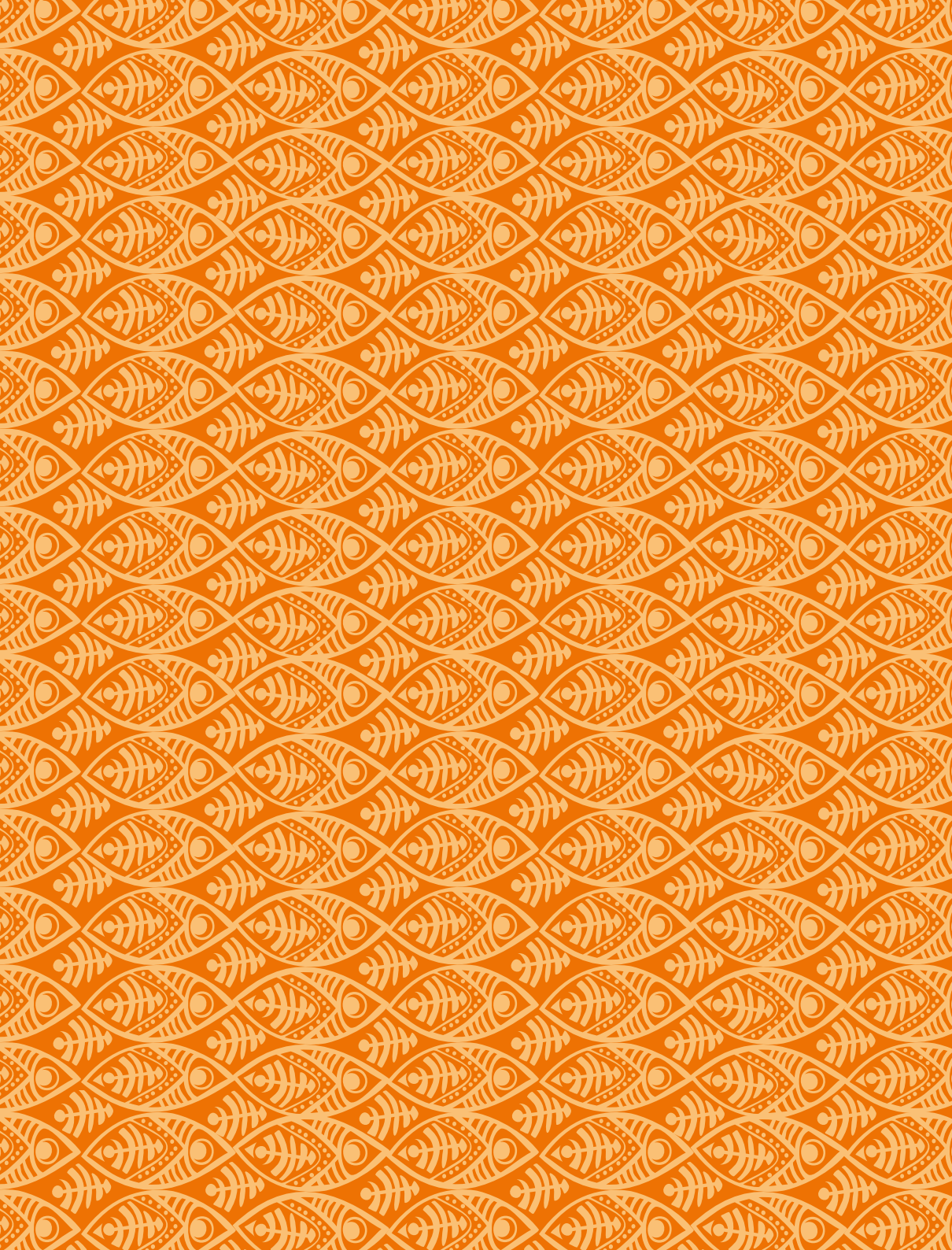
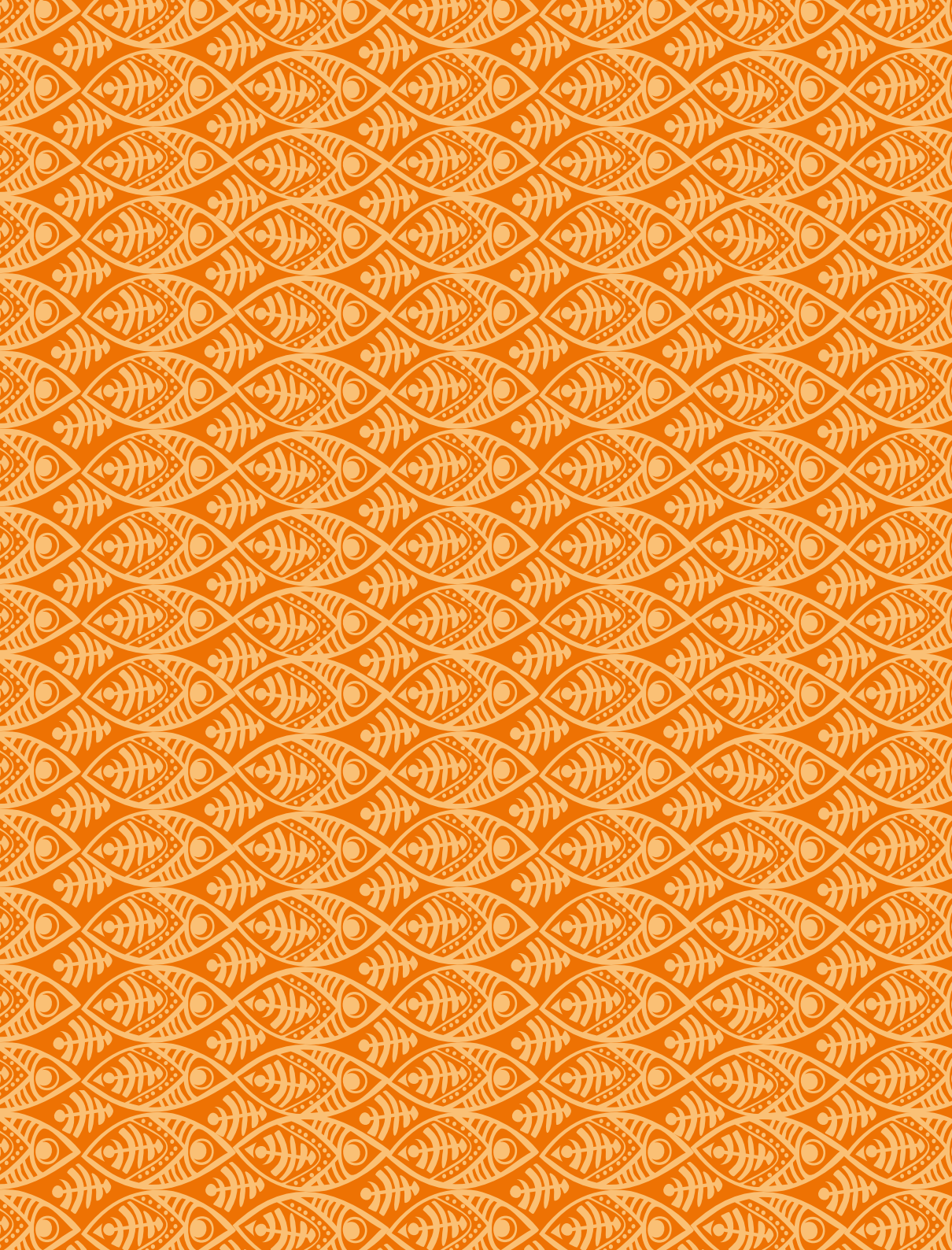


SÉRIE PEIXE VIVO

AVALIAÇÃO DE RISCO DE MORTE DE PEIXES EM USINAS HIDRELÉTRICAS







COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS – CEMIG

**AVALIAÇÃO DE RISCO
DE MORTE DE PEIXES EM
USINAS HIDRELÉTRICAS**

BELO HORIZONTE

CEMIG

2016

ISBN 978-85-87929-62-4

Copyright: Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig

Presidência: Mauro Borges Lemos

Diretoria de Geração e Transmissão: Franklin Moreira Gonçalves

Superintendência de Gestão Ambiental da Geração e Transmissão: Enio Marcus Brandão Fonseca

Gerência de Estudos e Manejo da Ictiofauna e Programas Especiais: Newton José Schmidt Prado

Organizadores:

Raquel Coelho Loures

Alexandre Lima Godinho

Coordenação de Edição:

Daniella Delbem de Amorim

Ilustração:

Claudia Jussan

Endereço:

Cemig – Companhia Energética de Minas Gerais

Superintendência de Gestão Ambiental da Geração e Transmissão

Av. Barbacena, 1.200 – 13º A1

30.190-131 Belo Horizonte (Minas Gerais) / Brasil

Ficha catalográfica

Companhia Energética de Minas Gerais.

Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas/ Organizadores: Raquel Coelho Loures, Alexandre Lima Godinho.

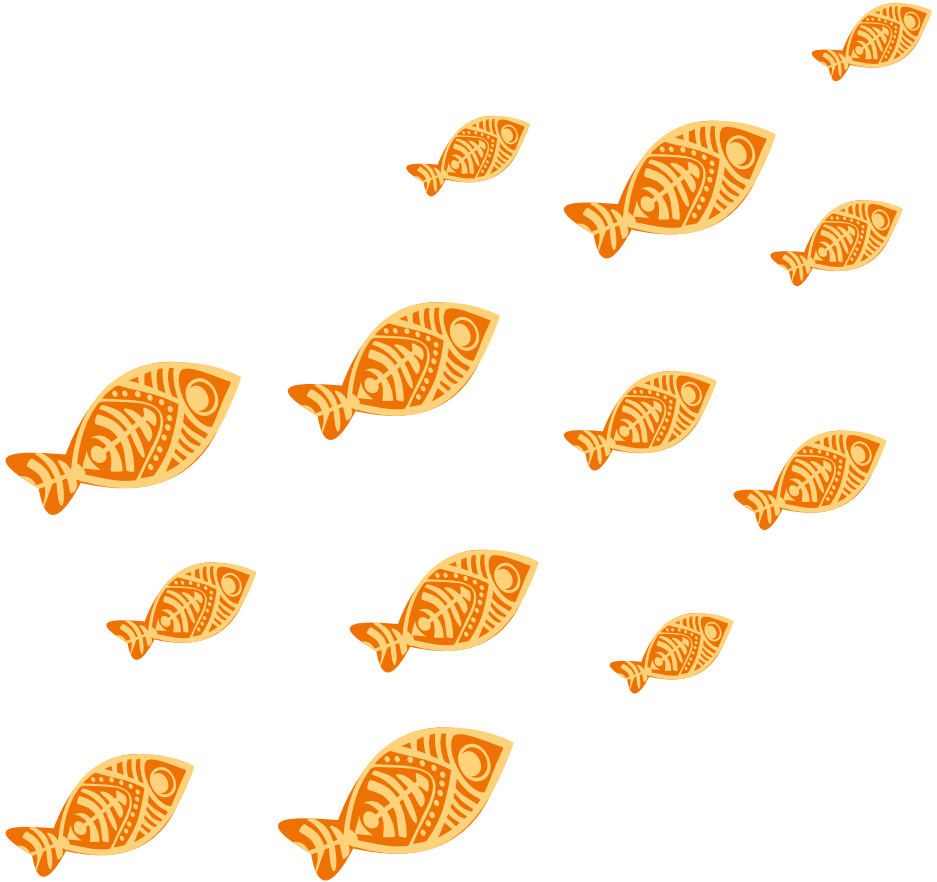
- Belo Horizonte: Cemig, 2016.

332p.; 16x23cm. (Série Peixe Vivo, 5)

ISBN 978-85-87929-62-4

1. Impacto de usinas hidrelétricas 2. Peixes 3. Hidrelétricas
4. Impacto ambiental. I. Loures, Raquel Coelho, org. II. Godinho, Alexandre Lima, org. III. Título.

CDU: 570:620



CRÉDITOS DOS COAUTORES DE CAPÍTULOS DO LIVRO

Alejandro Giraldo Pérez

Graduado em Licenciatura em Biologia e Educação Ambiental pela Universidad del Quindío (2003) e Doutor em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (2014). Pesquisador do Centro de Transposição de Peixes (CTPeixes) da UFMG desde 2010 e membro da equipe do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2012, atuando na área de ecologia de peixes, com ênfase nas pesquisas orientadas à compreensão da interação entre peixes e usinas hidrelétricas. alejandro.giraldo.perez@gmail.com

Alexandre Lima Godinho

Biólogo e Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais. PhD em *Wildlife and Fisheries Conservation* pela Universidade de Massachusetts, em Amherst. Professor da Universidade Federal de Minas Gerais, onde coordena o Centro de Transposição de Peixes. Linha de pesquisa em Conservação e Manejo de Peixes. godinhoal@gmail.com

Alexandre Peressin

Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista *campus* Rio Claro e mestre em Diversidade Biológica e Conservação pela Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba. Membro do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2013, atuando como biólogo de campo, e pesquisador associado ao Centro de Transposição de Peixes da Universidade Federal de Minas Gerais. alexandre.peressin@gmail.com

Ana Carolina Lacerda Rêgo

Graduada em Ciências Biológicas (2005), Mestre (2008) e Doutoranda (início em 2013) em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais pela Universidade Federal de Uberlândia. Atua na área de ecologia e manejo de peixes de água doce. Membro do Programa Peixe Vivo da Cemig entre 2009 e 2015, desempenhando atividades relacionadas à interação entre peixes e usinas hidrelétricas.

anacarolinalac@yahoo.com.br



Ângelo Barbosa Monteiro

Graduado em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário de Belo Horizonte – UNIBH (2010) e Mestre em Ecologia pela Universidade Federal de Lavras (2014). Trabalhou no Programa Peixe Vivo da Cemig entre 2011 e 2013 como biólogo de campo da UHE Três Marias. Atualmente cursa doutorado em Ecologia pela Universidade Federal de Lavras (2014) com interesse em interações entre espécies, redes tróficas e modelos probabilísticos.

angelobmonteiro@gmail.com

Átila Rodrigues de Araújo

Graduado em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário do Planalto de Araxá (2008). Especialização em Avaliação de Fauna e Flora pela Universidade Federal de Lavras (2012). Membro do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2009, desempenhando atividades relacionadas à interação entre peixes e usinas hidrelétricas.

atila_rodrigues12@yahoo.com.br

Enio Marcus Brandão Fonseca

Engenheiro Florestal formado pela Universidade Federal de Viçosa, MBA em Gestão de Negócios pela Fundação Getulio Vargas, Presidente do Fórum de Meio Ambiente do Setor Elétrico, Conselheiro do Copam-MG, Superintendente de Gestão Ambiental da Cemig Geração.

