



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

DIEGO CORRÊA ALVES

**Mortalidade e injúrias em larvas de peixes associadas à passagem  
descendente por barragens hidrelétricas:  
protocolo de avaliação e estudo de caso**

Maringá  
2015

DIEGO CORRÊA ALVES

**Mortalidade e injúrias em larvas de peixes associadas à passagem descendente por barragens hidrelétricas:**  
protocolo de avaliação e estudo de caso

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Maringá  
2015

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

A474m

Alves, Diego Corrêa, 1985-

Mortalidade e injúrias em larvas de peixes associadas à passagem descendente por barragens hidrelétricas : protocolo de avaliação e estudo de caso / Diego Corrêa Alves. -- Maringá, 2015.

55 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2015.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

1. Peixes de água doce - Reservatórios - Deriva larval - Impactos ambientais. 2. Peixes de água doce - Reservatórios - Larvas - Transposição. 3. Peixes de água doce - Reservatórios - Larvas - Mortalidade. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1763272  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

DIEGO CORRÊA ALVES

**Mortalidade e injúrias em larvas de peixes associadas à passagem descendente por barragens hidrelétricas:  
protocolo de avaliação e estudo de caso**

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Evoy Zaniboni Filho  
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Prof. Dr. Éder André Gubiani  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 13 de novembro de 2015.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Maringá e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pelo curso, pelas aulas, experiências vividas e adquiridas, bem como por possibilitar a realização de mais uma e importante etapa na minha formação acadêmica;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de doutorado;

À NeoTropical Consultoria Ambiental por também contribuir com o financiamento deste estudo, e, sobretudo, apoiá-lo, mesmo sendo, em sua fase inicial, “um tiro no escuro”, e também por toda a logística e excelente trabalho que garantiram a aquisição dos bancos de dados utilizados nesta tese;

À Santo Antônio Energia pelo financiamento de parte desta tese;

Ao meu orientador Prof. Dr. Angelo A. Agostinho por ser responsável pelo vertiginoso crescimento profissional que vivenciei trabalhando ao seu lado, pela imensa oportunidade de ter sido seu orientado, pela amizade, confiança, disponibilidade e compartilhamento de seu valioso saber em diversas oportunidades;

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes por participar de várias etapas da minha formação, o que me faz considerá-lo, além de um grande amigo, também um orientador, sempre com conselhos sinceros;

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carolina V. Minte-Vera pela confiança depositada desde o meu primeiro semestre de graduação e mais oito anos de relação de tutor e pupilo, além da amizade, através da qual me transferiu parte de seu conhecimento;

À Maria Salete R. Arita e João Fábio Hildebrandt pelo excelentíssimo trabalho que realizam na Biblioteca Setorial do Nupélia e todo suporte bibliográfico a mim oferecido;

À Aldenir e à Jocemara por sempre me auxiliarem com todas as dúvidas burocráticas, sempre muito atenciosas e prestativas em seu trabalho na secretaria do PEA;

À toda equipe da NeoTropical que planejaram e realizaram as coletas, triagens e identificações dos materiais, constituindo o banco de dados utilizado; em especial ao Luís F. da Câmara e à Lisiane Hahn por viabilizarem tudo isto, além das novas amizades formadas;

A todos os integrantes da banca (titulares e suplentes) por dispenderem tempo para ler, avaliar e enriquecer esta tese;

Aos meus pais por terem me apoiado e estimulado a seguir com minha formação, independentemente das dificuldades surgidas, além de toda base educacional, emocional e espiritual que me forneceram;

À Lilian P. Vasconcelos por ser a melhor esposa e amiga que eu poderia desejar ter ao meu lado, além de toda a cooperação, cumplicidade, suporte emocional, estímulos positivos e todo apoio dado durante todos estes anos tanto nos aspectos profissionais quanto pessoais;

Aos meus avós Oswaldo (*in memoriam*) e Dirley por sempre terem me assistido, e viabilizando meus primeiros passos na academia (graduação);

Ao meu irmão Thiago, à minha cunhada Maria Luiza, e à minha primeira sobrinha, Clara, pelos bons momentos de descontração que passamos juntos;

À toda minha família que é base da minha formação pessoal;

À minha segunda família Cláudio, Mirian, Paulo, Nathalie, e meu primeiro sobrinho, Caio, por todo o carinho, companheirismo e apoio de sempre;

Aos diversos amigos do PEA que ganhei ao longo desta saga, Fábio T. Mise, Igor de P. Affonso, Eduardo Cunha, Herick Santana, Flávio Ragonha;

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e para a minha formação profissional e pessoal.

# **Mortalidade e injúrias em larvas de peixes associadas à passagem descendente por barragens hidrelétricas: protocolo de avaliação e estudo de caso**

## **RESUMO**

A implementação de empreendimentos hidrelétricos representa uma das maiores ameaças à diversidade íctica em todo o mundo, afetando especialmente as espécies que realizam longas migrações reprodutivas. A interrupção da conectividade fluvial ocasiona bloqueio da conexão entre *habitats* que são indispensáveis para o ciclo de vida destas espécies. A deriva do ictioplâncton no sentido montante-jusante pode ser dificultada quando os reservatórios atuam como uma barreira. Transpassado o trecho do reservatório, a própria barragem ainda representa um desafio ao recrutamento, uma vez que as estruturas da usina têm potencial de ocasionar injúrias ou até mesmo morte destes organismos. Embora o conhecimento a respeito da passagem do ictioplâncton por reservatórios e barragens de hidrelétricas seja crucial para o desenvolvimento de estratégias efetivas de conservação, suas taxas de sobrevivência são amplamente desconhecidas. Propôs uma abordagem para avaliar *in situ* a associação entre injúrias ou mortalidade de larvas de peixes e sua passagem descendente através de barragens e aplicar os delineamentos amostral e protocolo analítico propostos a um estudo de caso na usina hidrelétrica de Santo Antônio, rio Madeira, Amazônia brasileira.

**Palavras-chave:** Avaliação de impacto. Deriva larval. Mitigação de impacto. Peixes migradores. Sobrevivência. Transposição.

## **Fish larvae mortality and injuries related to the passage downstream by hydroelectric dams: assessment framework and case study**

### ***ABSTRACT***

The implementation of hydropower projects is a major threat to the ichthyic diversity worldwide, especially affecting the species that make large reproductive migrations. The interruption of river connectivity causes the locking connection among habitats that are essential to the life cycle of these species. The downstream drift of ichthyoplankton can be difficult when the reservoirs act as barrier. Passed this stretch, the dam itself remains a challenge to recruitment, since the dams structures have the potential to cause injury or even death of these organisms. Although the knowledge about the passage of ichthyoplankton by hydroelectric reservoirs and dams is critical to the development of effective conservation strategies, their survival rates are largely unknown. Thus, the goal of this study was to propose an approach to evaluate *in situ* the association between injury or mortality of fish larvae and its passage downstream through dams and apply the sampling and analytical designs proposed to a case study on Santo Antônio dam, Madeira river, Brazilian Amazon.

**Keywords:** Impact assessment. Impact mitigation. Larval drift. Migratory fishes. Survival. Transposition.



Tese elaborada e formatada  
conforme as normas da publicação  
científica *Ecological Modelling*,  
disponível em:

<<https://www.elsevier.com/journals/ecological-modelling/0304-3800/guide-for-authors>>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>11</b>
<b>2 UM PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DA MORTALIDADE E INJÚRIAS EM LARVAS DE PEIXES ASSOCIADAS A SUA PASSAGEM DESCENDENTE POR BARRAGENS HIDRELÉTRICAS .....</b>	<b>13</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>13</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>14</b>
2.1 INTRODUÇÃO.....	15
2.2 A PASSAGEM DO ICTIOPLÂNCTON POR EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS.....	17
2.3 OS PRINCÍPIOS .....	18
2.4 DELINEAMENTO GERAL .....	19
2.5 DELINEAMENTO ANALÍTICO.....	22
2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	25
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>27</b>
<b>3 INJÚRIAS EM LARVAS DE PEIXES E SUA ASSOCIAÇÃO COM A PASSAGEM DESCENDENTE POR UMA BARRAGEM HIDRELÉTRICA NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.....</b>	<b>33</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>33</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>34</b>
3.1 INTRODUÇÃO.....	35
3.2 METODOLOGIA.....	36
3.2.1 Área de estudo .....	36
3.2.2 Coleta de dados.....	38
3.2.3 Análises dos dados .....	39
3.3 RESULTADOS .....	41
3.4 DISCUSSÃO .....	49
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>51</b>
<b>4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>54</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A ictiofauna neotropical é composta em mais de 15% por espécies migradoras (CAROLSFELD et al., 2003; GODINHO; KYNARD, 2008), que, em geral, também apresentam notável importância econômica (POMPEU et al., 2011). A estratégia reprodutiva mais comum entre os peixes migradores envolve movimentos rio acima em direção a áreas de desova no início do período chuvoso, desova na corrente do corpo hídrico e subsequente deriva dos ovos a jusante para as áreas adjacentes inundadas, onde encontram condições favoráveis de abrigo e alimento (FERRAZ DE LIMA, 1986; CAROLSFELD et al., 2003; AGOSTINHO et al., 2003; 2007b). Assim, o sucesso reprodutivo destas espécies depende de ambientes íntegros com áreas de desova e de criadouros conectadas (GOGOLA et al., 2013), possibilitando tanto movimentos ascendente ativos dos potenciais reprodutores quanto descendente passivo de ovos e larvas para completarem o seu ciclo de vida (AGOSTINHO et al., 2007b; PELICICE; AGOSTINHO, 2008).

Nesse sentido, o barramento dos rios, geralmente para a construção de empreendimentos hidrelétricos pode representar o principal degradador ecológico desses ambientes (CARLISLE et al., 2011) ameaçando sua integridade e conectividade. Com a instalação destes empreendimentos, a interrupção do ciclo reprodutivo e a alteração das áreas de desova e de desenvolvimento inicial das espécies de peixes migradores são as principais adversidades ocasionadas a estas populações (VAZZOLER, 1996; AGOSTINHO et al., 1992; 2007a; BRAGA, 2001; ANTONIO, 2007).

As alterações ambientais a que as espécies de peixes são submetidas frente às instalações de usinas hidrelétricas potencialmente afetam drasticamente o sucesso do recrutamento nas suas populações naturais (LOWE-McCONNELL, 1987; AGOSTINHO; GOMES, 1997). Ainda que a reprodução de espécies migradoras seja propiciada, um fator determinante ao seu sucesso é a passagem descendente do ictioplâncton através dos componentes destes empreendimentos. De acordo com Agostinho et al. (2007b) e Pelicice et al. (2015), os reservatórios hidrelétricos são responsáveis por restringir a deriva do ictioplâncton de diversas maneiras, principalmente pela predação visual favorecida com a elevação da transparência da água e decantação e morte por anoxia devido à diminuição do fluxo gerado nestes ambientes. Outro aspecto crítico nos movimentos descendentes do ictioplâncton é sua passagem pelas estruturas da barragem, que pode ocorrer através das turbinas, vertedouros ou sistemas de passagens de peixes (SUZUKI et al., 2011). O potencial de esta passagem acarretar injúrias ou mesmo a morte destes organismos é verdadeiro, embora suas taxas sejam desconhecidas (OLDANI et al., 2007).

Sendo o conhecimento a respeito da passagem do ictioplâncton por reservatórios e barragens hidrelétricas crucial para o desenvolvimento de estratégias efetivas de conservação (POMPEU et al., 2011), e ainda apresentar diversas lacunas na sua avaliação efetiva, o trabalho traz *i*) uma proposta contendo um delineamento amostral e um protocolo analítico para avaliação da associação entre injúrias em larvas de peixes e sua passagem descendente através de barragens hidrelétricas, e *ii*) um estudo de caso aplicando o protocolo proposto à barragem da usina hidrelétrica de Santo Antônio, rio Madeira, Amazônia brasileira, capaz de fornecer subsídios para aplicação de medidas de

manejo operacionais da usina e demonstrar algumas das potencialidades da metodologia proposta.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JÚNIOR, H.F.; BORGHETTI, J.R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, Maringá, v. 14, p. 89-107, 1992.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, 1997. 387p.
- AGOSTINHO, A.A. et al. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J. et al. (Eds.) **Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status**. Victoria: World Fisheries Trust, 2003, p. 19 - 99.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007a.501p.
- AGOSTINHO, A.A. et al. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? **Neotropical Ichthyology**, v. 5, p. 121-130, 2007b.
- ANTONIO, R.R. et al. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 177-184, 2007.
- BRAGA, F.M.S. Reprodução de peixes (Osteichthyes) em afluentes do reservatório de Volta Grande, Rio Grande, sudeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 91, p. 67-74, 2001.
- CARLISLE, D.M.; WOLOCK, D.M.; MEADOR, M.R. Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, p. 264-270, 2011.
- CAROLSFELD, J. et al. **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust, 2003, 372 p.
- FERRAZ DE LIMA, J.A. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: importância dos peixes migradores). **Acta Amazonica**, v. 16, p. 87-94, 1986.
- GODINHO, A.L.; KYNARD, B. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. **River Research and Applications**, v. 25, p. 702-712, 2008.
- 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, p. 95-105, 2013.
- LOWE-McCONNELL, R.H. **Ecological Studies in Tropical Fish Communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987, 382p.

- OLDANI, N.O. et al. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 89-102, 2007.
- PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. Fish passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. **Conservation Biology**, v. 22, p. 180-188, 2008.
- PELICICE F.M.; AGOSTINHO, A.A.; POMPEU, P.S. (In press). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish & Fisheries**. DOI: 10.1111/faf.12089, 2015.
- POMPEU, P.S. et al. Downstream passage of fish larvae and eggs through a small-sized reservoir, Mucuri River, Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 6, p. 739-746, 2011.
- SUZUKI, F.M.; PIRES, L.V.; POMPEU, P.S. Passage of fish larvae and eggs through the Funil, Itutinga and Camargos Reservoir on the upper Rio Grande (Minas Gerais, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 617-622, 2011.
- VAZZOLER, A.E.A.M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Eduem, 1996, 169p.

## **2 Um protocolo de avaliação da mortalidade e injúrias em larvas de peixes associadas a sua passagem descendente por barragens hidrelétricas**

### **RESUMO**

Este trabalho traz uma proposta que visa contribuir para o preenchimento das atuais lacunas no conhecimento acerca do impacto das barragens hidrelétricas na sobrevivência de larvas de peixes que passam por seus componentes hidráulicos. Nele é apresentado e discutido um delineamento amostral e analítico capaz de avaliar *in situ* os efeitos da passagem de larvas pelas barragens, com potencial para subsidiar alternativas de manejo das estruturas hidráulicas para a redução da mortalidade e inferir sobre a efetividade das estratégias de transposição de peixes. O delineamento consiste em duas etapas, a primeira com o objetivo de construir um referencial dos níveis de mortalidade/injúrias no ambiente natural antes da instalação de qualquer empreendimento hidrelétrico, e a segunda referente ao período após instalação do empreendimento, destinada a avaliar o efeito principal de cada estrutura da usina na mortalidade/injúrias de larvas de peixes. Propõe-se a análise da associação entre mortalidade ou injúrias em larvas e a passagem descendente por barreiras através da estatística Risco Relativo, estimada por uma regressão log-binomial, através da abordagem dos modelos lineares generalizados. Os preditores lineares propostos se distinguem quanto à indexação da passagem descendente, que pode ser qualitativa ou quantitativa, de acordo com a disponibilidade dos dados. A abordagem proposta é uma nova possibilidade para se avaliar *in situ* a passagem descendente do ictioplâncton por barreiras naturais ou artificiais. O delineamento amostral apresentado é relativamente simples, de fácil execução e baixo custo, se comparado àqueles que demandam tecnologias mais sofisticadas ou combinam estudos de campo e laboratório para associar injúrias e mortalidade de peixes durante a passagem descendente por barragens sob diferentes regimes de operação.

**Palavras-chave:** Avaliação de impacto, recrutamento, reservatórios, turbinas, vertedouros, diádromo.

## **An assessment framework of the mortality and injuries in fish larvae associates with its downstream passage by hydroelectric dams**

### ***ABSTRACT***

This paper presents a proposal to contribute to filling the current gaps in knowledge about the impact of hydroelectric dams on the survival of fish larvae that pass through its hydraulics. It is presented and discussed a sampling and analytical design able to assess *in situ* the effects of the passage of larvae by dams, subsidizing alternative management of hydraulic structures for reducing mortality and infer the effectiveness of fish transposition strategies. The design consists of two stages. The first objective building a framework of mortality/injury levels in the natural environment before installing any hydroelectric project. The second, covering the period from the enterprise installation, assess the main effect of each plant structure in mortality/injury of fish larvae. It is proposed to analyze the association between death or injuries in larvae and the passing down by barriers through Relative Risk statistical, estimated by log-binomial regression by addressing the generalized linear models. The proposed linear predictors are distinguished as the indexation of the descending passage, which may be qualitative or quantitative, according to data availability. The proposed approach is a new possibility to evaluate *in situ* the downstream passage of ichthyoplankton by natural or artificial barriers. The presented sample design is relatively simple, easy to perform and inexpensive, compared to those who require more sophisticated technologies or combine field and laboratory studies to associate injuries and mortality of fish during the downstream passage by dams under different operating regimes.

***Keywords:*** Impact assessment, recruitment, reservoir, spillways, turbines, diadromous.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A expansão dos aproveitamentos hidrelétricos nas últimas décadas tem afetado praticamente todas as grandes bacias hidrográficas do planeta (Nilsson *et al.*, 2005; Pelicice & Agostinho, 2008), com previsão de pelo menos mais 450 novas represas nos principais rios tropicais (Amazonas, Congo e Mekong), que, juntos, comportam mais de um terço de toda a biodiversidade de peixes existente (Winemiller *et al.*, 2016). A implementação destas obras ocasiona profundas alterações ecossistêmicas, tanto abióticas quanto bióticas (Schilt, 2007), e representa uma das maiores ameaças à diversidade íctica em todo o mundo (Lowe-McConnell, 1987; Agostinho *et al.*, 2007a). A instalação destas barreiras potencialmente afeta toda a assembleia de peixes, sendo, geralmente, as espécies migradoras as mais prejudicadas (Barletta *et al.*, 2010; Raabe & Hightower, 2014; Agostinho *et al.*, 2015; Pelicice *et al.*, 2015).

