Loricariidae									
<i>Hypostomus</i> spp.	SD	6,4	x	x				x	
<i>Loricariichthys</i> spp.	SD	2,1			x				
<i>Paraloricaria vetula</i> (Valenciennes, 1835)	SD	2,1					x		

Tabela 3: Continuação

Espécies	T.R.	F.O.%	Ambientes						
			P-LE	P-TR	T-TR	P-LO	T-LO		
Pimelodidae		8,5		x			x	x	
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	CD	6,1	x	x	x		x		
<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Lütken, 1874)	CD	17,0	x				x	x	
<i>Pimelodus</i> sp.		17,0	x	x	x		x		
<i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta, 1995	CD	12,8	x	x			x	x	
<i>Pimelodus atrobrunneus</i> Vidal & Lucena, 1999	CD	8,5					x	x	
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	CD	19,1	x		x		x	x	
Pseudopimelodidae									
<i>Microglanis eurystoma</i> Malabarba & Mahler, 1998	CD	6,4	x				x	x	
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1835)	CD	2,1					x		
Trichomycteridae									
<i>Paravandellia bertoni</i> Miranda Ribeiro, 1912	***	2,1					x		
<i>Tricomycetus</i> sp.	SD	2,1	x						
Gymnotiformes									
Sternopygidae									
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	SD	4,3						x	

Tabela 3: Continuação

Espécies	Ambientes							
	T.R.	F.O.%	P-LE	P-TR	T-TR	P-LO	T-LO	
Atheriniformes								
Atherinidae								
<i>Odontesthes</i> aff. <i>perugiae</i> Evermann & Kendall, 1906	SD	10,6		x	x	x	x	
Perciformes								
Cichlidae		4,3				x	x	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	SD	2,1		x				
<i>Tilapia rendalli</i> (Linnaeus, 1758)	SD	2,1			x			
Sciaenidae								
<i>Pachyurus bonariensis</i> /Steindachner, 1879	CD	4,3					x	

A análise de PERMDISP foi significativa ($F=6,25$; $p(\text{perm})<0,05$) entre os grupos, mostrando que existe efeito de dispersão dos dados para as espécies. A distribuição das espécies foi diferente entre os ambientes de acordo com a PERMANOVA (Pseudo- $F=2,41$; $p<0,05$). O teste *pairwise*, mostrou diferença significativa para as espécies entre P-LE e os demais ambientes, P-LO, P-TR, T-LO e T-TR, e entre T-LO e T-TR ($p<0,05$). A análise de SIMPER mostrou dissimilaridade entre a composição de espécies para os pares significativos mostrando que a dissimilaridade entre os pares significativos foi acima de 64%. As espécies que mais contribuíram para a diferença entre os ambientes foram *A. lacustris* e *B. stramineus* (**Tabela 4**).

Tabela 4: Valores da Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) para as espécies coletados no alto rio Uruguai no período de 2001 a 2015 entre os ambientes que apresentaram diferença significativa ($p<0,05$). P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico e T-LO: Tributário-lótico; M. D. (%): Média de dissimilaridade em porcentagem; C. (%): Contribuição em porcentagem; C. A. (%): Contribuição acumulada em porcentagem; A. M. (A): Abundância média do ambiente A e A. M. (B): Abundância média do ambiente B.

		P-LE (A) X P-TR (B)				
Pares (A x B)	Influência	M.D. (%)	C. (%)	C. A. (%)	A. M. (A)	A. M. (B)
P-LE (A) x P-TR (B)	<i>A. lacustris</i>	69,2	8	8	0,17	0,00
	<i>A. affinis</i>		8,2	16,2	0,13	0,05
	<i>B. stramineus</i>		7,8	24	0,06	0,12
	<i>A. aff. fasciatus</i>		7,8	31,8	0,1	0,06
	<i>M. obtusidens</i>		7,4	39,2	0,02	0,14
	<i>O. jenynsii</i>		6,9	46,1	0,05	0,10
	<i>B. iheringii</i>		5,7	51,8	0,01	0,11
	<i>C. carpio</i>		4,7	56,5	0,07	0,03
	<i>S. nasutus</i>		4,5	61	0,03	0,07
	Serrasalminae		4,2	65,2	0,09	0,00
	Characiformes		3,4	68,6	0,02	0,05
	<i>A. pantaneiro</i>		3,3	71,9	0,03	0,03

Tabela 4: *Continuação*

		T-TR (A) X P-LE (B)				
Pares (A x B)	Influência	M.D. (%)	C. (%)	C. A. (%)	A. M. (A)	A. M. (B)
T-TR (A) x P-LE (B)	<i>A. lacustris</i>		11,1	11,1	0,14	0,17
	<i>B. stramineus</i>		11,0	22,1	0,22	0,06
	<i>M. obtusidens</i>		10,1	32,2	0,20	0,02
	<i>S. nasutus</i>		8,1	40,3	0,20	0,03
	<i>A. affinis</i>	67,1	7,3	47,6	0,05	0,13
	Serrasalminae		7,0	54,6	0,10	0,09
	<i>Steindachnerina</i> spp.		5,5	60,1	0,11	0,02
	<i>A. aff. fasciatus</i>		4,8	64,9	0,00	0,11
	<i>Hoplias</i> spp.		3,8	68,7	0,02	0,07
	<i>B. iheringii</i>		3,3	72,0	0,07	0,01
		T-TR (A) X P-LO (B)				
T-TR (A) x P-LO (B)	<i>B. stramineus</i>		10,7	10,7	0,22	0,05
	<i>S. nasutus</i>		9,7	20,4	0,19	0,06
	<i>M. obtusidens</i>		9,2	29,6	0,19	0,03
	<i>Steindachnerina</i> spp.		6,6	36,2	0,10	0,05
	<i>A. lacustris</i>		6,3	42,5	0,14	0,03
	<i>A. aff. scabripinnis</i>	67,0	5,6	48,1	0,04	0,09
	<i>B. iheringii</i>		5,5	53,6	0,06	0,07
	Serrasalminae		4,9	58,5	0,10	0,03
	<i>O. jenynsii</i>		4,4	62,9	0,01	0,10
<i>A. affinis</i>		4,2	67,1	0,06	0,05	
<i>Pimelodus</i> sp.		4,1	71,2	0,03	0,06	

Tabela 4: *Continuação*

		T-TR (A) X P-LE (B)				
Pares (A x B)	Influência	M.D. (%)	C. (%)	C. A. (%)	A. M. (A)	A. M. (B)
T-TR (A) x P-LE (B)	<i>A. lacustris</i>		11,1	11,1	0,14	0,17
	<i>B. stramineus</i>		11,0	22,1	0,22	0,06
	<i>M. obtusidens</i>		10,1	32,2	0,20	0,02
	<i>S. nasutus</i>		8,1	40,3	0,20	0,03
	<i>A. affinis</i>	67,1	7,3	47,6	0,05	0,13
	Serrasalmiinae		7,0	54,6	0,10	0,09
	<i>Steindachnerina</i> spp.		5,5	60,1	0,11	0,02
	<i>A. aff. fasciatus</i>		4,8	64,9	0,00	0,11
	<i>Hoplías</i> spp.		3,8	68,7	0,02	0,07
	<i>B. iheringii</i>		3,3	72,0	0,07	0,01
		T-TR (A) X P-LO (B)				
T-TR (A) x P-LO (B)	<i>B. stramineus</i>		10,7	10,7	0,22	0,05
	<i>S. nasutus</i>		9,7	20,4	0,19	0,06
	<i>M. obtusidens</i>		9,2	29,6	0,19	0,03
	<i>Steindachnerina</i> spp.		6,6	36,2	0,10	0,05
	<i>A. lacustris</i>	67,0	6,3	42,5	0,14	0,03
	<i>A. aff. scabripinnis</i>		5,6	48,1	0,04	0,09
	<i>B. iheringii</i>		5,5	53,6	0,06	0,07
	Serrasalmiinae		4,9	58,5	0,10	0,03
	<i>O. jenynsii</i>		4,4	62,9	0,01	0,10
	<i>A. affinis</i>		4,2	67,1	0,06	0,05

Tabela 4: *Continuação*

		P-LE (A) X P-LO (B)				
Pares (A x B)	Influência	M.D. (%)	C. (%)	C. A. (%)	A. M. (A)	A. M. (B)
P-LE (A) x P-LO (B)	<i>A. lacustris</i>		9,0	9,0	0,17	0,02
	<i>A. affinis</i>		7,5	16,5	0,13	0,05
	<i>A. aff. fasciatus</i>		7,0	23,5	0,11	0,05
	<i>O. jenynsii</i>		6,8	30,3	0,05	0,10
	Serrasalminae		5,5	35,8	0,09	0,03
	<i>B. stramineus</i>		5,3	41,1	0,06	0,05
	<i>A. aff. scabripinnis</i>	64,1	4,8	45,9	0,01	0,09
	<i>C. carpio</i>		3,9	49,8	0,07	0,01
	Characiformes		3,8	53,6	0,02	0,06
	<i>B. iheringii</i>		3,7	57,3	0,01	0,07
	<i>S. nasutus</i>		3,8	61,1	0,03	0,06
	<i>Hoplias</i> spp.		3,5	64,6	0,07	0,01
	<i>Siluriformes</i>		3,5	68,1	0,02	0,04
	<i>Bryconamericus</i> spp.		3,3	71,4	0,01	0,06
		P-LE (A) X T-LO (B)				
P-LE (A) x T-LO (B)	<i>A. lacustris</i>		9,0	9,0	0,17	0,08
	<i>B. stramineus</i>		9,1	18,1	0,06	0,15
	Serrasalminae		7,4	25,5	0,09	0,10
	<i>S. nasutus</i>		6,5	32,0	0,03	0,14
	<i>A. affinis</i>		5,9	37,9	0,13	0,01
	<i>A. aff. fasciatus</i>		5,5	43,4	0,11	0,02
	<i>A. aff. scabripinnis</i>	64,1	4,6	47,8	0,09	0,10
	<i>B. iheringii</i>		4,2	52,0	0,01	0,09
	<i>R. quelen</i>		4,1	56,1	0,01	0,08
	<i>Bryconamericus</i> spp.		4,0	60,1	0,01	0,08
	<i>Steindachnerina</i> spp.		4,0	64,1	0,01	0,08
	<i>Hoplias</i> spp.		3,7	67,8	0,06	0,03
<i>O. jenynsii</i>		3,4	71,2	0,05	0,02	

DISCUSSÃO

Neste estudo os resultados indicam segregação dos estágios de desenvolvimento entre os ambientes caracterizados como lênticos, lóticos e de transição. De modo geral, os ambientes lóticos mostraram-se importantes como locais para ovos. Em contrapartida, os ambientes lênticos, que neste trabalho foram localizados nos reservatórios formados por barramentos, apresentaram condições inadequadas para o desenvolvimento de ictioplâncton de algumas espécies de peixes, e os ambientes de transição, se mostraram importantes áreas para as larvas. Entre as espécies, ocorreu domínio de algumas sendo as maiores contribuintes espécies de médio e pequeno porte, sedentárias ou de curta migração.

Os ambientes lóticos existentes no alto Uruguai, tanto no rio principal quanto nos tributários atuaram como locais de desova e deriva de ovos. Esses ambientes desempenham um importante papel na manutenção de algumas populações de peixes, por oferecerem condições adequadas para a desova. Nesses ambientes a correnteza da água contribui para a movimentação dos ovos pelágicos e semi-densos evitando a decantação, abrasão ao substrato e o acúmulo de matéria inorgânica, na superfície dos ovos que impossibilitariam as trocas metabólicas (Bilkovic, Hershner, & Olney, 2002; Worthington et al., 2014). A correnteza da água ainda é responsável por conduzir os ovos e as larvas recém-eclodidas do local de desova até ambientes de criação (Baumgartner et al., 2004).

Importante ressaltar que algumas espécies utilizam locais correntosos para desovar devido à baixa transparência da água, sendo uma adaptação para evitar predadores visuais, e assim aumentar a taxa de sobrevivência da prole (Agostinho, Gomes, & Pelicice, 2007). Suzuki & Pompeu (2016) encontraram padrão semelhante; maior quantidade de ovos em trecho lótico de um rio tributário na região do rio Grande, bacia do rio Paraná. Reynalte-Tataje et al. (2012), também encontraram maiores densidades de ovos na porção inferior de alguns tributários lóticos da região do alto rio Uruguai, demonstrando a importância desses afluentes que apresentam seções lóticas em sua estrutura para a desova de peixes.

A baixa captura de ovos nos ambientes lênticos e de transição pode estar relacionado ao método de coleta que foi utilizado para a captura de ovos nesse estudo. As redes cônicas-cilíndricas inviabilizam a captura de ovos demersais ou aderentes, depositados sobre pedras, vegetação ou ninhos (Nakatani et al., 2001). Reynalte-Tataje et al. (2011), relataram o mesmo problema para trabalho realizado no rio Ivinhema na bacia do

Paraná onde coletaram principalmente ovos adaptados a ambientes lóticos. Em ambientes lênticos é relatado a presença de espécies que utilizam as margens desses ambientes para a postura de ovos adesivos e construção de ninhos (Agostinho, Gomes, & Pelicice, 2007) como o lambari, *A. aff. fasciatus*, carpa, *C. carpio*, cará, *Geophagus brasiliensis* e traíras, *Hoplias* spp. capturados em ambientes lênticos de reservatórios da região do alto Uruguai (Lima, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2017; Schork & Zaniboni-Filho, 2017).