enio@cemig.com.br

Ernani Geraldo Gandini Pontelo

Tecnólogo em Automação Industrial pela Fundação Euvaldo Lodi (1998), atuando desde 1990 na Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig em projeto, implantação, manutenção, automação, gestão e *due diligences* de usinas hidrelétricas, responsável pela coordenação técnica do projeto das grades anticardumes da UHE Três Marias, atualmente Técnico em Projetos Mecânicos da Engenharia Eletromecânica de Expansão da Geração e de Fontes Alternativas da Cemig Geração e Transmissão.

eggandini@cemig.com.br

Francisco de Andrade

Graduado em Ciências Biológicas (2005) e Mestre em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre (2008), ambos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Participou da equipe do Programa Peixe Vivo da Cemig, de 2007 a 2011, nos estudos de redução de risco de morte de peixes durante paradas de máquina. Doutorando em Ecologia Aplicada na Universidade Federal de Lavras (início em 2014) e atua no projeto Jequitio, que tem o objetivo de estudar os peixes da bacia do Jequitinhonha. Tem interesses profissionais em ecologia reprodutiva, distribuição, conservação, manejo e diversidade de peixes.

surubim@gmail.com

Ivo Gavião Prado

Graduado em Ciências Biológicas pela PUC Minas (2008) e Mestre em Ecologia Aplicada (2012) pela Universidade Federal de Lavras. Membro do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2009, atuando em projetos principalmente nas áreas de ecologia e manejo de peixes de água doce, impactos de hidrelétricas e monitoramento da ictiofauna.

ivogaviaoprado@gmail.com

Ivo Joncew

Engenheiro Mecânico graduado pela PUC Minas (1983), atuando desde 1985 na Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig em projeto, implantação, operação, manutenção, automação, gestão e *due diligences* de usinas hidrelétricas, integrante da equipe do Programa Peixe Vivo de 2007 a 2009 e atualmente Gerente de Engenharia Eletromecânica de Expansão da Geração e de Fontes Alternativas da Cemig Geração e Transmissão.

joncew@cemig.com.br

Jáder de Sousa Dias

Engenheiro Mecânico pela Universidade Federal de Uberlândia (2001). Especialista em turbinas hidráulicas, atuando desde 2002 na Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig em projeto, implantação e *due diligences* de usinas hidrelétricas.

jadersd@cemig.com.br

Leonardo Cardoso Resende

Doutorando em Genética pela Universidade Federal de Minas Gerais, Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (2009) e Bacharel em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário do Leste de Minas Gerais (2006). Trabalhou durante quatro anos no Programa Peixe Vivo, ligado ao projeto “Avaliação de Risco de Morte de Peixes nas Usinas da Cemig”.

leonardolcr@gmail.com

Mateus Moreira de Carvalho

Bacharel licenciado em Ciências Biológicas pela PUC Minas (2002). Colaborador do Centro de Transposição de Peixes (CTPeixes) da Universidade Federal de Minas Gerais e membro do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2009, atuando como biólogo de campo em estudos sobre a interação entre peixes e usinas hidrelétricas.

mateuzcarvalho@yahoo.com.br

Newton José Schmidt Prado

Formado em Engenharia Agrônoma pela Universidade Federal de Lavras – UFLA (1979). Coordenador Ambiental da regional centro-sul da Cemig de 1991 a 2004. Ainda pela Cemig, foi assistente da gerência de meio ambiente de 2004 a 2007, coordenador do Programa Peixe Vivo de 2007 a 2009 e desde 2009 é Gerente de Estudos e Manejo da Ictiofauna e Programas Especiais.

newtonj@cemig.com.br

Rafael Couto Rosa de Souza

Biólogo (2010), Mestre em Ecologia (2013), por dois anos foi membro do Programa Peixe Vivo da Cemig, atuando principalmente na área de monitoramento e avaliação de risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas da empresa. Doutorando pela UFLA (início em 2013), estudando os efeitos da PCH Pandeiros na comunidade de peixes como subsídios para sua possível remoção.

rafacoutos@yahoo.com.br



Raoni Rosa

Biólogo, licenciado e bacharel pela Universidade Federal de Uberlândia (2006), Mestre (2009) e Doutor (2015) em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais. É pesquisador associado ao Centro de Transposição de Peixes (UFMG), onde desenvolve estudos principalmente sobre interações entre peixes e usinas, com enfoque em sistemas de transposição de peixes. Também é consultor da Shizen Consultoria em Meio Ambiente e Engenharia Ltda. desde 2013.
rodrigues.raoni@gmail.com

Raquel Coelho Loures

Graduada em Ciências Biológicas, Licenciada (2004) e Bacharel em Ecologia (2006) pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre em Ecologia Aplicada pela Universidade Federal de Lavras (2011) e Doutoranda em Ecologia Aplicada na Universidade Federal de Lavras (início em 2015). Analista de Meio Ambiente na Cemig Geração e Transmissão, desde 2006, e membro do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2009, sendo coordenadora de 2012 a 2015. Atua nas áreas de conservação e manejo de peixes de água doce, com ênfase em impactos de hidrelétricas.
raquel.fontes@cemig.com.br

Ricardo José da Silva

Graduado em Contabilidade pela Faculdade de Ciências Econômicas, Contábeis e Administrativas de Visconde do Rio Branco-MG (1981). Técnico de Meio Ambiente pela Cemig, sendo responsável pela gestão e apoio nos processos de manejo e produção de alevinos de peixes nativos, de mudas nativas e de arborização urbana, de educação ambiental, de apoio ambiental em manobras de risco na operação e manutenção de usinas hidrelétricas, de licenciamentos ambientais e de cumprimento de condicionantes ambientais. Membro do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2009 como Analista de Meio Ambiente, desempenhando atividades como análises de situações de risco em manobras na operação e manutenção de usinas hidrelétricas, consultorias ambientais diversas, emissão de pareceres técnicos, gestão de contratos, participação em *due diligence*.
ricardo.jose@cemig.com.br

Thiago Teixeira Silva

Graduado em Ciências Biológicas (2007) e Especialista em Gestão Ambiental (2009) pelo Centro de Ensino Superior de Uberaba. Mestre em Biologia Aquática (PPG em Aquicultura) pela Universidade Estadual Paulista, *campus* Jaboticabal (2015). Tem experiência em ecologia de ecossistemas aquáticos, com ênfase em biologia, ecologia e taxonomia de peixes de água doce. Membro do Programa Peixe Vivo da Cemig desde 2009, desempenhando atividades relacionadas à interação entre peixes e usinas hidrelétricas.

thiteixeira@hotmail.com

Yuri Malta Caldeira

Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais (2013). Mestre em Ecologia Aplicada pela Universidade Federal de Lavras (2015), atua na área de conservação de ambientes aquáticos e interessa-se, principalmente, pela relação entre o hábitat físico e a comunidade de peixes de ambientes lóticos.

yurimc86@gmail.com

SUMÁRIO

PREFÁCIO CEMIG	14
PREFÁCIO	17
CAPÍTULO 1 Risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas	19
CAPÍTULO 2 Metodologia para Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas	37
CAPÍTULO 3 Peixes afetados em manobras de usinas hidrelétricas	71
CAPÍTULO 4 Diversidade de peixes a jusante de usinas hidrelétricas	97
CAPÍTULO 5 Dieta e estrutura trófica da ictiofauna a jusante de usinas hidrelétricas da bacia do rio Paraná superior	129
CAPÍTULO 6 Biologia do mandi (<i>Pimelodus maculatus</i>) a jusante de usinas hidrelétricas do Sudeste do Brasil	155
CAPÍTULO 7 Carcças de peixes à deriva no rio Paranaíba a jusante da usina hidrelétrica de São Simão	179

CAPÍTULO 8	199
Vertimento reduz a quantidade de peixes resgatados em drenagens de unidades geradoras da usina hidrelétrica de Amador Aguiar II?	
CAPÍTULO 9	209
Peixes do canal de fuga da usina hidrelétrica de São Simão, rio Paranaíba	
CAPÍTULO 10	231
Influência de fatores abióticos na captura e condição dos peixes imediatamente a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias, rio São Francisco	
CAPÍTULO 11	247
Influência das vazões da usina hidrelétrica de Três Marias em diferentes escalas temporais na captura de mandis no canal de fuga	
CAPÍTULO 12	259
A arribação no alto-médio rio São Francisco	
CAPÍTULO 13	273
Recomendações para proteção de peixes em novos empreendimentos hidrelétricos	
APÊNDICE A	297
Lista das espécies de peixes amostradas no Projeto de Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas	
APÊNDICE B	309
Ficha técnica das usinas	

PREFÁCIO CEMIG

*“Ministério Público vai apurar morte de peixes no São Francisco”
“Para pescadores, mortandade de peixes em Três Marias foi crime ambiental”*

Estas eram manchetes encontradas em jornais de Minas Gerais, e de outros Estados, relatando a ocorrência de morte de peixes em diferentes rios, muitas vezes, associada à operação de usinas hidrelétricas. Durante muito tempo, as usinas hidrelétricas foram operadas sem protocolos que estabelecessem regras de convivência com a ictiofauna, e acidentes eram frequentes. Também a Cemig administrava acidentes com mortes de peixes, decorrentes da operação de suas usinas. A Empresa, ao longo do tempo, desenvolveu métodos para avaliação da presença de peixes nas proximidades das usinas, a fim de estimar possíveis impactos na operação que, além de provocar danos ambientais, afetavam a sua imagem. Após um acidente com a morte de peixes na UHE Três Marias, no rio São Francisco, em 2007, a Alta Administração da Cemig percebeu a necessidade da implantação de medidas mais efetivas para a conservação da ictiofauna dos rios onde a Empresa possuía empreendimentos. Surgiu, então, o Programa Peixe Vivo, com a missão de *minimizar o impacto sobre a ictiofauna buscando soluções e tecnologias de manejo que integrassem a geração de energia elétrica pela Cemig com a conservação das espécies de peixes nativas, promovendo o envolvimento da comunidade.*

Esta missão é um grande desafio! O Grupo Cemig possui um parque gerador de mais de 60 hidrelétricas, a maioria distribuída em diversas bacias hidrográficas de Minas Gerais e outras fora do Estado. Algumas dessas usinas são de concessão de consórcios ou empresas do Grupo e possuem particularidades estruturais, procedimentos ambientais e operacionais próprios. Então, por onde começar?

Para compreender o problema da morte de peixes durante a manutenção e operação das usinas, foram estabelecidas parcerias com universidades e centros de pesquisa. A primeira parceria foi junto à Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, com a colaboração do Prof. Dr. Alexandre Godinho, que gerenciou

o projeto “Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas do Grupo Cemig”, iniciado em 2009. Esse ano representou um grande marco para o Peixe Vivo, pois, nesta época, foi feito o maior investimento financeiro pela Empresa para buscar soluções de mitigação de impactos e conservação de peixes associados ao processo de geração de energia elétrica. Com esse projeto, a equipe do Peixe Vivo ganhou um grande reforço com biólogos comprometidos e dedicados que se empenham dia a dia para aumentar nossos conhecimentos sobre a biologia, ecologia e o comportamento de espécies nativas de nossa ictiofauna.

A constante troca de experiência entre as equipes técnicas da Empresa, da área ambiental, do planejamento energético, de manutenção e operação das usinas, e a equipe da Universidade permitiu o desenvolvimento de metodologias para avaliação de risco de morte de peixes e a criação de instrumentos internos que estabelecessem os controles para proteção de peixes durante a geração de energia. A partir daí diversos resultados inéditos puderam ser obtidos com o monitoramento dos canais de fuga e o acompanhamento de manobras nas usinas, que podem ser encontrados nos capítulos deste livro.

As concessionárias de usinas hidrelétricas do Brasil vêm aprendendo a lidar com a minimização dos riscos de mortes de peixes provocadas pela operação de suas usinas, e têm no Programa Peixe Vivo uma referência de boas práticas. A adoção de determinados procedimentos na operação e no monitoramento ambiental criou protocolos eficazes para reduzir o impacto gerado sobre os peixes e os prejuízos econômicos oriundos de multas e processos judiciais, o que afetava negativamente a imagem das empresas hidrelétricas. Pensando nisso é que construímos este livro. Visamos compartilhar experiências e mostrar para a sociedade que não estamos alheios aos impactos causados pela geração de energia e buscamos, sempre, as melhores práticas para sua compreensão e mitigação. Ao compartilhar, esperamos ajudar outros em situações semelhantes. Que este livro motive ainda mais todos os segmentos envolvidos com a questão, em particular as concessionárias de energia, autoridades ambientais e a população afetada pelo tema, a identificarem e encararem esta realidade que não pode ser relevada. Este

livro também é importante para aqueles que não estão diretamente ligados à área e querem entender o processo de geração e seus impactos diretos sobre os peixes. Boas ideias e tratamentos assertivos vêm de um bom diagnóstico e da compreensão do problema.

Esta obra foi construída aos poucos, por várias mãos, que se uniram por uma causa. Em meio às drenagens, aos monitoramentos, aos relatórios, às reuniões, todos os autores e coautores dedicaram seu tempo a preparar um bom material sobre a vivência nas usinas e o que pôde ser aprendido até então.

Sabemos que, apesar de todos os resultados positivos que obtivemos até o momento, nossa missão ainda não está cumprida. A tarefa de mitigar o impacto sobre os peixes, buscando soluções que integrem a geração de energia elétrica com a conservação das espécies, deve continuar enquanto existirem unidades geradoras operando em nossos rios.

Hoje as manchetes de jornais já apresentam uma nova e alvissareira perspectiva:

“Empresa promove iniciativa para prevenir a morte de peixes causada por hidrelétricas”

“Com o Programa Peixe Vivo, Cemig é referência em gestão sustentável”

Enio Marcus Brandão Fonseca

Superintendente de Gestão Ambiental da Geração e Transmissão da Cemig

Newton José Schmidt Prado

Gerente de Estudos e Manejo da Ictiofauna e Programas Especiais

Raquel Coelho Loures

Analista de Meio Ambiente – Programa Peixe Vivo

PREFÁCIO

Injúrias ou mortes de peixes abaixo de barragens são eventos recorrentes em rios brasileiros, e suas causas raramente têm sido bem esclarecidas. Embora as operações de geração e de manutenção dos componentes da hidrelétrica tenham papel central nesses eventos, o elevado número de variáveis, e de interações entre elas e a ictiofauna, torna a identificação de *causa mortis* uma tarefa complexa. Isso pode explicar o reduzido conhecimento de que dispomos sobre os detalhes de operações com potencial deletério aos peixes, fato que limita a eficiência na prevenção desses acidentes. Parte considerável dessa ignorância se deve ao enorme interesse midiático que mortandades de peixe despertam em setores da sociedade, mobilizando órgãos ambientais, promotorias, ambientalistas e ribeirinhos. Acuadas pelo receio de receber multas estratosféricas e pela imagem negativa associada a esses eventos, as concessionárias hidrelétricas buscam esclarecer prontamente o evento, em geral, de forma superficial e, algumas vezes, arrogante. Isso faz com que mortandades sejam cercadas por um clima de sigilo e dissimulação, que em nada contribui para seu entendimento. Essa postura também prejudica a condução de estudos científicos, já que na maioria dos casos as mortandades são efêmeras e, quando se manifestam, suas causas não estão mais presentes.