A ictiofauna neotropical é composta em mais de 15% por espécies migradoras que possuem características de história de vida incrivelmente diversas e, portanto, apresentam padrões migratórios variáveis (Carolsfeld *et al.*, 2003). Ainda que estes conceitos sejam mais amplos, diversos e complexos, variando entre espécies e até mesmo dentro de uma mesma espécie (Makrakis *et al.*, 2012), de uma maneira geral, a estratégia reprodutiva mais comum entre os peixes migradores neotropicais de água doce envolve movimentos rio acima em direção as áreas de desova no início do período chuvoso, desova na corrente do corpo hídrico e subsequente deriva dos ovos a jusante enquanto se desenvolvem no início da cheia (Ferraz de Lima, 1986; Carolsfeld *et al.*, 2003; Agostinho *et al.*, 2003; 2007b). Então, as larvas são transportadas para as áreas adjacentes inundadas, onde encontram condições favoráveis de abrigo e alimento, enquanto os adultos esgotados retornam às porções inferiores (Lowe-McConnel, 1999; Carolsfeld *et al.* 2003; Agostinho *et al.*, 2007b).

Migradores de longa distância podem migrar até centenas ou, excepcionalmente, milhares de quilômetros para completar seu ciclo de vida e seu acesso a habitats particulares primordiais para estágios específicos da vida são indispensáveis para garantir o recrutamento da população (Barthem & Gouding, 1997; Pelicice & Agostinho, 2008; Pompeu *et al.*, 2012). Portanto, os fatores responsáveis pelos danos diretamente ocasionados nas populações das espécies de peixes migradores em decorrência da formação de barragens se devem, majoritariamente, à interrupção da conectividade fluvial que ocasiona bloqueio da conexão entre habitats que são indispensáveis para o ciclo de vida destas espécies (Barthem *et al.*, 1991; Agostinho *et al.*, 2007, 2012, 2015; Vazzoler, 1996; Antonio *et al.*, 2007; Oldani *et al.*, 2007; Godinho & Kynard, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2014a, 2014b).

Na tentativa de mitigar os efeitos dos reservatórios sobre as espécies migradoras, sistemas de transposição de peixes têm sido construídos anexos a estes empreendimentos a fim de possibilitar a passagem dos indivíduos pelas barragens (Godinho & Kynard, 2008, Agostinho *et al.*, 2011; Pompeu *et al.*, 2011; Fontes Junior *et al.*, 2012; Pelicice *et al.*, 2014). A eficiência dessas passagens, no entanto, ainda é duvidosa (Oldani *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2007b; Pelicice & Agostinho, 2008; Silva *et al.*, 2012) e implica movimentos tanto ascendentes quando descendentes de peixes em diferentes fases da vida (Agostinho *et al.*, 2007b; Godinho & Kynard, 2008; Pompeu *et al.*, 2011, 2012).



Ainda, segundo Pelicice & Agostinho (2008), estas passagens podem, por outro lado, vir a atuar como armadilhas ecológicas sempre que quatro condições forem atingidas, ou seja, *i*) se forem aplicadas forças atrativas que induzam a subida dos peixes através das passagens; *ii*) se a transferência for essencialmente ascendente; *iii*) se ambientes localizados acima da barragem não possuírem condições que assegurem o recrutamento, como locais de desova adequados e áreas de berçário; *iv*) se o trecho de jusante apresentar locais de desova e áreas de berçário, resultando em fitness superior ao de montante. Assim, mesmo que os peixes adultos sejam capazes de transpor com êxito a barragem, outras questões envolvem o real sucesso reprodutivo destes indivíduos nas áreas acima do empreendimento (Oldani *et al.*, 2007).

A deriva dos ovos e larvas dos peixes a partir das áreas de desova pode ainda representar um empecilho adicional ao recrutamento a jusante. Reservatórios apresentam gradientes de condições limnológicas (ex: transparência) e hidrológicas (ambientes lênticos) que atuam como obstáculos ao deslocamento a jusante, além de poder se constituir em barreira comportamental aos movimentos descendentes de peixes migradores adultos, geralmente reofílicos (Agostinho *et al.*, 2007b; Pelicice *et al.*, 2015). As características lênticas de reservatórios, relacionadas ao tamanho e taxa de renovação d'água, podem levar à decantação de ovos e larvas de peixes que, no fundo, poderiam se deparar com condições de baixa concentração de oxigênio. O processo de sedimentação das partículas em suspensão reduz a turbidez na coluna d'água e propicia a mortalidade por maior exposição à predação (Pelicice *et al.*, 2015).

Por outro lado, em reservatórios com baixo tempo de renovação da água essas formas de vida podem alcançar a barragem, devido tanto à maior velocidade da água quanto pelo maior avanço de águas turbidas em direção à barragem. Entretanto, os ovos e larvas ainda precisam conseguir transpor com êxito as estruturas hidráulicas da usina hidrelétrica, sejam elas turbinas, vertedouros ou sistemas de passagens de peixes (Agostinho *et al.*, 2011), que têm potencial de ocasionar injúrias ou até mesmo morte destes organismos (Ruggles, 1980, Ruggles & Murray, 1983; Cada *et al.*, 1997; Cada *et al.*, 2001). Condições adversas na passagem pelas estruturas da barragem podem levar a perdas substanciais do ictioplâncton, elevando as taxas de mortalidade e acarretando consequências drástica em longo prazo sobre as comunidades ícticas (Agostinho *et al.*, 2011).

Embora o conhecimento a respeito da passagem do ictioplâncton por reservatórios e barragens de hidrelétricas seja crucial para o desenvolvimento de estratégias efetivas de conservação (Pompeu *et al.*, 2011), as taxas de sobrevivência são amplamente desconhecidas (Oldani *et al.*, 2007) e a proteção de ovos e larvas ainda representa um grande desafio para os cientistas, sendo uma tarefa ainda mais difícil que a transposição de juvenis e adultos através das barragens (Godinho & Kynard, 2008). Isso ganha relevância ao se considerar que sem esses movimentos descendentes para jusante, não faz sentido a instalação de facilidades para passagem ascendente (Agostinho *et al.*, 2007a). Assim, o objetivo principal deste trabalho foi propor uma abordagem para avaliar *in situ* a associação entre injúrias ou mortalidade de larvas de peixes e sua passagem descendente através de barragens.

## 2.2 A PASSAGEM DO ICTIOPLÂNCTON POR EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS

Em adição às condições adversas a que o ictioplâncton se expõe na passagem pelo reservatório, o estresse a que ele pode ser submetido ao passar pelas estruturas hidráulicas da barragem tornam os deslocamentos a jusante uma tarefa árdua e avaliar esta efetividade pode ser igualmente complexa (Cada *et al.*, 1997). Avaliações desse tipo em ambientes neotropicais são raros e realizados com base em dados de densidade de ovos e larvas (Suzuki *et al.*, 2011), uma métrica eficaz na verificação de ocorrência e na mensuração da passagem descendente do ictioplâncton, porém falha ao não considerar a condição dos organismos em relação à sobrevivência e presença de injúrias.

Nos países da América do Norte e Europa há diversos estudos que avaliam o processo da passagem descendente dos peixes pelas barragens (Coutant & Whitney, 1997; Cada *et al.*, 1999; Cada, 2001; Deng *et al.*, 2007a), predominantemente para juvenis e adultos de espécies de salmão e truta (Roscoe & Hinch, 2010). Os principais métodos utilizados nestes estudos são bioensaios laboratoriais (Cada, 1980; Neitzel *et al.*, 2004; Richmond *et al.*, 2009; Deng *et al.*, 2010), estudos de campo (Johnson *et al.*, 1992; Cada, 2001; Keefer *et al.*, 2013), modelos de impactos nas pás das turbinas (*blade-strike models*) (Deng *et al.*, 2007a, Deng *et al.*, 2011) e modelos ecohidráulicos (Scheibe & Richmond, 2002; Cada *et al.*, 2006). Contudo, métodos eficientes para a avaliação *in situ* da associação entre a passagem descendente e a condição de larvas de peixes são escassos ou mesmo ausentes no caso da região neotropical.

De maneira geral, os bioensaios laboratoriais objetivam determinar os limiares de diferentes estressores que causam injúrias e morte em peixes (Cada *et al.*, 1997). Estes limiares são utilizados como referência na concepção das usinas hidrelétricas e nos modelos ecohidráulicos. Já os estudos de campo preconizam o uso de dispositivos eletrônicos (*fish sensor device*) para determinar as condições a que são submetidos os peixes durante a passagem pelas turbinas (Deng *et al.*, 2007b; Deng *et al.*, 2014) e/ou técnicas de marcação-recaptura de peixes (adultos ou juvenis), avaliando as injúrias e sobrevivência na passagem (Cada *et al.*, 1997; Johnson *et al.*, 2003).

Esforços têm sido direcionados a fim de correlacionar estas informações (Johnson *et al.*, 2003; Deng *et al.*, 2010; Trumbo *et al.*, 2014) e integrá-las aos modelos ecohidráulicos (Cada *et al.*, 2006; Richmond *et al.*, 2014). Assim, além de a avaliação da passagem descendente de peixes pelas usinas hidrelétricas não ser uma tarefa fácil e barata, ela também requer a integração de diversos estudos (Richmond *et al.*, 2014) que envolvem recursos humanos especializados em várias áreas, tornando a atividade ainda mais complexa e de difícil execução como parte dos monitoramentos de médio-longo prazo.

Nesse contexto, a proposta visa contribuir para o preenchimento das atuais lacunas no conhecimento acerca do impacto das barragens hidrelétricas na sobrevivência de larvas de peixes que passam por seus componentes hidráulicos. Nela é apresentado e discutido um delineamento amostral e analítico capaz de avaliar os efeitos da passagem de larvas pelas barragens, subsidiando alternativas de manejo das estruturas hidráulicas para a redução da mortalidade e inferir sobre a efetividade das estratégias de transposição de peixes.

### 2.3 OS PRINCÍPIOS

A ideia geral desta proposta é associar uma variável resposta que caracterize a condição da larva a um evento, no caso, a passagem descendente por alguma barreira. A variável resposta, então, pode ser classificada dicotomicamente em viva ou morta, de acordo com o exame do estado dos indivíduos recém capturados. O fato do diagnóstico ter que ser realizado a partir de amostras não fixadas, imediatamente após a coleta, dificulta a obtenção desses dados. Em face disso, esta variável pode ser indexada através da presença ou ausência de injúrias, característica obtível também a partir de amostras fixadas. Embora a proporção de larvas injuriadas seja uma porção indefinida das larvas mortas, é esperado que represente bem a intensidade dos estresses físicos a que a larva é submetida ao passar pelas estruturas da barragem.

Ainda que neste estudo se tenha como cerne as barreiras artificiais implementadas em ambientes fluviais (represas e empreendimentos hidrelétricos), o mesmo delineamento pode ser aplicado a barreiras naturais pelas quais ocorrem passagens descendentes de larvas (e.g. trechos fluviais caudalosos, corredeiras ou cachoeiras).

As causas de injúrias e mortalidade de larvas em uma amostra de ictioplâncton recém-coletada são muitas e dependem do ambiente percorrido por elas. Em um trecho fluvial relativamente uniforme é esperado que esta taxa de mortalidade seja constante, uma vez que os mesmos processos estariam atuando sobre as larvas no decorrer de sua deriva. De maneira geral, nesse caso, a principal fonte de mortalidade de larvas é a mortalidade natural (e.g. inanição, predação ou mesmo a turbulência da água). A adição de uma barreira natural ou artificial neste trecho resulta na alteração dos processos atuantes sobre a sobrevivência das larvas, adicionando novas fontes de mortalidade ou modificando a intensidade das fontes pré-existentes. Contudo, a mortalidade natural e aquela decorrente dos processos de amostragem (atrito na rede de coleta, fixação e triagem) são causas que estarão sempre presentes nas amostras.

As principais vias de passagem do ictioplâncton pelas barragens de usinas hidrelétricas são os vertedouros e as turbinas, aos quais é possível associar mecanismos responsáveis por injúrias e mortalidade de peixes. Os indivíduos expostos à passagem descendente através dos vertedouros são ameaçados por danos físicos como impactos e abrasões contra a base e o concreto da estrutura, turbulência e forças de cisalhamento na bacia de dissipação, supersaturação gasosa e embolia, e, por vezes, impacto dos peixes em queda livre na bacia de dissipação (Ruggles & Murray, 1983, Agostinho *et al.*, 2007a). Estes efeitos variam entre os diferentes tipos de vertedouros e podem ser equivalentes nas cachoeiras naturais em diferentes intensidades (Ruggles, 1980). Entre os principais mecanismos de mortalidade e injúrias de indivíduos que passam por turbinas hidrelétricas, por outro lado, estão a brusca queda de pressão, cavitação, estresse de cisalhamento, turbulência, impactos e macerações (Ruggles, 1980; Cada *et al.*, 1997; Cada, 2001; Agostinho *et al.*, 2007a, Pracheil *et al.*, 2016).

É impossível discriminar a contribuição relativa de cada fonte de injúrias e mortalidade nas amostras coletadas em campo, senão em experimentos laboratoriais (Cada *et al.*, 1980). Contudo, visando avaliar a sobrevivência e/ou presença de injúrias em larvas frente às passagens descendentes através de uma barreira (natural ou não), a elaboração de um delineamento amostral que torne desnecessária a discriminação desta

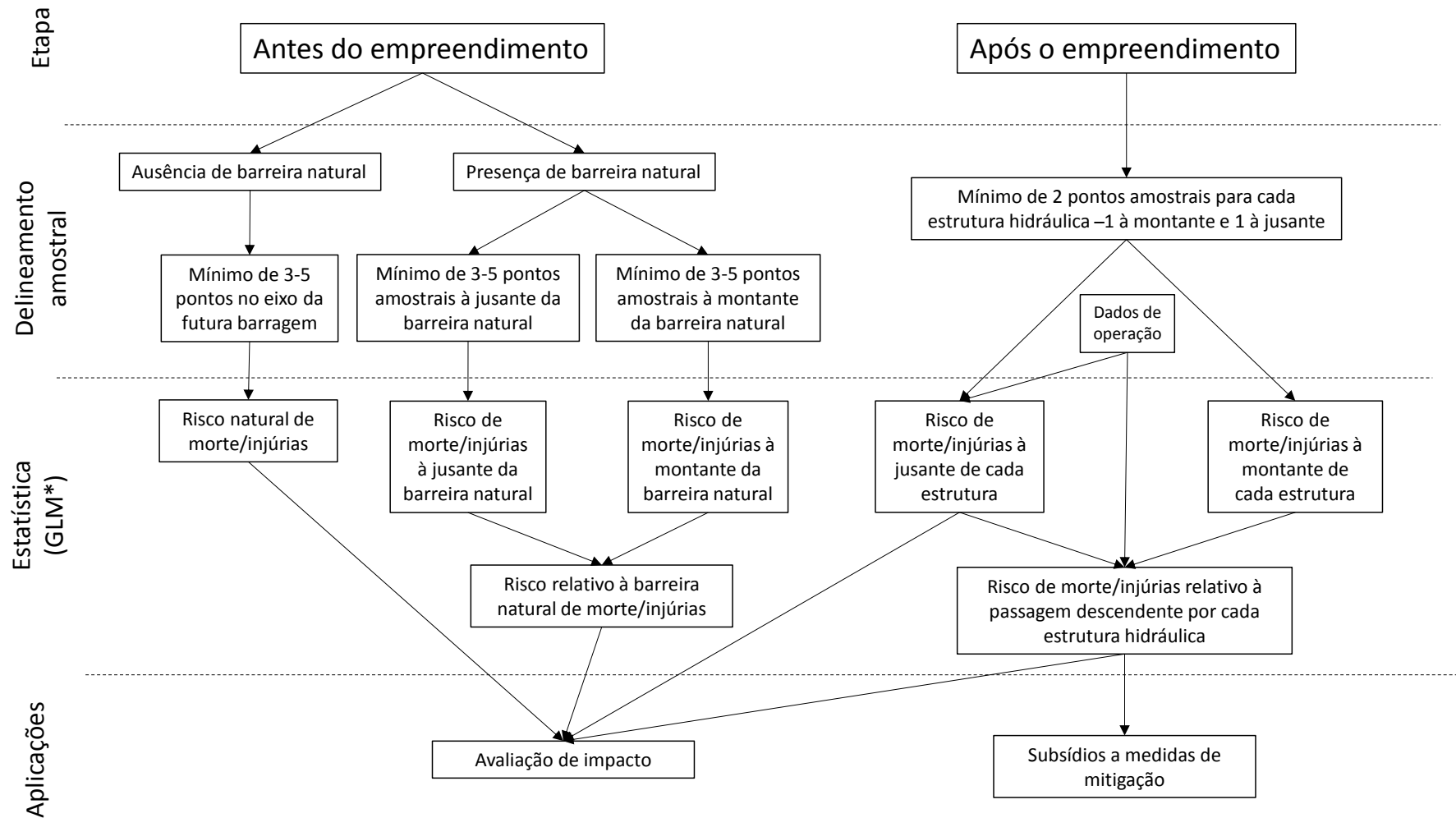
participação relativa de cada fonte de injúria e mortalidade nas larvas partiria dos pressupostos que: *i*) a contribuição do estresse decorrente dos processos de amostragem na mortalidade e injúrias é desconhecida, porém, equivalente nas diferentes unidades amostrais variando aleatoriamente entre elas; *ii*) as larvas amostradas imediatamente a jusante da barreira são impreterivelmente provenientes do trecho a montante, sem a presença de fontes laterais de adição; *iii*) as larvas amostradas imediatamente a jusante da barreira, logo após terem realizado a passagem descendente através dela, não possuem outras novas fontes de mortalidade e injúrias (com relação às larvas amostradas a montante), além daquelas provenientes da própria passagem.