A baixa proporção de captura de ovos nos ambientes lênticos se justifica pelo fato de que os ovos são conduzidos passivamente pela correnteza dos locais de desova até locais propícios para o desenvolvimento das larvas (Baumgartner et al., 2004). Entretanto, a presença de ambientes lênticos, como os formados por barramentos, entre esses locais importantes para o ciclo de vida dos peixes, podem se tornar uma grande armadilha ecológica para ovos pelágicos e larvas que derivam até esses ambientes. O ambiente lêntico do reservatório caracteriza-se por apresentar transparência da água alta e baixa correnteza (Agostinho et al., 2002), fatores que são determinantes para a sobrevivência de ovos pelágicos e estágios larvais. Devido a fragilidade e limitada mobilidade, acabam decantando ou sendo capturados por diferentes predadores visuais, como peixes forrageiros que dominam os reservatórios (Agostinho et al., 2002; Ziober, Bialecki, & Mateus, 2012) e que são favorecidos pela alta transparência facilitando a visualização das presas e diminuindo as chances de recrutamento (Humphries & Lake, 2000).

Os ambientes de transição caracterizam-se por serem perenes ou temporários que apresentam condições biológicas, físicas e químicas adequadas ao crescimento das larvas de peixes (Humphries, King, & Koehn, 1999; Houde, 2002). Disponibilidade de alimento, baixa velocidade da água, temperaturas mais quentes, ambientes pouco profundos, baixa transparência da água, heterogeneidade de *micro-habitat* e presença de refúgios são algumas das características dessas áreas que favorecem o desenvolvimento dos estágios larvais (Keckeis et al., 1997; King, 2004; Price et al., 2012; Silva, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2012). A ausência de planície de inundação na região do alto rio Uruguai faz com que os ambientes como poços e remansos, que apresentam características transicionais, sejam áreas importantes para a criação das larvas de peixes. Ávila-Simas, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho (2014), em trabalho realizado em um tributário da região, encontraram larvas a partir de pré-flexão associadas a ambientes de poços. Já em um trabalho realizado no rio Broken (Austrália), King

(2004) encontrou larvas de *Retropinna semoni* e *C. carpio* em estágios entre flexão e pós-flexão associadas a áreas de remanso.

Grande parte dos trabalhos realizados na região do alto Uruguai registraram maiores porcentagens de captura de ovos do que larvas (Corrêa et al., 2011; Hermes-Silva, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2009; Reynalte-Tataje et al., 2012) quando comparado com outras bacias hidrográficas brasileiras, como a do Paraná, onde as proporções de ovos e larvas são parecidas (Baumgartner et al., 2004; Reynalte-Tataje et al., 2011). A baixa captura de larvas pode ter relação com a mortalidade dos ovos causada pela topográficas da região. No alto Uruguai a sucessão de poços e corredeiras aumentam as taxas de mortalidade dos ovos por decantação ou choque mecânico (Corrêa et al., 2011) bem como a ausência de planície de inundação, onde as larvas encontram refúgio e alimento em abundância (Naus & Adams, 2018). A mortalidade se acentuada também pela presença das barragens instaladas na região que não somente funcionam como armadilha ecológica mas impede a deriva de ovos e larvas para o ambiente de alimentação e crescimento a jusante da barragem (Pelicice, Pompeu & Agostinho, 2015).

O mosaico de ambientes existentes na região do alto Uruguai, mesmo depois da instalação das barragens, favorece ainda a reprodução e o recrutamento de várias espécies. Mesmo o ambiente lêntico formado por barragens pode favorecer a manutenção da diversidade específica da comunidade de peixes através da variação do nível dos reservatórios. Amostragem de juvenis em dois reservatórios da região do alto Uruguai indicaram que a variação no nível do reservatório foi capaz de modificar a diversidade de espécies. As condições hidrológicas beneficiaram o recrutamento de algumas guildas reprodutivas e dificultaram de outros (Lima, Reynalte-Tataje, & Zaniboni-Filho, 2017) permitindo a manutenção da ictiofauna na área de influência do reservatório e que apresentam interesse para a pesca local (Schork & Zaniboni-Filho, 2017).

Os parâmetros abióticos da região parecem ser fortemente afetados pelas águas dos tributários. O uso da terra no entorno da bacia hidrográfica pode modificar as características físico-químicas da água. A região onde se encontram os tributários do alto Uruguai é uma importante produtora de aves e suínos sendo os resíduos da produção muitas vezes descartados nos tributários sem qualquer tratamento (Zaniboni-Filho & Schulz, 2003). A matéria orgânica proveniente dessas atividades aumenta a quantidade de partículas sólidas suspensas na água modificando o pH, turbidez, temperatura, dureza e condutividade elétrica da água (Duarte & Araújo, 2001). Alterações nos parâmetros abióticos da água podem acarretar prejuízos ao recrutamento das formas jovens. Nessa fase a

sensibilidade a mudanças nas variáveis abióticas podem acarretar mortalidade massivas diminuindo as taxas de recrutamento. O pH, por exemplo, pode provocar perturbações na osmorregulação podendo ser um limitador para a sobrevivência de peixes, principalmente nos estágios iniciais (Gosmann & Nuñez, 2015).

A construção de uma UHE altera o ambiente de maneira que afeta a composição e a abundância das espécies. De acordo com Reynalte-Tataje et al. (2012), a presença de barramentos na região do alto Uruguai transformou a ictiofauna local, predominando espécies de pequeno e médio porte com fecundação externa, sedentárias e de curta migração. Espécies que não demandam condições muito específicas do ambiente para completarem seu ciclo de vida são mais capazes de manter as suas populações, e por isso passam a dominar a assembleia de larvas em diferentes ambientes (Bailly, Agostinho, & Suzuki, 2008), como os lambaris, *A. lacustris*, *P. stramineus*, e a voga, *S. nasutus*, que foram as espécies mais abundantes nesse estudo.

As espécies mais afetadas pelas cascatas de reservatórios são as que realizam migrações reprodutivas de longas distâncias, precisando de trechos longos e de características lóticicas para concluir o processo reprodutivo (Agostinho, Gomes & Pelicice, 2007). A única espécie capturada que realiza migração de longa distância foi *M. obtusidens*. A captura de apenas uma espécie migradora de longa distância em um logo período de amostragem, alerta para o preocupante estado de conservação em que se encontra as espécies reofílicas no alto rio Uruguai.

Muitos estudos se concentram em restaurar e preservar ambientes utilizados pelos indivíduos adultos, entretanto esse trabalho mostra a importância do mosaico de ambientes que possibilita que diferentes espécies de peixes consigam completar seu ciclo de vida buscando os ambientes adequados às suas desovas, ao bom desenvolvimento de sua prole e, conseqüentemente, à garantia de recrutamento principalmente em rios regulados por barragens.

Para fins desse estudo, sugerimos a preservação dos ambientes lóticicos e de transição que são importantes para as desovas e crescimento das larvas. Além disso, as instalações de novos empreendimentos hidrelétricos devem considerar não somente a preservação, mas a manutenção dos locais de desova e criação a fim de reduzir o impacto sobre os estoques e a biodiversidade das espécies.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos colegas de trabalho do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/UFSC) pela ajuda na amostragem de campo, triagem e identificação e a Dra. Josiane Ribolli e Dra. Samara Hermes Silva pela leitura e contribuições ao trabalho. Esse estudo teve o suporte financeiro da Engie Brasil Energia e dos consórcios Itá e Machadinho, além do apoio com bolsas de estudo e de produtividade fornecidas pela CAPES (cal) e CNPq (ezf), respectivamente.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Fernandez, D. R., & Suzuki H. I. (2002). Efficiency of fish ladders for Neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18, 299-306. doi: 10.1002/rra.674
- 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. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14, 11-19. doi: <https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, PR: Eduem.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, C. L. S., Ortega, J. C. G., & Pelicice, M. F. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26–36. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.00>
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683–693. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x
- Ávila-Simas, S., Reynalte-Tataje, D. A., & Zaniboni-Filho, E. (2014). Pools and rapids as spawning and nursery areas for fish in a river stretch without floodplains. *Neotropical Ichthyology*, 12, 611-622. doi: 10.1590/1982-0224-20130116

- Bailly, D., Agostinho, A. A., & Suzuki, H. I. (2008). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications*, 24, 1218–1229. doi: 10.1002/rra.1147
- Baumgartner, G., Nakatani, K., Gomes, L. C., Bialecki, A., Sanches, P. V., & Makrakis, M. C. (2004). Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the Upper Paraná River, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71, 115-125. doi: <https://doi.org/10.1007/s10641-004-0098-z>
- Bilkovic, D. M., Hershner, C. H., & Olney, J. E. (2002). Macroscale assessment of American Shad spawning and nursery habitat in the Mattaponi and Pamunkey Rivers, Virginia. *North American Journal of Fisheries Management*, 22, 1176-1192. doi:[http://dx.doi.org/10.1577/15488675\(2002\)022<1176:MAOASS>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/15488675(2002)022<1176:MAOASS>2.0.CO;2)
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R*. New York, NY: Springer. doi: 10.1007/978-1-4419-7976-6
- Corrêa, R. N., Hermes-Silva, S., Reynalte-Tataje, D. A., & Zaniboni-Filho, E. (2011). Distribution and abundance of fish eggs and larvae in three tributaries of the Upper Uruguay River (Brazil). *Environmental Biology of Fish*, 91, 51-61. doi: 10.1007/s10641-010-9759-x
- Da Silva, P. S., Makrakis, M. C., Miranda, L. E., Makrakis, S., Assumpção, L., Paula, S., Dias, J. H. P., & Marques, H. (2015). Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná River. *River Research and Applications*, 31, 313–322. doi: 10.1002/rra.2755
- Di Persia, D. H., & Neiff, J. J. (1986). The Uruguay River System. In B. R. Davis, & K. F. Walker (Eds.), *The ecology of river systems* (pp. 599-621). Dordrecht, NLD: Dr. W. Junk Publishers.
- Duarte, S., & Araújo, F. G. (2001). Abundância relativa e distribuição de *Loricariichthys spixii* (Steindachner) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista*

- Brasileira de Zoologia*, 18, 465–477. doi:
<http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752001000200017>
Frantine-Silva, W., Sofia, S. H., & Almeida, F. S. (2015). DNA barcoding of freshwater ichthyoplankton in the Neotropics as a tool for ecological monitoring. *Molecular Ecology Resources*, 15, 1226–1237. doi: 10.1111/1755-0998.12385
- Fullerton, A. H., Burnett, K. M., Steel, E. A., Flitcroft, R. L., Pess, G. R., Feist, B. E., Torgersen, C. E., Miller, D. J., & Sanderson, B. L. (2010). Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55, 2215–2237. doi: 10.1111/j.1365-2427.2010.02448.x
- Gogola, T. M., Daga, P. S., Gubiani, É. A., Da Silva, P. L. R., & Sanches, P. V. (2016). The role of submerged trees in the early development of fishes in a Neotropical reservoir. *Journal of Fish Biology*, 89, 355–368. doi:10.1111/jfb.12966
- Gosmann, M. A., & Nuñez, A. P. O. (2015). Egg incubation and larval rearing of piava, *Leporinus obtusidens*: effect of pH. *Boletim do Instituto de Pesca*. 41, 319 – 326. doi:
http://www.pesca.agricultura.sp.gov.br/41_2_319-326.pdf
- Haxton, T. J., & Findlay, C. S. (2008). Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, 437-447. doi:
<https://doi.org/10.1139/f07-175>
- Hermes-Silva, S., Reynalte-Tataje, D. A., & Zaniboni-Filho, E. (2009). Spatial and temporal distribution of ichthyoplankton in the Upper Uruguay River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52, 933-944. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132009000400017>
- Houde, E. D. (2002). Mortality. In L. A. Fuiman, L. A., & R. G. Werner (Eds.), *Fishery science the unique contributions of early life stages* (pp. 64-87). Oxford, UK: Blackwell Sciences
- Humphries, P., King, A. J., & Koehn, J. D. (1999). Fish, flow and flood plains: links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River system, Australia. *Environmental Biology of Fishes*, 56, 129-151. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1007536009916>

Humphries, P., & Lake, P. S. (2000). Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 16, 421–432. doi:10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<421::AID-RRR594>3.0.CO;2-4

Kallasvuo, M., Vanhatalo, J., & Veneranta, L. (2017). Modeling the spatial distribution of larval fish abundance provides essential information for management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74, 636–649. doi: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0008>

Keckeis, H., Winkler, G., Flore, L., Reckendorfer, W., & Schiemer, F. (1997). Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitats of nase, *Chondrostoma nasus* in the river Danube, Austria. *Folia Zoologica*, 46, 133–150.