Esse cenário, entretanto, está mudando. A presente obra, patrocinada pela Cemig, reúne um conjunto de informações científicas sobre o tema, representando passo fundamental rumo ao entendimento do problema e à proposição de caminhos sólidos para seu estudo. Nela, eventos de risco e mortandade em barragens são analisados de forma clara, objetiva e à luz da boa ciência, sinalizando que a união entre concessionária e pesquisadores é imprescindível para a geração de conhecimento e soluções. Diferentes temas são investigados em seus 13 capítulos, incluindo protocolos para avaliação de riscos, manobras com potencial para promover mortandades, interferência nas condições bióticas e abióticas nos trechos de jusante, ictiocenoses que se concentram na área da barragem, biologia das espécies mais suscetíveis, eventos crônicos e agudos de mortandade, além de estratégias de prevenção. Trata-se, portanto, de uma iniciativa extremamente oportuna, que demonstra a sensibilidade dos autores e dos apoiadores a uma

demanda urgente da sociedade, em especial de concessionárias hidrelétricas e órgãos de proteção ambiental.

Finalmente, cabe destacar o importante papel que a Cemig vem desempenhando, por meio do Programa Peixe Vivo, na busca de soluções para a mitigação de impactos decorrentes da construção de barragens. Vale salientar que os avanços não se limitam aos reservatórios sob sua concessão, sendo passíveis de aplicação por todo o setor hidrelétrico. Nesse sentido, é louvável o fato de que, além de se associar a universidades e centros de pesquisas, buscando no método científico as soluções dos problemas, a Cemig valorize a divulgação das pesquisas por meio da Série Peixe Vivo. Tal iniciativa possibilita que os resultados sejam apreciados, discutidos e aplicados por todos os interessados no tema. A publicação do presente volume, pelo seu caráter pioneiro, possui enorme significado histórico.

Angelo Antonio Agostinho
Universidade Estadual de Maringá

Fernando Mayer Pelicice
Universidade Federal do Tocantins

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E
HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 1

RISCO DE MORTE DE PEIXES
EM USINAS HIDRELÉTRICAS

ALEXANDRE LIMA GODINHO &
RAQUEL COELHO LOURES

Godinho A.L. & Loures R.C. (2016) Risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 19-35 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – USINAS HIDRELÉTRICAS DO BRASIL

O sistema de produção e transmissão de energia elétrica do Brasil é hidrotérmico de grande porte, com forte predominância de usinas hidrelétricas e múltiplas concessionárias (ONS 2015). A potência instalada era de 142,6 GW ao final do 1º trimestre de 2016 no Brasil segundo o Banco de Informações de Geração da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel 2016). A maior parte da energia é de origem hidráulica (Figura 1), produzida em 1.216 usinas hidrelétricas. Quase toda a energia hidráulica (97%) era gerada em 203 grandes usinas hidrelétricas (UHEs), que são aquelas com potência instalada superior a 30 MW ou com reservatório maior que 3 km². A maior parte da energia hidráulica restante provinha de pequenas centrais hidrelétricas que, por definição, têm potência instalada entre 1 e 30 MW e área alagada de até 3 km² (Aneel 1998). As UHEs estão presentes nas grandes bacias hidrográficas de todas as regiões do país e em muitas bacias hidrográficas de pequeno e médio porte.

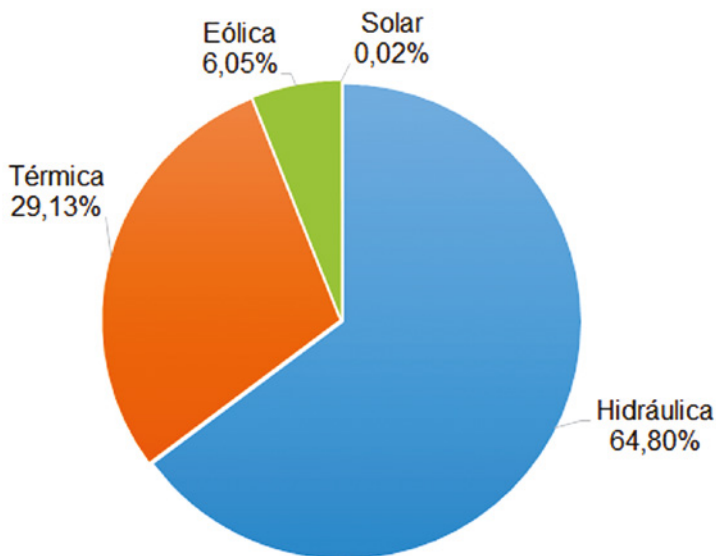


FIGURA 1 – Participação das fontes de energia na capacidade instalada total no Brasil, que era de 142,6 GW em março de 2016 (Fonte: Aneel 2016).

A primeira usina hidrelétrica do Brasil entrou em operação em 1883, no ribeirão do Inferno, em Diamantina (MG), com a finalidade de movimentar bombas para extração de cascalho do terreno diamantífero. Já a primeira usina hidrelétrica da América Latina, que fornecia energia para serviços de iluminação pública e particular, foi a usina de Marmelos, construída em 1889, no rio Paraibuna, em Juiz de Fora (MG), com potência instalada de 4 MW (Cachapuz 2006). O início da década de 1960 marca a história da exploração da energia hidráulica no Brasil, quando se dá a inauguração das duas primeiras usinas, Furnas (rio Grande) e Três Marias (rio São Francisco), com reservatórios maiores que 1.000 km². Em conjunto, têm potência instalada de 1,6 GW, 35% da existente no país à época (Spiller & Martorell 1996). Muitas outras usinas de grande porte foram construídas depois. Hoje, Furnas e Três Marias representam pouco mais de 1% da potência instalada no Brasil.

O potencial hidrelétrico brasileiro era de 246.686 GW em novembro de 2014 segundo o Sistema de Informação do Potencial Brasileiro (Eletrobras 2015). Ainda segundo essa fonte, as bacias hidrográficas com maior potencial hidrelétrico são as dos rios Amazonas (38,8% do total), Paraná-Uruguai (30,3%), Tocantins (10,8%) e São Francisco (9,2%). Por outro lado, as com maior potencial hidrelétrico instalado são as bacias do Paraná (69,1% do potencial hidrelétrico total), Tocantins (49,1%) e São Francisco (47,5%). Na bacia Amazônica, apenas 9% do potencial hidrelétrico está sendo explorado. Algumas usinas estão em construção e várias estão projetadas para essa bacia.

Para minimizar o risco de falha no abastecimento, o sistema elétrico nacional é interligado por linhas de transmissão que permitem trocas energéticas entre as diversas regiões do país. O Sistema Interligado Nacional (SIN) é formado por usinas presentes em todas as regiões do país (Figura 2). Ele atende a quase todo o mercado nacional de energia elétrica. Apenas 1,7% da energia produzida no Brasil encontra-se fora do SIN, em pequenos sistemas isolados localizados principalmente na região Amazônica (ONS 2015). O SIN permite o fluxo permanente de energia elétrica entre as regiões, garantindo que áreas com melhores condições de geração (maior afluência nos rios e níveis de armazenamento de água mais elevados nos reservatórios) enviem energia para aquelas que estejam em piores condições de produção energética.

O Operador Nacional do Sistema (ONS) garante o adequado funcionamento do SIN. Ele é responsável pela coordenação e controle da operação das usinas hidrelétricas e transmissão de energia elétrica no SIN, sob a fiscalização e regulação da Aneel (ONS 2015). A operação das usinas, na prática, está nas mãos do ONS. As concessionárias, portanto, não têm autonomia para decidir quando e quanto gerar em suas usinas. Além disso, restrições eletromecânicas, elétricas, civis, sociais e ambientais na geração, além do uso múltiplo dos reservatórios e o controle de cheias, devem ser analisadas em conjunto entre a concessionária de energia elétrica e os órgãos reguladores (Cavallari 2009).

A falta de autonomia das concessionárias é aspecto importante para a conservação e o manejo de peixes, pois torna ainda mais difícil o desafio de operar usinas hidrelétricas com o menor impacto possível aos peixes. Não basta apenas conhecer os diferentes aspectos da biologia dos peixes nas proximidades da barragem para determinar os melhores procedimentos operativos. É preciso também considerar várias outras restrições impostas pelo ONS e obter sua aprovação para alterar a geração.

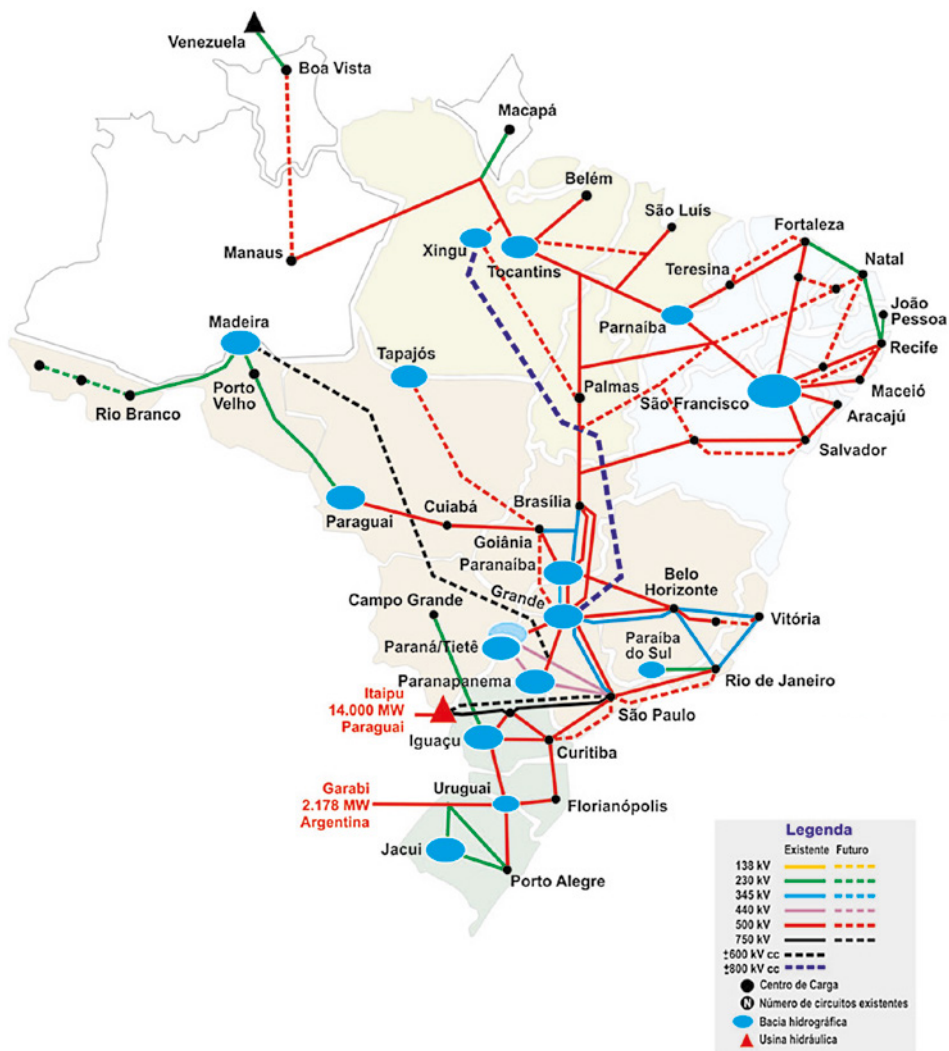


FIGURA 2 – Mapa de integração eletroenergética do Sistema Interligado Nacional (Fonte: ONS 2014).

2 – USINAS HIDRELÉTRICAS

As usinas hidrelétricas geram energia elétrica a partir da utilização do potencial hidráulico de um rio. Para isso, são necessários elevado volume de água e desníveis no curso do rio, como quedas d'água. A energia hidráulica é proveniente da energia potencial (força da água em movimento), que é transformada em energia mecânica quando essa água passa pelas tubulações da usina com força e velocidade, realizando a movimentação das turbinas. As turbinas, por sua vez, estão conectadas a um gerador, que a partir do giro da turbina é responsável pela transformação da energia mecânica em energia elétrica.

As usinas hidrelétricas são compostas por reservatório, barragem, vertedouro, casa de força e canal de fuga (Figura 3). Dois são os tipos de reservatórios: fio d'água e acumulação. No primeiro, a vazão defluente (aquela que passa pelas turbinas e vertedouro) é praticamente igual à vazão afluyente (aquela que chega ao reservatório) no curto prazo (horas a dias). Dessa forma, o nível da água do reservatório não varia ou varia pouco, menos de metro, em geral. No reservatório de acumulação, por outro lado, o nível da água varia vários metros ao longo do ano porque as vazões defluente e afluyente não são iguais.

A água do reservatório que gera energia na casa de força passa pelas grades da tomada d'água, pelo conduto forçado (ou duto de adução), pela caixa espiral (ou caracol) e pelo distribuidor, até chegar às pás da turbina, fazendo-a girar (Figura 3). A força e a velocidade da água, que fazem girar a turbina, são responsáveis pela geração de energia pelo gerador, na casa de força. A água sai da turbina pelo tubo de sucção, retornando ao rio a jusante pelo canal de fuga. Denomina-se unidade geradora o conjunto constituído pelo gerador elétrico, turbina e equipamentos associados destinados a converter em eletricidade a energia potencial da água. A água não utilizada para produzir energia pode ser liberada no rio a jusante pelo vertedouro.

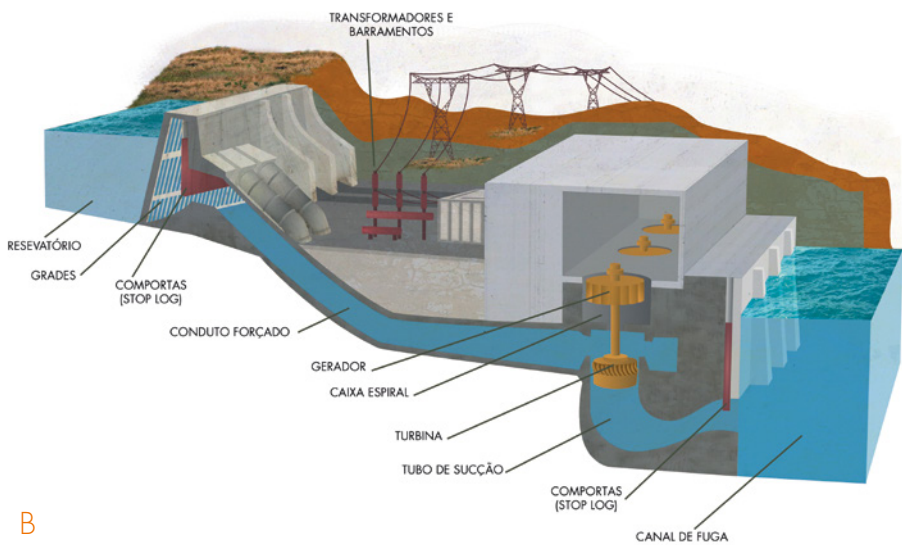


FIGURA 3 – Partes externas (A) e estruturas internas (B) de uma usina hidrelétrica.