Com base nesses pressupostos considera-se que a proporção de larvas mortas e injuriadas nas amostras obtidas imediatamente a jusante da barragem equivale à proporção de larvas mortas e injuriadas a montante mais o somatório dos efeitos das diferentes fontes de injúrias e mortes durante a passagem descendente através da barreira. Portanto, a diferença esperada na proporção de larvas injuriadas ou mortas entre as unidades amostrais a montante e a jusante é relativa à passagem descendente pela barreira.

#### 2.4 DELINEAMENTO GERAL

A proposta deste delineamento amostral consiste em duas etapas (Figura 1). A primeira tem por objetivo construir um referencial dos níveis de mortalidade/injúrias no ambiente natural, antes da instalação de qualquer empreendimento hidrelétrico, sendo uma informação fundamental nas avaliações de impacto. O delineamento amostral dependerá das características do ambiente fluvial em questão no que se refere à homogeneidade ou presença de barreiras naturais (*e.g.* trechos caudalosos, corredeiras ou cachoeiras). Na ausência de barreiras naturais devem ser estabelecidos de 3 a 5 pontos amostrais alocados em um transecto envolvendo as margens e o centro do rio nas imediações do eixo previsto para a futura barragem. Já quando no eixo previsto houver uma barreira natural, o referencial deverá ser obtido em amostragens realizadas em transectos similares alocados imediatamente a montante e a jusante dessa barreira (Figura 1).

A segunda etapa é referente ao período após instalação do empreendimento hidrelétrico e se destina a avaliar o efeito principal de cada estrutura da usina (vertedouro, grupos geradores e sistema de transposição de peixes) na mortalidade/injúrias de larvas de peixes (Figura 1). Este procedimento tem potencial tanto para gerar informações de avaliação de impacto (no caso de a primeira etapa ter sido realizada), quanto para subsidiar medidas de manejo no que se refere à operação das estruturas hidráulicas (Figura 1).



**Figura 1.** Fluxograma indicando as duas etapas que compõem a proposta (antes do empreendimento e após o empreendimento) com seus respectivos delineamento amostral e estatística a ser utilizada, bem como as aplicações do estudo. GLM: Modelo linear generalizado com distribuição Binomial e função de ligação logarítmica.

Para estes estudos o número e disposição dos pontos amostrais também dependerão da quantidade e alocação das estruturas do empreendimento. O importante é compreender dois transectos transversais, um a montante e outro a jusante da barreira, que representem bem os dois ambientes, contemplando com no mínimo dois pontos amostrais cada estrutura (Figura 1). Estes pontos devem estar alocados o mais próximo possível das estruturas (*e.g.* 0,5 km, *e.g.* Pompeu *et al.*, 2011), considerando critérios como velocidade da água (ação da turbulência nas amostragens) e presença de tributários entre os pontos e respeitando os limites de segurança da equipe de campo.

As amostragens deverão ocorrer, de preferência, simultaneamente entre os pontos paralelos dos transectos a montante e a jusante. Os dados da operação hidrológica de cada unidade de turbina e vertedouro correspondentes ao momento das amostragens devem ser obtidos e utilizados para indexar a passagem descendente por cada estrutura (Figura 1). O transecto a montante representará o risco basal de injúrias e morte de larvas que deverão transpassar para jusante. O transecto a jusante, por sua vez, fornecerá informações sobre o risco relativo (RR) à passagem descendente por cada estrutura.

O estudo pode ser realizado de forma intensiva (*e.g.* em conjunto com o comissionamento das unidades geradoras) e/ou extensivamente através de programas de monitoramento do ictioplâncton. É importante que se consiga representar um amplo espectro de variabilidade das covariáveis. Então, como elas tendem a ser diárias e sazonais, conforme vazão afluente, recomenda-se amostragens em diferentes turnos do dia e ao longo de todos os meses, caso haja presença de ictioplâncton durante eles.

O tamanho da amostra, ou seja, número de larvas contida em cada amostra, é outra questão a ser cuidadosamente trabalhada, uma vez que amostras muito pequenas geram estimativas com elevado erro-padrão. Considerando, por exemplo, que a característica de interesse (proporção de larvas injuriadas ou mortas) apresente uma proporção média de 10%, teoricamente seria preciso amostrar 10 larvas para conseguir registrar uma com a característica estudada. Assim, amostras pequenas resultarão em excessos de “zero ocorrência da característica” ou superestimarão a proporção desta característica. Uma regra geral utilizada na regressão logística e em outros modelos de proporção é um número mínimo de 10 respostas com a característica desejada para cada variável explanatória (Concato *et al.*, 1995, Peduzzi *et al.*, 1995, Peduzzi *et al.*, 1996). Desse modo, seria necessário amostrar, no mínimo, 10 larvas injuriadas para cada variável explanatória a ser utilizada em cada amostra, que corresponde ao conjunto dos pontos amostrais alocados nos transectos a montante e a jusante.

Considerando de forma genérica um caso com  $q$  estruturas, é possível estabelecer um modelo com as seguintes variáveis explanatórias: *i*) velocidade de filtragem na rede de coleta durante as amostragens; *ii*) vazão afluente a montante da barreira; *iii*) vazão efluente em cada estrutura da barragem; e *iv*) discriminação da estrutura da barreira, que resulta em  $q-1$  variáveis binárias explanatórias (vide próxima seção para maiores detalhes). Assim, seriam somadas as duas variáveis que independem da quantidade de estruturas (*i* e *ii*) a  $q$  variáveis de vazão efluente por estrutura da barragem analisada, e ao conjunto de  $(q-1)$  variáveis binárias, que indexam cada estrutura da barragem, resultando em  $(2+2q-1)$  variáveis explanatórias. Portanto, considerando a regra de 10 larvas injuriadas por variável explanatória e uma proporção média de injúrias igual a  $\pi$ , sugere-

se que sejam amostradas  $10(2+2q-1)/\pi$  larvas por amostra, valor que deve ser dividido pelo produto entre o número de estruturas analisadas ( $q$ ) e o número de pontos amostrais em cada estrutura (mínimo de 2, um a montante e outro a jusante). Dessa forma se teria um tamanho mínimo das amostras que resulte em estimativas robustas, o que pode variar de 150 a 110 larvas amostradas por ponto de coleta para os casos com 1 e 5 estruturas, respectivamente, com proporção média de injúria de 10% ( $\pi = 0,10$ ) e dois pontos de coleta para cada estrutura da barragem analisada.

## 2.5 DELINEAMENTO ANALÍTICO

Propõe-se a análise da associação entre mortalidade ou injúrias de larvas e a passagem descendente por barreiras através da estatística Risco Relativo (RR, ou razão de proporções; Siström & Garvan, 2004; Deddens & Petersen, 2008).

A estatística RR é uma razão entre a proporção do grupo exposto e a proporção do grupo não exposto a um evento. No contexto deste trabalho, estas duas proporções representam o risco, ou a probabilidade, de ocorrer injúrias ou morte de larvas no grupo exposto ao evento da passagem descendente através de uma barreira (amostragens a jusante) e no grupo não exposto (amostragens a montante). Assim, o RR quantifica o risco de morte ou injúria associado à passagem descendente e é interpretado como o número de vezes em que este evento aumenta o risco de mortes ou injúrias.

O RR pode ser qualquer número real não negativo, sendo que RR igual a 1 corresponde à ausência de associação, enquanto um RR maior do que 1 indica associação positiva entre o evento (passagem descendente através das estruturas hidráulicas) e injúrias ou morte de larvas. A estatística RR é estimada através de modelos lineares generalizados (McCullagh & Nelder, 1983). Então, cada unidade amostral será uma coleção de respostas binárias, sumarizadas pela variável aleatória (v.a.)  $Y_i$ , número de larvas injuriadas ou mortas na unidade amostral  $i$ , que segue uma distribuição binomial,  $Y_i \sim Bin(n_i, \theta_i)$ , onde,  $n_i$  e  $\theta_i$  são os parâmetros da distribuição binomial que representam o número total de larvas amostradas e a probabilidade (risco) destas larvas apresentarem sinais de injúria/mortalidade na unidade amostral  $i$ , respectivamente. Como o  $n_i$  é conhecido (tamanho da amostra) e estamos interessados em estimar o risco de mortes ou injúrias,  $\theta_i$ , podemos escrever a função de verossimilhança de  $\theta_i$ , conforme segue abaixo.

$$\mathcal{L}(\theta_i | Y_i = y_i) = \prod_{i=1}^k f(Y_i = y_i | \theta_i) = \prod_{i=1}^k \binom{n_i}{y_i} \theta_i^{y_i} (1 - \theta_i)^{n_i - y_i}$$

Onde,  $k$  é o número de unidades amostrais. A variável  $Y_i$  é então modelada, por uma regressão log-binomial (Wacholder, 1986). O valor esperado para  $Y_i$  é  $n_i\theta_i$ , deixe  $\theta_i$  ser uma função de um preditor linear ( $\eta_i$ ), com um vetor de coeficientes lineares ( $\beta$ ) e uma matriz de variáveis predictoras ( $X$ ), como segue:

$$\begin{aligned} E[Y_i] &= n_i\theta_i \\ g(\theta_i) &= \log(\theta_i) = \eta_i = \beta X_i \\ E[Y_i] &= n_i e^{\eta_i} = n_i e^{\beta X_i} \end{aligned}$$

Onde,

$g(\theta_i)$  = função de ligação, logaritmo natural, que relaciona  $\theta_i$  ao preditor linear  $\eta_i$ ;

$\beta$  = vetor contendo os coeficientes lineares do modelo;

$X_i$  = matriz modelo, contendo as variáveis explanatórias do modelo.

Então, a consideração da exposição à passagem descendente como única variável explanatória resultará no seguinte preditor linear.

$$\eta_i = \beta_0 + \beta_1 X_i$$

Onde,

$\beta_0$  = intercepto do modelo linear e representa o logaritmo natural do risco de injúrias/morte a montante;

$\beta_1$  = parâmetro que determina a associação da variável  $X$  ao valor esperado de  $Y$  e é interpretado como o logaritmo do RR, como veremos;

$X_i$  = variável dicotômica que representa a exposição ou não à passagem descendente, sendo zero para as unidades amostrais a montante e um para a jusante.

Ao aplicar a função inversa da função de ligação, a função exponencial, ao preditor linear obteremos o valor esperado do risco de morte ou injúrias ( $\theta_i$ ). Neste caso, as médias dos riscos de injúrias/morte de larvas seguem abaixo.

$$\begin{cases} X_i = 0, & e^{\beta_0 + \beta_1 0} = e^{\beta_0} = \text{risco médio de injúrias/morte de larvas a montante} \\ X_i = 1, & e^{\beta_0 + \beta_1 1} = e^{\beta_0 + \beta_1} = \text{risco médio de injúrias/morte de larvas a jusante} \end{cases}$$

A inferência a respeito da associação entre a passagem descendente e as injúrias/mortalidade das larvas é baseada na estatística risco relativo (RR).

$$RR = \frac{\text{risco médio de injúrias ou morte de larvas a jusante}}{\text{risco médio de injúrias ou morte de larvas a montante}} = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1}}{e^{\beta_0}} = e^{\beta_1}$$

Os testes estatísticos podem ser realizados através do intervalo de confiança de  $(1-\alpha)\%$ , uma vez que estes representam o intervalo de valores para o qual a hipótese nula testada (no caso  $RR=1$ ) não seria rejeitada ao nível de significância de  $\alpha$ . Ou seja, se o intervalo de confiança estimado para o RR não contiver o valor 1, significa que as proporções (risco) testadas são distintas entre si, uma vez que sua razão é estatisticamente distinta da relação 1:1. Portanto,  $RR>1$  indicará uma associação positiva entre a passagem descendente e a morte/injúria de larvas, indicando quantas vezes o risco de uma equivale ao da outra. Neste sentido, como a hipótese alternativa a ser testada é  $RR>1$ , é recomendável o teste de hipótese unicaudal à direita, ou simplesmente, observando se o limite superior do intervalo de confiança  $(1-2\alpha)\%$  é maior ou menor do que 1.

O RR também pode ser ajustado a outras variáveis explanatórias, qualitativas ou quantitativas, ou ainda, utilizar uma variável quantitativa para indexar a passagem descendente. Por exemplo, pode ser necessário ajustar o RR da passagem descendente para validar o pressuposto (i), que supõe que o risco de injúria ou morte de larvas referente ao processo de amostragem é equivalente e varia aleatoriamente. Ao considerar que os



riscos envolvidos neste processo são referentes, *e.g.*, a abrasões contra a rede e manipulação (fixação e triagem) da amostra, é possível supor que a porção relacionada às abrasões não varie aleatoriamente, sendo intermediada por uma variável confundidora, por exemplo o volume de água filtrada.

Dependendo da área de estudo, a velocidade da água pode ser consideravelmente maior no trecho a jusante, aumentando a probabilidade de injúrias/morte por abrasões na rede de amostragem. Portanto, o RR pode ser ajustado com fim de controlar este efeito. Com base nas informações de volume de água filtrado na amostra e a área da boca da rede utilizada é possível obter uma variável que representa a velocidade de filtração da água pela rede de ictioplâncton (dividindo o volume amostrado pela área da rede). Esta variável pode ser utilizada para indexar o estresse causado nas amostragens referentes a abrasões na rede. Assim, pode-se esperar que a porção restante das injúrias, relacionadas ao estresse da amostragem, varie aleatoriamente, validando o pressuposto (i). Dessa forma, resultaria no seguinte preditor linear.

$$\eta_i = \beta_0 + \beta_1 X_{1,i} + \beta_2 X_{2,i}$$

Onde,

$\beta_0$  = intercepto do modelo linear e representa o logaritmo natural do risco de injúrias/morte a montante para uma velocidade de filtração ( $X_1$ ) hipoteticamente igual a zero;

$\beta_1$  = parâmetro que determina a associação da variável  $X_1$  ao valor esperado de  $Y$ . Interpretado como o logaritmo do RR ajustado à passagem descendente pela velocidade de filtração;

$X_1$  = variável dicotômica que representa a exposição ou não à passagem descendente, sendo zero para as unidades amostrais a montante e um para a jusante;

$\beta_2$  = parâmetro que determina a associação da variável  $X_2$  ao valor esperado de  $Y$ . Interpretado como uma taxa exponencial de incremento para cada unidade de velocidade de filtração (m/s);

$X_2$  = variável quantitativa que representa a velocidade de filtração (razão do quociente do volume filtrado pela área da boca da rede com o tempo de filtração).

O RR ajustado referente à passagem descendente continuará sendo o exponencial de  $\beta_1$ .

Assim, as análises relativas às duas etapas da proposta deste delineamento consistirão no ajuste de alguns modelos de regressão log-binomial (Figura 1). Primeiramente, podem ser ajustados modelos para os dados da primeira etapa, pré-empredimento, em que será possível estimar a média do risco de mortes ou injúrias no trecho natural, antes do represamento, que pode conter uma barreira natural ou não. Para os casos em que houver uma barreira natural, será possível estimar a média do risco de mortes e injúrias relativo à passagem descendente pela mesma (indexado qualitativamente) e o risco relativo à passagem descendente com dependência da vazão efluente (indexado quantitativamente). Na primeira situação o RR é uma média aritmética condicionada às condições hidrológicas do período amostrado, enquanto que no segundo

caso representa uma taxa que pode ser utilizada para predições em outras condições hidrológicas.

Na segunda etapa, com o empreendimento já em operação, outros modelos deverão ser ajustados de maneira a determinar os riscos relativos à passagem descendente por cada estrutura da barragem, indexados qualitativamente ou quantitativamente, a depender dos dados disponíveis (Figura 1). A indexação qualitativa só possibilita a inferência para as condições hidrológicas e operativas do período amostrado, enquanto que a indexação quantitativa permite a extrapolação para outras condições. Com estas extrapolações é possível inferir sobre diferentes estratégias operativas da usina, subsidiando a tomada de decisão no que se refere à operação das diferentes estruturas.

Por fim, é possível ajustar alguns modelos que permitam inferir sobre o impacto do empreendimento sobre a condição das larvas transpostas descendentemente em relação às condições naturais prévias a ele. Para isto, é necessário avaliar: 1) o risco do trecho natural, ou na presença de uma barreira natural, a jusante desta e o risco a jusante da hidrelétrica; 2) o impacto com relação ao risco relativo à passagem descendente pelas barreiras natural, se presente, e hidrelétrica. A primeira avaliação permitirá concluir se a contribuição relativa das larvas saudáveis a jusante da barreira hidrelétrica é menor ou não do que no trecho natural ou a jusante da barreira natural, se presente. A segunda avaliação se refere aos casos em que o ambiente prévio ao empreendimento apresente uma barreira natural. Nesta avaliação será possível verificar se o risco relativo à passagem descendente pela barreira hidrelétrica é maior do que o risco relativo à passagem descendente pela barreira natural. Considerando que a contribuição dos mecanismos determinantes de morte/injúrias tende a ser distinta entre os pontos a montante das barreiras natural e hidrelétrica, uma vez que as larvas percorrerão um trecho fluvial ou um reservatório, respectivamente, assim, o risco de injúrias amostradas a jusante da barreira hidrelétrica pode vir a ser menor do que a jusante da barreira natural. Isso ocorrerá se o risco a montante da barreira natural for maior do que a montante da barreira hidrelétrica, mesmo se o risco relativo à passagem descendente pela barreira hidrelétrica for maior do que pela barreira natural.