King, A. J. (2004). Ontogenetic patterns of habitat use by fishes within the main channel of an Australian floodplain river. *Journal of Fish Biology*, 65, 1582–1603. doi:10.1111/j.1095-8649.2004.00567.x

Lima, F. T. de, Reynalte-Tataje, D. A., & Zaniboni-Filho, E. (2017). Effects of reservoirs water level variations on fish recruitment. *Neotropical Ichthyology*, 15, doi: 10.1590/1982-0224-20160084

Lopes, C. A., Garcia, V., Reynalte-Tataje, D. A., Zaniboni-Filho, E., & Nuñez, A. P. O. (2014). Temporal distribution of ichthyoplankton in the Forquilha River, upper Uruguay River – Brazil: Relationship with environmental factors. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 36, 59–65. doi: <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v36i1.17993>

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

Naus, C. J., & Adams, S. R. (2018). Fish nursery habitat function of the main channel, floodplain tributaries and oxbow lakes of a medium-sized river. *Ecology of freshwater fish*, 27, 4–18. doi: 10.1111/eff.12319

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2017). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., & Agostinho, A. A. (2015). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16, 697–715. doi: 10.1111/faf.12089

Price, A. E. P., Humphries, P., Gawne, B., & Thoms, M. C. (2012). Effect of discharge regulation on slackwater characteristics at multiple scales in a lowland river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70, 253–262. doi: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0164>

Quist, M. C., Pember, K. R., Guy, C. S., & Stephen, J. L. (2004). Variation in larval fish communities: implications for management and sampling designs in reservoir systems. *Fisheries Management and Ecology*, 11, 107–116. doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00381.x

R Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Reynalte-Tataje, D. A., Hermes-Silva, S., Weiss, L. A., & Zaniboni-Filho, E. (2008). Distribuição e abundância temporal do ictioplâncton no Alto Rio Uruguai. In E. Zaniboni-Filho, & A. P. O. Nuñez (Eds.), *Reservatório de Itá: estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna* (pp. 127-158). Florianópolis, BR: Editora da UFSC.

Reynalte-Tataje, D. A., Nakatani, K., Fernandes, R., Agostinho, A. A., & Bialecki, A. (2011). Temporal distribution of ichthyoplankton in the Ivinhema River (Mato Grosso do Sul State/Brazil): Influence of environmental variables. *Neotropical Ichthyology*, 9, 427-436. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011005000017>

Reynalte-Tataje, D. A., Agostinho, A. A., Bialecki, A., Hermes-Silva, S., Fernandes, R., & Zaniboni-Filho, E. (2012). Spatial and temporal variation of the ichthyoplankton in a subtropical river in Brazil.

Environmental Biology of Fishes, 94, 403-419. doi: 10.1007/s10641-011-9955-3

Santin, M., Bialecki, A., Assakawa, L. F., & Taguti, T. L. (2009). Abundância e distribuição temporal de larvas de *Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae), em uma baía do pantanal matogrossense. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 31, 65-71. doi: <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v31i1.306>

Schork, G., & Zaniboni-Filho, E. (2017). Structure dynamics of a fish community over ten years of formation in the reservoir of the hydroelectric power plant in upper Uruguay River. *Brazilian Journal of Biology*, 77. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.17015>

Silva, P. A. da, Reynalte-Tataje, D. A., & Zaniboni-Filho, E. (2012). Identification of fish nursery areas in a free tributary of an impoundment region, upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 425-438. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012005000012>

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. *Fisheries Management and Ecology*, 23, 99–108. doi: 10.1111/fme.12159

Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179. doi: 10.2307/1938672

Ward, J.V., & Tockner, K. (2001). Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46, 807–819. doi: 10.1046/j.1365-2427.2001.00713.x

Worthington, T. A., Brewer, S. K., Farless, N., Grabowski, T. B., & Gregory, M. S. (2014). Interacting effects of discharge and channel morphology on transport of semi buoyant fish eggs in large, altered river systems. *Plos one*, 9, 1-9. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096599>

Zaniboni-Filho, E., & Schulz, U. H. (2003). Migratory fishes of the Uruguay River In J. Carolsfeld, B. Harvery, A. Baer, & C. Ross (Eds.). *Migratory fishes of the South America: Biology, social, importance and*

conservation status (pp. 135-168). Victoria, AUS: World Fisheries Trust.

Zaniboni-Filho, E., Ribolli, J., Hermes-Silva, S., & Nuñez, A. P. O. (2017). Wide reproductive period of a long-distance migratory fish in a subtropical river, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 15, 3-8. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20160135>

Ziober, S. R., Bialetzki, A., & Mateus, L. A. de F. (2012). Effect of abiotic variables on fish eggs and larvae distribution in headwaters of Cuiabá River, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 123-132. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012000100012>

Ziober, S. R., Reynalte-Tataje, D. A., & Zaniboni-Filho, E. (2015). The importance of a conservation unit in a subtropical basin for fish spawning and growth. *Environmental Biology of fish*, 98, 725-737. doi: <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0307-y>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Method in Ecology and Evolution*, 1, 3-14. doi: 10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

CAPÍTULO II

VARIAÇÃO ESPACIAL E INTERANUAL DO ICTIOPLÂNCTON EM UM RIO SUBTROPICAL IMPACTADO POR BARRAGENS

Submissão na Neotropical Ichthyology

Varição espacial e interanual do ictioplâncton em um rio subtropical impactado por barragens

Carolina Antonieta Lopes ^{a,b} e Evoy Zaniboni-Filho ^{a,b}

^a Programa de Pós-Graduação em Aquicultura - Centro de Ciências Agrárias - Rodovia Admar Gonzaga, nº 1346, Itacorubi, Florianópolis/SC-Brasil, CEP 88034-001 - Universidade Federal de Santa Catarina-Departamento de Aquicultura

^b Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce - Rodovia Francisco Thomaz dos Santos, nº 3532, Armação do Pântano do Sul, Florianópolis/SC-Brasil, CEP 88066-260 - Universidade Federal de Santa Catarina-Departamento de Aquicultura

ABSTRACT

The aim of the study was to test the hypothesis that the ichthyoplankton abundance presents spatial and temporal heterogeneity due to the construction of dams and the occurrence of climatic manifestations in the Upper Uruguay River region. It was analyzed the ichthyoplankton collected bimonthly between 2006 and 2012. The abundance of ichthyoplankton presented spatial segregation with higher averages in the environments located in the tributaries. Temporally the distribution of abundance may be related to the limnological characteristics of the environments, in addition to other abiotic variables that were influenced by the occurrence of climatic manifestations. While *El Niño* may have favored the reproductive activity of fish, *La Niña* may have affected inversely. During the period, the SACZ were recorded on the region, which could cause rainfall and thus stimulate the reproductive activity of fish community. This work suggests the importance of the existing tributaries in the Upper Uruguay River, under the direct effect of cascade dams, as environments that maintain the necessary characteristics for reproduction and for the development of early stages of several fish species. In addition, climatic manifestations may influence the reproductive process of fish and reflect on the temporal distribution of ichthyoplankton.

Keywords: Climatic manifestations, rainfall, Uruguay River, segregation, abiotic variables.

RESUMO

O objetivo do estudo foi testar a hipótese de que a abundância do ictioplâncton apresenta heterogeneidade espacial e temporal devido a construção de barragens e a atuação de manifestações climáticas em uma região no alto rio Uruguai. Foi analisado o ictioplâncton coletado bimestralmente entre 2006 a 2012. A abundância do ictioplâncton apresentou segregação espacial com maiores médias nos ambientes localizados nos tributários. Temporalmente a distribuição da abundância pode estar relacionada com às características limnológicas dos ambientes, além de outras variáveis abióticas que foram influenciadas pela ocorrência de manifestações climáticas. Enquanto o *El Niño* pode ter favorecido a atividade reprodutiva dos peixes, a *La Niña* pode ter afetado inversamente. Foi registrado durante o período a atuação da ZCAS sobre a região, podendo provocar chuvas e assim estimular a atividade reprodutiva da ictiofauna. Este trabalho sugere a importância dos rios tributários existentes no alto rio Uruguai, sob efeito direto de barragens construídas em cascata, como ambientes que mantêm as características necessárias para reprodução e a criação das formas jovens de várias espécies de peixes. Além disso, manifestações climáticas podem exercer influência sobre o processo reprodutivo dos peixes e refletir sobre a distribuição temporal do ictioplâncton.

Palavras-chave: Manifestações climáticas, precipitação, Rio Uruguai, segregação, variáveis abióticas.

Running head: Variação do ictioplâncton em um rio subtropical

INTRODUÇÃO

Nas grandes bacias hidrográficas brasileiras um dos impactos antrópicos que mais se destaca é a construção de barragens para geração de energia elétrica (Agostinho *et al.*, 2016). Os barramentos interferem em importantes processos ecológicos, reduzindo a conectividade dos rios, dificulta a migração e o acesso dos peixes a locais importantes para a reprodução, impede a deriva de ovos e larvas para locais de criação (Fuentes *et al.*, 2016; Pelicice *et al.*, 2014) e regula a vazão alterando os parâmetros químicos e físicos da água (Suzuki; Pompeu, 2016).

Muitos trabalhos já foram realizados na região Neotropical mostrando que a abundância do ictioplâncton e que a diversidade de

espécies que compõem a assembleia de larvas varia no espaço e no tempo, sendo influenciadas pelas barragens (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012 a). Em síntese, as barragens podem alterar os pulsos naturais de inundação e seca, prejudicando as espécies que possuem ciclos reprodutivos que dependem da elevação do nível do rio. A longo prazo, os impactos das barragens podem reduzir a abundância do ictioplâncton, provocar mudanças na comunidade e diminuir a diversidade de espécies (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012 b).

A reprodução dos peixes apresenta periodicidade relacionada principalmente com temperatura da água, precipitação e aumento no nível do rio (Agostinho *et al.*, 2004). Variações nesses parâmetros como períodos longos de chuva, seca, quedas ou elevações extremas de temperatura são algumas das consequências das manifestações climáticas e que alteram as relações bióticas e abióticas nos ecossistemas.

Manifestações climáticas, como *El Niño*, *La Niña*, que fazem parte do sistema *El Niño-Oscilação Sul* (ENOS) e a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) podem alterar variáveis abióticas importantes, como a temperatura do ar e a intensidade de ocorrência de chuvas em algumas regiões do Brasil. Os ecossistemas aquáticos podem ser afetados pela alteração dessas variáveis que agem de forma direta ou indireta na fisiologia dos peixes, incluindo o processo reprodutivo (Shoji *et al.*, 2011; King *et al.*, 2016).

Em ambientes marinhos a influência das manifestações climáticas na ictiofauna já é bastante discutida mostrando que os processos físicos associados às manifestações climáticas de larga escala podem alterar a composição e a abundância dos indivíduos adultos e de larvas de peixe (Landaeta *et al.*, 2009; Auth *et al.*, 2015; Yen *et al.*, 2017). Entretanto em rios apenas alguns trabalhos discutem a influência dessas manifestações na atividade reprodutiva dos grandes migradores de água doce e na abundância de ovos e larvas de peixe. Esses estudos mostram que os distúrbios hidrológicos provocados por manifestações climáticas podem promover períodos alternados de seca e chuvas podendo estimular ou não a migração reprodutiva e o processo de desova influenciando a abundância e a riqueza das espécies (Reynalte-Tataje *et al.*, 2012 a; Zaniboni-Filho *et al.*, 2017).

Baseado em estudos anteriores para diferentes bacias da região Neotropical testamos a hipótese de que as abundâncias do ictioplâncton apresentam heterogeneidade espacial na região impactada por barragens do alto rio Uruguai, e que as manifestações climáticas influenciam a distribuição temporal das abundâncias do ictioplâncton. Nesse contexto, os objetivos específicos do estudo foram: (i) apresentar a distribuição

espacial e temporal das abundâncias de ovos e larvas de peixes; (ii) correlacionar as características físicas e químicas da água com os ambientes e com as manifestações climáticas.

METODOLOGIA

Foram analisados dados de ovos e larvas de peixes capturados em coletas bimestrais na região do alto rio Uruguai entre o período de 2006 a 2012 totalizando 288 amostras. A região do alto rio Uruguai está sob influência de clima Subtropical (Alvares *et al.*, 2013), sendo caracterizada por rios contidos em um vale bastante encaixado e com inclinação acentuada, apresentando muitas quedas d'águas, cachoeiras, estreitamentos, remansos e poços (Magri *et al.*, 2008; Zaniboni-Filho *et al.*, 2017). As amostragens foram realizadas em seis estações de coleta distribuídas na área de influência de duas barragens instaladas nessa região: UHE Itá que entrou em operação em 2000 e está localizada 135 km a jusante da UHE Machadinho, que iniciou sua operação em 2002. Os ambientes P1 e P6 foram localizados a jusante das barragens e apresentam características lóticicas, estando sobre a influência direta da água vertida e turbinada pelas usinas hidrelétricas (UHEs); dois pontos de coleta foram localizados em tributários que deságuam no trecho do rio situado entre os diques das barragens, sendo que P2 apresenta águas com características lóticicas e P4 apresenta moderada vazão de água, caracterizando assim um ambiente de transição entre lótico e lêntico; o ambiente P3 está situado no reservatório da UHE Itá, porém apresenta vazão moderada e é igualmente um ambiente de transição; o ambiente P5 foi localizado no corpo do reservatório da UHE Itá, próximo a barragem e apresenta águas de características lênticas (**Figura 1**).