3 – IMPACTO DAS USINAS HIDRELÉTRICAS SOBRE OS PEIXES

A produção de energia hidrelétrica é uma das atividades que mais afetam a vida dos peixes nos rios. Várias outras atividades humanas, como agricultura, desmatamento, poluição, pesca e introdução de organismos aquáticos, também os atingem. Todas contribuem, com mais ou menos intensidade, para reduzir a abundância dos peixes nos rios.

As usinas hidrelétricas impactam a vida dos peixes, da construção até a operação, de diferentes maneiras. Ao transformar a água corrente (lótica) do rio em água parada (lêntica) do reservatório, elas podem eliminar sítios vitais, como os de desova e berçários. Algumas espécies de peixes preferem ambientes lóticos aos lênticos, evitando habitar reservatórios. Os peixes que vivem a jusante da barragem também são afetados pelas usinas hidrelétricas. A água defluente, composta pela água turbinada mais a vertida, da barragem pode ter qualidade e quantidade diferentes daquela que ocorria no rio antes da existência da usina. Ela pode ser mais fria, ter menos oxigênio, ser menos turva. Além disso, as cheias podem ser menos intensas e duradouras do que no período pré-barramento, prejudicando as desovas dos peixes e a sobrevivência dos seus filhotes. A conjunção desses fatores favorece a diminuição dos peixes no rio a jusante do barramento.

Ademais, muitas espécies de peixes aglomeram-se nas proximidades das usinas hidrelétricas, particularmente no canal de fuga. Várias delas são migradoras. Essas migram, nas diversas fases da vida, rio acima e rio abaixo, entre diferentes habitats, como os de desova, berçário, de refúgio e de alimentação (Godinho & Kynard 2009). Quando se deslocam rio acima e encontram uma barragem, elas podem permanecer nas suas imediações por dias, semanas, meses ou até mesmo anos, dando origem a aglomerações. Pescadores gostam de pescar nas proximidades das usinas hidrelétricas por causa dessas aglomerações.

Os peixes nas proximidades da usina hidrelétrica correm risco de morte. Diversas manobras da usina hidrelétrica podem afetá-los diretamente, como descrito em Andrade *et al.* (2012) e detalhadamente no Capítulo 3 deste livro. Uma das ma-

nobras mais comuns é a parada da unidade geradora. A ela, seguem-se a partida ou drenagem. A parada seguida da partida é comumente feita quando há variação da demanda energética e, por isso, tem curta duração (horas a dias). Ocasionalmente, a unidade geradora precisa de manutenção ou revisão periódica. Ela, então, é drenada com a retirada da água presente no seu circuito hidráulico. Na parada, a vazão turbinada é reduzida a zero. Peixes que estão no canal de fuga podem, então, entrar no tubo de sucção. Às vezes, entram em toneladas. Quando da partida, os peixes no tubo de sucção podem sofrer injúrias ou morrer por choques físicos nas pás ou nas paredes do tubo de sucção. Nas drenagens, os peixes aprisionados na caixa espiral, tubo de sucção e poço de esgotamento precisam ser resgatados. Quando eles são muitos, o resgate é complexo, demorado e o risco de morte é maior. Mortes ou injúrias são comuns também por barotrauma, como exoftalmia (globo ocular projetado para fora da órbita), eversão estomacal e rompimento da bexiga natatória, provocada pela variação brusca de pressão no interior da unidade geradora.

Para aprimorar a segurança ambiental das usinas hidrelétricas, é fundamental entender como elas afetam os peixes para que a mitigação possa ser implementada. A partir desse entendimento, soluções construtivas e novas regras operativas podem e têm sido adotadas para reduzir o aprisionamento de peixes e sua morte em manobras com potencial de risco. O entendimento só será alcançado com o desenvolvimento de estudos específicos. Proteger os peixes, além de garantir sua conservação, ajudará a reduzir os prejuízos monetários das concessionárias do setor elétrico decorrentes de multas e interdição temporária na geração de energia originadas com as mortandades.

4 – REDUÇÃO DA MORTE DE PEIXES NA OPERAÇÃO DE USINAS

Em 2007, após acidente ambiental na UHE Três Marias que resultou na morte de cerca de 7 toneladas de peixes, a Cemig emvidou esforços na busca de soluções e melhores práticas para proteger os peixes durante a operação e manutenção de suas usinas. Ela, então, criou o Programa Peixe Vivo, com o objetivo de minimizar a morte de peixes e melhorar seus programas de conservação e manejo desses organismos. As diretrizes e os objetivos do programa foram definidos em conjunto com pesquisadores, pescadores, sociedade civil e ONGs.

Entre as prioridades do Programa Peixe Vivo, o projeto “Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas” foi executado de 2009 a 2013. Fruto de parceria com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), os resultados desse projeto são explorados neste livro. Seus principais objetivos foram: (i) identificar as manobras de maior risco aos peixes, (ii) diminuir o risco de morte de peixes na realização dessas manobras e (iii) acompanhar as manobras de maior risco para garantir a segurança ambiental.

Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Padronizar metodologias de coleta de dados para avaliação dos riscos à ictiofauna nas manobras das unidades geradoras, considerando as particularidades de cada usina;
- Monitorar continuamente a abundância de peixes e as condições ambientais em áreas das bacias de drenagem que sejam influenciadas por usinas do Grupo Cemig;
- Quantificar os peixes resgatados nas drenagens de unidades geradoras;
- Avaliar e propor melhorias aos métodos de resgate de peixes no tubo de sucção das unidades geradoras durante drenagens;
- Estudar aspectos da biologia (como reprodução, alimentação, distribuição, etc.) das espécies de peixes mais atingidas nas manobras das unidades geradoras;

- Construir banco de dados que possa subsidiar ações corretivas e operacionais relacionadas à morte de peixes na operação das usinas do Grupo Cemig;
- Capacitar pessoal especializado na avaliação de risco e na implementação de medidas de proteção à ictiofauna.

Vários resultados significativos já foram alcançados pelo projeto. Alguns são apresentados a seguir, outros, nos demais capítulos que compõem esta obra.

5 – RESULTADOS ALCANÇADOS

O mandi (*Pimelodus maculatus*) é a espécie mais comum entre os peixes aprisionados nas unidades geradoras durante drenagens. Nas usinas de Amador Aguiar II e Três Marias, a abundância de mandis no canal de fuga pode prever, com certo grau de acerto, a quantidade de mandis aprisionada na unidade geradora durante a drenagem (Capítulo 3). Antes da drenagem, tal previsão é feita e informada aos analistas de meio ambiente, operadores e ao corpo gerencial da Cemig. Com o uso dessa metodologia, várias drenagens foram adiadas quando havia previsão de aprisionamento de grandes quantidades de mandis e, conseqüentemente, altos riscos ambientais.

Além da abundância no canal de fuga, a quantidade de peixes resgatados no tubo de sucção depende da vazão turbinada imediatamente antes do isolamento do tubo de sucção. Essa é a conclusão do estudo desenvolvido na UHE Três Marias por Andrade *et al.* (2012). Eles, então, sugeriram que a vazão turbinada fosse máxima antes do início da drenagem para reduzir a quantidade de peixes aprisionada no tubo de sucção.

O projeto também avaliou a efetividade da operação “desvia peixe”, comumente conhecida por “engana peixe”. Usada em muitas usinas em todo o país, ela é executada para reduzir a quantidade de peixes aprisionados no tubo de sucção durante drenagens. A operação consiste na abertura do vertedouro e/ou parada das unidades geradoras adjacentes àquela a ser drenada. Ela pressupõe que os peixes próximos à saída do tubo de sucção da unidade geradora a ser drenada serão atraídos para longe dela. Testes realizados na UHE Três Marias sugerem que o efeito

desejado da operação desvia peixe pode não ocorrer (Andrade *et al.* 2012). Já na UHE Amador Aguiar II, os resultados foram inconclusivos sobre a capacidade do vertimento de atrair peixes do canal de fuga (Capítulo 8). Mais testes, portanto, são necessários para validar ou não a eficiência da operação desvia peixes.

O uso de grades para peixes na saída do tubo de sucção da UHE Três Marias reduz significativamente a morte de peixes nas operações de parada e partida de suas unidades geradoras. No estudo conduzido por Andrade *et al.* (2012), foram obtidos dados de 385 paradas/partidas de unidades geradoras (159 sem grades para peixes e 226 com grades para peixes). A biomassa de peixes morta ou moribunda recolhida no canal de fuga após a partida das unidades geradoras sem grades de peixes foi de 0 a 120 kg por partida, totalizando 828 kg de peixes recolhidos. Com o uso das grades para peixes, a quantidade de peixes recolhida variou de 0 a 8 kg, totalizando apenas 23 kg de peixes mortos/moribundos. O sucesso das grades para peixes na UHE Três Marias estimulou a sua instalação nas UHEs Funil (rio Grande, MG) e Retiro Baixo (rio Paraopeba, MG).

A pesca no rio São Francisco, a jusante da UHE Três Marias, é sustentada por peixes migradores (Godinho & Kynard 2009). Milhares de pessoas dependem desses peixes para o seu sustento. A abundância dos peixes migradores, por sua vez, depende das cheias do rio, porque seus principais berçários, as lagoas marginais, estão nas várzeas. Os filhotes dos peixes migradores só conseguem chegar às lagoas marginais quando elas recebem água das cheias. O estudo conduzido sobre a aglomeração de jovens peixes na UHE Três Marias descobriu que aglomerações de maior intensidade só ocorrem após dois anos consecutivos de grandes cheias (Capítulo 12). Essa descoberta é fundamental para evitar a morte de peixes na UHE Três Marias durante aglomerações de maior intensidade e no planejamento de cheias artificiais para a restauração e manutenção da pesca no rio São Francisco.

No rio Paranaíba, nos primeiros quilômetros a jusante da UHE São Simão, carcaças de peixes mortos flutuando à deriva ocorrem anualmente, principalmente nos meses de outubro a abril (Capítulo 7). Trecho de 10 km do rio foi vistoriado duas vezes por dia ao longo desses meses do final de 2009 ao início de 2012. Todas as carcaças visualizadas foram recolhidas. O mandi (*Pimelodus maculatus*) foi a

espécie mais comum, com 56% do número e 25% da biomassa recolhida. A maioria das carcaças de mandi era de adultos e nas fases iniciais da decomposição. Elas apresentavam injúrias causadas por barotrauma e choque mecânico, ocorridas nas turbinas da usina. Em determinados anos, a quantidade de carcaças à deriva no rio foi determinada pelo número de partidas das unidades geradoras. Experimentos de marcação e recaptura de carcaças de mandi recuperaram 1,7% das carcaças marcadas. Isso indica que apenas pequena fração das carcaças de mandi à deriva foi recolhida nas vistorias. Assim, muitas carcaças derivam sem ser visualizadas.

Outro resultado expressivo foi a descoberta, no rio Paranaíba, a jusante da UHE São Simão, da maior população do ameaçado jaú (*Zungaro jahu*) em Minas Gerais. Atingindo mais de um metro de comprimento e várias dezenas de quilos de peso, o jaú é um dos maiores peixes migradores do Brasil. Ocorria, possivelmente, ao longo de quase toda a extensão dos rios Grande e Paranaíba (Godinho 1998). Comum no passado, hoje ele é raro. Por causa disso, encontra-se criticamente em perigo em Minas Gerais (Drummond *et al.* 2008). Os registros mais atuais de sua ocorrência no Estado incluem algumas poucas localidades nos rios Paranaíba e Grande (Godinho 1998). Além desses, um ou outro indivíduo foi registrado nas proximidades do canal de fuga das usinas de Porto Colômbia, Marimbondo, Igarapava e Funil. Na região de dissipação da energia da água vertida da UHE São Simão, foram capturados, em apenas 4 dias de coleta, surpreendentes 43 jaús. Eles tinham entre 48-108 cm de comprimento padrão e 2,3-23,0 kg de peso corporal. A captura de jaús no rio Paranaíba a jusante da UHE São Simão, como em outros locais de sua ocorrência em Minas Gerais, é evento ocasional. Para a captura de quantidade expressiva de jaús, Araújo *et al.* (2015) usaram do conhecimento dos pescadores locais. Assim, eles foram capturados com redes de emalhar, armadas imediatamente após o fechamento das comportas do vertedouro. O vertimento, portanto, atrai jaús para a região do vertedouro. A descoberta dessa população e da eficácia da técnica para sua captura abre excepcionais perspectivas para que o jaú, espécie ainda muito pouco conhecida, possa ser estudado com mais facilidade. Além disso, cria a necessidade de implementar ações imediatas para a sua conservação.

6 – IMPORTÂNCIA À CEMIG E AO SETOR ELÉTRICO

No cenário de multas ambientais vultosas e interdição de unidades geradoras devido a acidentes ambientais com peixes, a correta avaliação de riscos com a adoção de medidas eficazes de proteção, após 2007, possibilitou a diminuição dos prejuízos econômicos, ambientais e de imagem que a Cemig sofria nos anos anteriores.

O uso da **Metodologia para Avaliação de Risco de Morte de Peixes (MARP)**, descrita em detalhes no Capítulo 2, reduziu a morte de peixes nas usinas. A biomassa afetada, indicador criado no âmbito da Cemig para indicar a soma do peso dos peixes mortos em manobras nas suas usinas, reduziu em 77% desde o início de sua aplicação (Figura 4). O principal motivo da redução foram ações de proteção de peixes no planejamento e na execução das manutenções das unidades geradoras adotadas em conjunto com as áreas de engenharia da Empresa.

De 2001 a 2007, as manobras que mais afetavam os peixes nas usinas do Grupo Cemig eram drenagem e partida de unidade geradora, com 53,2 e 20,7%, respectivamente, de toda a biomassa afetada no período (Figura 5). A partir de 2008, após estabelecimento da MARP e de ações implantadas em conjunto com as áreas de engenharia da Empresa para garantir maior segurança ambiental da operação, houve alteração nesse cenário. A biomassa afetada em drenagem foi reduzida para próximo de zero, caindo para o 5º lugar no ranking das manobras de maior risco de morte de peixes. A partida, por sua vez, com 39,5% da biomassa afetada, assumiu o posto de 1º lugar, seguida da operação normal (26,9%). A segurança ambiental mais efetiva das causas de morte de peixes ainda é um desafio para a Empresa, que vem atuando para minimizar as mortes de peixes em suas operações.

Os resultados alcançados pela MARP indicam retorno positivo do investimento da Empresa. Com sua aplicação, ela reduziu sensivelmente o risco de morte de peixes e, conseqüentemente, multas e interrupção da geração. A experiência adquirida ao longo de sua aplicação trouxe reconhecimento ao Programa Peixe Vivo, que, agora, repassa informações sobre seus procedimentos a outras empresas do setor elétrico, a órgãos ambientais e à sociedade de uma forma geral.