## 2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A abordagem proposta neste trabalho é uma forma de avaliar *in situ* a passagem descendente do ictioplâncton por barreiras naturais ou artificiais. O delineamento amostral proposto é relativamente simples, de fácil execução e baixo custo, se comparado àqueles que demandam tecnologias mais sofisticadas ou combinam estudos de campo e laboratório para associar injúrias e mortalidade de peixes durante a passagem descendente por barragens sob diferentes regimes de operação (Cada *et al.*, 1997; Cada *et al.*, 2006; Richmond *et al.*, 2014). Além disso, a presente proposta permite avaliar a passagem descendente em larvas de peixes, diferentemente dos estudos supracitados que consideram peixes adultos ou juvenis. Ainda, o delineamento amostral proposto pode ser incorporado através de uma pequena readequação na malha amostral de muitos programas de monitoramento de ictioplâncton, frequentemente considerados condicionantes ambientais para a emissão de licenças de construção e operação de usinas hidrelétricas pelas autoridades ambientais.

Assim, esta proposta se constitui em uma alternativa mais acessível para situações em que ainda não há todo o referencial criado pela execução dos estudos de bioensaios laboratoriais, estudos de campo e modelos ecohidráulicos, atualmente utilizados para determinar mortalidade e injúrias de peixes pelas usinas hidrelétricas, como é o caso da região neotropical. A execução desta proposta, no entanto, não diminui a importância do emprego de experimentos e o uso de recursos tecnológicos mais sofisticados. Pelo contrário, ela pode ser utilizada de maneira a complementar/alimentar os modelos ecohidráulicos.

O delineamento analítico da proposta é baseado nos modelos de regressão log-binomial. As estatísticas geradas são os riscos (probabilidade) de injúrias ou morte de larvas de peixes nos diferentes pontos amostrais e o risco relativo (RR) à passagem descendente pela barreira. A regressão log-binomial é considerada uma opção mais adequada do que a regressão logística, comumente utilizada para modelar variáveis dicotômicas (Skov *et al.*, 1998), uma vez que modela diretamente os parâmetros de interesse da pesquisa, como o risco relativo, ao contrário das estatísticas de chances (*odds*) e razão de chances (OR, *odds ratio*) geradas na regressão logística (Savu *et al.*, 2010). O OR, utilizado como aproximação do RR, gera estimativas enviesadas do RR com aproximações razoáveis apenas quando a proporção da característica estudada é baixa (<10%). Além disso, ele é menos intuitivo e frequentemente mal interpretado (McNutt *et al.*, 2003).

Uma desvantagem da regressão log-binomial frente à logística é a instabilidade numérica que tende a ocorrer com a adição de covariáveis quantitativas. Essas variáveis por vezes intrincam a convergência no processo de otimização numérica requerida para o ajuste do modelo, dificultando a estimação dos parâmetros. Isto ocorre devido à função de ligação utilizada na regressão log-binomial (log), que restringe o espaço paramétrico para impedir que as predições da variável resposta excedam o valor 1 frente ao conjunto de dados utilizados, diferentemente da função de ligação da regressão logística (logit), que naturalmente restringe o valor da predição entre 0 e 1 (Deddens & Petersen, 2008). Contudo, a inclusão de valores iniciais mais apropriados frequentemente resolve este problema para a regressão log-binomial (Deddens & Petersen, 2008), ou ainda é possível utilizar outras estratégias de estimação ou mesmo outros modelos, como a própria regressão logística ou modelos baseados na regressão Poisson (Dai *et al.*, 2011; Zhou *et al.*, 2014; Deddens & Petersen, 2008). A utilização de outros modelos, entretanto, deve ser feita com cautela, visto que gerará interpretação diferente dos parâmetros estimados, sendo, portanto, recomendável a inferência sobre as predições do modelo utilizando outras ferramentas como o método delta ou bootstrap para estimação intervalar.

Neste trabalho os modelos propostos correspondem a diferentes especificações nos preditores lineares de regressões log-binomial. Estes preditores lineares se distinguem quanto à indexação da passagem descendente, que pode ser qualitativamente ou quantitativamente, de acordo com a disponibilidade dos dados. Os modelos que especificam a passagem descendente qualitativamente são mais simples, pois provêm prontamente as estimativas dos RR à passagem descendente para os dados utilizados, que fornecerão a média aritmética do risco a jusante. Já a indexação quantitativa da passagem descendente viabiliza a estimativa de RR em formas de taxas por unidade de vazão, possibilitando predições para cada cenário de vazão operada. Portanto, a indexação

quantitativa é mais adequada ao proporcionar a realização de inferências preditivas em função de diferentes cenários de condições hidrológicas.

Por fim, a execução da metodologia proposta neste estudo virtualmente contribuirá substancialmente no avanço do conhecimento ecológico através de: *i*) avaliação do impacto da construção e operação de represas hidrelétricas sobre a condição (mortalidade ou injúrias) das larvas de peixes que realizam a passagem descendente pelas diferentes estruturas hidráulicas destes empreendimentos, e; *ii*) subsídio de medidas de manejo do ictioplâncton através do estabelecimento de regras de operação das usinas hidrelétricas sob diferentes condições hidrológicas que minimizem os riscos de injúrias ou mortalidades nas larvas de peixes. Nesse contexto, uma condição que precede é a necessidade das larvas alcançarem a barragem através da deriva ao longo do reservatório, o que dependerá do seu tamanho, tempo de renovação da água e local de procedência das larvas (Agostinho *et al.*, 2007; Pelicice *et al.*, 2015).

Assim, o entendimento da deriva descendente do ictioplâncton é de extrema importância, no entanto, ainda existe uma escassez de estudos sobre injúrias e mortalidade de larvas de peixe pelas estruturas de usinas hidrelétricas e de metodologias viáveis de serem executadas em caráter de monitoramento, pelo menos para os rios neotropicais. Desta forma, após maiores testes e conclusões, recomenda-se a previsão da proposta aqui apresentada nos Estudos e Relatórios de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) e sua incorporação detalhada nos Planos Básicos Ambientais (PBA), tornando possível a avaliação e mitigação dos impactos. Além disso, a execução sistemática desta proposta em empreendimentos hidrelétricos diversos, de diferentes tamanhos, tipos de turbinas e vertedouros, bacia de dissipação e bacias hidrográficas, incrementará o conhecimento a respeito da passagem descendente de ovos e larvas de peixes por barragens hidrelétricas.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho A.A., Gomes L.C., Santos N.C.L., Ortega J.C.G. & Pelicice F.M. 2015. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*. doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. 2007a. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A.A., Marques, E.E., Agostinho, C.S., Almeida, D.A. Oliveira, R.J. & Melo, J.R.B. 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5: 121-130.
- Agostinho, A.A., Agostinho, C.S., Pelicice, F.M. & Marques, E.E. 2012. Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology*, 10(4):687-696.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Suzuki, H.I. & Júlio Jr., H.F. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A. (Eds.) *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria. pp: 19 - 99.

- Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., Marques, E.E., Soares, A.B. & Almeida, D.A.A. 2011. All that goes up must come down? Absence of downstream passage through a fish ladder in a large Amazonian river. *Hydrobiologia*, 675: 1-12.
- Antonio, R.R., Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Bailly, D., Okada, E.K. & Dias, J.H.P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 177-184.
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, V.M.F., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P. & Corrêa, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76: 2118-2176.
- Barthem, R.B., Ribeiro, M.C.L.B. & Petrere Jr., M. 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. *Biological Conservation*, 55: 339-345.
- Cada, F.G., Sufren, J.S., Kumar, K.D. & Solomon, J.A. 1980. Investigations of entrainment mortality among larval and juvenile fishes using a power plant simulator, p. 111-122. In: *Proceedings of the fifth national workshop on entrainment and impingement*. San Francisco, Electric Power Research Institute.
- Cada, G.F., Coutant, C.C. & Whitney, R.R. 1997. Development of biological criteria for the design of advanced hydropower turbines. DOE/ID-10578. Prepared for the U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office, Idaho Falls, Idaho.
- Cada, G., Loar, J., Garrison, L., Fisher, R. & Neitzel, D. 2006. Efforts to reduce mortality to hydroelectric turbine-passed fish: locating and quantifying damaging shear stresses. *Environmental Management* 37, 898–906.
- Cada, G., Carlson, T., Ferguson, J., Richmond, M. & Sale, M. 1999. Exploring the role of shear stress and severe turbulence in downstream fish passage. *Waterpower*, 99: 1-9.
- Cada, G.F. 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26, 14–23.
- Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A. (Eds.) 2003. *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. World Fisheries Trust, The World Bank, Ottawa, Canada.
- Concato, J. Peduzzi, P., Holford, T.R. & Feinstein, A.R. 1995. Importance of events per independent variable in proportional hazards analysis I. Background, goals, and general strategy. *Journal of Clinical Epidemiology*, 48(12): 1495-1501.
- Coutant, C.C. & Whitney, R.R. 1997. Fish behavior in relation to modeling fish passage through hydropower turbines: a review.

- Dai, L., Li, Y. & Shen, Y. 2011. Truncated Estimate in Log-binominal model: Algorithm and simulation. *American Journal of Biostatistics*, 2(1): 20-25.
- Deddens, J.A. & Petersen, M.R. 2008. Approaches for estimating prevalence ratios. *Occupational and Environmental Medicine*, 65:501–506. Doi:10.1136/oem.2007.034777.
- Deng, Z.D., Carlson, T.J., Dauble D.D. & Ploskey, G.R. 2011. Fish passage assessment of advanced hydropower turbine and conventional turbine using blade-strike modeling. *Energies*, 4:57–67.
- Deng, Z.D., Lu, J., Myjak, M.J., Martinez, J.J., Tian, C., Morris, S.J., Carlson, D., Zhou, D. & Hou, H. 2014. Design and implementation of a new autonomous sensor fish to support advanced hydropower development. *Reviews of Scientific Instruments*, 85: 115001.
- Deng, Z., Carlson, T.J., Duncan, J.P. & Richmond, M.C. 2007b. Six-degree-of-freedom sensor fish design and instrumentation. *Sensors*, 7 (12): 3399-3415.
- Deng, Z., Carlson, T.J., Ploskey, G.R., Richmond, M.C. & Dauble, D.D. 2007a. Evaluation of blade-strike models for estimating the biological performance of Kaplan turbines. *Ecological Modelling*, 208: 165-176.
- Deng, Z., Muller, R.P., Richmond, M.C. & Johnson, G.E. 2010. Injury and mortality of Juvenile salmon entrained in a submerged jet entering still water. *North American Journal of Fisheries Management*, 30:623–628.
- Ferraz de Lima, J.A. 1986. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: importância dos peixes migradores). *Acta Amazonica*, 16: 87-94.
- Fontes Júnior, H.M., Castro-Santos, T., Makrakis, S., Gomes, L.C. & Latini, J.D. 2012. A barrier to upstream migration in the fish passage of Itaipu dam (Canal da Piracema), Paraná River basin. *Neotropical Ichthyology*, 10(4):697-704.
- Godinho, A.L. & Kynard, B. 2008. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. *River Research and Applications*, 25: 702-712.
- Johnson, G.E., Ebberts, B.D., Dauble, D.D., Giorgi, A.E., Heisey, P.G., Mueller, R.P. & Neitzel, D.A. 2003. Effects of jet entry at high-flow outfalls on juvenile Pacific Salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 441-449.
- Johnson, G.E., Sullivan, C.M. & Erho, M.W. 1992. Hydroacoustic studies for developing a smolt bypass system at Wells dam. *Fisheries Research*, 14: 221-237.
- Keefer, M.L., Taylor, G.A., Garletts, D.F., Helms, C.K., Gauthier, G.A., Pierce, T.M. & Caudill, C.C. 2013. High-head dams affect downstream fish passage timing and survival in the middle fork Willamette River. *River Research and Applications*, 29: 483- 492.

- Lowe-McConnell, R.H. 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press, Cambridge, England, 382p.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Tradução: Vazzoler, A.E.A.M., Agostinho, A.A. & Cunningham, P.T.M. São Paulo: EDUSP, 534 p., il. (Coleção Base). Título original: *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. University Press, Cambridge. 1987.
- Makrakis, M.C., Miranda, L.E., Makrakis, S., Fontes Júnior, H.M., Morlis, W.G., Dias, J.H.P. & Garcia, J. O. 2012. Diversity in migratory patterns among Neotropical fishes in a highly regulated river basin. *Journal of Fish Biology*, 81: 866–881.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. 1983. *Generalized linear models*. Chapman and Hall, London. 261p.
- McNutt, L., Wu, C., Xue, X. & Hafner, J.P. 2003. Estimating the relative risk in cohort studies and clinical trials of common outcomes. *American Journal of Epidemiology*, 157 (10): 940-943.
- Neitzel, D.A., Dauble, D.D., Cada, G.F., Richmond, M.C., Guensch, G. R., Mueller, R. P., Abernethy, C.S. & Amidan, B. 2004. Survival estimates for juvenile fish Subjected to a laboratory-generated shear environment. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 447–454.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308: 405-408.
- Oldani, N.O., Baigún, C.R.M., Nestler, J.M. & Goodwin, R. A. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? *Neotropical Ichthyology*, 5(2):89-102.
- Peduzzi, P., Concato, J., Feinstein, A.R. & Holford, T.R. 1995. Importance of events per independent variable in proportional hazards regression analysis II. Accuracy and precision of regression estimates. *Journal of Clinical Epidemiology*, 48(12): 1503-1510.
- Peduzzi, P.; Concato, J.; Kemper, E.; Holford, T.R. & Feinstein, A.R. 1996. A simulation study of the number of events per variable in logistic regression analysis. *Journal of Clinical Epidemiology*, 49(12): 1373-1379.
- Pelicice F.M., Agostinho A.A. & Pompeu P.S. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16(4): 697-715.
- Pelicice, F.M. & Agostinho, A.A. 2008. Fish passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology*, 22: 180-188
- Pompeu, P.S., Agostinho, A.A. & Pelicice, F.M. 2012. Existing and future challenges: The concept of successful fish passage in South America. *River Research and Applications*, 28: 504-512.

- Pompeu, P.S., Nogueira, L.B., Godinho, H.P. & Martinez, C.B. 2011. Downstream passage of fish larvae and eggs through a small-sized reservoir, Mucuri River, Brazil. *Zoologia*, 28 (6): 739-746.
- Pracheil, B.M., DeRolph, C.R., Schramm, M.P., Bevelhimer, M.S. 2016. A fish-eye view of riverine hydropower systems: the current understanding of the biological response to turbine passage. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, DOI: 10.1007/s11160-015-9416-8.
- Raabe, J.K. & Hightower, J.E. 2014. Assessing distribution of migratory fishes and connectivity following complete and partial dam removals in a North Carolina River. *North American Journal of Fisheries Management*, 34: 955–969.
- Richmond, M.C., Deng, Z., McKinstry, C.A., Mueller, R.P.; Carlson, T.J. & Dauble, D. D. 2009. Response relationships between juvenile salmon and an autonomous sensor in turbulent flow. *Fisheries Research* 97: 134–139.
- Richmond, M.C., Serkowski, J.A., Ebner, L.L., Sick, M., Brown, R.S. & Carlson, T.J. 2014. Quantifying barotrauma risk to juvenile fish during hydro-turbine passage. *Fisheries Research*, 154: 152-164.
- Roscoe, D.W. & Hinch, S.G. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 11: 12-33.
- Ruggles, C.P. & Murray, D.G. 1983. A review of fish response to spillways. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. N. 1172. 29p.
- Ruggles, C.P. 1980. A review of the downstream migration of Atlantic Salmon. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. N. 952. 39p.
- Savu, A., Liu, Q. & Yasui, Y. 2010. Estimation of relative risk and prevalence ratio. *Statistics in Medicine*. DOI: 10.1002/sim.3989.
- Scheibe, T.D. & Richmond, M.C. 2002. Fish individual-based numerical simulator (FINS): a particle-based model of juvenile salmonid movement and dissolved gas exposure history in the Columbia River basin. *Ecological Modelling*, 147: 233–252.
- Schilt, C.R. 2007. Developing fish passage and protection at hydropower dam. *Applied Animal Behaviour Science*, 104: 295–325.
- Silva, L.G.M., Nogueira, L.B., Maia, B.P. & Resende, L.B. 2012. Fish passage post-construction issues: analysis of distribution, attraction and passage efficiency metrics at the Baguari Dam fish ladder to approach the problem. *Neotropical Ichthyology*, 10(4):751-762.
- Sistrom, C.L. & Garvan, C.W. 2004. Proportions, odds, and risk. *Radiology*, 230(1): 12-19.



- Skov, T., Deddens, J., Petersen, M.R. & Endahl, L. 1998. Prevalence proportion ratios: estimation and hypothesis testing. *International Journal of Epidemiology*, 27: 91-95.
- Trumbo, B.A., Ahmann, M.L., Renholds, J.F., Brown, R.S., Colotelo, A.H. & Deng, Z.D. 2014. Improving hydroturbine pressures to enhance salmon passage survival and recovery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24: 955- 965.
- Vasconcelos, L.P., Alves, D.C. & Gomes, L.C. 2014a. Spatial and temporal variations among fish with similar strategies: Patterns of reproductive guilds in a floodplain. *Hydrobiologia*, 726: 213-228.
- Vasconcelos, L.P., Alves, D.C. & Gomes, L.C. 2014b. Fish reproductive guilds downstream of dams. *Journal of Fish Biology*, 85: 1489-1506.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Eduem, 169 p.
- Wacholder, S. 1986. Binomial regression in GLIM: Estimating risk ratio and risk differences. *American Journal of Epidemiology*, 123: 174-184.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere Jr., M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoinghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Torrente Vilara, G., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, van Soesbergen, A. & Sáenz, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269): 128-129.
- Zhou, R., Sivaganesan, S. & Longla, M. 2014. An objective Bayesian estimation of parameters in a log-binomial model. *Journal of Statistical Planning and Inference* 146: 113–121.