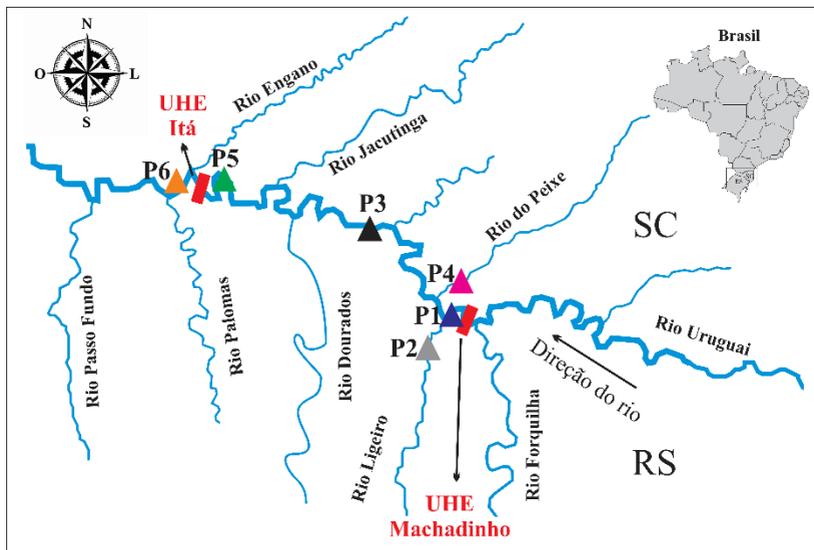


Figura 1: Localização dos ambientes amostrados na região do alto rio Uruguai durante o período de 2006 a 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico e P6: jusante de barragem.

As coletas foram realizadas no período noturno com redes cilíndrico-cônicas (malha de 500 μm) com fluxômetro acoplado (General Oceanics 2030R) na subsuperfície da água em arrastos horizontais noturnos, puxadas pelo barco a motor conduzido em baixa velocidade e mantidas submersas por 15 minutos. Os parâmetros abióticos; temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) foram medidos com sonda multiparâmetro, a transparência da água (cm) foi medida com o disco de Secchi anteriormente a coleta do ictiopâncton; e os dados de precipitação (mm) foram fornecidos pelos consórcios que administram as UHEs e pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Os períodos de atuação e a intensidade do *El Niño* e da *La Niña* foram obtidos junto ao *Golden Gate Weather Services* (<http://ggweather.com/enso/oni.htm>) que compila informações da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). As informações referentes aos dias de atuação da ZCAS foram obtidas nos boletins disponibilizados pelo CPTEC (Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos) do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

- <http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/boletim/#>) e categorizadas de acordo com a classificação estabelecida por Marchioro *et al.* (2016) em episódios de curta duração, perduraram entre 3 e 4 dias, média duração, entre 5 a 7 dias, longa duração, entre 8 a 10 dias, e excepcional duração, episódios que perduram por mais de 10 dias (**Tabela 1**).

Tabela 1: Categorização e intensidade das manifestações climáticas, *El Niño*, *La Niña* e ZCAS, ocorridas na região do alto rio Uruguai no período de 2006 a 2012. A1: 2006-2007; A2: 2007-2008; A3: 2008-2009; A4: 2009-2010; A5: 2010-2011 e A6: 2011-2012.

Ano	<i>El Niño/ La Niña</i>	Nº dias de atuação ZCAS	Nº de episódios da ZCAS			
			Curta	Média	Longa	Excepcional
A1	<i>El Niño</i> fraco	62	1	2	1	2
A2	<i>La Niña</i> moderada	78	0	2	1	3
A3	Ausência de manifestação	81	1	2	0	4
A4	<i>El Niño</i> moderado	66	1	1	2	3
A5	<i>La Niña</i> moderada	78	0	1	3	3
A6	<i>La Niña</i> fraca	54	1	2	2	1

Imediatamente após os arrastos, as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos de 500 mL e fixadas em formalina 4%. Em laboratório foram lavadas e posteriormente triadas em placa de Bogorov sob microscópio estereoscópico. Os ovos e as larvas foram separados do restante do material e quantificados. A identificação das larvas foi realizada até o menor nível taxonômico possível de acordo com Nakatani *et al.* (2001). Algumas larvas foram identificadas apenas até ordem ou família em virtude de algumas larvas se apresentavam danificadas perdendo as características necessárias para a correta identificação. As larvas identificadas ao menor nível taxonômico foram categorizadas de acordo com a tática reprodutiva das espécies, sendo utilizada a classificação proposta por Reynalte-Tataje *et al.* (2008 b). Para realizar a

estimativas das densidades, as amostras foram padronizadas para um volume de 10 m³ de água filtrada (Nakatani *et al.*, 2001).

Os dados foram organizados de acordo com o período anual considerado pelo NOAA, compreendendo o período entre junho e maio do ano seguinte. Para avaliar a variação espaço-temporal entre ambientes e anos de amostragens (fatores) com as abundâncias de ovos e larvas (variável dependente) os dados foram transformados por $\log_{10}(x+1)$ para diminuir a variabilidade dos dados. O teste de Levene foi aplicado para testar a homocedasticidade dos dados (pacote *car*, Fox; Weisberg, 2011), entretanto não atenderam ao pressuposto ($p > 0,05$). Desta forma, a significância dos dados foi testada pela análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida do teste de *post hoc* de Dunn (pacote PMCMR, Pohlert, 2016). Esses testes também foram aplicados para avaliar a significância das variáveis abióticas entre os anos de amostragem.

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada as variáveis abióticas relacionadas as estações de coleta para reduzir a dimensionalidade dos dados (pacote *vegan*, Oksanen *et al.*, 2017). Para avaliar a influência da presença ou ausência das manifestações climáticas sobre a temperatura da água e a precipitação foi aplicada a análise de regressão logística assumindo uma distribuição binomial (pacote *stats*, Venables; Ripley, 2002). Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

Durante o período de estudo, foram capturados 1.269 ovos e 151 larvas. Espacialmente, as abundâncias de ovos foram significativamente diferentes entre os ambientes amostrados ($H=26,4$; $gl=5$; $p < 0,05$). O local P6 diferiu significativamente dos demais ($p < 0,05$) com exceção do P2, tributário lóxico onde ocorreu a maior captura de ovos (1,3 ovos/10m³). A menor captura de ovos ocorreu em P5 (0,0001 ovos/10m³) (**Figura 2A**). Para as abundâncias de larvas, a análise de Kruskal-Wallis não apresentou diferenças significativas ($H=6,3$; $gl=5$; $p > 0,05$; **Figura 2B**).

Temporalmente, a análise de Kruskal-Wallis apresentou diferenças significativas entre os anos para a abundância de ovos ($H=16,3$; $gl=5$; $p < 0,05$), sendo diferentes apenas entre os anos de A1 e A2 ($p < 0,05$). O ano A1 foi o mais abundante (0,07 ovos/10m³), enquanto que a menos abundante foi A2 (0,001 ovos/10m³). No ano de A5 não foram capturados ovos (**Figura 2C**). Para as abundâncias de larvas também ocorreram diferenças significativas entre os anos ($H=13,2$; $gl=5$; $p < 0,05$), entretanto, apenas A2 apresentou significância em relação a A3 ($p < 0,05$). A maior

abundância de larvas foi observada em A4 (0,015 larvas/10m³) enquanto que a menor foi verificada em A2 (0,001 larvas/10m³) (**Figura 2D**).

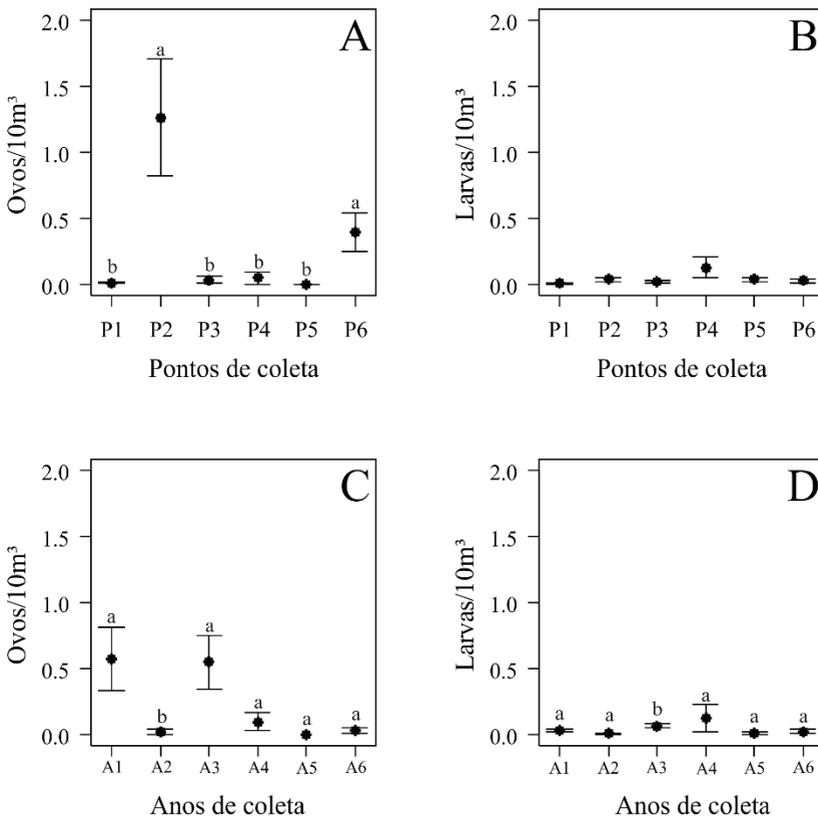


Figura 2: Distribuição espacial e temporal da abundância média (±desvio padrão) de ovos e larvas de peixe capturados na região do alto rio Uruguai entre 2006 a 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico; P6: jusante de barragem; A1: 2006-2007; A2: 2007-2008; A3: 2008-2009; A4: 2009-2010; A5: 2010-2011 e A6: 2011-2012.

A relação entre a variáveis abióticas e os ambientes foi mostrada pela PCA onde os dois primeiros eixos juntos explicaram 58,4% da variabilidade dos dados. O primeiro eixo apresentou um autovalor de 1,6 e explicou 32,2% da variabilidade, sendo que a variável que mais esteve relacionada com o eixo e positivamente foi o pH (2,7). O eixo 2 explicou

26,3% da variabilidade dos dados e a transparência da água (-2,53) esteve relacionada negativamente com esse mesmo eixo (**Figura 3**).

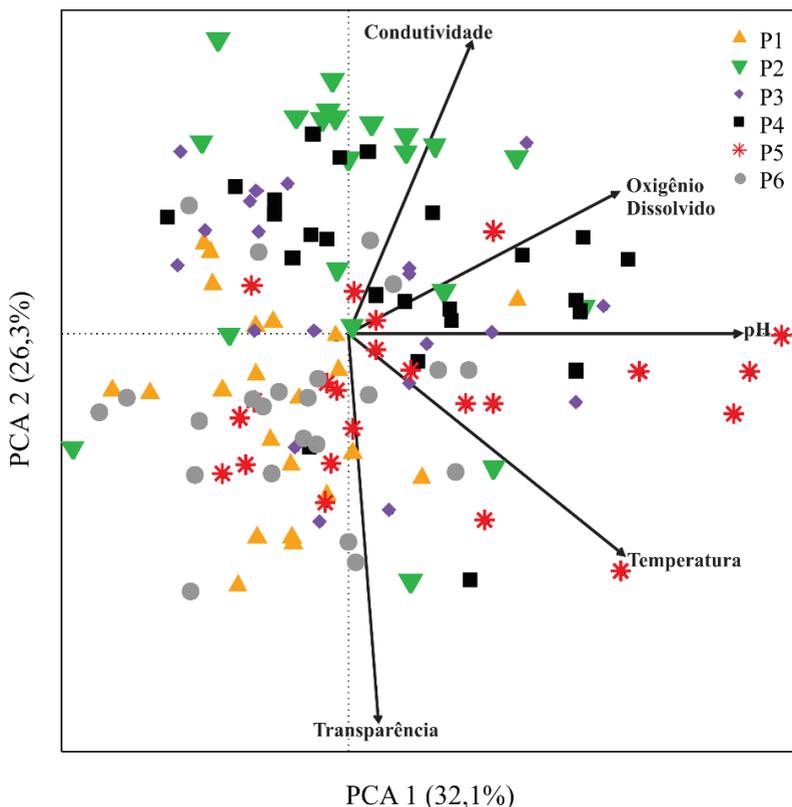


Figura 3: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada as variáveis abióticas amostradas nas estações de coleta na região do alto rio Uruguai no período de 2006 a 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico e P6: jusante de barragem.