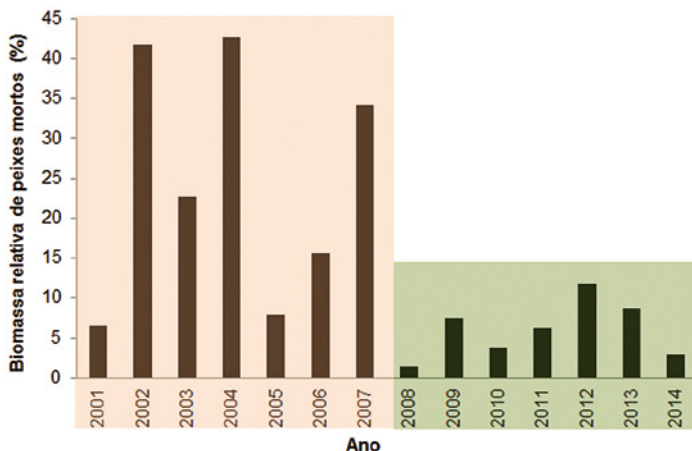


FIGURA 4 – Biomassa relativa de peixes mortos de 2001 a 2014 registrada em 44 usinas do Grupo Cemig, com indicação do período anterior (2001-2007) e posterior (2008-2014) à Metodologia de Avaliação de Risco de Morte de Peixes. A redução da morte de peixes foi de 77%.

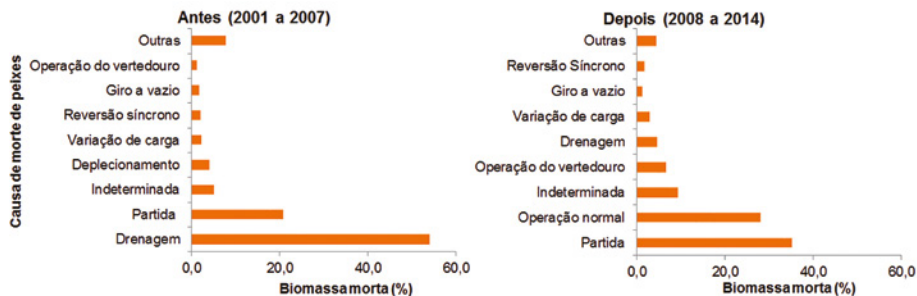


FIGURA 5 – Porcentagem de biomassa morta por causa de morte de peixes em usinas do Grupo Cemig antes e depois do uso da Metodologia de Avaliação de Risco de Morte de Peixes.

Apesar de todos os avanços conquistados até o momento, os desafios à mitigação dos impactos diretos da operação e manutenção das usinas hidrelétricas ainda não foram esgotados, e dificilmente serão em curto prazo. Certamente, a parceria empresa-universidade é um caminho sólido na solução desses desafios. Por isso, essa parceria precisa continuar para o desenvolvimento de novos estudos. Nessa linha, o projeto Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas,

encerrado no começo de 2013, foi continuado com novos objetivos e novas hipóteses pelo Projeto Validação de Protocolos para Proteção de Peixes em Usinas Hidrelétricas. Assim, os desafios que ainda permanecem e outros que por ventura aparecerão serão estudados na busca da melhor forma de conciliar a operação e manutenção de usinas hidrelétricas com a conservação dos peixes.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Pelicice F.M. (2007) *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10**, 723–730.

Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica (1998) Resolução nº 394, de 4 de dezembro de 1998.

Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica (2016) *BIG - Banco de Informações de Geração*. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm> (acesso em 31 de março de 2016).

Araújo A.R., Giraldo A., Carvalho M.M., Silva T.T., Gomes L.S & Godinho A.L. (2015) Jaús a jusante da barragem de São Simão, rio Paranaíba, MG/GO. In: *XXI Encontro Brasileiro de Ictiologia*. 1–6 fevereiro 2015. Olinda: Centro de Convenções Pernambuco.

Cachapuz P.B.B. (2006) *Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005*. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 304 pp.

Cavallari A. (2009) Operação de reservatórios. *Ação Ambiental* **12**, 46–48.

Drummond G.M., Machado A.B.M., Martins C.S., Mendonça M.P. & Stehmann J.R. (2008) *Listas vermelhas das espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. CD-ROM.

Eletrobras – Centrais Elétricas Brasileiras (2015) Mapa SIPOT. Disponível em: <http://www.eletrobras.com/elb/data/Pages/LUMIS21D128D3PTBRIE.htm> (acesso em 22 de novembro de 2015).

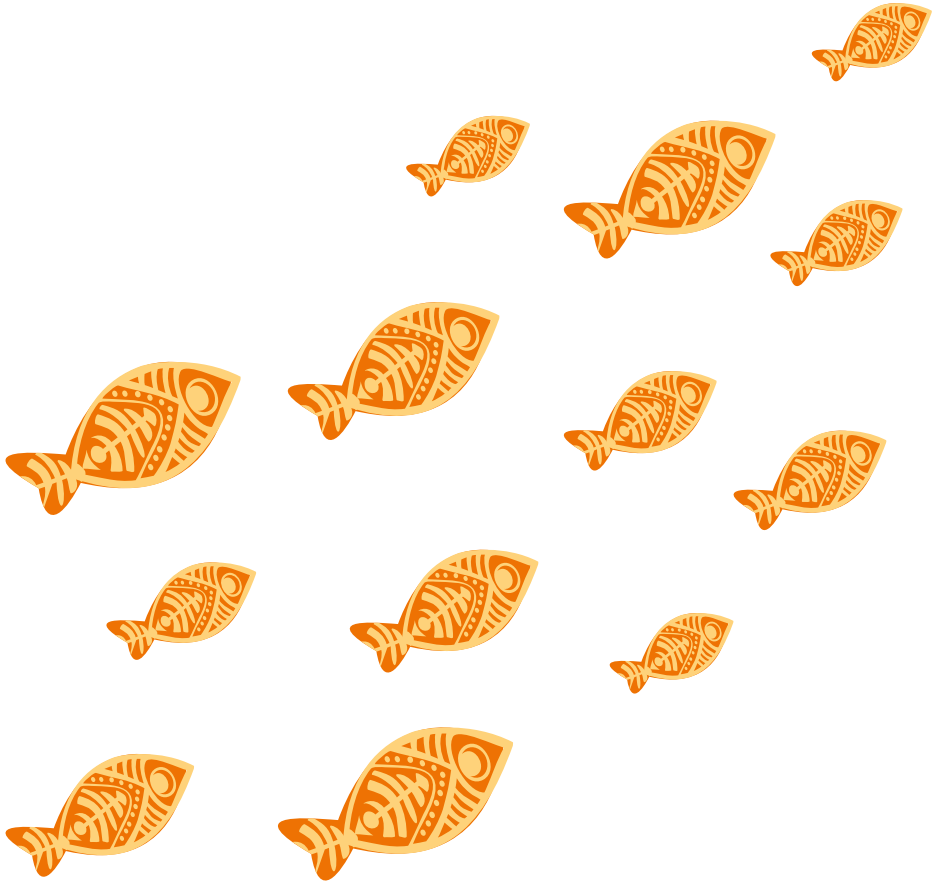
Godinho A.L. (1998) *Paulicea luetkeni* (Steindachner, 1875). In: A.B.M. Machado, G.A.B. Fonseca, R.B. Machado, L.M.S. Aguiar & L.V. Lins (orgs) *Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, pp. 489–491.

Godinho, A.L. & Kynard, B. (2009) Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications* **25**, 702–712.

ONS – Operador Nacional do Sistema (2014) *Mapas do SIN*. Disponível em: http://www.ons.org.br/conheca_sistema/mapas_sin.aspx# (acesso em 3 de julho de 2015).

ONS – Operador Nacional do Sistema (2015) *O que é o SIN - Sistema Interligado Nacional*. Disponível em: http://www.ons.org.br/conheca_sistema/o_que_e_sin.aspx (acesso em 23 de maio de 2015).

Spiller, P.T. & Martorell, L.V. (1996) How should it be done? Electricity regulation in Argentina, Brazil, Uruguay, and Chile. In: R.J. Gilbert & E.P. Kahn (eds) *International comparisons of electricity regulation*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 82–125.



SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 2

METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DE RISCO DE MORTE DE PEIXES EM USINAS HIDRELÉTRICAS

RAQUEL COELHO LOURES, ALEXANDRE LIMA GODINHO,
RICARDO JOSÉ DA SILVA, FRANCISCO DE ANDRADE,
ANA CAROLINA LACERDA RÊGO, MATEUS MOREIRA CARVALHO,
IVO GAVIÃO PRADO, ÁTILA RODRIGUES ARAÚJO, THIAGO TEIXEIRA
SILVA, RAONI ROSA RODRIGUES & LEONARDO CARDOSO RESENDE

Loures R.C., Godinho A.L., Silva R.J., Andrade F., Rêgo A.C.L., Carvalho M.M. *et al.* (2016) Metodologia para avaliação de risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 37-70 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

Rios formaram núcleos de povoamento humano desde os primórdios da humanidade. Os peixes serviram como base para a pesca, presumivelmente, desde as primeiras fases de ocupação humana nos vales fluviais (Welcomme 1985). As transformações socioeconômicas do século XX levaram ao aumento dramático da população humana, das atividades econômicas e da demanda por recursos naturais (Dugan *et al.* 2010). Com isso, aumentaram os impactos sobre os rios devido a despejos industriais e domésticos, construção de barragens para o suprimento de água e energia, com consequências aos organismos aquáticos, sobretudo os peixes.

As ocorrências de morte de peixes possuem especial impacto sobre as pessoas porque estas sempre as associam com a diminuição da disponibilidade desses organismos para a pesca e alimentação. As causas de morte de peixes podem e devem ser determinadas para que medidas corretivas sejam tomadas de forma a prevenir futuras perdas. Entretanto, determinar a causa pode ser difícil e requer observação cuidadosa, levantamento acurado de dados e procedimentos de amostragens apropriados (Meyer & Barclay 1990). Como a morte de peixes pode ser causada por uma enorme variedade de fatores, deve-se ter cuidado com conclusões prematuras. As mortes podem ter origem natural (*e.g.*, doenças infecciosas, infestações parasitárias, redução de oxigênio, aumento da temperatura e *bloom* de algas tóxicas) ou antrópica (*e.g.*, poluição e contaminação por substâncias tóxicas e operação de usinas hidrelétricas) e ambas podem levar a perdas em grande escala (Meyer & Barclay 1990).

Com o barramento do rio para a produção de energia, há interrupção do livre trânsito dos peixes, que podem se concentrar nos sopés das barragens e ter acesso ao tubo de sucção das unidades geradoras (Figura 1). Estes peixes estão sujeitos a maior risco de impactos pela operação das usinas (impactos diretos), cujas manobras podem produzir injúrias e morte. Sendo assim, as concessionárias de hidrelétricas do Brasil precisam lidar com eventuais ocorrências de mortes de peixes para, primeiro, reduzi-las e diminuir o impacto ambiental e, segundo, reduzir prejuízos econômicos oriundos de multas, processos judiciais e perda de imagem.



FIGURA 1 – Concentração de peixes no canal de fuga da usina hidrelétrica de Três Marias, rio São Francisco (MG), em março de 2007.

Para estabelecer medidas preventivas contra a morte de peixes e aumentar a segurança ambiental em suas usinas hidrelétricas, a Cemig, por meio do Programa Peixe Vivo, em parceria com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), desenvolveu a **Metodologia para Avaliação de Risco de Morte de Peixes (MARP)** na operação e manutenção de usinas hidrelétricas, através de um projeto de pesquisa (Capítulo 1). Essa metodologia permitiu identificar as principais causas (manobras) e os meios de reduzir a morte de peixes durante a operação e manutenção de usinas hidrelétricas. O projeto avalia os riscos das manobras para os peixes por meio de monitoramentos prévios à realização de manobras, para determinar a abundância de peixes e as condições ambientais a jusante de usinas hidrelétricas. Essas informações, além de compor banco de dados, subsidiam ações preventivas relativas à segurança ambiental nas manobras executadas. Aspectos da biologia das espécies de peixes mais afetadas pelas manobras também são avaliados para auxiliar no entendimento dos motivos que levam essas espécies às imediações das usinas e suas relações com esse ambiente.

Este capítulo apresenta o processo de desenvolvimento da MARP, com o detalhamento dos passos seguidos pela Empresa, desde a identificação dos principais riscos, passando pela definição de protocolos utilizados na avaliação de risco de morte de peixes nas usinas, até a descrição dos métodos de coleta e as análises sobre a eficiência de captura dos métodos utilizados.

2 – DESENVOLVIMENTO DA MARP

O Grupo Cemig, que engloba subsidiárias integrais, controladas e coligadas de geração, detém participação em 110 usinas, sendo, 84 hidrelétricas, 3 térmicas e 23 eólicas com capacidade instalada de 7,8 GW (parque Cemig) e capacidade total instalada de 11,8 GW. Devido ao grande número de usinas hidrelétricas, presentes em praticamente todas as bacias hidrográficas do Estado, foram estabelecidos critérios de priorização para inclusão de usinas hidrelétricas no estudo, que seguiu cinco passos conforme apresentado na Figura 2.

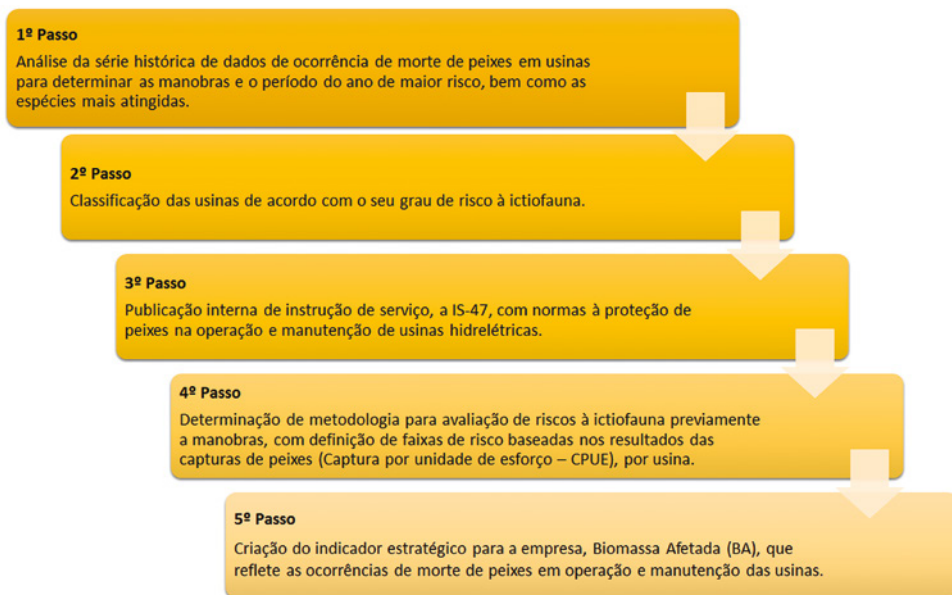


FIGURA 2 – Etapas de criação da Metodologia para Avaliação de Risco de Morte de Peixes (MARP) na operação e manutenção de usinas hidrelétricas.