### **3 Injúrias em larvas de peixes e sua associação com a passagem descendente por uma barragem hidrelétrica na Amazônia brasileira**

#### **RESUMO**

Este trabalho utilizou uma abordagem inovadora para avaliar *in situ* a associação entre as injúrias em larvas de peixes e a passagem descendente através das estruturas hidráulicas da usina hidrelétrica de Santo Antônio (rio Madeira). O ictioplâncton foi amostrado mensalmente de dezembro de 2013 a dezembro de 2014 em um ponto logo a montante e outro logo a jusante da barragem em ambas as margens do rio e no seu centro nos estratos subsuperfície, fundo, e integradamente na coluna d'água. A condição das larvas foi determinada quanto à presença ou ausência de injúrias. A associação entre injúrias e a passagem descendente foi avaliada através da estatística Risco Relativo em que os riscos foram estimados através de ajustes de regressões log-binomiais. As médias diárias das variáveis hidrológicas de vazões afluente e efluente por cada estrutura hidráulica da barragem foram consideradas como variáveis independentes nos modelos. Os resultados indicam existência de associação positiva entre os riscos de injúria e a passagem descendente, a depender tanto da estrutura por onde ocorre a passagem quanto da operação realizada durante ela. Em média, para o período amostrado, o risco relativo foi estimado em 1,191, i.e., a passagem descendente aumenta em 19,1% o risco de injúrias de larvas. O grupo gerador da margem direita foi o que apresentou o maior potencial de injuriar larvas, seguido do vertedouro e, por último, do grupo gerador da margem esquerda (GGME). O potencial de injúrias destas estruturas foi proporcional às vazões efluídas por elas. Ainda, foi identificada uma interação positiva entre as vazões efluídas pelo vertedouro e GGME. Com base nestes resultados foi discutida a possibilidade da turbulência e força de cisalhamento geradas imediatamente a jusante destas estruturas serem fatores determinante nas injúrias das larvas transpostas. Assim, este estudo demonstrou algumas das potencialidades da abordagem utilizada, evidenciando a importância da implementação desta nos planejamentos dos próximos empreendimentos hidrelétricos. A replicação desta abordagem, além de fornecer informações *in situ* a respeito desta associação, também permitirá avançar o conhecimento de como diferentes arranjos hidrelétricos podem prejudicar a sobrevivência das larvas transpostas pelos mesmos.

**Palavras-chave:** Avaliação de impacto, deriva larval, mortalidade, peixes migradores, sobrevivência, transposição, diádromo.

## **Injuries in fish larvae and their association with the downstream passage by a hydroelectric dam in Brazilian Amazon**

### ***ABSTRACT***

This study used an innovative approach to evaluate *in situ* the association between injuries in fish larvae and the downstream passage through the hydraulic structures of hydroelectric power plant of Santo Antônio dam (Madeira River). Ichthyoplankton was sampled monthly from December 2013 to December 2014 at a sample site just upstream and another sample site immediately downstream the dam on both banks of the river and at its center in the subsurface and background strata, and integrally in the water column. The condition of the larvae was determined for the presence or absence of injuries. The association between injuries and the downstream passage was assessed by Relative Risk statistical in which the risks were estimated using log-binomial regression adjustments. The daily average of the hydrological variables influent and effluent discharges per dam hydraulic structure were considered as independent variables in the models. The results indicate the existence of a positive association between the risk of injury and the downstream passage, depending on both the structure through which occurs the passage as the operation performed during it. On average for the sample period, the relative risk was estimated at 1.191, ie, the downstream passage increases by 19.1% the risk of larval injuries. The right bank generating set was the one with the greatest potential to injure larvae, followed by the spillway and finally, the left bank generating set (GGME). The injury potential of these structures was proportional to the flows out through them. Still, it was identified a positive interaction between the flows out through the spillway and GGME. Based on these results it was discussed the possibility of turbulence and shear forces generated immediately downstream of these structures being decisive factors in damaging transposed larvae. This study demonstrated some of the potential of the approach used, highlighting the importance of the implementation of plans in the next hydroelectric projects. The replication of this approach, in addition to providing information *in situ* regarding this association, will also advance knowledge of how different hydroelectric arrangements can impair the survival of larvae passed through them.

**Keywords:** Impact assessment, larval drift, migratory fishes, survival, transposition, diadromous.

### 3.1 INTRODUÇÃO

As fases de desenvolvimento inicial dos peixes, que compõem o ictioplâncton, são as mais vulneráveis no ciclo de vida desses organismos, sendo que o sucesso em sua sobrevivência refletirá diretamente nos estoques das populações adultas (Nakatani *et al.*, 2001; Borges *et al.*, 2003). Caracterizada por uma alta fragilidade, têm seus padrões de abundância e distribuição espaço-temporal regidos por vários fatores abióticos e bióticos e suas interações no meio em que vivem (Ré, 1999, Johnson *et al.*, 2014, Lobón-Cerviá, 2014).

Nas espécies de peixes migradores, o desenvolvimento embrionário, eclosão e etapa vitelínica ocorrem essencialmente durante a deriva dos organismos ao longo das calhas dos rios, o que, dependendo da declividade desses, pode implicar deslocamento por até algumas centenas de quilômetros (Araujo-Lima and Oliveira, 1998; Halverson *et al.*, in press). Em geral, a deriva se encerra com o esgotamento das reservas vitelínicas e o desenvolvimento de capacidade natatória suficiente para a captura do alimento, requerendo para isso águas mais calmas, geralmente ambientes recém-alagados no período de enchente (Lucas *et al.*, 2001, Agostinho *et al.*, 2007a). Estes fatores fazem com que os represamentos dos rios para formação de reservatórios hidrelétricos se constituam em uma das maiores ameaças ao recrutamento de peixes com essa estratégia de vida, podendo, além de bloquear as migrações ascendentes dos reprodutores e descendente do ictioplâncton, comprometer a viabilidade de sua prole. Neste sentido, populações ou até espécies inteiras de peixes podem ser afetadas pelos impactos destas obras, levando a graves consequências genéticas e afetando negativamente o recrutamento, o que implica alterações de abundância em anos seguintes (Petrere, 1996; Agostinho and Gomes, 1997).

As barreiras impostas à deriva de ovos e larvas pelos represamentos são representadas pelo reservatório e pela barragem em si (Pelicice *et al.*, 2015). O reservatório constitui uma barreira ecológica severa aos deslocamentos passivos do ictioplâncton ao longo do trecho represado, uma vez que impõe condições ambientais completamente diferentes daquelas originais (Pelicice *et al.*, 2015). A velocidade reduzida da água (alto tempo de residência) e os elevados níveis de transparência da água aumentam as chances de mortes das larvas pela decantação e anoxia e por facilitar a predação, respectivamente (Agostinho *et al.*, 2007b; Pompeu *et al.*, 2011). Assim, as restrições à deriva do ictioplâncton impostas pela área represada, dependendo do comprimento do reservatório e do tempo de renovação da água, podem tornar esses ambientes intransponíveis (Pelicice *et al.*, 2015).

Entretanto, quando o fluxo da água e da carga de material em suspensão é alto, mesmo nas partes mais internas dos reservatórios hidrelétricos a deriva pode ser efetiva e a mortalidade reduzida, permitindo que as larvas alcancem a barragem. Porém, a passagem através dos componentes hidráulicos da própria barragem é outra fonte potencial de mortalidade do ictioplâncton (Pompeu *et al.*, 2011; Alves *et al.*, 2015). A passagem das larvas pelas turbinas em operação pode causar danos devido à possibilidade de choques mecânicos, macerações, variações de pressão e cavitação (Cada *et al.*, 1997; Cada, 2001; Lucas *et al.*, 2001). A passagem através dos vertedouros também pode submeter os indivíduos a impactos físicos, forças de cisalhamento, supersaturação gasosa e embolia (Ruggles e Murray, 1983, Agostinho *et al.*, 2007a). A intensidade desses

impactos, contudo, depende do tipo dessas estruturas hidráulicas e da forma como elas são operadas (Ruggles, 1980; Ruggles e Murray, 1983; Cada *et al.*, 1997; Cada, 2001). Assim, escolhas adequadas e manejos operacionais compatíveis com a integridade das larvas na passagem são estratégias promissoras para solucionar ou amenizar os danos sobre as populações de peixes (Pelicice *et al.*, 2015; Lucas *et al.*, 2001).

As condições estruturais, operativas e hidráulicas variam consideravelmente entre os empreendimentos hidrelétricos (Cada *et al.*, 1997), requerendo, para a solução do problema, uma abordagem de manejo experimental (adaptive management), que inclua protocolos de monitoramento específicos para cada usina e tenha como meta a elaboração de regras operativas compatíveis com as características locais. Como a maioria dos mecanismos determinantes de mortes ou injúrias de peixes relacionados à passagem pelas turbinas e vertedouros é influenciada pela operação destas estruturas faz-se necessária a criação de protocolos de monitoramento capazes de avaliar e monitorar a condição dos peixes após a passagem descendente pela barragem, sobretudo para as larvas, que representam um importante e frágil componente da dinâmica dessas populações.

Dessa forma, o trabalho traz uma aplicação prática da abordagem proposta por Alves *et al.* (2015) para a avaliação da associação entre as injúrias em larvas de peixes e a passagem descendente através de barreiras hidrelétricas. Para tanto, o estudo de caso aqui apresentado consiste na avaliação do estado das larvas de peixes submetidas à passagem descendente pelas estruturas da usina hidrelétrica de Santo Antônio, localizada no rio Madeira, Amazônia brasileira.

## 3.2 METODOLOGIA

### 3.2.1 Área de estudo

Entre os 19 maiores tributários do rio Amazonas, 14 situados no território brasileiro (Araujo-Lima e Ruffino, 2003), o rio Madeira é o principal em área, transporte de sedimentos e vazão, que chega a mais de 40 milhões de litros de água por segundo no período chuvoso (Queiroz *et al.*, 2013), sendo o sexto maior rio do mundo em termos de vazão (Meade *et al.*, 1991). Com denominações nacionais diferentes, o rio Madeira banha, além do Brasil, a Bolívia e o Peru, tendo como precursores rios andinos. Entra no Brasil pelo sul do estado de Rondônia, e sua bacia cobre cerca de um quarto da Amazônia brasileira.

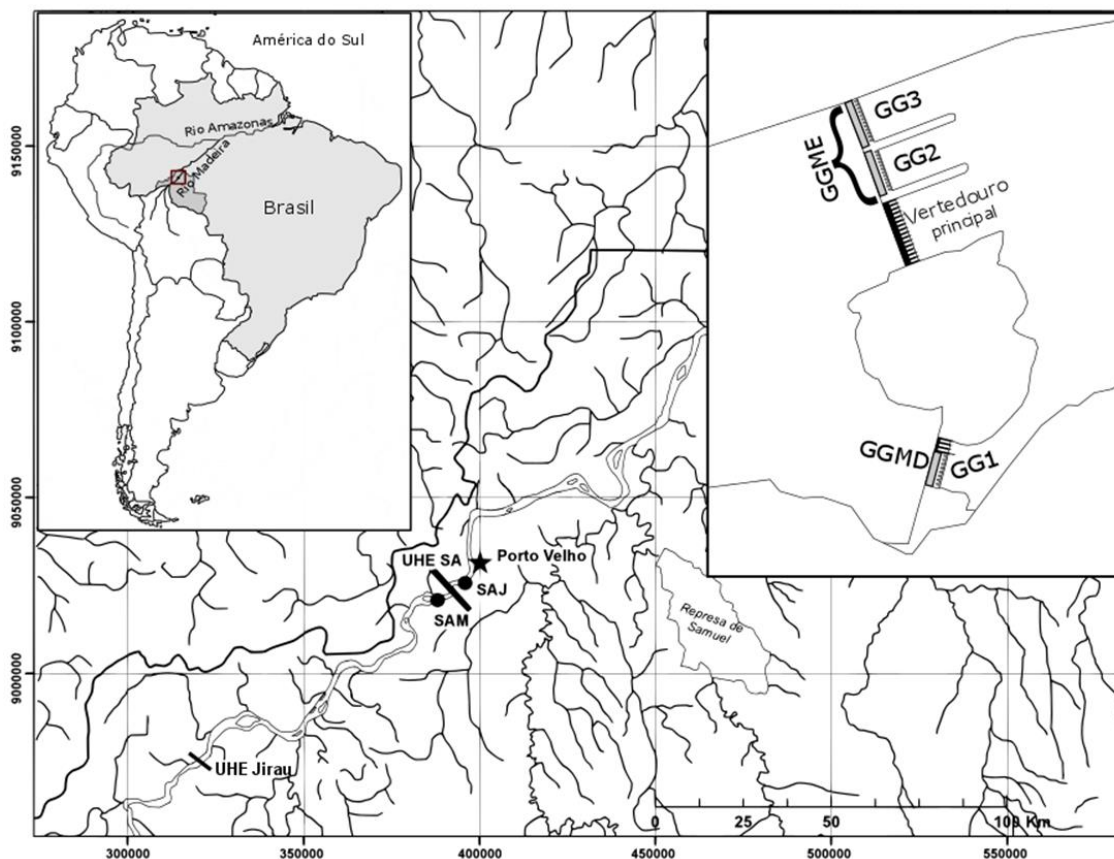
É bem conhecido o fato de que, na Amazônia, o processo reprodutivo dos peixes mantém estreita relação com a variação do nível das águas, com grandes deslocamentos de reprodutores para os trechos superiores da bacia para a desova no início das cheias. Neste sentido, o rio Madeira é uma importante rota migratória para diversas espécies de peixes que migram rio acima, podendo ser provenientes até mesmo dos estuários brasileiros, para desovar nas cabeceiras de seus afluentes, muitas vezes localizadas em países da costa oeste da América do Sul (Barthem e Golding, 1997), e, através do qual, os ovos e larvas derivam rio abaixo por centenas ou até milhares de quilômetros (Queiroz *et al.*, 2013).

Um importante componente da bacia do rio Madeira é seu trecho de corredeiras concentrado na sua parte central (Cella-Ribeiro *et al.*, 2013). Este trecho, antes composto por cerca de 19 corredeiras, apresentava três com maiores quedas e se constituindo nas mais notáveis da paisagem da bacia: Jirau, Teotônio e Santo Antônio, sendo as duas

primeiras, intransponíveis à navegação e os principais fatores responsáveis pela distribuição da ictiofauna na bacia (Torrente-Vilara *et al.*, 2013). A Usina Hidrelétrica Santo Antônio (UHESA) foi construída em cima da antiga cachoeira de Santo Antônio, a mais inferior das corredeiras do rio Madeira, submergindo-a. Além disso, o enchimento do reservatório do empreendimento também afogou a mais importante cachoeira da região, Teotônio, a cerca de 16 km a montante, sendo aquela mais a montante, Jirau, submersa pelo reservatório da usina hidrelétrica que recebeu o mesmo nome.

A barragem da UHE Santo Antônio, localizada a 7 km da capital de Rondônia, Porto Velho, está em funcionamento desde março de 2012. Com 421,56 km<sup>2</sup> de área de reservatório, incluindo a calha natural do rio, atualmente operam na usina três grupos geradores (GGs) e dois vertedouros, um principal e um complementar, além de um sistema de transposição de peixes (Figura 1). O grupo gerador 1 (GG1), com oito turbinas (unidades geradoras), está localizado na margem direita do rio, enquanto os GG2 e GG3, com 12 turbinas cada, estão localizados na margem esquerda. Ainda, um quarto grupo gerador, com 18 turbinas, está em processo de instalação no leito do rio. Entre os dois vertedouros totalizam-se 18 comportas (15 do vertedouro principal) dimensionadas para permitir a passagem de até 84 mil m<sup>3</sup> de água por segundo. As turbinas pertencentes aos grupos geradores são do tipo bulbo, horizontais e movidas através da vazão de água. Os vertedouros, de superfície, operam com comportas de segmento escoando a vazão não turbinada do rio.

Os dados utilizados neste estudo são provenientes do Subprograma de Ictioplâncton, parte do Programa de Conservação da Ictiofauna da empresa Santo Antônio Energia executado pela Neotropical Consultoria Ambiental (Contrato PC.DS.150.2013, Autorização do IBAMA nº 83/2012) em cumprimento ao monitoramento necessário para o atendimento dos objetivos e metas propostos no Projeto Básico Ambiental nas condicionantes da Licença de Operação da UHE. Para este estudo foram considerados os dados obtidos nos dois pontos de amostragem mais próximos à barragem da UHE Santo Antônio, um a aproximadamente 9 km a montante dela (ponto SAM) e outro 2,5 km a jusante da usina (ponto SAJ) (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa com a localização do rio Madeira, da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio e dos pontos de coleta a montante (SAM) e a jusante (SAJ) da usina. Desenho esquemático da barragem e suas principais estruturas, o grupo gerador 1 (GG1 e GGMD), grupo gerador 2 (GG2), grupo gerador 3 (GG3), grupo gerador da margem esquerda (GGME, combinação do GG2 e GG3) e vertedouro principal.

### 3.2.2 Coleta de dados

As amostragens do icteoplâncton foram realizadas mensalmente de dezembro de 2013 a dezembro de 2014, nos pontos SAM e SAJ (Figura 1). As capturas foram feitas com utilização de uma rede de icteoplâncton medindo 500  $\mu\text{m}$  de malha e 1,5 m de comprimento, armada em um aro de 50 cm de diâmetro, com um fluxômetro no centro para estimar o volume de água filtrada. Além disso, à rede foi acoplado um defletor metálico de 10 kg que garante estabilidade e peso para submersão da rede.

Para as amostragens o barco, com a proa voltada para a montante do rio, foi mantido com o motor ligado em baixa velocidade fazendo com que se mantivesse praticamente parado. A rede de icteoplâncton foi posicionada contra a correnteza e mantida em processo de filtragem por 5 minutos. Em cada ponto de coleta as amostragens foram realizadas nas margens direita e esquerda e no centro do rio. Em cada um destes transectos redes foram operadas na subsuperfície, no fundo, e de maneira integrada por toda a coluna d'água. As amostragens integradas foram feitas a partir da determinação da profundidade da coluna d'água e posterior divisão deste valor em cinco partes iguais. Cada uma destas partes então correspondeu a um estrato a ser amostrado de um em um minuto, compondo assim a rede integrada com cinco diferentes profundidades, amostradas durante um minuto cada.

O material filtrado pela rede que ficou retido no copo coletor foi retirado e fixado em formol a 10% em recipientes plásticos devidamente identificados. Em laboratório foi registrada a condição das larvas quanto à presença ou ausência de sinais de injúria.