De modo geral, a análise de PCA mostrou que as variáveis abióticas parecem estar condicionadas às características dos ambientes amostrados. As estações de coleta localizadas imediatamente abaixo das barragens (P1 e P6) estiveram relacionadas com a transparência da água. Essas estações foram responsáveis pelos maiores valores dessa variável. As estações localizadas nos tributários, P2 e P4, estiveram relacionadas

principalmente com o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica que apresentaram valores altos quanto comparados as demais estações de coleta. A estação P3 não segregou como as demais estações de coleta, ficando distribuída uniformemente nos eixos. A estação P5, localizada no ambiente lântico no reservatório da UHE Itá esteve relacionada principalmente com a temperatura da água e com o pH (**Tabela 2**).

Tabela 2: Valores médios (\pm desvio padrão) e mínimo e máximo (em parênteses) das variáveis abióticas observadas nos ambientes amostrados na região do alto rio Uruguai entre 2006 e 2012. P1: jusante de barragem; P2: tributário-lótico; P3: reservatório-transição; P4: tributário-transição; P5: reservatório-lêntico e P6: jusante de

Ambientes	Transparência da água (cm)	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	pH	Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	Precipitação (mm)
P1	134,6 \pm 62,2 (35,0-310,0)	38,4 \pm 7,1 (25,8-51,7)	6,8 \pm 0,5 (5,9-8,3)	6,7 \pm 1,4 (3,8-9,8)	20,3 \pm 3,3 (14,4-25,2)	143,1 \pm 78,9 (2,4-299,0)
P2	62,4 \pm 49,0 (10,0-230,0)	63,3 \pm 25,0 (13,5-111,0)	7,2 \pm 0,7 (5,4-8,4)	8,2 \pm 1,5 (4,4-12,2)	21,0 \pm 4,8 (13,4-30,7)	134,3 \pm 66,9 (34,0-252,5)
P3	98,4 \pm 60,5 (15,0-230,0)	48,4 \pm 13,4 (25,6-73,5)	7,0 \pm 0,6 (5,7-8,4)	7,5 \pm 1,8 (4,3-12,7)	21,2 \pm 5,1 (14,4-34,0)	144,8 \pm 59,9 (44,0-246,5)
P4	84,0 \pm 39,3 (25,0-175,0)	66,8 \pm 21,2 (12,9-104,2)	7,4 \pm 0,8 (6,1-9,3)	8,2 \pm 1,7 (4,7-12,6)	22,4 \pm 5,1 (13,8-31,2)	133,9 \pm 76,7 (2,4-281,4)
P5	160,4 \pm 57,9 (55,0-280,0)	46,8 \pm 10,2 (22,1-69,5)	7,5 \pm 1,1 (6,1-9,9)	8,3 \pm 1,7 (5,5-12,4)	23,5 \pm 4,2 (16,5-32,3)	133,0 \pm 72,0 (7,2-291,0)
P6	148,1 \pm 56,4 (60,0-250,0)	45,0 \pm 11,5 (16,0-77,0)	6,9 \pm 0,7 (6,1-8,6)	6,8 \pm 1,5 (3,9-9,6)	20,8 \pm 3,3 (15,5-27,3)	138,5 \pm 72,6 (32,5-291,0)

As variáveis abióticas também apresentaram variação temporal (Kruskal-Wallis; $p < 0,05$). A maioria dos anos estudados apresentou diferenças significativas (Dunn; $p < 0,05$), com exceção dos anos A1 x A6 (Dunn; $p > 0,05$). A maior heterogeneidade foi observada entre os anos A1 x A2, que apresentou diferença para todas as variáveis ambientais, exceto a transparência da água. A maior média de transparência da água foi observada em A3 e a menor no ano seguinte (A4) (**Figura 3A**). O ano A2 foi responsável pelas menores médias de condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (**Figura 3B e 3D**). O maior valor de pH foi observado em A5 (**Figura 3C**) e o ano A6 apresentou os maiores valores médios de oxigênio dissolvido e de condutividade elétrica (**Figura 3B e 3D**) e a menor média de pH (**Figura 3C**).

As variáveis abióticas, temperatura da água a precipitação pluviométrica, apresentaram maior heterogeneidade entre os pares. O ano A1 apresentou a maior média de temperatura da água e foi diferente significativamente dos anos A4 e A5 (**Figura 3E**). O ano A2 foi responsável pelo menor média de precipitação pluviométrica (**Figura 3F**). No ano A4 foi responsável pelas menores médias de temperatura da água e a maior média de precipitação (**Figura 3E e 3F**).

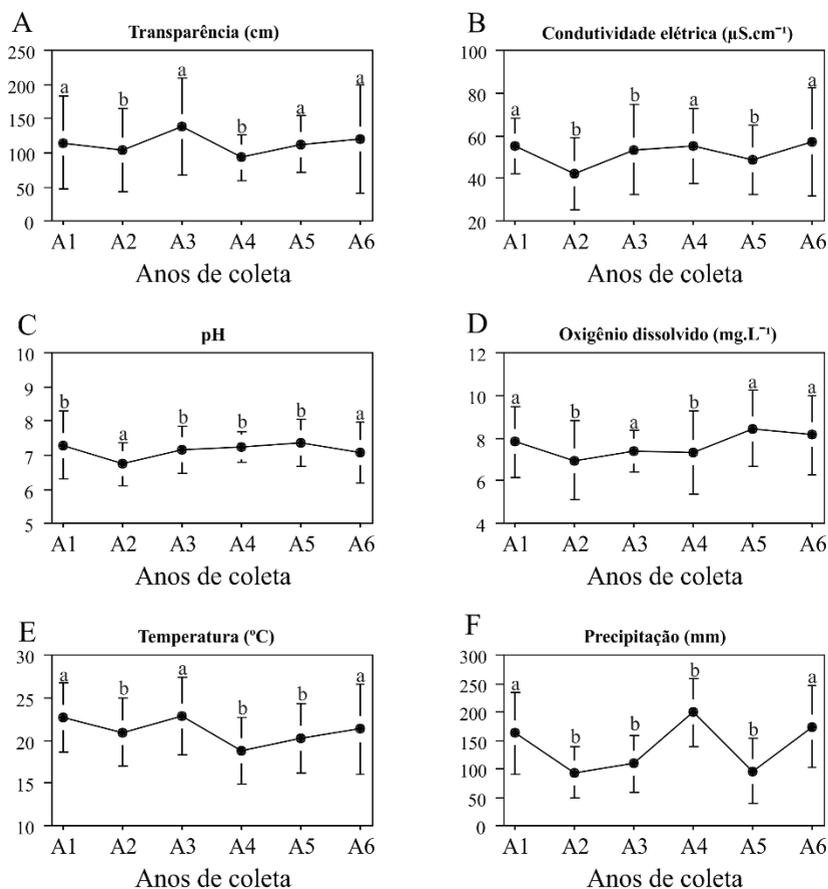


Figura 4: Valores médios anuais (\pm desvio padrão) das variáveis abióticas observadas no alto rio Uruguai entre 2006 a 2012. A1: 2006-2007; A2: 2007-2008; A3: 2008-2009; A4: 2009-2010; A5: 2010-2011 e A6: 2011-2012.

A análise de regressão logística confirmou a relação entre as manifestações climáticas e as variáveis temperatura da água e precipitação. Para o *El Niño*, a regressão logística foi significativa e positiva apenas para a precipitação (0,01; $p < 0,01$). A *La Niña* foi significativa e negativa para a temperatura da água (-0,06; $p < 0,01$) e precipitação (-0,008; $p < 0,01$). A ZCAS também foi significativa para as duas variáveis abióticas. A temperatura da água teve relação positiva com

a ZCAS (0,08) e negativa com a temperatura da água (-0,009) (**Tabela 3**).

Tabela 3: Resultados para análise de regressão logística aplicada para temperatura da água e precipitação coletados temporalmente na região do alto rio Uruguai no período de 2006 a 2012. Valores em negrito apresentaram $p < 0,05$.

Manifestação	Variável	Estimate std.	Error	z value	Coef.	p
<i>El Niño</i>	Temperatura	-0,0003	0,021	-0,01	0,99	0,988
	Precipitação	0,0147	0,001	8,67	1,01	0,001
<i>La Niña</i>	Temperatura	-0,0644	0,022	-2,63	0,94	0,008
	Precipitação	-0,0082	0,001	-5,35	0,99	0,001
ZCAS	Temperatura	0,0832	0,026	3,19	1,08	0,001
	Precipitação	-0,0093	0,0020	-4,63	0,99	0,001

A ordem dos Characiformes contribuiu com 12 espécies distribuídas em 4 famílias. A segunda ordem mais representativa foi a dos Siluriformes, contribuindo com 6 espécies distribuídas em 2 famílias e um táxon que foi identificado apenas até gênero. A ordem Atheriniformes foi representada por uma única espécie, *Odonthestes* aff. *perugiaae*. De modo geral, as espécies que formaram a assembleia de larvas foram compostas por peixes que na fase adulta são considerados de pequeno e médio porte. Além disso, 21 dessas espécies são classificadas como migradoras de curta distância, tais como *Astyanax* aff. *scabripinnis* e *Rhamdia quelen*. Dentre aquelas que apresentam cuidado parental foi identificado um gênero (*Hoplias* spp.) e uma subfamília (Serrasalminae), além de duas espécies consideradas sedentárias (*Astyanax lacustris* e *O.* aff. *perugiaae*). Somente uma espécie da assembleia de larvas é considerada migradora de longa distância (*Megaleporinus obtusidens*). Dentre as espécies identificadas, apenas três delas apresentou frequência de captura superior a 10%; *Schizodon nasutus* (21,2%), *Piabarchus stramineus* (20,5%) e *Oligosarcus* cf. *jenynsii* (14,4%) (**Tabela 4**).

DISCUSSÃO

A baixa abundância de ovos e larvas capturada no local de estudo pode ser atribuída a forte influência das usinas hidrelétricas construídas em cascata na região, condição que modificou a estrutura espacial dos ambientes existentes anteriormente. Trabalhos realizados na região do alto rio Uruguai, em locais menos impactados pelos reservatórios de hidrelétricas, como tributários e trechos lóticos remanescentes de rios, apresentaram abundâncias maiores de ovos e larvas, mesmo quando realizados em períodos amostrais mais curtos (Hermes-Silva *et al.*, 2009; Ziober *et al.*, 2015). Agostinho *et al.* (2016), observaram que ocorreu uma redução de até quatro vezes na abundância de peixes, tanto em número quanto em biomassa, quando compara a pesca observada antes e depois da formação de um reservatório.

No presente estudo foram capturados ovos e larvas em todos os ambientes amostrados, entretanto a distribuição foi bastante heterogênea. As maiores abundâncias de ovos e larvas, assim como a maioria dos táxons, foram capturadas nos ambientes que apresentaram características lóticas ou de transição que estavam situados em tributários. A ausência de planícies de inundação nessa região de estudo, associada ao fato da existência de hidrelétricas construídas em cascata, parece potencializar a importância desses rios tributários como área de desova e de berçários para o ictioplâncton. Os tributários livres de barramentos são uma opção para a migração dos peixes atuando como rotas alternativas para a reprodução em locais impactados por barragens (Pracheil *et al.*, 2009), sendo locais importantes para a manutenção da biodiversidade e dos estoques de peixes (Baumgartner *et al.*, 2004). Além disso, a foz dos tributários, principalmente quando ocorre períodos de cheias, podem ser represadas e inundadas pelas águas do rio principal formando áreas de remanso (Zaniboni-Filho *et al.*, 2017). Nessas áreas inundadas a mata ciliar confere refúgio para as larvas, matéria orgânica para produção de alimento e auxiliam no conforto térmico pelo sombreamento das águas (Tosetto *et al.*, 2016), características que favorecem a sobrevivência e o desenvolvimento das larvas. Diversos autores evidenciaram a importância dos tributários para bacias impactados por barragens na região Neotropical (Zaniboni-Filho; Schulz, 2003; Gogola *et al.*, 2010; Reynalte-Tataje *et al.*, 2012 c; Corrêa *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012; Da Silva *et al.*, 2015).

Neste estudo foram observadas diferenças físico-químicas da água entre os ambientes amostrados, principalmente entre as estações de coleta

localizadas nos rios tributários em comparação com os demais, havendo diferenças na maior condutividade elétrica e menor transparência da água dos tributários. O ictioplâncton pode ser favorecido por essa condição ambiental, considerando que a condutividade elétrica indica a presença de íons que favorece a produção de alimento para as larvas, enquanto que a presença de sólidos suspensos diminui a transparência da água e reduz o risco de predação do ictioplâncton (Agostinho *et al.*, 2007).