1º passo

O primeiro passo para o desenvolvimento da MARP foi a análise da série histórica de dados de ocorrência de morte de peixes em usinas do Grupo Cemig. Com a publicação da Lei de Crimes Ambientais, em 1998, a Empresa estabeleceu procedimento interno de registro de ocorrências ambientais para o controle e tomada de medidas corretivas. Para a MARP, foram analisados registros de 2001 a 2007, com informações sobre usina, data, espécies, quantidade, biomassa afetada (biomassa de peixes mortos) e causa provável da ocorrência. Esses dados permitiram estabelecer as manobras que mais causaram morte de peixes (descrição detalhada no Capítulo 3), usinas com maior número de ocorrências, período do ano de maior frequência de ocorrências e espécies mais afetadas.

Manobras de maior risco: para que medidas corretivas e preventivas possam ser tomadas com relação às manobras que mais impactam os peixes, a identificação daquelas de maior risco é crucial para que sejam compreendidos os fatores envolvidos nas suas ocorrências e determinados os controles específicos. A análise da série histórica de dados mostrou que drenagem e partida de unidade geradora (UG) foram as duas causas que mais provocaram mortes em termos de biomassa, com 52,5% e 20,8%, respectivamente (Figura 3). A drenagem foi a primeira causa em quantidade de biomassa de peixes mortos, mas a quarta em número de ocorrências. Assim, embora a drenagem ocorra esporadicamente, ela é uma manobra de alto risco. A partida foi a manobra com maior número de ocorrências de morte de peixes, correspondendo a 39,9% de todos os registros.

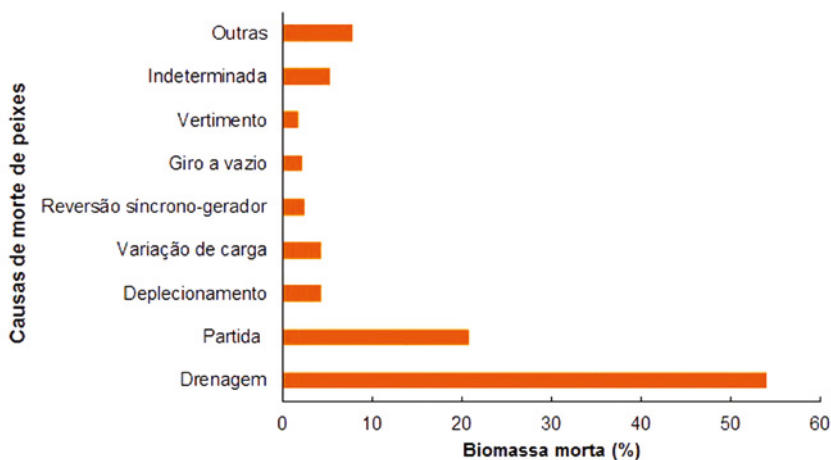


FIGURA 3 – Porcentagem de biomassa morta por causa de morte de peixes em usinas do Grupo Cemig de 2001 a 2007.

Período de maior risco: os meses de novembro a abril são os de maior risco de morte de peixes por corresponderem aos de maior biomassa de peixes mortos (Figura 4). Este é o período de maior risco, possivelmente por ser o de maior concentração de peixes a jusante das usinas (Capítulos 4, 6, 9, 10 e 11). Manobras, portanto, devem ser evitadas nos períodos de maior concentração de peixes a jusante das usinas.

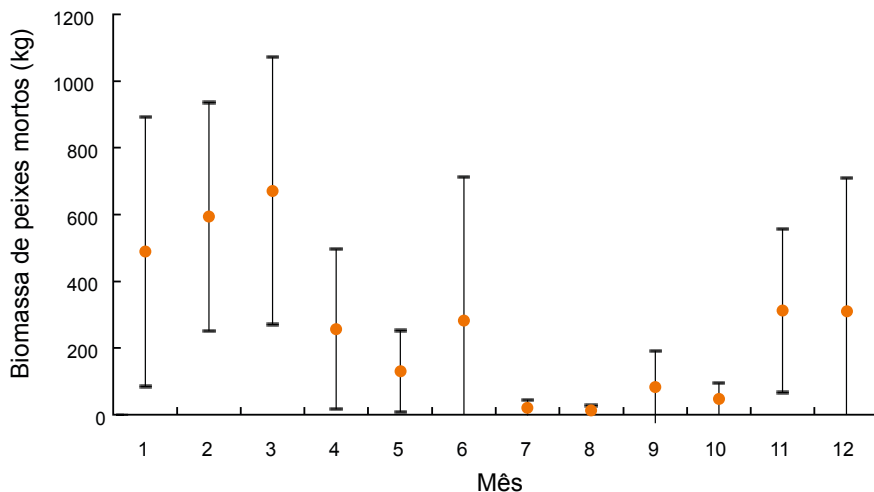


FIGURA 4 – Média mensal da biomassa de peixes morta em decorrência da operação e manutenção das usinas do Grupo Cemig (de 2001 a 2007), com intervalo de confiança de 95%.

Espécies mais impactadas: as espécies de peixes mais atingidas pela operação e manutenção das usinas são as do gênero *Pimelodus* (mandi), que ocorreram em 65% das mortes registradas, seguidas pelas do gênero *Prochilodus* (curimba), com 23%, e corvina (*Plagioscion squamosissimus*), com 16%. As ocorrências com mandis parecem estar mais relacionadas com a drenagem de UG, enquanto curimbas e corvinas são mais atingidas por partida e comissionamento de UG. Estes dados serviram de base para orientar o desenvolvimento da metodologia do monitoramento prévio à manobra de risco (4º passo) e posterior análise da eficiência dos métodos de previsão de risco considerando a captura das espécies mais impactadas.

2º passo

As usinas também foram alvo de análise para verificar a frequência de ocorrência de morte de peixes ao longo dos anos. Esta identificação permitiu que todas as usinas do Grupo Cemig fossem classificadas de acordo com o seu grau de risco à ictiofauna (Tabela 1; Figura 5).

TABELA 1 – Categorias de risco das usinas hidrelétricas do Grupo Cemig.

CATEGORIA	DESCRIÇÃO	USINAS*
A	Grandes e pequenas hidrelétricas com alto potencial de risco (definido pela abundância elevada de peixes a jusante) e/ou que historicamente já apresentaram acidente ambiental expressivo envolvendo a ictiofauna.	Amador Aguiar II (UHAD), Emborcação (UHEM), Funil (UHFU), Itutinga (UHIT), Pai Joaquim (PCHPJ), São Simão (UHSS) e Três Marias (UHTM).
B	Grandes e pequenas hidrelétricas de médio a baixo potencial de risco (definido pela abundância média a baixa de peixes a jusante) e/ou que historicamente não apresentaram acidente ambiental expressivo envolvendo a ictiofauna.	Amador Aguiar I (UHAI), Baguari (UHBG), Camargos (UHCM), Irapé (UHIR), Jaguará (UHJG), Miranda (UHMR), Nova Ponte (UHNP), Porto Estrela (UHPE), Queimado (UHQM), Rosal (UHRO), Volta Grande (UHV), Aimorés, Cajuru, Igarapava e Salto Grande.
C	Pequenas hidrelétricas que realizam descarga de fundo. ¹	Sá Carvalho (UHSC), Anil, Bom Jesus do Galho, Jacutinga, Joasal, Luiz Dias, Marmelos, Martins, Paciência, Paraúna, Piau, Poquim, Salto Morais, Santa Marta e Sumidouro.
D	Pequenas hidrelétricas que não realizam descarga de fundo.	Cachoeirão, Gafanhoto, Lages, Machado Mineiro, Paraopeba, Peti, Pipoca, Pissarrão, Poço Fundo, Rio de Pedras, São Bernardo, Tronqueiras, Salto Passo Velho, Salto Voltão, Santa Luzia e Xicão.

* As usinas que apresentam siglas foram aquelas avaliadas no projeto “Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas” e a ficha técnica de cada uma dessas encontra-se no Apêndice B.

¹ Descarga de fundo é um procedimento em que se programa a parada total da usina para possibilitar a retirada dos sedimentos do fundo do reservatório através da drenagem da água pelas comportas de fundo. Na operação, as unidades geradoras têm seu funcionamento interrompido; fecha-se a comporta do canal adutor, abre-se a(s) comporta(s) de fundo e, enquanto aberta(s), observa-se o efeito da água sobre o sedimento acumulado no reservatório. Quando finalizado o efeito de arraste da água passante, fecha-se a(s) comporta(s) de fundo e abre-se a comporta de adução, encerrando a descarga de fundo. Essas manobras devem ser feitas de forma controlada, com monitoramento constante da qualidade da água (turbidez e oxigênio dissolvido, principalmente). Também deve ser mantido o mínimo de vazão defluente definido para o trecho do rio a fim de não provocar danos ambientais a outros usuários a jusante da barragem.

da realização de suas atividades durante manobras de risco, de acordo com as categorias de risco mencionadas no 2º passo. Destacamos alguns pontos relevantes da IS-47:

- a) Oficializa as categorias de risco das usinas do Grupo Cemig segundo o risco potencial de causar impactos à ictiofauna;
- b) Define autoridades e responsabilidades antes, durante e após as manobras;
- c) Cria sistemática de planejamento das manobras considerando não só os aspectos de engenharia, mas também os aspectos ambientais;
- d) Cria o índice de segurança ambiental praticado, que funciona como uma lista de checagem de provisionamento e procedimentos, aplicado anteriormente à realização das manobras;
- e) Determina controles específicos para cada usina de acordo com a sua categoria de risco;
- f) Determina a comunicação prévia da manobra a ser realizada ao órgão ambiental competente;
- g) Determina a realização do monitoramento da ictiofauna por equipe especializada de biólogos antes da realização da manobra de risco.

4º passo

Dentre as determinações da IS-47, consta a realização de monitoramento para avaliação de riscos à ictiofauna antes da realização das manobras. A metodologia do monitoramento foi desenvolvida supondo que o risco de ocorrência ambiental de uma manobra é proporcional à quantidade de peixes a jusante da usina no momento da manobra. Considerando aspectos logísticos de coletas, essas são realizadas cerca de três dias antes da manobra programada, por uma equipe de biólogos que se distribui em cinco regiões do Estado de Minas Gerais: Oeste, Triângulo Mineiro, Norte, Sul e Leste.

Como cada usina tem sua particularidade com relação às vazões defluentes, estrutura civil e fauna de peixes a jusante, os métodos tiveram que ser adaptados não só para atender a avaliação de risco, mas também para respeitar as limitações logísticas e, principalmente, de segurança da equipe próximo às áreas de risco. Os métodos

utilizados foram, no entanto, padronizados por usina, para permitir a comparação de dados ao longo do tempo. Além disso, diferentes técnicas de amostragem foram testadas para determinar a mais adequada para a coleta de peixes, principalmente das espécies-alvo (as mais impactadas), o mais próximo possível das usinas. Após a coleta, a equipe de campo gera um relatório avaliando o grau de risco da manobra para a ictiofauna. Com base nesse grau, a equipe indica a realização ou não da manobra.

Além desse monitoramento, foi também estabelecido o monitoramento periódico em cada usina com a mesma metodologia de coleta do monitoramento prévio. O objetivo do monitoramento periódico foi obter amostras em número suficiente para que outros aspectos da biologia dos peixes a jusante das usinas pudessem ser conhecidos.

5º passo

O último passo para consolidar a MARP foi a criação de um indicador estratégico. Este indicador, denominado Biomassa Afetada (BA), corresponde a toda a biomassa de peixes (em kg) mortos devido a impactos da operação e manutenção das usinas. Este indicador, como outros, é sujeito a auditorias periódicas e permite que os resultados sejam medidos através de metas e acompanhamento do seu cumprimento. Mensalmente, ele é apurado e divulgado na Empresa, juntamente com análise do desempenho das usinas em relação às ocorrências de morte de peixes. A criação do indicador aumentou a motivação das equipes envolvidas na geração, desde aqueles responsáveis pelo planejamento das manobras até os seus executores, para diminuir os impactos sobre os peixes nas usinas de sua responsabilidade.

3 – PROTOCOLOS PARA AVALIAÇÃO DE RISCO

Protocolos de coleta padronizados ajudam a manter a qualidade dos dados por assegurar que estes estão sendo coletados de forma consistente ao longo do tempo e espaço (Kwan & Peterson 2007). O delineamento amostral dos monitoramentos prévios e periódicos a jusante das usinas bem como a definição de procedimento para o acompanhamento de drenagens de UG foram muito importantes

para a redução das mortes de peixes. Protocolos com a descrição dos materiais e métodos que devem ser adotados nesses monitoramentos e acompanhamento de manobra foram elaborados para orientar os profissionais que desempenham tais atividades, particularmente nas usinas da categoria A da IS-47 e na UHCM (categoria B) (ver Tabela 1).

Nos itens seguintes, são apresentados, de forma geral, os métodos que foram padronizados e que são utilizados nos monitoramentos prévios e periódicos. Os resultados obtidos com esses monitoramentos e acompanhamentos de manobras são apresentados nos demais capítulos deste livro.

3.1 Definição de petrechos

As espécies de peixes são heterogêneas em relação a diversos parâmetros, tais como: hábitat preferencial, tamanho, forma do corpo, idade dos indivíduos, sexo e estado nutricional. Consequentemente, essas diferem quanto a sua vulnerabilidade a determinado método de captura (Hamley 1975). Assim, a utilização da pesca experimental como ferramenta para estudos da ictiofauna deve levar em consideração a seletividade dos diferentes petrechos de pesca.

A seletividade depende do método de coleta utilizado e pode ocorrer para espécie, tamanho ou sexo. A seletividade é responsável, por exemplo, pela captura de determinada espécie em proporção diferente da que está presente no local de coleta em relação às demais espécies. O mesmo pode acontecer em relação ao tamanho e ao sexo. Os pesquisadores podem usar esta seletividade em seu benefício quando focam determinadas espécies ou tamanhos de peixes. A eficiência do petrecho se refere à quantidade de esforço empregado para capturar determinada quantidade de indivíduos da espécie-alvo. Maximizar a eficiência de um determinado petrecho economiza tempo e recurso em avaliações mais direcionadas (Hubert *et al.* 2012).

O primeiro passo para o desenvolvimento da MARP foi a identificação das espécies que mais ocorriam nos registros de morte de peixes das usinas. O mandi (*Pimelodus maculatus*), uma espécie importante para a pesca artesanal e comum próximo às barragens, foi a mais frequente nas ocorrências ambientais. Ela foi definida como a espécie-alvo dos monitoramentos prévios às manobras de risco. Mui-

to se sabe a respeito da ecologia e biologia do mandi em reservatórios e ambientes naturais, mas são raros os estudos sobre as populações que vivem imediatamente a jusante das usinas.