As médias diárias das variáveis hidrológicas de vazões afluente e efluente por cada estrutura hidráulica (grupos geradores e vertedouro) foram mensuradas e fornecidas pelo setor responsável pela operação e manutenção da Santo Antônio Energia (Usina Hidrelétrica Santo Antônio).

### 3.2.3 Análises dos dados

O delineamento analítico utilizado neste trabalho foi baseado na proposta de Alves *et al.* (2015). Esta abordagem considera que a diferença esperada na proporção de larvas injuriadas entre as unidades amostrais a montante (SAM) e a jusante (SAJ) é relativa à passagem descendente pelas estruturas hidráulicas da UHESA. Dessa forma, é possível analisar a associação entre injúrias e a passagem descendente pela barragem da UHESA através da estatística Risco Relativo (RR, Siström e Garvan, 2004; Deddens e Petersen, 2008), conforme Alves *et al.* (2015). Os RR foram estimados através de ajustes de regressões log-binomiais (Alves *et al.*, 2015; Wacholder, 1986), que correspondem a modelos lineares generalizados (McCullagh e Nelder, 1983), variável resposta com distribuição de probabilidade binomial e função de ligação logaritmo.

O primeiro modelo ajustado para este estudo foi o modelo nulo (M0), ou seja, considerando apenas o intercepto. Assim, considera-se neste cenário que a probabilidade de se amostrar uma larva injuriada independe de quaisquer variáveis; e o único parâmetro contemplado, se aplicado à função exponencial, fornece a proporção média de larvas injuriadas em todas as unidades amostrais.

O segundo modelo (M1) objetivou controlar parte do efeito do processo de amostragem sobre a ocorrência de injúrias. Para isto, foi incluída uma covariável que expressa a velocidade de filtragem na rede de ictioplâncton no momento da coleta ( $X_{Vel}$ ), resultando no seguinte preditor linear:  $\eta_{M1} = \beta_0 + \beta_{Vel} X_{Vel}$ . Esta variável ( $X_{Vel}$ ) foi obtida pela razão do quociente entre o volume de água filtrada (m<sup>3</sup>) em cada unidade amostral e a área da boca da rede de ictioplâncton (0,7854 m<sup>2</sup>) com o tempo de filtragem (segundos).

Já os modelos M2 e M3 consistiram na adição do efeito da passagem descendente ao modelo M1, sendo que no M3 foi considerada a possibilidade deste efeito ser distinto entre as margens do rio (esquerda – ME, direita – MD e centro – C). Os preditores lineares destes modelos foram:

$$\eta_{M2} = \beta_{SAM} + \beta_{Vel} X_{Vel} + \beta_{RR_{SAJ}} X_{SAJ}$$

$$\eta_{M3} = \beta_{SAM} + \beta_{Vel} X_{Vel} + \beta_{RR_{SAJ_{ME}}} X_{SAJ_{ME}} + \beta_{RR_{SAJ_{MC}}} X_{SAJ_{C}} + \beta_{RR_{SAJ_{MD}}} X_{SAJ_{MD}}$$

Onde, o exponencial do parâmetro  $\beta_{SAM}$  representa o risco de injúrias no ponto SAM quando a velocidade de filtragem é hipoteticamente igual a zero. O valor zero é atribuído para todos os pontos nas variáveis binárias  $X_{SAJ}$ ,  $X_{SAJ_{ME}}$ ,  $X_{SAJ_{C}}$  e  $X_{SAJ_{MD}}$ , com exceção dos pontos SAJ, apenas os pontos da margem esquerda, centro e direita do SAJ, respectivamente, a que foram atribuídos o valor 1. Dessa forma, o exponencial dos parâmetros  $\beta_{RR_{SAJ}}$ ,  $\beta_{RR_{SAJ_{ME}}}$ ,  $\beta_{RR_{SAJ_{C}}}$  e  $\beta_{RR_{SAJ_{MD}}}$  expressam a associação entre a



passagem descendente e as injúrias de larvas nos pontos SAJ, SAJ<sub>ME</sub>, SAJ<sub>C</sub> e SAJ<sub>MD</sub>, respectivamente. As hipóteses destas associações foram testadas através dos intervalos de confiança da razão de verossimilhança, ao nível de significância de 5%, ao considerar a presença do número 1 nestes intervalos. Estes parâmetros representam quantas vezes o risco de injúrias a jusante é maior do que a montante, portanto, nos casos em que o valor 1 não está contido no intervalo de confiança de 95% há diferença estatisticamente significativa destes riscos.

Os modelos M4 e M5 são similares aos modelos M2 e M3 ao considerarem um único efeito a jusante no ponto SAJ e efeitos distintos conforme a posição transversal a jusante, nos pontos SAJ<sub>ME</sub>, SAJ<sub>C</sub> e SAJ<sub>MD</sub>, respectivamente. Entretanto, estes modelos associam o risco de injúrias a variáveis quantitativas. O RR à passagem descendente foi ajustado pela vazão afluente, e ainda, indexado pela vazão efluente. No M4 foi considerado um único efeito à passagem descendente (vazão efluente) para o ponto SAJ. Já no M5 foi estimado um RR à passagem descendente (vazão efluente) para cada ponto transversal a jusante, SAJ<sub>ME</sub>, SAJ<sub>C</sub> e SAJ<sub>MD</sub>. Os preditores lineares dos modelos M4 ( $\eta_{M4}$ ) e M5 ( $\eta_{M5}$ ) seguem abaixo:

$$\eta_{M4} = \beta_{SAM} + \beta_{Vel} X_{Vel} + \beta_{Aflu} X_{Aflu} + \beta_{Eflu} X_{EfluSAJ}$$

$$\eta_{M5} = \beta_{SAM} + \beta_{Vel} X_{Vel} + \beta_{Aflu} X_{Aflu} + \beta_{EfluME} X_{EfluME} + \beta_{EfluC} X_{EfluC} + \beta_{EfluMD} X_{EfluMD}$$

Onde,  $\beta_{Aflu}$  é o parâmetro que associa o risco de injúrias à vazão afluente ( $X_{Aflu}$ ) e o exponencial de sua estimativa corresponde à razão com que este risco aumenta após o acréscimo da primeira unidade de vazão afluente  $10^3\text{m}^3/\text{s}$ . Os parâmetros  $\beta_{Eflu}$ ,  $\beta_{EfluME}$ ,  $\beta_{EfluC}$  e  $\beta_{EfluMD}$  associam os riscos relativos à passagem descendente nos pontos SAJ, SAJ<sub>ME</sub>, SAJ<sub>C</sub> e SAJ<sub>MD</sub> à vazão efluente. Estes parâmetros também são interpretados como o aumento por unidade de medida na vazão, em escala exponencial, sendo que o exponencial destes representam o acréscimo no risco de injúria com a adição da primeira unidade de vazão efluída ( $10^3\text{m}^3/\text{s}$ ). As variáveis  $X_{EfluSAJ}$ ,  $X_{EfluME}$ ,  $X_{EfluC}$  e  $X_{EfluMD}$  são uma combinação (produtório) da variável quantitativa vazão efluente com as variáveis binárias  $X_{SAJ}$ ,  $X_{SAJME}$ ,  $X_{SAJC}$  e  $X_{SAJMD}$ , respectivamente.

Os dois últimos modelos, M6 e M7, associaram as mesmas variáveis ao risco de injúrias que os modelos M4 e M5, porém, exploraram a associação dos riscos relativos (RR) a jusante com as vazões efluídas por cada uma das grandes estruturas da UHESA (GGMD: Grupo Gerador da Margem Direita, constituído pelas 8 unidades geradoras do GG1; GGME: Grupo Gerador da Margem esquerda, constituído pelas 12 unidades geradoras do GG2 mais as 12 do GG3; Vertedouro: conjunto dos 15 vãos do vertedouro principal, localizados no centro da barragem). Ambos os modelos M6 e M7 consideraram os mesmos efeitos principais e se diferenciaram pelas interações entre estes fatores. No M6 foram consideradas duas interações, da vazão efluída pelo vertedouro com as vazões efluídas pelo GGMD e pelo GGME. Já o M7, além de considerar a interação da vazão efluída pelo vertedouro com a vazão efluída pelo GGMD, também considera a interação entre as estruturas adjacentes do GGME (GG2 e GG3) e, por fim, a interação entre as vazões efluídas pelos GGMD e GGME.

$$\eta_{M6} = \beta_{SAM} + \beta_{Vel} X_{Vel} + \beta_{Aflu} X_{Aflu} + \beta_{GGME} X_{GGME} + \beta_{GGMD} X_{GGMD} + \beta_{Ver} X_{Ver} +$$

$$\beta_{Ver:GGMD} X_{Ver} X_{GGMD} + \beta_{Ver:GGME} X_{Ver} X_{GGME}$$

$$\eta_{M7} = \beta_{SAM} + \beta_{Vel} X_{Vel} + \beta_{Aflu} X_{Aflu} + \beta_{GGME} X_{GGME} + \beta_{GGMD} X_{GGMD} + \beta_{Ver} X_{Ver} +$$

$$\beta_{Ver:GGMD} X_{Ver} X_{GGMD} + \beta_{Ver:GG2} X_{Ver} X_{GG2} + \beta_{GG2:GG3} X_{GG2} X_{GG3}$$

Onde,  $\beta_{GGME}$ ,  $\beta_{GGMD}$ , e  $\beta_{Ver}$  são os parâmetros que associam os riscos relativos (RR) de injúrias nas larvas às vazões efluídas pelos GGME ( $X_{GGME}$ ), GGMD ( $X_{GGMD}$ ) e Vertedouro ( $X_{Ver}$ ). O exponencial das estimativas destes parâmetros corresponde à razão com que os riscos de injúrias a jusante aumentam após o acréscimo da primeira unidade de vazão efluída -  $10^3\text{m}^3/\text{s}$  - por cada uma destas estruturas. Destaque também para as variáveis  $X_{GGME}$ ,  $X_{GGMD}$  e  $X_{Ver}$  que contêm o valor zero para as unidades amostrais do ponto SAM e o valor das vazões efluídas por cada uma das estruturas para as unidades amostrais do ponto SAJ. As interações dos modelos M6 e M7 estão representadas pelos parâmetros  $\beta_{Ver:GGMD}$ ,  $\beta_{Ver:GGME}$ ,  $\beta_{Ver:GG2}$  e  $\beta_{GG2:GG3}$ .

A seleção dos modelos foi realizada utilizando a abordagem da Teoria da Informação com o Critério de Informação de Akaike (Akaike, 1973) com correção de viés para pequenas amostras AICc (Hurvich and Tsai, 1991). Esta abordagem considera a qualidade do ajuste dos modelos aos dados bem como a complexidade dos modelos, selecionando os modelos mais parcimoniosos. Os modelos aninhados e sucessivos foram avaliados com os testes da razão de verossimilhança (LR) (Millar, 2011), comparando os modelos M0 x M1; M1 x M2; M2 x M3; M4 x M5; M5 x M6 e M6 x M7. O teste LR avalia se há um ganho significativo no ajuste do modelo que “compense” a perda de graus de liberdade através da inclusão de novos parâmetros no modelo. Ainda, as inferências a respeito da associação do risco de injúrias e a passagem descendente nos modelos M2 e M3 foram feitas com relação ao intervalo de confiança por fornecer mais evidências do que o valor p dos testes de hipóteses (Millar, 2011). Análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2014) e os intervalos de confiança da razão de verossimilhança pela função *confint* do pacote MASS (Venables e Ripley, 2002).

### 3.3 RESULTADOS

No período estudado, de dezembro de 2013 a dezembro de 2014, foram amostradas 6601 larvas, sendo que 920 (13,9%) destas apresentaram sinais de injúrias. Do total de larvas, 3517 foram amostradas a montante e 3084 a jusante da UHESA, das quais 468 (13,3%) e 452 (14,7%), respectivamente, apresentaram sinais de injúrias (Tabela 1). A velocidade média de filtragem na amostragem do ictioplâncton foi ligeiramente maior a montante (SAM) do que nos três pontos a jusante, sendo menor na margem direita a jusante (SAJMD) (Tabela 1). As médias das vazões médias diárias afluentes, vertida e turbinada, nos dias das amostragens foram de 27,3, 22,0 e 5,3  $10^3\text{m}^3/\text{s}$ , respectivamente (Tabela 1).

**Tabela 1.** Número de larvas total e injuriadas, densidade total de larvas (ind  $10\text{ m}^{-3}$ ), proporção de larvas injuriadas e a velocidade média de filtração nas amostras com rede de ictioplâncton a montante (SAM) e a jusante (margem esquerda: SAJME, centro: SAJC e margem direita: SAJMD) da usina hidrelétrica de Santo Antônio. Médias das vazões médias diárias afluentes, vertidas e turbinadas (GGMD: grupo gerador da margem direita – GG1, GGME: grupos geradores da margem esquerda – GG2 e GG3) nos dias de amostragem do ictioplâncton.

Locais	Número de larvas		Densidade de larvas (ind $10\text{ m}^{-3}$ )	Proporção de injúrias	Velocidade (m/s)	Vazões ( $\text{m}^3/\text{s}$ )			
	Total	Injuriadas				Afluente	Vertida	Turbinada	
							GGMD	GGME	
SAM	3517	468	7,4	0,1331	0,637	27,302	-	-	-
SAJME	837	107	6,9	0,1278	0,622				
SAJC	1070	169	8,1	0,1579	0,627	-	22,024	1,819	3,476
SAJMD	1177	176	5,4	0,1495	0,582				
<b>Geral</b>	6601	920	7,2	0,1394	0,617				

O primeiro modelo ajustado, o modelo nulo (M0), conteve apenas o parâmetro do intercepto, ou média geral, interpretável como o risco médio de injúrias em todas as amostras, que foi estimada em 0,139 (13,9%) (Tabela 2), conforme a média geral apresentada na tabela 1. A adição da variável velocidade de filtração foi estatisticamente significativa ( $LR_{M0 \times M1} = 56,36$ ;  $p < 0,001$ ), resultando em um modelo mais parcimonioso ( $\Delta AIC_c = 54,3$ , com relação ao modelo nulo M0) (Tabela 2). Ainda com relação ao modelo M1, foi estimado um risco médio de injúrias de 5,6% que seria atribuída a outras fontes de injúrias que não o efeito da velocidade de filtração, isto é, representaria o risco de injúrias caso fosse possível se obter uma amostra com a velocidade de filtração igual a zero. O restante do risco de injúrias seria relativo à velocidade de filtração em uma taxa exponencial de 1,548 ( $\log 4,067$ ) para cada metro percorrido de uma área esférica de  $0,7854\text{ m}^2$  de água em um segundo dentro da rede de ictioplâncton. Considerando que a velocidade média da velocidade de filtração foi de  $0,617\text{ m/s}$ , acarretaria em um risco de injúria esperado de 13,4% ( $\exp(\log(0,056) + \log(4,067) * 0,617)$ ).

A adição do parâmetro  $\beta_{RR_{SAJ}}$  ( $RR_{SAJ}$ , jusante da UHESA) reflete diretamente a associação entre a passagem descendente pela UHESA e a injúria de larvas, a qual demonstrou ser estatisticamente significativa ( $LR_{M1 \times M2} = 8,04$ ;  $p = 0,004$ ), resultando em um modelo (M2) mais parcimonioso do que os M0 e M1 (Tabela 2). As estimativas do M2 demonstram que o risco médio de injúrias a montante da UHESA foi de 4,9%, sendo incrementada a uma taxa exponencial de 1,494 ( $\log 4,455$ ) para cada unidade de velocidade adicionada para a variável  $X_{vel}$  (velocidade de filtração). O parâmetro  $RR_{SAJ}$ , na tabela 2, representa o risco relativo de injúrias à passagem descendente (razão entre os riscos estimados para os pontos SAJ e SAM), sendo assim, a estimativa deste parâmetro deveria ser estatisticamente igual a 1, i.e., o número um não deveria estar contido no intervalo de confiança de 95% para ausência de associação entre passagem descendente e injúrias de larvas ao nível de significância de 5%. O M2 estimou o parâmetro  $RR_{SAJ}$  em 1,191 (1,056 – 1,345), que corresponde a uma associação positiva estatisticamente significativa, representando um incremento de 19,1% nas injúrias das larvas transpostas (Tabela 2).

O modelo M3 obteve estimativas de risco relativo à passagem descendente distintas entre as margens, indicando que o efeito da passagem descendente das larvas é variável no eixo transversal do rio, não sendo significativo na margem esquerda e sendo positivamente significativo no centro (incremento médio de 32,4%;  $IC_{95\%} = 12,2 - 55,5\%$ ) e na margem direita (incremento médio de 24,6%;  $IC_{95\%} = 5,8 - 46,0\%$ ). O modelo M3 foi mais parcimonioso e melhor ajustado do que os modelos anteriores ( $\Delta AICc=0$ ;  $LR_{M2 \times M3}=7,67$ ;  $p=0,0216$ ; Tabela 2), evidenciando que há uma associação estatisticamente significativa entre o risco de injúrias de larvas e a passagem descendente pela UHESA, sendo que esta associação varia conforme a posição transversal a jusante. Esta interação entre “jusante” e “margem” também indica que há diferentes processos atuando nesta associação, uma vez que as larvas amostradas a jusante no centro e na margem direta do rio apresentam maior probabilidade de injúrias.