A área de influência direta do reservatório apresentou uma das menores abundâncias de ictioplâncton de toda a área amostrada, com a captura de apenas cinco espécies: o peixe cachorro *O. cf. jenynsii*, os lambaris *A. lacustris* e *P. stramineus*, o canivete *A. affinis* e o jundiá *R. quelen*. O represamento altera a estrutura das assembleias de peixes e pode causar a extinção local de algumas espécies (Jager *et al.*, 2015; Agostinho *et al.*, 2016). As espécies dominantes passam a ser aquelas que apresentam características adaptadas a viver em ambientes lênticos e semi-lênticos, tais como as de pequeno porte, sedentárias ou de curta migração, baixa longevidade, e que apresentam ovos pequenos de rápido desenvolvimento, alta fecundidade e desovas múltiplas. Características atribuídas a espécies oportunistas (Bailly *et al.*, 2008) que conseguem completar seu ciclo de vida no reservatório ou em um ambiente próximo (Agostinho *et al.*, 2016).

Os ambientes localizados a jusante das barragens apresentaram semelhanças associada a qualidade da água, sendo observada redução dos valores de temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica. A formação do reservatório cria ambientes lênticos a montante da barragem e favorece a decantação dos sólidos suspensos, reduzindo assim a liberação de nutrientes para o trecho de jusante. A posição da tomada de água das usinas pode promover a descarga de água proveniente do hipolimnio, reduzindo assim a temperatura da água liberada a jusante da barragem. Os menores valores de temperatura da água podem inibir a maturação final, a desova e o desenvolvimento das formas jovens para algumas espécies de peixes, além de afetar a produção e composição de alimento, podendo até mesmo inviabilizar a disponibilidade de alimento para as larvas (Rolls *et al.*, 2013). Adicionalmente, devido ao processo de operação das usinas, a vazão de jusante das barragens pode ser alterada de forma brusca e frequente. Essa inconstância no volume de água nessas áreas situadas a jusante de barragens torna esses ambientes pouco favoráveis às desovas e ao desenvolvimento do ictioplâncton (Humphries; Lake, 2000). O sucesso do recrutamento de peixes em rios cuja vazão é regulada parece depender da interação de efeitos causados pela vazão e pelo regime térmico (Rolls *et al.*, 2013).

Enquanto o ambiente situado entre as duas barragens dispostas em cascata (P1) apresentou as menores abundâncias de ovos e larvas, o ambiente situado abaixo da barragem contendo um extenso trecho livre de barramento (P6) apresentou a segunda maior abundância de ovos de toda a área de estudo. Hermes-Silva *et al.* (2009), avaliando essa mesma região, trecho a jusante da barragem de Itá, concluíram que muitos peixes utilizaram a calha do rio principal para realizar suas desovas já que a vazão de um tributário próximo ao barramento pode não ter sido suficiente para atrair os peixes para sua bacia de drenagem.

A distribuição temporal do ictioplâncton está diretamente relacionada às variáveis ambientais que influenciam nos processos fisiológicos e comportamentais dos peixes (Vazoller *et al.*, 1997). No período de estudo foi registrada a ocorrência de manifestações climáticas como *El Niño*, que para a região sul do Brasil provoca excesso de chuvas e aumenta a temperatura do ar, e *La Niña*, que tem efeito inverso e provoca períodos de estiagem e maior frequência da entrada de frentes frias (Sartori, 2003). Durante o período de estudo, nos anos sob influência do *El Niño* (A1 e A4) foi observada maior abundância do ictioplâncton do que naqueles influenciados pelo fenômeno *La Niña* (A2, A5 e A6). Apesar disso, a maior abundância de ictioplâncton durante o período de estudo foi observada no ano A3 quando a região estava sob a influência da ZCAS fenômeno atmosférico que é caracterizado pela persistência de uma banda de nebulosidade que impacta o regime pluviométrico sobre grande parte do Brasil e países adjacentes (Ferreira *et al.*, 2004). A atuação desse fenômeno dura em média quatro dias, sendo que no referido ano foram registrados ao menos quatro episódios que perduraram por mais de 10 dias. Essa condição pode ter causado aumento da frequência e intensidade de chuvas na região.

A precipitação interfere em diferentes níveis do ecossistema aquático, atuando não somente no aumento da vazão dos rios, que é um reconhecido gatilho para estímulo da atividade reprodutiva, mas também possibilita a entrada de nutrientes e amplia os ambientes que servirão de refúgio para as formas jovens. Hermes-Silva *et al.* (2009) evidenciaram que as espécies migradoras iniciavam a maturação gonadal com o aumento da temperatura da água, porém, somente começam a migração reprodutiva com o início das chuvas. Aparentemente, houve uma convergência de fatores que estimularam a maior atividade reprodutiva, resultando na maior abundância do ictioplâncton no ano A3, pois além do aumento de chuvas decorrente da atuação da ZCAS, foram registrados os maiores valores de temperatura da água, variando em média entre 1 e 4°C

maior do que o registrado nos demais anos deste estudo. A temperatura da água é um fator determinante no estímulo para as desovas de peixes em regiões temperadas (Wotton; Smith, 2015), enquanto que a vazão é considerada um fator secundário, podendo haver desova mesmo sem o incremento de vazão, porém, a atividade reprodutiva é intensificada quando há aumento de vazão (King *et al.*, 2016). Na região do alto rio Uruguai, situada numa região subtropical e de altitude, Reynalte-Tataje *et al.* (2008 a) observaram que a temperatura da água apresenta relação direta com a abundância e com a diversidade da comunidade ictioplancônica sendo o fator mais importante para a reprodução no rio Uruguai.

As espécies identificadas na assembleia de larvas deste trecho do alto rio Uruguai, afetada pela construção em cascata das barragens de Itá e Machadinho, é composta por espécies de pequeno e médio porte que realizam migração reprodutiva curta. Apenas uma espécie migradora de longa distância e de grande porte que compõe a ictiofauna da bacia do alto rio Uruguai, *M. obtusidens*, teve a captura de larvas registrada em um tributário. Apesar da baixa proporção de captura, a presença desta espécie nas amostragens indica a importância dos rios tributários para as espécies migradoras neste trecho de reservatórios dispostos em cascata. O impacto das barragens sobre o ictioplâncton inclui não apenas a redução da abundância de ovos e larvas, mas também mudanças na composição das comunidades e redução da riqueza de espécies (Pease *et al.*, 2006; Reynalte-Tataje *et al.*, 2008 a). Semelhante ao observado neste estudo, Zeni *et al.* (2015) observaram que os ambientes localizados em trechos menos impactados e com maior heterogeneidade de ambientes, tais como os rios tributários, permitem a coexistência de diferentes espécies de larvas. Em locais impactados diretamente pelos reservatórios das UHEs, ocorre a redução da diversidade e o aumento da dominância de algumas espécies (Agostinho *et al.*, 2007). O declínio na riqueza de espécies nesses ambientes pode ser resultado do movimento dos peixes para locais com condições mais favoráveis ao desenvolvimento do ciclo de vida (Franssen; Tobler, 2013). A homogeneização espacial proporcionada pelos barramentos causa a substituição de espécies consideradas especialistas, posicionadas nos altos níveis tróficos, por espécies generalistas de baixo nível trófico (Hoeinghaus *et al.*, 2009).

Este trabalho sugere que manifestações climáticas podem exercer influência direta sobre o processo reprodutivo dos peixes e consequentemente refletir sobre a distribuição temporal do ictioplâncton, tanto aqueles de natureza global, como *El Niño* e *La Niña*, quanto manifestações climáticas regionais como a ZCAS. Foi evidenciado a

importância dos rios tributários existentes nesse trecho do alto rio Uruguai, sob efeito direto de barragens construídas em cascata, sendo ambientes que mantêm as características necessárias para reprodução e a criação das formas jovens de várias espécies de peixes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos colegas de trabalho do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/UFSC) pela ajuda na amostragem de campo, triagem e identificação e a Dra. Samara Hermes Silva pela leitura e contribuições ao trabalho. Esse estudo teve o suporte financeiro da Engie Brasil Energia e dos consórcios Itá e Machadinho, além do apoio com bolsas de estudo e de produtividade fornecidas pela CAPES (cal) e CNPq (ezf), respectivamente.

REFERÊNCIAS

Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, Okada EK. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev. Fish Biol. Fish.* 2004; 14:11-19. DOI: 10.1007/s11160-004-3551y

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: EDUEM; 2007.

Agostinho, AA, Gomes LC, Santos CLS, Ortega JCG, Pelicice MF. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish Res.* 2016; 173: 26–36. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.00>

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes G, Leonardo J, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift.* 2013; 22(6): 711-728.

Auth, TD, Brodeur RD, Peterson JO. Anomalous ichthyoplankton distributions and concentrations in the northern California Current during the 2010 El Niño and La Niña events. *Prog. Oceanogr.* 2015; 137:103–120. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pocan.2015.05.025>

Bailly D, Agostinho AA, Suzuki HI. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiaba river, upper Pantanal, Brazil. *Riv. Res. Appl.* 2008; 24(9): 1218–1229. DOI: 10.1002/rra.1147

Baumgartner G, Nakatani K, Gomes LC, Bialezki A, Sanches PV, Makrakis MC. Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brazil. *Environ. Biol. Fishes.* 2004; 71:115-125.

Corrêa RN, Hermes-Silva S, Reynalte-Tataje DA, 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. DOI: 10.1007/s10641-010-9759-x

Da Silva PS, Makrakis MC, Miranda LE, Makrakis S, Assumpção L, Paula S, Dias JHP, Marques H. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper paraná river. *Riv. Res. Appl.* 2015;31: 313–322. DOI: 10.1002/rra.2755

Ferreira NJ, Sanches M, Dias MAFS. Composição da zona de convergência do atlântico sul em períodos de *El Niño* e *La Niña*. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 2004; 19(1): 89-98.

Fox J, Weisberg S. *An R Companion to Applied Regression*, Thousand Oaks; 2011.

Franssen NR, Tobler M. Upstream effects of a reservoir on fish assemblages 45 years following impoundment. *J. Fish Bio.* 2013; 82 (5): 1659–1670. DOI: 10.1111/jfb.12108

Fuentes CM, Gómez MI, Brown DR, Arcelus A, Espinach A. Downstream passage of fish larvae at the Salto Grande dam on the Uruguay. *Riv. Res Appl.* 2016; 32 (9): 1879–1889. DOI: 10.1002/rra.3030

Gogola TM, Daga, VS, Silva PRL, Sanches PV, Gubiani ÉA, Baumgartner G, Delariva RL. Spatial and temporal distribution patterns of ichthyoplankton in a region affected by water regulation by dams. *Neotrop. Ichthyol.* 2010; 8(2): 341–349. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252010000200013>

Hermes-Silva S, Reynalte-Tataje DA, Zaniboni-Filho. E. Spatial and temporal distribution of ichthyoplankton in the Upper Uruguay River, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 2009; 2(4): 933-944. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132009000400017>

Hoeinghaus DJ, Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM, Okada EK, Latini JD, Kashiwaqui, EAL, Winemiller KO. Effects of River Impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries *Conservation Biology.* 2009; 23(5): 1222–1231 DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x

Humphries P, Lake PS. Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management.* 2000;16(5): 421–432. DOI:10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<421::AID-RRR594>3.0.CO;2-4

Jager H, Efroymson R, Opperman JJ, Kelly MR. Spatial design principles for sustainable hydropower development in river basins. *Renewable and Sustainable Energy Reviews,* 2015; 45: 808–816. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.067>

King AJ, Gwinn DC, Tonkin Z, Mahoney J., Raymond S, Beesley L. Using abiotic drivers of fish spawning to inform environmental flow management. *Journal of Applied Ecology.* 2016; 53(1): 34–43. DOI: 10.1111/1365-2664.12542

Landaeta MF, Shreble K, Bustos CA, Letelier J, Balbontín F. Temporal fluctuations of nearshore ichthyoplankton off Valparaíso central Chile, during the ENSO 1997-2000. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 2009;44(3): 571-582. DOI: <http://www.redalyc.org/html/479/47914663005/>

Magri JL, Souza SL, Cabral, CA, Zaniboni-Filho, E. A implantação da primeira hidroelétrica no Alto Rio Uruguai. In: Zaniboni-Filho, E, Nuñez, APO, editores. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais,*

desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Florianópolis: UFSC; 2008. p. 11-20.

Marchioro E, Silva GM, Correa WSC. The south atlantic convergence zone precipitation pluvial the municipality of Vila Velha (ES): flooding effects. *Revista do Departamento de Geografia Universidade de São Paulo*. 2016; 31:101-117.

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

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, O'hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-4.; 2007. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Pease AA, Davis J, Edwards MS, Turner TF. Habitat and resource use by larval and juvenile fishes in an arid-land river (Rio Grande, New Mexico). *Freshw. Biol.* 2006; 51(3): 475–486. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01506.x

Pelicice FM, Vitule JRS, Junior DPL, Orsi ML, Agostinho AA. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: The naturalization of nonnative fish by decree. *Conserv. Lett.* 2014;7(1): 55–60.