Os petrechos de pesca selecionados para realização do estudo foram: redes de emalhar, tarrafas e anzol. Os dados obtidos a partir das coletas com esses petrechos foram usados para subsidiar decisões sobre a realização das manobras, para avaliar a abundância temporal e espacial nas usinas e também avaliar a eficiência desses na captura da espécie-alvo. No primeiro ano do projeto foram usadas redes de malhas de 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm entre nós opostos. Após este período, comparou-se o tamanho (comprimento padrão) dos peixes resgatados nas drenagens de UG com aqueles capturados durante o monitoramento a jusante das usinas. O tamanho dos peixes resgatados variou de 9 a 33 cm, sendo que 95% deles estavam entre 9 e 25 cm. Como as redes de malhas 3 a 8 capturaram 93% dos peixes de 9 a 25 cm, a coleta com redes passou a ser efetuada apenas com as malhas 3 a 8, com exceção da malha 5, cuja amplitude de tamanho dos peixes estava contida nas capturas da malha 6 (Tabela 2).

Em algumas usinas não foi possível utilizar todos os métodos citados por restrições de uso, particularmente pela ausência de lugares para armação das redes e segurança da equipe.

Particularidades

Na PCHPJ (siglas das usinas conforme definido na Tabela 1), todos os petrechos de pesca foram utilizados nas quatro primeiras campanhas. A partir da quinta, apenas o anzol. Isso foi necessário porque a eficiência dos petrechos de pesca foi sensível às variações na profundidade, velocidade da água e quantidade de material lenhoso na área de coleta provocada pela alteração da vazão defluente. O anzol foi mantido por ter sido o petrecho de pesca mais eficiente e seletivo à captura do mandi, espécie mais importante à operação da PCHPJ.

Na UHTM, durante um ano de amostragens mensais a jusante da usina, utilizando redes de malhas de 3 a 16 cm (entre nós opostos) e tarrafa (malha de 5,5 cm),

não houve diferença significativa ($p > 0,05$) na quantidade de indivíduos capturados por espécie, entre os dois petrechos, a partir da ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (nMDS) e análise de similaridade (ANOSIM) (Prado *et al.* 2015). Esse resultado sugeriu que ambos os petrechos amostraram de forma semelhante as diferentes espécies na região a jusante da usina. Assim, a tarrafa foi escolhida como petrecho de captura na UHTM por ser de mais fácil uso, além de permitir a soltura dos peixes após a coleta em melhores condições físicas do que as redes.

Já na UHIT, o anzol e a tarrafa foram os petrechos definidos para amostragem por terem sido mais adequados às condições locais do que a rede. Com esses petrechos, foi possível amostrar as águas mais turbulentas próximas ao canal de fuga, onde não havia condições para o uso de redes. O anzol foi usado para a captura de peixes em locais de maior profundidade, enquanto a tarrafa, em locais mais rasos.

3.2 Protocolo de monitoramento prévio

O objetivo do monitoramento prévio é avaliar a abundância de peixes a jusante o mais próximo possível da usina (Figura 6), poucos dias antes da realização da manobra, para análise do risco de morte de peixes e tomada de decisão quanto à sua realização. Os dados gerados pelo monitoramento prévio subsidiam ações corretivas e operacionais relacionadas à morte de peixes, aumentando a segurança ambiental da operação das usinas.

Periodicidade

O monitoramento prévio é realizado no máximo três dias antes da manobra. Caso essa ocorra imediatamente após os finais de semana e feriados, ou em situações excepcionais, a data da coleta é analisada e definida junto ao representante ambiental da usina, durante a reunião de planejamento da manobra. O ideal é que o monitoramento seja realizado o mais próximo possível da data da manobra.

Dados operacionais e limnológicos

No monitoramento prévio, são obtidos dados operacionais (vazão vertida, vazão turbinada, vazão defluente e volume útil) e limnológicos (oxigênio dissolvido, temperatura e transparência da água). Os dados operacionais são obtidos através do Sistema de Telemetria e Monitoramento Hidrometeorológico da Cemig. O oxigênio dissolvido (OD) e a temperatura da água são medidos com sondas multiparâmetros. A transparência é medida com o uso do disco de Secchi em local sem escoamento perceptível da água e contra o sol (Esteves 2011), no período da manhã. O local dessas amostragens limnológicas em cada usina é mostrado na Figura 6.

Petrechos e esforço de captura

Para a amostragem dos peixes, são utilizadas redes, tarrafa e/ou anzol (Tabela 2). As redes são armadas ao final da tarde de um dia e retiradas na manhã seguinte, ficando expostas por cerca de 14 horas. São armadas três baterias de redes, cada uma com uma rede das malhas de 3, 4, 6, 7 e 8 cm entre nós opostos. As redes têm cerca de 1,7 m de altura e 10 m (malhas 3 e 4) ou 20 m (demais malhas) de comprimento, totalizando 408 m² de redes por campanha. A pesca com tarrafa é feita por pescador profissional. Metade dos lances da tarrafa é feita no período matutino e a outra metade no vespertino. O tamanho da malha da tarrafa varia de acordo com a usina, sendo o mesmo daquele utilizado para a captura de mandis por pescadores profissionais locais. A pesca com anzol é realizada em um único dia, no horário diurno, de 6 a 8 horas, por um pescador ou na metade desse tempo quando há dois pescadores.

TABELA 2 – Petrechos e esforço de pesca empregados por campanha do monitoramento prévio e periódico nas usinas do Grupo Cemig.

USINA	PETRECHO			ESFORÇO DE CAPTURA			ISCA
	Redes (malha*)	Tarrafa (malha*)	Anzol (n°)	Rede (m²)	Tarrafa (n° lances)	Anzol (h/pescador)	
Amador Aguiar II	3, 4, 6, 7 e 8	5	8	408	40	6	Minhoca
Camargos	3, 4, 6, 7 e 8	8	4	408	50	8	Minhoca
Emborcação	3, 4, 6, 7 e 8	5	8	408	40	6	Minhoca
Funil	3, 4, 6, 7 e 8	8	4	408	50	8	Coração de boi
Itutinga	-	8	4	-	50	8	Minhoca
Pai Joaquim	-	-	8	-	-	6	Minhoca
São Simão	3, 4, 6, 7 e 8	5,5	8	408	72	6	Minhoca
Três Marias	-	5,5	-	-	60 a 100	-	-

* Centímetros entre nós opostos.

Biometria

Todos os peixes capturados são identificados e determinados os comprimentos total (*CT*) e padrão (*CP*) e o peso corporal (*PC*). São fixados em formol 10%, todos os mandis capturados nas redes, os 50 primeiros apanhados na tarrafa e os 30 primeiros no anzol. Também são fixados os peixes mortos das demais espécies. Os peixes vivos são devolvidos ao rio.

Análise dos dados

Para os peixes capturados com anzol, é calculada a captura por unidade de esforço ($CPUE_a$) em número de indivíduos com a fórmula:

$$CPUE_a = \frac{N_a}{EP_a}$$

Onde:

N_a = número de peixes capturados no anzol;

EP_a = esforço de pesca do anzol (número de pescadores x tempo de pesca em horas).

Para os peixes capturados com redes, a seguinte fórmula é utilizada para calcular a $CPUE_r$:

$$CPUE_r = \sum_{i=1}^8 \left(100 \times \frac{N_i}{EP_i} \right)$$

Onde:

N_i = número de peixes capturados na rede malha i ;

P_i = esforço de pesca (em 100 m²) da bateria de rede de i .

Para os peixes capturados com tarrafa, a $CPUE_t$ foi calculada pela fórmula:

$$CPUE_t = \frac{N_t}{EP_t}$$

Onde:

N_t = número de peixes capturados na tarrafa;

EP_t = esforço de pesca (número de lances) da tarrafa.

Faixas de risco

Para cada usina, foram determinadas quatro faixas de risco (baixo, médio, alto e muito alto) de realização de drenagem. As faixas de risco foram definidas comparando-se a $CPUE$ do monitoramento prévio com a biomassa (viva + morta) resgatada nas drenagens. Essa comparação indicou tendência de aumento da biomassa resgatada com o aumento da $CPUE$ do monitoramento prévio. Dessa forma, é possível prever, antes da realização da drenagem e com certo grau de segurança, a biomassa a ser resgatada na drenagem. Quanto maior a biomassa a ser resgatada, maior o risco. Para a aplicação das faixas de risco, realiza-se o monitoramento prévio antes da drenagem, calcula-se a $CPUE$ e o seu valor é comparado aos valores mínimos e máximos de $CPUE$ de cada faixa de risco. Quanto mais dados de $CPUE$ do monitoramento prévio e da biomassa resgatada houver, mais precisos serão os limites das faixas de risco e mais segura será a predição.

Para cada faixa de risco, as recomendações e as providências são:

- Risco baixo: recomenda-se a manobra;
- Risco médio: recomenda-se a manobra, mas sugere-se avaliar cuidadosamente o Plano de Contingências;
- Risco alto: recomenda-se a manobra somente se ela não puder ser adiada (segundo avaliação de engenharia). Sugere-se avaliar cuidadosamente o Plano de Contingências e ter duas equipes de acompanhamento da manobra e resgate para o caso de prolongamento das atividades;
- Risco muito alto: não se recomenda a manobra. A participação da equipe de meio ambiente no resgate dar-se-á somente após a comprovação da inadiabilidade e urgência da manobra.

Emissão de relatório

Para a tomada de decisão sobre a realização da drenagem, um informativo é enviado por e-mail às áreas envolvidas internamente contendo a CPUE, faixa de risco e recomendação sobre a realização da manobra. O informativo é enviado no expediente anterior ao da realização da manobra. Posteriormente ao informativo, é preparado relatório completo com os dados do monitoramento prévio e do resgate de peixes da drenagem, que também é enviado aos representantes das áreas envolvidas na realização da manobra.

3.3 Protocolo do monitoramento periódico

O protocolo desse monitoramento é o mesmo do monitoramento prévio, inclusive os pontos amostrais. Entretanto, a periodicidade da amostragem é bimestral e não necessariamente está associada à manobra. A única exceção é o monitoramento na UHTM, que é realizado a cada 10 dias. O monitoramento periódico tem como objetivo determinar a variação temporal da estrutura da comunidade e da abundância de peixes, principalmente do mandí, e suas relações com os fatores limnológicos e operativos. Os dados coletados também compõem banco de dados para análises que possam subsidiar ações corretivas e operacionais relacionadas à morte de peixes, aumentando a segurança ambiental da operação das usinas.



FIGURA 6 – Pontos de coleta nas usinas de categoria A e na UHE Camargos (categoria B). Letras nos pontos de coleta indicam o petrecho de pesca utilizado (A = anzol, R = rede e T = tarrafa) ou local de amostragem de dados limnológicos (L).

3.4 Protocolo de acompanhamento de drenagem de unidade geradora com resgate de peixes

A atividade de drenagem é historicamente a de maior risco de morte de peixes, causada principalmente por estresse e hipóxia (Figura 3). Ela é realizada quando há necessidade de isolamento da UG para acesso às suas estruturas e seus componentes, que normalmente ficam submersos, ou para atender a alguma manutenção em particular. Na drenagem da UG, são fechadas as comportas de montante e de jusante, isolando a UG do meio externo. Porém, antes do fechamento da comporta de jusante, peixes que estão no canal de fuga e imediações podem ingressar no tubo de sucção, possivelmente facilitados pela redução da vazão turbinada, ficando aprisionados nos tubos de sucção, caixa espiral e poço de esgotamento (Figura 7), fazendo-se necessária sua retirada e devolução ao rio, sem prejuízo à sua integridade. Mas, uma vez confinados no interior da UG, existe risco de deplecionamento do *OD* na água dependendo da quantidade de peixes até o momento em que forem resgatados, o que pode gerar estresse nos indivíduos e até levá-los à morte por hipóxia. A abundância de peixes aprisionados, a concentração de *OD* na água e o tempo necessário para realizar a drenagem determinam o nível da gravidade da situação (Capítulo 3). Uma vez que o consumo de *OD* será proporcional à quantidade de peixes aprisionados, fazem-se necessários procedimentos para medir o *OD* durante a drenagem e o resgate dos peixes (Loures 2009).

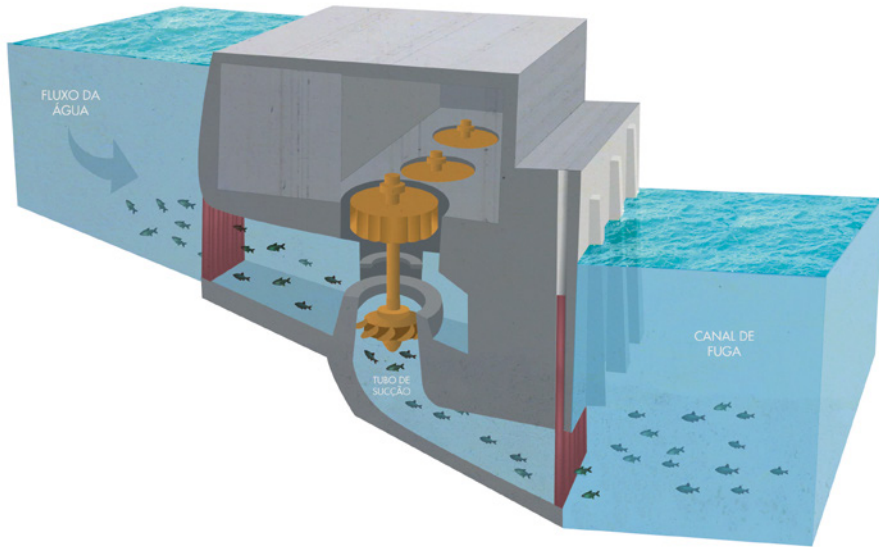


FIGURA 7 – Esquema mostrando peixes dentro do tubo de sucção aprisionados quando da drenagem de unidade geradora.

A realização de drenagem de UG mobiliza contingente expressivo de material e pessoas em diversas funções sincronizadas. Dessa maneira, o acompanhamento torna-se fundamental para evitar acidentes ambientais e de pessoas. Um protocolo de acompanhamento de drenagem de UG com resgate de peixes foi então elaborado para subsidiar os profissionais que acompanham a manobra. O protocolo apresenta os procedimentos que devem ser adotados no planejamento e acompanhamento de drenagem de UG com resgate de peixes no tubo de sucção, caixa espiral e poço de esgotamento. Seus objetivos são:

- Planejar adequadamente a manobra;
- Determinar procedimentos de monitoramento de OD e temperatura;
- Determinar procedimentos de resgate, inclusive acondicionamento e transporte de peixes;
- Quantificar a biomassa e o número dos peixes (mortos e vivos) resgatados na drenagem;
- Definir procedimentos após o término da manobra;
- Definir procedimentos de avaliação da manobra.

Reuniões de planejamento

São realizadas com, pelo menos, sete dias de antecedência à execução da drenagem, quando é apresentado o cronograma da manobra e Plano de Contingências, preenchido o formulário do Índice de Segurança Ambiental Praticado (ISAP) e redigida a ata.