A tabela 3 resume as informações dos ajustes dos modelos baseados nas variáveis quantitativas de vazão. O modelo M4 associou a vazão afluyente ao risco de injúrias e a vazão efluente ao risco relativo de injúrias à passagem descendente e foi ligeiramente mais parcimonioso do que o modelo M3 ( $AICc_{M3}=468,7$ , Tabela 2;  $AICc_{M4}=467,3$ , Tabela 3). A adição da interação entre a vazão efluente e a seção transversal a jusante (margens e centro do rio) no modelo M5 corrobora que as diferentes estruturas da UHESA (grupos geradores e vertedouros) estejam associadas à injúria larval de maneira distinta, hipótese explorada pelos modelos M6 e M7. No modelo M6, o risco de injúrias relativo à passagem descendente foi associado com as vazões turbinadas pelo grupo gerador da margem direita (GGMD) e esquerda (GGME) e vertida, além das interações entre cada grupo gerador com o vertedouro. Já o modelo M7, em que foram associados os mesmos efeitos principais do M6, porém, com diferenças quanto às interações, foi menos parcimonioso que o M6 ( $AICc=459,8$ ). A descrição mais detalhada das interações do M7 (entre GGMD e GGME e estruturas adjacentes GG2 e GG3, e GG2 e vertedouro) não contribuiu com melhoria significativa no ajuste comparado ao M6 ( $LR_{M6 \times M7}=1,46$ ;  $p=0,482$ ) (Tabela 3).

Entre estas três estruturas da UHESA (GGME, GGMD e vertedouro), o grupo gerador da margem direita foi o que apresentou o maior efeito principal isoladamente, seguido do vertedouro e por último o grupo gerador da margem esquerda. Partindo de uma vazão efluente igual a zero, o acréscimo da primeira unidade ( $1 \times 10^3 m^3/s$ ) na vazão efluída por cada uma das estruturas da UHESA, isoladamente, resultaria em incrementos no risco de injúrias a jusante nas razões de 1,081 (8,1%), 1,015 (1,5%) e 1,004 (0,04%), se esta vazão efluísse pelas estruturas GGMD, Vertedouro e GGME, respectivamente. Ou então, aumentariam em taxas exponenciais do logaritmo destes valores para cada  $10^3 m^3/s$  de vazão efluída nestas estruturas (Tabela 3, M6). Entretanto, é necessário considerar as interações da vazão efluída pelo vertedouro com cada um dos grupos geradores, isto significa que os efeitos das vazões turbinadas no risco de injúrias a jusante dependerão da vazão vertida.

**Tabela 2.** Estimativas dos efeitos de cada variável e seus respectivos intervalos de confiança da razão de verossimilhança, transformados pela função exponencial (oposta a função identidade), retrocedendo a escala original dos dados. Estatísticas (df = graus de liberdade, loglik = logaritmo da verossimilhança e AICc) resultantes dos ajustes de cada modelo e de suas comparações com o modelo mais parcimonioso ( $\Delta AICc=0$ ) e com os modelos sequenciais (M0xM1, M1xM2, M2xM3; LR = Razão da verossimilhança e p = valor de p).

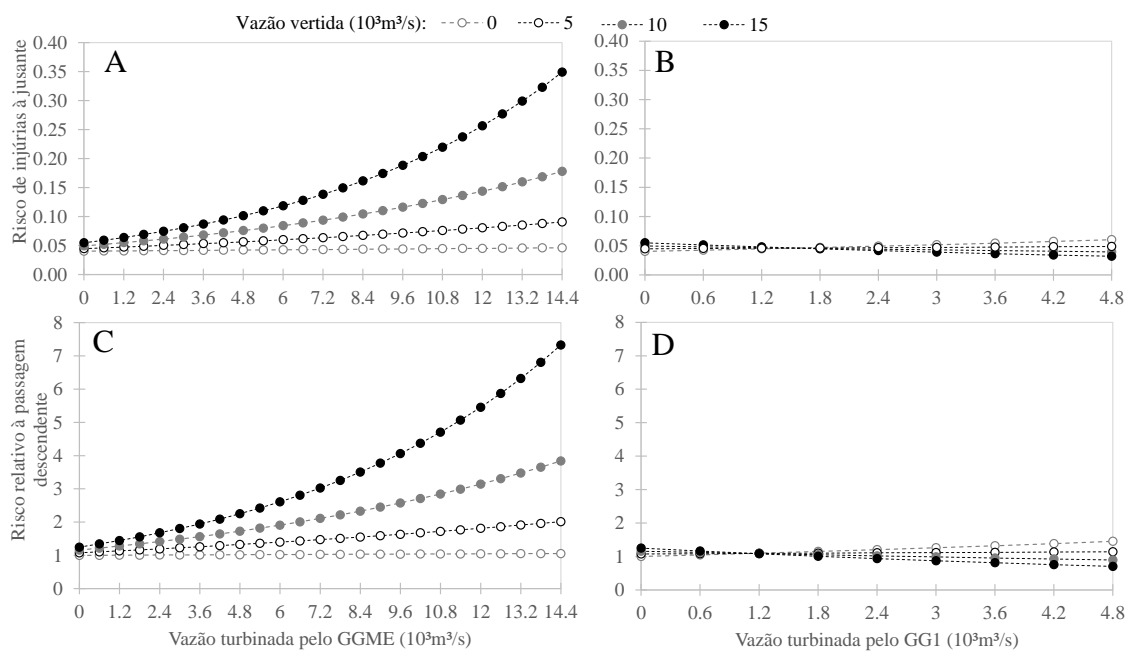
Modelos	Parâmetros						Estatísticas					
	Intercepto (SAM)	Velocidade	RR <sub>SAJ</sub>	RR <sub>SAJME</sub>	RR <sub>SAJC</sub>	RR <sub>SAJMD</sub>	df	logLik	AICc	$\Delta AICc$	LR	p
M0	0,139 (0,131 - 0,148)						1	-264,8	531,7	62,95		
M1	0,056 (0,043 - 0,073)	4,067 (2,8 - 5,944)					2	-236,6	477,4	8,74	56,36	0,001
M2	0,049 (0,037 - 0,064)	4,455 (3,046 - 6,564)	1,191 (1,056 - 1,345)				3	-232,6	471,6	2,93	8,04	0,004
M3	0,047 (0,035 - 0,062)	4,702 (3,209 - 6,933)		0,980 (0,802 - 1,185)	1,324 (1,122 - 1,555)	1,246 (1,058 - 1,46)	5	-228,8	468,7	0	7,67	0,0216

**Tabela 3.** Estimativas pontuais e intervalares dos parâmetros relacionados ao risco de injúrias (SAM, Velocidade, Vazão afluente) e risco relativo à passagem descendente (Vazões efluente, sem e com a interação com a seção transversal do rio (ME = margem esquerda, C = centro e MD = margem direita), turbinada pelo grupo gerador da margem direita (GGMD) e da margem esquerda (GGME) e vertida) transformados pela função exponencial (oposta à função identidade), retrocedendo a escala original dos dados. Estatísticas (df = graus de liberdade, logLik = logaritmo da verossimilhança e AICc) resultantes dos ajustes de cada modelo e de suas comparações com o modelo mais parcimonioso ( $\Delta AICc=0$ ) e com os modelos sequenciais (M4xM5, M5xM6, M6xM7; LR = Razão da verossimilhança; e p = valor de p).

Modelos	Parâmetros	Estimativas (IC <sub>95%</sub> )	Estatísticas						
			df	logLik	AICc	$\Delta AICc$	LR	p	
M4			4	-229,3	467,3	7,54			
	SAM	0,054 (0,041 - 0,070)							
	Velocidade	3,460 (2,329 - 5,165)							
	Vazões								
	Afluente	1,003 (0,998 - 1,009)							
	Efluente	1,006 (1,002 - 1,011)							
M5			6	-225,0	463,7	3,88	8,59	0,014	
	SAM	0,053 (0,040 - 0,069)							
	Velocidade	3,511 (2,362 - 5,240)							
	Vazões								
	Afluente	1,004 (0,998 - 1,009)							
	Efluente								
	ME	1,002 (0,996 - 1,009)							
	C	1,013 (1,007 - 1,019)							
	MD	1,004 (0,998 - 1,010)							
M6			8	-220,4	459,8	0	9,23	0,010	
	SAM	0,040 (0,026 - 0,061)							
	Velocidade	4,866 (2,920 - 8,209)							
	Vazões								
	Afluente	1,006 (0,999 - 1,013)							
	Turbinada								
	GGME	1,004 (0,944 - 1,069)							
	GGMD	1,081 (0,907 - 1,279)							
	Vertida	1,015 (1,006 - 1,023)							
	Vertida : GGMD	0,987 (0,978 - 0,997)							
	Vertida : GGME	1,008 (1,000 - 1,014)							
M7			10	-219,6	464,2	4,37	1,46	0,482	
	SAM	0,041 (0,027 - 0,062)							
	Velocidade	4,643 (2,772 - 7,864)							
	Vazões								
	Afluente	1,006 (0,999 - 1,013)							
	Turbinada								
	GGME	1,020 (0,738 - 1,401)							
	GGMD	1,247 (0,837 - 1,784)							
	Vertida	1,015 (1,005 - 1,022)							
	Vertida : GGMD	0,990 (0,971 - 1,014)							
	Vertida : GG2	1,011 (0,986 - 1,029)							
	GG2 : GG3	1,103 (0,918 - 1,315)							
	GG1 : GGME	0,906 (0,782 - 1,056)							

Estatisticamente as interações entre as três estruturas da UHESA apontada no M6 indicam que a vazão vertida atua sinergicamente com as vazões turbinadas, aumentando e diminuindo a associação entre o RR e a vazão turbinada pelo GGME e GGMD, respectivamente (Tabela 3, Figura 2). Ainda, conforme o modelo M6, o risco de injúrias a jusante não ultrapassaria 0,1 (10%) mesmo se todas as 24 unidades geradoras do GGME

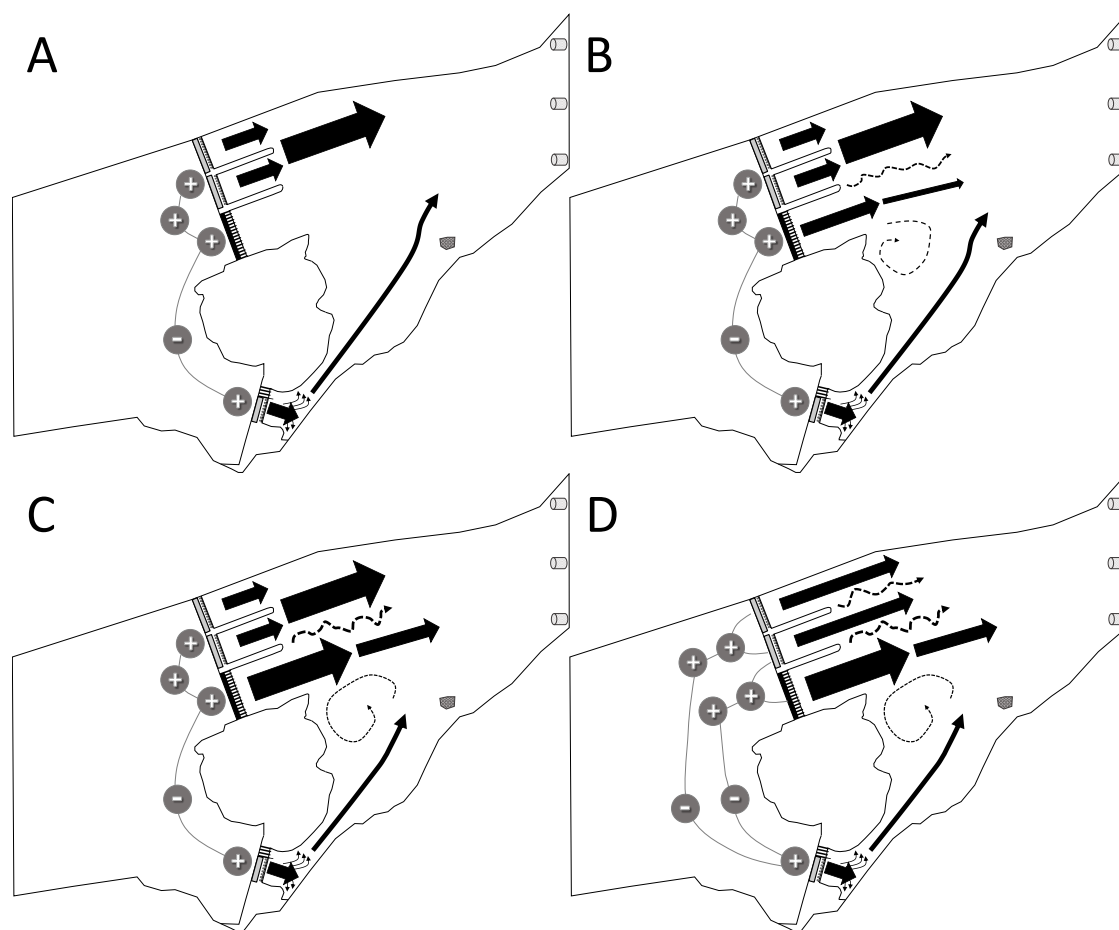
turbinassem em sua capacidade máxima ( $0,6 \cdot 10^3 \text{m}^3/\text{s}$  por unidade geradora), enquanto a vazão vertida fosse menor do que  $5 \cdot 10^3 \text{m}^3/\text{s}$  (Figura 2A). Já para vazões vertidas de 10 e  $15 \cdot 10^3 \text{m}^3/\text{s}$  seriam necessárias 15 e 9 unidades geradoras, respectivamente, turbinando sua capacidade máxima para esperar um risco de injúrias a jusante superior a 0,1 (Figura 2A). Em contraposição, quando a vazão vertida fosse nula, o maior risco de injúrias a jusante seria esperado quando todas as 8 unidades do GGMD estivessem turbinando em sua capacidade máxima, que diminui progressivamente com o aumento da vazão vertida (Figura 2D).



**Figura 2.** Risco de injúrias de larvas a jusante da usina hidrelétrica de Santo Antônio (UHESA), no ponto SAJ, considerando a interação entre as vazões vertida e turbinada pelo grupo gerador da margem esquerda (GGME) (A) ou pelo grupo gerador 1 (GG1) (B). Risco de injúrias de larvas relativo à passagem descendente pela UHESA considerando as interações entre vazões vertidas e turbinadas pelo GGME (C) ou pelo GG1 (D).

Do ponto de vista ambiental, as interações entre as vazões vertidas e turbinadas podem ser interpretadas pelo intermédio da hidrodinâmica, esquematizado no modelo conceitual da figura 3. Considerando a situação de vazão vertida nula, os efeitos principais do GGME e GGMD atuam independentemente, conforme o M6 (Figura 3A). Segundo este modelo, as águas turbinadas, e conseqüentemente o ictioplâncton, fluiriam livremente até o ponto de amostragem sem interações relevantes (Figura 3A). Por outro lado, vazões de água efluídas pelas estruturas justapostas GGME e vertedouro intensificariam a turbulência das águas nestes pontos de confluência aumentando o risco de injúrias (Figura 3B). A interação entre o GGMD e o vertedouro deve se comportar nas duas direções, conforme a vazão efluída por cada uma destas estruturas. Quando a vazão turbinada pelo GGMD proporcionar uma hidrodinâmica superior à vazão vertida, possibilitará o maior represamento da água vertida e conseqüentemente das larvas que serão amostradas mais a jusante (Figura 3B). Ainda, a dominância hidrodinâmica das águas vertidas sobre as turbinadas pelo GGMD contribuirá para o represamento da última (Figura 3C).

O modelo M7 apresentou indícios de superparametrização, como estimativas intervalares de maior amplitude e maior AICc do que o M6, modelo mais parcimonioso (Tabela 3). Contudo, as estimativas dos parâmetros do modelo M7 são coerentes e podem ser utilizadas para contribuir no entendimento dos processos envolvidos nas injúrias de larvas a jusante. Este modelo considerou a interação entre os dois grupos geradores da margem esquerda, que também sugere o efeito sinérgico entre estas estruturas justapostas, bem como entre o GG2 e o vertedouro (Figura 3D). Além disso, este modelo considerou a interação entre as vazões turbinadas pelo GGMD e GGME, a qual se comportaria de maneira equivalente à interação entre o GGMD e o vertedouro.



**Figura 3.** Modelo conceitual de diferentes cenários de operação (vazões efluídas) da UHESA. Os círculos indicam o efeito (positivo ou negativo) nas injúrias de larvas de peixes de cada estrutura da UHESA correspondente. Os círculos ligados por uma linha representam a interação (positiva ou negativa) entre as respectivas estruturas. As setas representam a intensidade da vazão efluída por cada estrutura. □: Transecto amostral do ponto SAJ (a jusante da UHESA). ■: Banco de areia e pedras.



Os riscos de injúrias de larvas foram avaliados em dois conjuntos de cenários. O primeiro representa uma situação de geração de energia elétrica nula, isto é, em que toda vazão de água efluente é direcionada ao vertedouro. O segundo otimiza a geração de energia ao priorizar o uso dos grupos geradores em sua capacidade máxima, vertendo apenas a porção excedente da vazão.

Os riscos relativos à passagem descendente variaram de 1,077 e 1,019 para vazões afluentes de 5 10<sup>3</sup>m<sup>3</sup>/s a 2,093 e 11,805 em vazões afluentes de 50 10<sup>3</sup>m<sup>3</sup>/s para os conjuntos 1 (geração nula) e 2 (otimização da geração), respectivamente (Tabela 4). Para vazões afluentes, e conseqüentemente efluentes, de até 15 10<sup>3</sup>m<sup>3</sup>/s, o RR à passagem descendente proporcionado pelo cenário 2 em relação ao cenário 1 (SAJ<sub>2</sub>/SAJ<sub>1</sub>) foi menor do que 1, evidenciando que para vazões menores que 15 10<sup>3</sup>m<sup>3</sup>/s o cenário 2 apresenta menor probabilidade de injuriar larvas (Tabela 4). Com o aumento da vazão afluente há necessidade de verter água, que terá efeito sinérgico positivo com a elevada vazão turbinada pelo GGME, aumentando a probabilidade de injúrias de larvas (Tabela 4).

**Tabela 4.** Riscos de injúrias de larvas a montante (SAM) e jusante (SAJ), riscos relativos à passagem descendente (RR) e vazões afluentes para dois conjuntos de cenários de vazões efluentes. Ambos os conjuntos consideraram a vazão efluente igual à vazão afluente, porém o primeiro cenário representou a pior situação referente à geração de energia elétrica, sendo toda vazão efluída pelo vertedouro. O segundo conjunto (cenário 2) considerou a otimização da geração de energia elétrica, sendo a vazão efluída direcionada primeiramente aos grupos geradores.