Pracheil BM, Pegg MA, Mestl GE. Tributaries influence recruitment of fish in large rivers. *Ecol Freshw Fish.* 2009; 18(4): 603–609. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2009.00376.x

Pohlert, T. The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks. Package (PMCMR). R package; 2016. Available from: <URL: <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>>.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria; 2016. Available from: URL <https://www.R-project.org/>.

Reynalte-Tataje DA, Hermes-Silva S, Silva MMC, Abbud FM, Corrêa RN, Zaniboni-Filho E. Distribuição de ovos e larvas de peixe na área de

influência do reservatório de Itá (Alto Rio Uruguai). In: Zaniboni-Filho E, Nuñez APO, editores. Reservatório de Itá: estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Florianópolis: UFSC; 2008 a. p. 127-158.

Reynalte-Tataje DA, Hermes-Silva S, Weiss LA, Zaniboni-Filho E. Distribuição e abundância temporal do ictioplancton no Alto Rio Uruguai, Brasil. In: Zaniboni-Filho E, Nuñez APO, editores. Reservatório de Itá: estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Florianópolis: UFSC; 2008 b. p. 127-158.

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

Reynalte-Tataje DA, Nuñez, APO, Nunes MC, Garcia V, Lopes CA, Zaniboni-Filho E. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 2012 b; 10(4): 829-835. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012000400016>

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. *Environ. Biol. Fishes.* 2012 c; 94: 403-419. DOI: [10.1007/s10641-011-9955-3](http://dx.doi.org/10.1007/s10641-011-9955-3)

Rolls RJ, Grown IO, Khan TA, Wilson GG, Ellison TL, Prior A, Waring CC. Fish recruitment in rivers with modified discharge depends on the interacting effects of flow and thermal regimes. *Freshw. Biol.* 2013; 58(9):1804-1819. DOI: [0.1111/fwb.12169](http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12169)

Sartori, M da BG. A dinâmica do clima do Rio Grande do Sul: indução empírica e conhecimento científico. *Terra Livre.* 2003; 1(20): 27-49.

Shoji J, Toshito SI, Mizuno KI, Kamimura Y, Hori M, Hirakawa K. Possible effects of global warming on fish recruitment: shifts in spawning season and latitudinal distribution can alter growth of fish

early life stages through changes in daylength. ICES J. Mar. Sci. 2011; 68(6): 1165–1169. DOI: 10.1093/icesjms/fsr059

Silva, PA da, Reynalte-Tataje, DA, Zaniboni-Filho E. Identification of fish nursery areas in a free tributary of an impoundment region, upper Uruguay River, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 2012; 10(2): 425-438. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012005000012>

Suzuki FM, Pompeu PS. 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. 2016; 23(2): 99–108. DOI: 10.1111/fme.12159

Tosetto EG, Makrakis MC, Makrakis S. Habitats de desova de peixes migradores em ecossistemas lóticos: caracterização abiótica. Oecologia Australis. 2016; 20(1): 8-36. DOI: 10.4257/oeco.2016.2001.02

Vazzoler AEAM, Lizama MAP, Inada, P. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS, editores. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM; 1997. p. 267-280

Venables WN, Ripley BD. Modern Applied Statistics with S. New York: Springer; 2002.

Wootton RJ, Smith C. Reproductive Biology of Teleost Fishes. Oxford: John Wiley & Sons; 2015.

Yen KW, Wang G, Lu HJ. Evaluating habitat suitability and relative abundance of skipjack (*Katsuwonus pelamis*) in the Western and Central Pacific during various El Niño events. Ocean. Coast. Manag. 2017; 139: 153-160. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.02.011>

Zeni JO, Santos AC, Carvalho FR. Contribution of different mesohabitats to the maintenance of fish richness and diversity in the lower Preto River. Acta. Sci. Biol. Sci. 2015; 37(3): 301-308. DOI: 10.4025/actascibiolsci.v37i3.27356

Zaniboni-Filho E, Schulz UH. Migratory fishes of the Uruguay River In: Carolsfeld J, Harvery B, Baer A, Ross C, editores. Migratory fishes of

the South America: Biology, social, importance and conservation status. Victoria: World Fisheries Trust; 2003. p. 135-1682003

Zaniboni-Filho E, Ribolli J, Hermes-Silva S, Nuñez APO. Wide reproductive period of a long-distance migratory fish in a subtropical river, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 2017; 15(1): 3-. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20160135>

Ziober SR, Reynalte-Tataje DA, Zaniboni-Filho E. The importance of a conservation unit in a subtropical basin for fish spawning and growth. *Environ. Biol. Fishes*, 2015; 98(2): 725-737.

CONCLUSÃO GERAL

Com os resultados apresentados nesse estudo foi possível concluir que as abundâncias de ovos e larvas de peixe e as espécies que compõe a assembleia de larvas na região do alto rio Uruguai são influenciadas pelas características dos ambientes tanto daqueles que ainda mantêm suas características originais, tais como os tributários, quanto pelos ambientes modificados pelas barragens instaladas no rio principal. Concluímos que os ambientes lóticos são importantes locais de desova; os ambientes lênticos, aqui representados pelos reservatórios formados pelas barragens, apesar das baixas capturas ainda são capazes de manter as populações de algumas espécies. E os ambientes de transição servem como áreas de berçário, favorecendo crescimento das larvas.

Os parâmetros abióticos, tais como temperatura da água, condutividade elétrica e precipitação, condicionados pelas características espaciais ou temporais, exerceram um importante papel na distribuição e abundância dos ovos e larvas de peixe influenciando diretamente na diversidade das espécies. Especialmente esses parâmetros podem desencadear uma série de processos importantes para sobrevivência de ovos e larvas. A análise temporal revelou uma grande variabilidade dos fatores abióticos que são fortemente afetados pelas manifestações climáticas globais e regionais, ambos exercendo efeito sobre a abundância e a composição do ictioplâncton. Esses resultados permitem antever o impacto decorrente das manifestações climáticas sobre a ictiofauna da região.

Esse foi o primeiro trabalho realizado na região que pode analisar um longo período de amostragem. Os resultados permitiram compreender a função dos distintos ambientes da bacia do alto rio Uruguai e inferir sobre a influência de manifestações climáticas sobre a ictiofauna.

Recomenda-se que os resultados apresentados neste trabalho devam ser considerados no planejamento de futuras instalações de empreendimentos hidrelétricos na região do alto rio Uruguai, visando a preservação e manejo dos locais importantes para desova e criação de peixes, bem como as espécies que utilizam o ambiente formado pelo reservatório.

REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL E METODOLOGIA GERAL

AGOSTINHO, A. A. et al. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In: GOPAL, B., JUNK, W. J., DAVIS, J. A. (Org.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Netherlands: Backhuys, 2000. p. 89-118.

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

AGOSTINHO, A. A., PELICICE, F. M., GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 (Suppl.), p. 1119–1132, 2008.

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, n. 1, p. 26–36, 2016.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica – BIG (Banco de Informações de Geração). Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2018.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. et al. Diel variation of larval fish abundance in the Amazon and rio Negro. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 3, p. 357-362, 2001.

AUTH, T. D., BRODEUR, R. D., PETERSON, J. O. Anomalous ichthyoplankton distributions and concentrations in the northern California Current during the 2010 *El Niño* and *La Niña* events. **Progress in Oceanography**, v. 137 (part A), p. 103–120, 2015.

ÁVILA-SIMAS, S., REYNALTE-TATAJE, D. A., ZANIBONI-FILHO, E. Pools and rapids as spawning and nursery areas for fish in a river stretch without floodplains. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 3, p. 611-622, 2014.

- BARZOTTO, E. et al. Larvae of migratory fish (Teleostei: Ostariophysi) in the lotic remnant of the Paraná River in Brazil. **Zoologia**, v. 32, n. 4, p. 270–280, 2015.
- BAUMGARTNER, G. et al. Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 71, n. 2, p. 115-125, 2004.
- BAUMGARTNER, G. et al. Fish larvae from the upper Paraná River: Do abiotic factors affect larval density? **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 551-558, 2008.
- BIALETZKI, A., GARCIA, D. A. Z., ORSI, M. L. O estudo de ovos e larvas de peixes. In: ORSI, M. L. et al. (Org.). **Ovos, larvas e juvenis dos peixes da bacia do rio Paranapanema. Uma avaliação para a conservação**. São Paulo: Triunfal Gráfica e editora, 2016. p. 17-24.
- BISCHOFF, S. A. et al. Climatic variability and Uruguay river flows. **Water international**, v. 25, n. 3, p. 446-456, 2000.
- CARVALHO, R. A., TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? **Ecology of Freshwater Fish**, v. 24, n. 2, p. 317-328, 2015.
- COOPER, M., CHAKRABORTY, A., CHAKRABORTY, S. 2017. **Rivers and Society: Landscapes, Governance and Livelihoods**. New York: Routledge, 2018.
- CORRÊA, R. N. et al. Distribution and abundance of fish eggs and larvae in three tributaries of the Upper Uruguay River (Brazil). **Environmental Biology of Fish**, v. 91, n. 1, p. 51-61, 2011.
- DAGA, V. S. et al. Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 3, p. 429-438, 2009.
- DA SILVA, P. S. et al. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná river. **River Research and Applications**, v. 31, n. 3, p. 313–322, 2015.

DI PERSIA, D. H., NEIFF, J. J. The Uruguay River System. In: DAVIS, B. R., WALKER, K. F. (Org.) **The ecology of river systems**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1986, p. 599-621.

DING, Q. et al. Vulnerability to impacts of climate change on marine fisheries and food security. **Marine Policy**, v. 83, p. 55–61, 2017.

ELITH, J., LEATHWICK, J. R. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 40, p. 677-697, 2009.

FEARNSIDE, P. M. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy**, v. 38, p. 164-172, 2014.

FERREIRA, N. J., SANCHES, M., DIAS, M. A. F. S. Composição da zona de convergência do atlântico sul em períodos de *El Niño* e *La Niña*. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 19, n. 1, p. 89-98, 2004.

FIALHO, A. P. et al. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 315–324, 2008.

FRANTINE-SILVA, W. et al. DNA barcoding of freshwater ichthyoplankton in the Neotropics as a tool for ecological monitoring. **Molecular Ecology Resources**, v. 15, n. 5, p. 1226–1237, 2015.

GALUCH, A. V. et al. 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 Scientiarum. Biological Sciences**, v. 25, n. 2, p. 335-343, 2003.

GOGOLA T. M. et al. Spatial and temporal variations in fish larvae assemblages of Ilha Grande National Park, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 1, p. 95–105, 2013.

GRIMM, A. M., FERRAZ, S. E. T, GOMES, J. Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with *El Niño* and *La Niña* events. **Journal of Climate**, v. 11, p. 2863–2880, 1998.

- HAXTON, T. J., FINDLAY, C. S. Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 65, n. 3, p. 437-447, 2008.
- HERMES-SILVA, S., REYNALTE-TATAJE, D. A., ZANIBONI-FILHO, E. Spatial and temporal distribution of ichthyoplankton in the Upper Uruguay River, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 4, p. 933-944, 2009.
- HUMPHRIES, P., LAKE, P. S. Fish larvae and the management of regulated rivers. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 16, p. 421-432, 2000.
- JORGENSEN, S., TUNDISI, J.G., TUNDISI, T.M. **Handbook of inland aquatic ecosystem management**. Boca Raton: CRC Press, 2013.
- JOTHERI, J., ALLEN, M. B., WILKINSON, T. J. Holocene avulsions of the Euphrates River in the Najaf Area of Western Mesopotamia: Impacts on human settlement patterns. **Geoarchaeology: An International Journal**, v. 31, n. 3, p.175-193, 2016.
- KALLASVUO, M., VANHATALO, J., VENERANTA, L. Modeling the spatial distribution of larval fish abundance provides essential information for management. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 74, n. 5, p. 636-649, 2017.
- KING, A. J. et al. Using abiotic drivers of fish spawning to inform environmental flow management. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 34-43, 2016.
- KODAMA, Y. Large-Scale common features of Subtropical Precipitation Zones (the Baiu Frontal Zone, the SPCZ, and the SACZ). Part I: Characteristics of Subtropical Frontal Zones. **Journal of the Meteorological Society of Japan**, v.70, n. 4, p.813-836, 1992.
- LANDAETA, M. F. et al. Temporal fluctuations of nearshore ichthyoplankton off Valparaíso central Chile, during the ENSO 1997-2000. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 44, n. 3, p. 571-582, 2009.

LATRUBESSE, E. M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, v. 546, p.363-369, 2017.

LOPES, C. A. et al. Temporal distribution of ichthyoplankton in the Forquilha River, upper Uruguay River – Brazil: Relationship with environmental factors. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 36, n. 1, p. 59-65, 2014.

MACHADO, C. **Aspectos reprodutivos do dourado *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) (TELEOSTEI, CHARACIDAE) na região do Alto Rio Uruguai**. 2003. 52 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

NAKATANI, K. et al. **Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação**. Maringá: EDUEM, 2001.