Afluente	Vazões				Riscos de injúrias			Riscos relativos (RR)		
	Cenário 1 Vertida	Cenário 2			SAM	SAJ <sub>1</sub>	SAJ <sub>2</sub>			
		GGMD	Vertida	GGME						
5	5	0	0	5	0,041	0,045	0,042	1,077	1,019	0,946
10	10	0	0	10	0,043	0,049	0,044	1,159	1,038	0,895
15	15	0,6	0	14,4	0,044	0,055	0,049	1,248	1,105	0,886
20	20	4,8	0,8	14,4	0,045	0,061	0,073	1,344	1,615	1,202
25	25	4,8	5,8	14,4	0,046	0,067	0,105	1,447	2,250	1,555
30	30	4,8	10,8	14,4	0,048	0,074	0,150	1,558	3,135	2,013
35	35	4,8	15,8	14,4	0,049	0,082	0,215	1,677	4,367	2,604
40	40	4,8	20,8	14,4	0,051	0,091	0,308	1,806	6,083	3,369
45	45	4,8	25,8	14,4	0,052	0,101	0,441	1,944	8,474	4,359
50	50	4,8	30,8	14,4	0,054	0,112	0,632	2,093	11,805	5,640

### 3.4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo indicam a existência de associação positiva entre a passagem descendente pelas estruturas da barragem da UHE Santo Antônio (UHESA) e o risco (probabilidade) de injúrias em larvas de peixes. Esta associação depende tanto da estrutura hidráulica da UHESA por onde ocorre a passagem quanto da operação realizada durante a passagem. No entanto, o impacto causado pelas potenciais perdas através das injúrias relacionadas a esta passagem descendente é difícil ser dimensionado, uma vez que há ausência de um referencial prévio à instalação da UHESA e de uma avaliação do virtual papel das antigas corredeiras, anteriormente existentes na região, também como agentes injuriantes de larvas (Alves *et al.*, 2015).

Neste estudo os modelos M6 e M7 estimaram que o grupo gerador da margem direita (GGMD) apresentou um maior potencial de injúrias do que o grupo gerador da margem esquerda (GGME) quando estes estão sob as mesmas condições de operação, isto é, com a mesma vazão efluída por ambas as estruturas. No entanto, estes dois grupos geradores são constituídos pelo mesmo tipo de unidades geradoras, sendo esperado que, sob as mesmas condições de operação, os mecanismos de injúrias originários no interior das turbinas, como turbulência, cisalhamento, cavitação, pressão e impactos às estruturas fixas ou móveis no interior da unidade geradora (Ruggles, 1980; Cada *et al.*, 1997; Richmond *et al.*, 2014) fossem equivalentes entre os dois grupos geradores (GGMD e GGME). A principal diferença entre estes dois grupos geradores está no canal de fuga. O canal de fuga do GGMD direciona o fluxo a uma parede de concreto distante a aproximadamente 300m das unidades geradoras, que força o redirecionamento das águas, podendo resultar em um ambiente mais turbulento e com maior potencial de forças de cisalhamento do que o canal de fuga do GGME. Este último, por outro lado, direciona o fluxo de água diretamente para a calha principal do rio Madeira, minimizando o redirecionamento das diferentes massas de água, diminuindo assim, a potencial força de cisalhamento. Dessa forma, é plausível inferir que a turbulência e a força de cisalhamento geradas imediatamente a jusante destas estruturas sejam fatores-chave no processo de injúrias de larvas que realizam a transposição descendente, uma vez que estas forças podem ser danosas ao icteoplâncton, assim como são para os peixes adultos (Ruggles, 1980; Cada *et al.*, 1997).

Foi demonstrado também que o vertedouro apresenta maior potencial de injuriar larvas do que o GGME. Provavelmente este maior potencial de injúrias esteja ocorrendo na bacia de dissipação, uma vez que este vertedouro gera um ambiente muito mais turbulento e com maior potencial de geração de forças de cisalhamento do que o GGME. Teoricamente, a passagem descendente pelo interior de uma turbina apresenta maior potencial estressor capaz de provocar injúrias em peixes do que a passagem descendente pelo interior de um vão do vertedouro (Ruggles, 1980; Ruggles and Murray, 1983; Cada *et al.*, 1997; Cada, 2001; Agostinho *et al.*, 2007a), no entanto é conhecido que os principais estressores originários pela passagem descendente pelos vertedouros (turbulência, força de cisalhamento e embolia gasosa) ocorrem na bacia de dissipação (Ruggles and Murray, 1983, Agostinho *et al.*, 2007a). Dessa forma, estes resultados também corroboram com a inferência de que os principais processos na determinação das injúrias de larvas pela passagem descendente pela UHESA estejam ocorrendo no trecho imediatamente a jusante destas estruturas, isto é, no canal de fuga e na bacia de dissipação.

Ainda, esta inferência também explicaria o fato de o modelo ter estimado uma interação positiva entre as vazões efluídas pelas estruturas adjacentes (GGME x vertedouro, GG2 x vertedouro e GG2 x GG3), que devem intensificar a turbulência e a geração de forças de cisalhamento a jusante destas estruturas.

A menor importância dos mecanismos injuriantes originários no interior das unidades geradoras pode ser devida às características das turbinas e do reservatório do empreendimento. A utilização de turbinas horizontais tipo bulbo, que geram energia através do fluxo do rio, o elevado fluxo da água no reservatório e a pequena diferença entre os níveis de montante e jusante, combinados com a elevada turbidez do rio Madeira, devem favorecer a passagem descendente do icteoplâncton pelas estruturas da barragem (Ruggles, 1980; Ruggles and Murray, 1983), e também, através do reservatório (Pelicice *et al.*, 2015).

O real impacto da construção e operação da UHESA não pôde ser avaliado dada a inexistência dos dados referentes à condição das larvas no ambiente natural, anterior à construção do empreendimento (Alves *et al.*, 2015). O ambiente natural na região de estudo era caracterizado pela presença de corredeiras, englobando as cachoeiras de Jirau, Teotônio e Santo Antônio, que foram submergidas com a construção de dois reservatórios no rio Madeira. O reservatório da UHESA afogou as duas últimas e o da usina hidrelétrica de Jirau imergiu a cachoeira de mesmo nome, a montante do reservatório da UHESA. Considerando o porte destas antigas corredeiras e as altas vazões do rio Madeira, é possível que estas barreiras naturais também apresentassem potencial de ocasionar injúrias e morte em uma porção das larvas que atravessavam este trecho. A magnitude deste potencial, no entanto, não pôde ser estimada ou mesmo utilizada como referência ao potencial apresentado pela barreira da UHESA. Ainda assim, com vista a reduzir o potencial de injúrias ocasionado pela operação da UHESA, algumas sugestões neste sentido puderam ser endereçadas a fim de minimizar as turbulências no trecho imediatamente a jusante da barragem, estratégia que pode ser alcançada, por exemplo, minimizando as vazões efluídas por estruturas adjacentes.

Os resultados gerados através desse estudo de caso são elucidativos e fornecem subsídios para a aplicação de medidas de manejo referentes aos diferentes cenários de operação da UHESA. Contudo, é importante ressaltar que as principais contribuições destes resultados são de caráter demonstrativo, uma vez que o delineamento amostral não permite dissociar com precisão os efeitos principais das interações devido ao confundimento dos efeitos hidrodinâmicos, e, ainda, dado que a UHESA ainda está em processo de construção. No leito do rio, entre o vertedouro principal e o GG1, será instalado um quarto grupo gerador que aumentará em  $7,2 \cdot 10^3 \text{m}^3/\text{s}$  a capacidade de vazão turbinada, o que diminuirá a atividade dos vertedouros. Além dessa redução prevista na quantidade de água vertida, o funcionamento do GG4 também tenderá a interagir com as demais estruturas na dinâmica hidrológica podendo acarretar injúrias nas larvas. Assim, embora o estudo de caso apresente algumas limitações em decorrência do delineamento amostral e das conclusões, de certa maneira preliminares, esta aplicação demonstrou algumas das potencialidades da abordagem proposta por Alves *et al.* (2015) e possibilitou uma exemplificação da sua aplicabilidade, evidenciando a importância na implementação desta abordagem nos planejamentos dos próximos empreendimentos hidrelétricos. Ainda, a replicação desta abordagem em outros empreendimentos, além de fornecer informações

*in situ* a respeito desta associação, também permitirá avançar o conhecimento de como diferentes arranjos hidrelétricos podem prejudicar a sobrevivência das larvas transpostas pelos mesmos.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F., 2007a. Ecologia e Manejo dos Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá. 501p.
- Agostinho, A.A., Marques, E.E., Agostinho, C.S., Almeida, D.A., Oliveira, R.J., Melo, J.R.B., 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes?. *Neotropical Ichthyology*, 5(2):121 - 130.
- Akaike, H., 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B.N., Caski, F. (Eds.) *Second International Symposium on Information Theory*, Akademiai Kiado, Budapest. pp. 267–281.
- Araujo-Lima, C.A.R.M., Oliveira, E.C., 1998. Transport of larval fish in the amazon. *Journal of Fish Biology* 53:297-306
- Araujo-Lima, C.A.R.M., Ruffino, M.L., 2003. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., Baer, A. (Eds.), *Migratory fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. National Library of Canada Cataloguing in Publication Data: 233-301.
- Barthem, R., Gouding, M., 1997. *The Catfish Connection: Ecology, Migration, and Conservation of Amazon Predators*. New York, Columbia University Press. 144p.
- Borges, R., Faria, C., Gil, F., Gonçalves, E.J., Almada, V.C., 2003. Embryonic and larval development of *Gobius paganellus* (Pisces: Gobiidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 1151-1156.
- Cada, G.F., 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26, 14–23.
- Cada, G.F., Coutant, C.C., Whitney, R.R., 1997. Development of biological criteria for the design of advanced hydropower turbines. DOE/ID-10578. Prepared for the U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office, Idaho Falls, Idaho.
- Cella-Ribeiro, A., Torrente-Vilara, G., Hungria, D.B., Oliveira, M., 2013. As corredeiras do rio Madeira, in: Queiroz, L.J., Torrente-Vilara, G., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Zuanon, J.A.S., Doria, C.R.C. (Eds), *Peixes do rio Madeira*. Editora Dialetto, São Paulo, pp. 57–63.

- Deddens, J.A., Petersen, M.R., 2008. Approaches for estimating prevalence ratios. *Occupational and Environmental Medicine*, 65:501–506. Doi:10.1136/oem.2007.034777.
- Halverson, M., Fernandez, D.R., Barthem, R.B., Agostinho, A.A., *in press*. Neotropical ichthyoplankton buoyancy changes during early development. *Environmental Biology of Fishes*.
- Hurvich, C.M., Tsai, C.L., 1991. Bias of the corrected AIC criterion for underfitted regression and time series models. *Biometrika*, 78(3): 499-509.
- Johnson, D.W., Grorud-Colvert, K., Sponaugle, S., Semmens, B.X., 2014. Phenotypic variation and selective mortality as major drivers of recruitment variability in fishes. *Ecology letters*, 17(6): 743-755. doi: 10.1111/ele.12273.
- Lobón-Cerviá, J., 2014. Recruitment and survival rate variability in fish populations: density-dependent regulation or further evidence of environmental determinants? *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 71(2): 290-300.
- Lucas, M.C., Baras, E., Thom, T.J., Duncan, A., Slavík, O., 2001. Migration of freshwater fishes. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 1983. Generalized linear models. Chapman and Hall, London. 261p.
- Meade, R.H., Rayol, J.M., Conceição, S.C., Natividade, J.R.G., 1991. Backwater effects in the Amazon river basin of Brazil. *Environmental Geology and Water Sciences*, 18(2):105-114.
- Millar, R.B., 2011. Maximum Likelihood Estimation and Inference: With Examples in R, SAS and ADMB. John Wiley & Sons Ltd, United Kingdom.
- Nakatani, K., Agostinho, A.A., Baumgartner, G., Bialecki, A., Sanches, P.V., Makrakis, M.C., Pavanelli, C.S., 2001. *Ovos e Larvas de peixes de água doce: Desenvolvimento e manual de identificação*. EDUEM, Maringá, Paraná, 378pp.
- 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(4): 697-715.
- Petrere, M.Jr., 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 2: 111– 133.
- Pompeu, P.S., Nogueira, L.B., Godinho, H.P., Martinez, C.B., 2011. Downstream passage of fish larvae and eggs through a small-sized reservoir, Mucuri River, Brazil. *Zoologia*, 28 (6): 739-746.
- Queiroz, L.J., Torrente-Vilara, G., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Zuanon, J., Doria, C.R.C., 2013. *Peixes do rio Madeira. Volume I*. Santo Antônio Energia. São Paulo: Editora Diaeto. 401p.

- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ré, P.M.A.B., 1999. Ictioplâncton estuarino da península Ibérica (guia de identificação dos ovos e estados larvares planctónicos). Portugal: Gráfica Europam, Ltda. Mem Martins, 163p.
- Richmond, M.C., Serkowski, J.A., Ebner, L.L., Sick, M., Brown, R.S., Carlson, T.J., 2014. Quantifying barotrauma risk to juvenile fish during hydro-turbine passage. *Fisheries Research* 154: 152–164.
- Ruggles, C.P., 1980. A review of the downstream migration of Atlantic Salmon. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. N. 952. 39p.
- Ruggles, C.P., Murray, D.G., 1983. A review of fish response to spillways. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. N. 1172. 29p.
- Sistrom, C.L., Garvan, C.W., 2004. Proportions, odds, and risk. *Radiology*, 230(1): 12-19.
- Torrente-Vilara, G., Fonseca, M.L., Zuanon, J., 2013. O papel do trecho de corredeiras na ictiofauna do rio Madeira, in: Queiroz, L.J., Torrente-Vilara, G., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Zuanon, J.A.S., Doria, C.R.C. (Eds.), *Peixes do rio Madeira*. Editora Dialetto, São Paulo, pp. 64–69.
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Wacholder, S., 1986. Binomial regression in GLIM: Estimating risk ratio and risk differences. *American Journal of Epidemiology*, 123: 174-184.

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo trouxe uma nova proposta para se avaliar *in situ* a relação entre a passagem descendente do ictioplâncton por barreiras naturais ou artificiais e sua condição. Esta abordagem pode ser utilizada tanto nos aspectos aplicados, na avaliação dos possíveis impactos e fornecer informações viáveis para mitigação dos mesmos em barreiras artificiais, como as de usinas hidrelétricas, quanto nos ecológicos, que investigam o papel de barreiras naturais na deriva larval. Uma das principais inovações é a capacidade de avaliar a passagem descendente em larvas de peixes, diferentemente das demais atualmente utilizadas que consideram peixes adultos ou juvenis. Esta particularidade é um ponto essencial para a realização deste tipo de avaliação (passagem descendente) nos rios neotropicais, onde a deriva descendente ocorre, predominantemente, nas fases ictioplanctônicas. O delineamento amostral proposto é relativamente simples, de fácil execução e baixo custo, se comparado àqueles que demandam tecnologias mais sofisticadas ou combinam estudos de campo e laboratoriais para associar injúrias e mortalidade de peixes durante a passagem descendente por barragens sob diferentes regimes de operação. Esta metodologia também se constitui em uma alternativa mais acessível para situações em que ainda não há todo o referencial criado pela execução dos estudos de bioensaios laboratoriais, estudos de campo e modelos eco-hidráulicos, atualmente utilizados para determinar mortalidade e injúrias de peixes pelas usinas hidrelétricas, como é o caso da região neotropical. A execução desta proposta, no entanto, não diminui a importância do emprego de experimentos e o uso de recursos tecnológicos mais sofisticados e pode ser utilizada de maneira a complementar/alimentar os modelos eco-hidráulicos.

Os resultados do estudo de caso aplicado na usina hidrelétrica de Santo Antônio (UHESA), rio Madeira, Amazônia brasileira, indicaram a existência de associação positiva entre a passagem descendente pelas estruturas da barragem e o risco (probabilidade) de injúrias em larvas de peixes. Esta associação dependeu tanto da estrutura hidráulica da UHESA por onde ocorre a passagem quanto da operação realizada durante a passagem. No entanto, o impacto causado pelas potenciais perdas através das injúrias relacionadas a esta passagem descendente é difícil ser dimensionado, uma vez que há ausência de um referencial prévio à instalação da UHESA e de uma avaliação do virtual papel das antigas corredeiras, anteriormente existentes na região, também como agentes injuriantes de larvas. Ainda, é importante ressaltar que as principais contribuições destes resultados são de caráter demonstrativo, uma vez que o delineamento amostral não permitiu dissociar com precisão os efeitos principais das interações devido ao confundimento dos efeitos hidrodinâmicos, e, ainda, dado que a UHESA ainda está em processo de construção. Dessa maneira, é recomendável que o monitoramento seja continuado vislumbrando a aplicação desta abordagem após o término da construção da usina, quando poderão ser propostas medidas de manejo mais efetivas.

Considerando a escassez de estudos sobre injúrias e mortalidade de larvas de peixe pelas estruturas de usinas hidrelétricas e de metodologias viáveis de serem executadas em caráter de monitoramento, pelo menos para os rios neotropicais, assim como a relevância no entendimento da deriva descendente do ictioplâncton, recomenda-se a previsão da proposta aqui apresentada nos Estudos e Relatórios de Impacto Ambiental (EIA-RIMA)

e sua incorporação detalhada nos Planos Básicos Ambientais (PBA), tornando possível a avaliação e mitigação dos impactos. Além disso, a sua execução sistemática em empreendimentos hidrelétricos diversos, de diferentes tamanhos, tipos de turbinas e vertedouros, bacia de dissipação e bacias hidrográficas, incrementará o conhecimento a respeito da passagem descendente de ovos e larvas de peixes por barragens hidrelétricas nos rios neotropicais.