NASCIMENTO, F. L., NAKATANI, K. Relações entre fatores ambientais e a distribuição de ovos e larvas de peixes na sub-bacia do rio Ivinhema, Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 2, p. 117-122, 2006.

OLIVEIRA, E. C. de, FERREIRA, E. J. G. Spawning areas, dispersion and microhabitats of fish larvae in the Anavilhanas Ecological Station, rio Negro, Amazonas State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 559-566, 2008.

ORTLIEB, L., MACHARÉ, J. Former El Niño events: Records from western South America. **Global and Planetary Change**, v. 7, p. 181-202, 1993.

PELICICE, F. M., AGOSTINHO, C. S. Deficient downstream passage through fish ladders: the case of Peixe Angical Dam, Tocantins River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 705-713, 2012.

PELICICE, F. M. et al. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: The naturalization of nonnative fish by decree. **Conservation Letters**, v. 7, n. 1, p. 55–60, 2014.

PEPIN, P., HELBIG, J. Sampling variability of ichthyoplankton surveys—Exploring the roles of scale and resolution on uncertainty. **Fisheries Research**, v. 117, n. 118, p. 137–145, 2012.

REYNALTE-TATAJE, D. A. et al. Distribuição e abundância temporal do ictioplâncton no Alto Rio Uruguai, Brasil. In:

ZANIBONI-FILHO, E., NUÑER, A. P. de O. (Eds.). **Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna**. Florianópolis: UFSC, 2008. p. 195-228.

REYNALTE-TATAJE, D. A. et al. Temporal variability of fish larvae assemblages: influence of natural and anthropogenic disturbances. **Neotropical Ichthyology**, v.10, n. 4, p. 837-846, 2012 a.

REYNALTE-TATAJE, D. A. et al. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 829-835, 2012 b.

REYNALTE-TATAJE, D. A. et al. Armadilhas luminosas e o ictioplâncton. In: NUÑER, A. P. de O., ZANIBONI-FILHO, E (Eds.). **Reservatório de Machadinho – peixes, pesca e tecnologia de criação**. Florianópolis: UFSC, 2012 c. p. 107-126.

RODRIGUES, L. P., SENNA, M. C. A., CATALDI, M. Representação dos Padrões Atmosféricos Relacionados à Zona de Convergência do Atlântico Sul Através de um Modelo Acoplado Atmosfera-Biosfera. **Ciência e Natura**, v.38, n.1, p. 281-289, 2016.

ROSA, G. R. et al. Spatial and temporal distribution of ichthyoplankton during an unusual period of low flow in a tributary of the São Francisco River, Brazil. **River Research and Applications**, v. 34, n. 1, p. 69-82, 2017.

SANTIN, M. et al. Abundância e distribuição temporal de larvas de *Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae), em uma baía do pantanal matogrossense. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 1, p. 65-71, 2009.

SARTORI, M da B. G. A dinâmica do clima do Rio Grande do Sul: indução empírica e conhecimento científico. **Terra Livre**, v.1, n. 20, p. 27-49, 2003.

SHOJI, J. et al. Possible effects of global warming on fish recruitment: shifts in spawning season and latitudinal distribution can alter growth of fish early life stages through changes in daylength. **ICES Journal of Marine Science**, v. 68, n. 6, p. 1165–1169, 2011.

SILVA, P. A. DA, REYNALTE-TATAJE, D. A., ZANIBONI-FILHO, E. Identification of fish nursery areas in a free tributary of an impoundment region, upper Uruguay River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 2, p. 425-438, 2012.

SIMPSON, H. J. et al. Forecasting annual discharge of River Murray, Australia from a geophysical model of ENSO. **Journal of Climate**, v. 6, p. 386–391, 1993.

SIPOT, mapa dezembro de 2015 - Sistema de informações do Potencial Hidrelétrico Brasileiro. Disponível em:<<http://eletrobras.com/pt/Paginas/Potencial-Hidrelétrico-Brasileiro.aspx>>. Acesso em: 15 de novembro de 2016.

STERNBERG, R. Damming the river: a changing perspective on altering nature. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 10, n. 3, p. 65–197, 2006.

STRAYER, D. L., DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 344-358, 2010.

STRZEPEK, K. M., SMITH, J. B. **As climate changes: international impacts and implications**. New York: U.S. Environmental Protection Agency Office of Policy, Planning and Evaluation, 1995.

SUZUKI, F. M., POMPEU, P. S. Influence of abiotic factors on ichthyoplankton occurrence in stretches with and without dams in the upper Grande River basin, south-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 23, n. 2, p. 99–108, 2016.

SUZUKI, F. M. et al. Factors influencing movements of two migratory fishes within the Tailrace of a large Neotropical dam and their implications for hydropower impacts. **River Research and Applications**, v. 33, n. 4, p.514-523, 2017.

THE WORLD BANK. Database World Development Indicators “Electricity production from renewable sources, excluding hydroelectric (kWh)”. Disponível em: <<http://data.worldbank.org/indicator/EG>>. Acesso em: 15 de janeiro 2018.

THORROLD, S. R. Evaluating the performance of light traps for sampling small fish and squid in open waters of the central Great Barrier Reef lagoon. **Marine Ecology Progress Series**, v. 89, p. 277-285, 1992.

TONDATO, K. K., MATEUS, L. A. F., ZIOBER, S. R. Spatial and temporal distribution of fish larvae in marginal lagoons of Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 1, p.123-133, 2010.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TUNDISI, J. G. et al. How many more dams in the Amazon? **Energy Policy**, v. 74, p.703-708, 2014.

WINEMILLER, K. O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128-129, 2016.

YEN, K. W., WANG, G., LU, H. J. Evaluating habitat suitability and relative abundance of skipjack (*Katsuwonus pelamis*) in the Western and Central Pacific during various El Niño events. **Ocean & Coastal Management**, v. 139, p. 53-160, 2017.

ZACARDI, D. M., PONTE, S. C. S. da. Padrões de distribuição e ocorrência do ictioplâncton no médio rio Xingu, bacia amazônica, Brasil. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 4, p. 949-972, 2016.

ZACARDI, D. M. et al. Diversity and spatio-temporal distribution of the ichthyoplankton in the lower Amazon River, Brazil. **Biota Amazônia**, v. 7, n. 2, p. 12-20, 2017.

ZANIBONI-FILHO, E., SCHULZ, U. H. Migratory fishes of the Uruguay River. In: CAROLSFELD, J. et al. (Eds.). **Migratory fishes of the South America: Biology, social, importance and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust, 2003. p. 135-168.

ZANIBONI-FILHO, E. et al. Wide reproductive period of a long-distance migratory fish in a subtropical river, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 15, n. 1, p. 3-8, 2017.

ZARFL, C. et al. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Science**. v.77, n. 1, p. 161-170, 2015.

ZENG, L. et al. Ecological effects of dams, alien fish, and physiochemical environmental factors on homogeneity/heterogeneity of fish community in four tributaries of the Pearl River in China. **Ecology and Evolution**, v. 7, p. 3904–3915, 2017.

ZIOBER, S. R., BIALETZKI, A. MATEUS, L. A. de F. Effect of abiotic variables on fish eggs and larvae distribution in headwaters of Cuiabá River, Mato Grosso State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p.123-132, 2012.

ZIOBER, S. R., REYNALTE-TATAJE, D. A., ZANIBONI-FILHO, E. The importance of a conservation unit in a subtropical basin for fish spawning and growth. **Environmental Biology of Fish**, v. 98, n. 2, p. 725-737, 2015.

APÊNDICE A - Descrição detalhada das estações de coleta utilizados para elaboração do capítulo I. P-LE: Principal-lêntico; P-TR: Principal-transição; T-TR: Tributário-transição; P-LO: Principal-lótico, T-LO: Tributário-lótico.

Nº mapa	Ambientes	Localização	Observações	Coordenadas geográficas
1	P-LO	Município de Vacarias/RS	Montante da UHE Barra Grande. Fundo de laje e margens arborizadas	50° 45' 40" W 28° 14' 32" S
2	P-TR	Município de Vacarias/RS	Montante da UHE Barra Grande. Fundo de laje e margens pouco arborizadas	50° 45' 22" W 28° 12' 49" S
3	P-LE	Trecho médio do reservatório da UHE Barra Grande	Margens arborizadas. Jusante do Rio Vacas Gordas	50° 52' 18" W 28° 02' 26" S
4	P-LE	Trecho inferior do reservatório da UHE Barra Grande	Margens arborizadas a 18km da UHE Barra Grande	51° 02' 12" W 27° 54' 24" S
5	P-LE	Trecho inferior do reservatório da UHE Barra Grande	Margens pouco arborizadas a 7km do eixo da barragem	51° 07' 37" W 27° 48' 28" S

APÊNDICE A: Continuação.

Nº mapa	Ambientes	Localização	Observações	Coordenadas geográficas
6	P-LE	Trecho inferior do reservatório da UHE Barra Grande	Margens pouco arborizadas a 1km da UHE Barra Grande	51° 10' 30" W 27° 47' 22" S
7	P-LO	Desemboque dos vertedouros, próximo à casa de força da UHE Barra Grande	Montante do reservatório da UHE Machadinho. Limite superior do trecho lótipo. Sem vegetação marginal e fundo pedregoso	51° 11' 45" W 27° 46' 33" S
8	P-LE	Próximo a balsa entre os municípios de Celso Ramos/SC e Anita Garibaldi/SC	Ambiente de transição léntico	51° 2' 28" W 27° 35' 59" S
9	P-LE	Montante da ponte na BR 470	Corpo do reservatório	51° 28' 19" W 27° 36' 21" S
10	P-LE	Corpo do reservatório da UHE Machadinho próximo a balsa em Zortéa/SC	Corpo do reservatório	51° 37' 21" W 27° 31' 01" S

APÊNDICE A: Continuação.

Nº mapa	Ambientes	Localização	Observações	Coordenadas geográficas
11	P-LE	Próximo a barragem na foz do rio Forquilha	Corpo do reservatório	51° 46' 40" W 27° 31' 14" S
12	T-LO	Tributário a 7 km do reservatório da UHE Machadinho	Deságua dentro do reservatório de UHE Machadinho	51° 45' 55" W 27° 32' 22" S
13	P-LO	Desembocadura dos vertedouros e casa de força da UHE Machadinho	Jusante de UHE Machadinho. Desembocadura dos túneis de desvio; limite superior do trecho lófico	51° 47' 06" W 27° 31' 37" S
14	T-LO	Entre a foz do rio Ligeiro e a ponte da RS 126	Primeiro afluente a jusante da UHE Machadinho	51° 51' 24" W 27° 32' 16" S
15	T-TR	Balneário de Marcelino Ramos/RS. Entre a UHE Machadinho e o lago da UHE Itá	Corpo do reservatório de Itá, ambiente de transição lófico-léntico	51° 54' 05" W 27° 30' 12" S

APÊNDICE A: Continuação.

Nº mapa	Ambientes	Localização	Observações	Coordenadas geográficas
16	T-LO	Rio do Peixe no município de Ouro/SC	Ambiente de transição lóatico-léntico	51° 37' 19" W 27° 20' 40" S
17	T-TR	Rio do Peixe logo acima da balsa no município de Alto Bela Vista/SC	Transição lóatico-léntico	51° 53' 43" W 27° 26' 31" S
18	P-LE	Trecho superior do reservatório de Itá. Imediatamente abaixo da ponte da BR 153	Corpo do reservatório	51° 59' 17" W 27° 22' 43" S
19	P-LE	Trecho médio do reservatório de Itá dentro do parque Fritz Plaumann	Ambiente léntico, área de vegetação marginal preservada	52° 06' 05" W 27° 18' 32" S
20	P-LE	Próximo a ponte da SC 283	Corpo do reservatório, trecho inferior do rio Rancho Grande e represado pela UHE Itá	52° 14' 34" W 27° 14' 46" S

APÊNDICE A: Continuação.

Nº mapa	Ambientes	Localização	Observações	Coordenadas geográficas
21	P-LE	Trecho inferior do reservatório de Itá	Ponto próximo ao eixo da UHE Itá, área desprovida de vegetação marginal (área da antiga cidade de Itá)	52° 20' 26" W 27° 17' 09" S
22	P-LO	Próximo a foz do rio Palomas. Jusante da casa de força da UHE Itá	Área influenciada pela água vertida ou turbinada pela usina	52° 23' 41" W 27° 17' 02" S
23	P-LO	Próximo ao município de Caxambu do Sul/SC	77 km a jusante da barragem de Itá	52° 52' 02" W 27° 10' 16" S
24	P-LO	Localizado a 140 km da UHE Itá (abaixo da foz do rio Chapecó)	Área a jusante com efeitos mínimos do reservatório. Distante aproximadamente 129 km da UHE Itá	53° 01' 01" W 27° 05' 54" S
25	P-LO	Foz do rio Antas no município de Mondai/SC	Distante aproximadamente 170 km da barragem de itá	53° 24' 07" W 27° 06' 10" S