Comunicação aos órgãos ambientais

Antes da execução da drenagem, um comunicado é enviado ao órgão ambiental competente (Polícia Ambiental de Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama, Instituto Estadual de Florestas – IEF, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD, e/ou Promotoria Pública) sobre a realização da drenagem de UG, conforme previsto na IS-47.

Aprovisionamento

É feito o provisionamento de materiais com antecedência, de acordo com definições nas reuniões de planejamento.

Monitoramento prévio

Conforme previsto na IS-47, é realizado o monitoramento prévio seguindo os procedimentos descritos no Protocolo de Monitoramento Prévio.

Monitoramento de temperatura e oxigênio dissolvido

Durante a drenagem, é feito o monitoramento da temperatura e do OD na água. O OD funciona como indicador indireto da quantidade de peixes aprisionados na UG, além de ser parâmetro de qualidade de água crucial à sobrevivência dos peixes. Para medir o OD, uma amostra de água é coletada junto às escotilhas de acesso à caixa espiral, sucção e poço de esgotamento. Preferencialmente, é utilizado balde com conexão do tipo engate rápido próximo ao fundo (Figura 8). Esse tipo de aparato evita o incremento do OD pela queda da água no balde, como poderia ocorrer caso a ponta da mangueira ficasse na boca do balde. O balde deve estar totalmente cheio no momento da medição.



FIGURA 8 – Balde metálico com mangueira conectada ao seu fundo e à válvula do tubo de sucção (A) para medição de oxigênio dissolvido e temperatura (B).

De forma geral, o *OD* pode variar dependendo das características geoquímicas da bacia de drenagem do reservatório, da sua profundidade e grau de trofia, da profundidade da tomada d'água em cada usina e da época do ano. Assim, cada usina apresenta valores de *OD* de referência e, por isso, é importante que a medição do *OD* seja feita antes do isolamento da UG para balizamento. As medições devem ser realizadas periodicamente (*e.g.*, a cada 30 min), registradas e analisadas. É importante verificar a velocidade da queda de *OD*. Se for rápida,

pode ser indicativo de muitos peixes aprisionados. Nesse caso, o intervalo entre medições deve ser reduzido. Além disso, deve ser discutida a possibilidade de abortar a manobra junto aos responsáveis.

Quando possível e de acordo com as particularidades de cada empreendimento, o plano de contingências deve prever limites mínimos de *OD* que garantam segurança ambiental da operação. Ele deve prever categorias de risco e respectivas ações para continuidade da manobra ou, até mesmo, seu cancelamento. Entre ações que podem auxiliar na melhoria do *OD* estão injeção de ar industrial ou renovação da água no tubo de sucção.

Estimativa da quantidade de peixes vivos e mortos

Os peixes são retirados da caixa espiral/tubo de sucção/poço de esgotamento em recipientes com água, que são drenados para pesagem e obtenção da biomassa total resgatada. Os peixes de pelo menos um recipiente a cada três são identificados, contados e pesados (Figura 9A-E). Essa metodologia possibilita a estimativa do número de peixes resgatados por espécie. Algumas adaptações à metodologia de estimativa podem ser feitas para adequar a estrutura civil da usina e quantidade de peixes resgatados (ex.: se forem poucos peixes resgatados, todos serão identificados, contados e pesados). Os peixes mortos são identificados, contados e pesados.

Destinação dos peixes resgatados

Os peixes retirados da UG são colocados em caixa de transporte específica, com aeração, para devolução ao rio em ponto previamente selecionado (Figura 9F). Aqueles que, porventura, morrerem recebem destinação apropriada. Em caso de grande quantidade de peixes vivos resgatados, 50 indivíduos da espécie-alvo (mandi) são escolhidos aleatoriamente, sacrificados e fixados em formol 10%, para posterior análise em laboratório.

Emissão de relatório

Um relatório é emitido ao final de cada drenagem, com os dados do monitoramento prévio e da manobra, e enviado aos representantes das gerências responsáveis conforme IS-47.



FIGURA 9 – Cesto para o escoamento da água do recipiente utilizado na retirada de peixes do tubo de sucção (A e B), pesagem dos peixes (C e D), triagem para identificação e contagem dos peixes (E) e soltura (F).

4 – ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DOS PETRECHOS

Os petrechos de pesca são seletivos e apresentam restrições práticas de uso (Siqueira *et al.* 2009). Neste item, foram analisados os dados de captura de peixes com redes, tarrafas e anzóis para determinar qual o petrecho de pesca mais eficiente para a captura de peixes em cada usina, principalmente da espécie-alvo mandi. Os resultados dessa análise poderão ser utilizados para o refinamento dos protocolos de monitoramentos prévio e periódico, com melhoria na avaliação do risco de morte de peixes antes de manobras arriscadas e otimização de tempo e recursos.

4.1 Análise dos dados

Os dados para análise da eficiência de captura dos petrechos foram coletados no período de junho de 2010 a junho de 2012, nas UHAD, UHCM, UHEM, UHFU, UHIT e UHSS. Foi analisada a riqueza (S), o índice de diversidade de Shannon (H'), a equitabilidade (J') e a dominância (D) dos peixes capturados para cada petrecho de pesca empregado conforme equações a seguir (Kwan & Peterson 2007):

Índice de diversidade de Shannon:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i)(\ln p_i)$$

S = número de espécies

p_i = proporção do total que é representado pela espécie i

Equitabilidade:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

H'_{max} = maior valor possível do índice de Shannon (H')

S = número de espécies

Dominância:

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

S = número de espécies

p_i = proporção do total que é representado pela espécie i

Para o mandi, determinamos a correlação de Spearman (r_s) do número de indivíduos amostrados por campanha de um petrecho de pesca com o outro. Usamos correlação não paramétrica após o teste de Shapiro-Wilk para indicar distribuição não normal dos dados (Zar 1999).

4.2 Resultados e discussão

A rede foi o petrecho de pesca mais adequado para amostrar a comunidade de peixes e espécie-alvo a jusante de quatro das seis usinas estudadas. Além de ter capturado o maior número de indivíduos, ela gerou, de forma geral, valores de S , H' e J' bem superiores aos dos demais petrechos (Tabela 3). Por isso, redes são rotineiramente utilizadas em programas de monitoramento e têm sido recomendadas em protocolos de amostragens padronizados (Siqueira *et al.* 2009, Hubert *et al.* 2012).

TABELA 3 – Abundância (N), riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade (J') e dominância (D) por petrecho de pesca e por usina.

Variável	Petrecho	Usina					
		Amador Aguiar II	Camargos	Emborcação	Funil	Itutinga	São Simão
N	Rede	4655	437	3038	1208	-	1629
	Tarrafa	745	87	548	172	244	483
	Anzol	265	7	203	86	60	275
S	Rede	29	13	35	25	-	41
	Tarrafa	6	2	6	7	6	19
	Anzol	6	8	9	9	8	20
H'	Rede	1,7	1,3	1,6	2,3	-	2,3
	Tarrafa	0,5	0,4	0,9	1,5	1,5	2,2
	Anzol	0,2	1,3	1,1	1,1	0,5	2,1
J'	Rede	0,5	0,5	0,5	0,7	-	0,6
	Tarrafa	0,3	0,6	0,5	0,8	0,8	0,7
	Anzol	0,1	0,6	0,5	0,5	0,3	0,7
D	Rede	0,3	0,4	0,3	0,1	-	0,2
	Tarrafa	0,7	0,8	0,6	0,3	0,3	0,2
	Anzol	0,9	0,4	0,5	0,5	0,8	0,2

UHE Amador Aguiar II

O mandi representou 41% do total de indivíduos capturados em redes, 96% em anzol e 85% na tarrafa. A variação temporal do número de mandis amostrados por anzol e tarrafa acompanhou a obtida pelas redes. Para os três petrechos, eles foram mais capturados na estação chuvosa (Figura 10). O mandi só foi capturado com tarrafa nos bimestres de suas maiores capturas com redes e anzol. Isso sugere que mandis só são capturados na tarrafa quando sua densidade é maior na área amostrada. Por isso, a tarrafa foi o pior método de amostragem para determinar a presença dessa espécie-alvo (Tabela 4).

UHE Camargos

A rede foi o petrecho de pesca que mais capturou indivíduos e espécies. Nenhum mandi foi capturado na tarrafa e o alto D deste petrecho foi resultado da captura quase que exclusiva de curimba (*Prochilodus lineatus*) (Tabela 3). A pesca com anzol foi mais específica à captura de mandis, representando 90% de todos os mandis amostrados. Mandis foram capturados quase que exclusivamente na estação chuvosa (Figura 11). Ao contrário do que ocorreu nas outras usinas, o mandi não foi a espécie mais capturada a jusante da UHCM, ficando em terceiro lugar em abundância. Apesar disso, o mandi é a espécie mais importante para as operações da UHCM. Não houve correlação do número de mandis capturados entre anzol e rede (Tabela 4).

UHE Emborcação

O mandi representou 49% do número de indivíduos capturados em redes, 64% dos capturados no anzol e 73% dos capturados na tarrafa. Independentemente do petrecho de pesca, mais mandis foram capturados na estação chuvosa (Figura 10). Nessa estação, o mandi representou de 47 a 90% de todos os peixes capturados nas redes. A tarrafa só capturou mandis nos meses correspondentes à estação chuvosa, quando ocorreu menor transparência da água, sugerindo que águas mais turvas aumentam a suscetibilidade do mandi a esse petrecho. Por isso, a tarrafa foi o pior método de amostragem para determinar a presença de mandis. O nú-

mero de mandis capturados no anzol apresentou variação temporal parecida com o número de mandis apanhados nas redes e tarrafas. Por isso, houve correlação positiva do número de mandis capturados entre os pares de petrechos anzol-rede e tarrafa-anzol. Por outro lado, não houve correlação desses dados entre a rede e tarrafa (Tabela 4).

UHE Funil

As redes foram as responsáveis pela captura da maioria dos peixes na UHFU (82%). Elas também geraram os maiores S e H' . O mandi representou 62% do número de indivíduos capturados nas redes, 37% em anzol e apenas 1% na tarrafa. Apenas três mandis foram amostrados pela tarrafa, todos em uma única campanha. As capturas de mandis apresentaram variação sazonal, com maior captura na estação chuvosa (Figura 10). Assim como na UHCM, o mandi não foi a espécie mais capturada na UHFU. Apesar disso, ele ainda é a espécie mais importante para a operação da UHFU. Não houve correlação do número de mandis capturados, por campanha, entre os três petrechos de pesca (Tabela 4).

UHE Itutinga

Todos os mandis foram capturados com anzol. Ele representou 68% do número de indivíduos capturados nesse petrecho de pesca e foi a espécie mais capturada nessa usina. O número de mandis capturados variou sazonalmente e a maioria deles (67%) foi capturada na estação chuvosa (Figura 11). Embora mais espécies tenham sido capturadas com anzol do que com a tarrafa, a D do anzol foi maior devido ao predomínio de mandis (Tabela 3).

UHE São Simão

O mandi representou 10% do número de indivíduos capturados nas redes, 22% no anzol e 5% na tarrafa. A rede foi o petrecho que capturou maior número de mandis, seguida do anzol. Esses foram os dois petrechos mais adequados à amostragem do mandi, sendo que o anzol foi mais específico que a rede. A tarrafa não foi adequada à captura de mandis, já que ele foi amostrado em apenas 2 das 26 campanhas. Provavelmente, os pontos de amostragem foram inapropriados à captura de mandis, porém eram os únicos locais propícios para lançar a tarrafa. Por

isso, esse foi o pior método de amostragem para essa espécie. Mais mandis foram capturados na estação chuvosa, tanto com rede quanto com anzol (Figura 10). Porém, esses petrechos não apresentaram tendências semelhantes nas variações temporais do número de indivíduos capturados. Consequentemente não houve correlação do número de mandis capturados entre os três petrechos de pesca (Tabela 4).

TABELA 4 – Correlação do número de mandis capturados por campanha, entre três petrechos de pesca (anzol, rede e tarrafa), na região do canal de fuga, das usinas estudadas. Correlações significativas foram destacadas em negrito.

USINAS	ANZOL X REDE		TARRAFA X REDE		TARRAFA X ANZOL	
	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>
Amador Aguiar II	< 0,01	0,91	< 0,01	0,78	0,01	0,69
Camargos	0,14	0,53	-	-	-	-
Emborcação	0,01	0,75	0,51	0,21	0,01	0,68
Funil	0,33	0,40	0,36	0,41	0,31	0,45
São Simão	0,49	-0,14	0,08	0,69	0,16	0,44

PCH Pai Joaquim

Nas quatro primeiras campanhas analisadas, quando os três petrechos de pesca foram utilizados, o mandi foi a espécie mais capturada. A rede foi o petrecho de pesca que capturou o maior número de espécies e o segundo maior número de indivíduos. O mandi representou 3% dos peixes capturados com redes, 14% com tarrafas e 44% com anzol. A rede foi o petrecho que mais sofreu interferência das variações do nível de água do rio, o que impediu sua padronização nas campanhas em que foi utilizada. As amostragens com tarrafa capturaram somente 4% de todos os indivíduos, seguida da rede (37%) e do anzol (59%). Desta forma, a tarrafa foi o pior petrecho para amostragem de peixes na área estudada. Como ocorrido nas demais usinas, o mandi foi mais capturado na estação chuvosa (Figura 11). O anzol foi o método selecionado para amostragens no canal de fuga dessa usina devido a sua maior eficiência e seletividade para a captura de mandis, espécie mais importante à operação da PCHPJ.

UHE Três Marias

Na UHTM o monitoramento foi realizado com o uso de tarrafas, e da mesma forma como observado nas demais usinas, o mandi foi mais capturado na estação chuvosa (Figura 11). Na mesma época de realização do monitoramento periódico, outro estudo com financiamento do Programa Peixe Vivo foi conduzido na UHTM com uso de redes de emalhar (Loures & Pompeu 2012). Esse estudo possibilitou comparar os dados da composição e abundância de peixes capturados pela tarrafa e redes de emalhar. Essa análise indicou que não houve diferença significativa na composição de espécies (ANOSIM, $P > 0,05$) e que houve forte correlação ($r = 0,85$ e $P < 0,05$) entre as CPUEs dos dois petrechos empregados (Prado *et al.* 2015). Esses resultados indicam que a eficiência de ambos os petrechos é similar. Assim, a escolha do petrecho pode ser feita de acordo com o objetivo da amostragem, consideradas as particularidades de cada local. Na UHTM, optou-se por utilizar tarrafas, uma vez que esse petrecho possibilita a soltura dos peixes após a obtenção dos dados necessários. Por ser seletivo para o mandi, o monitoramento a jusante da UHTM realizado dessa forma pode servir como base de dados para comparações futuras dos padrões de ocorrência, permanência e dominância dessa espécie presente em grande parte das ocorrências ambientais na UHTM. Além disso, pode indicar anos de ocorrência da arribação de maior intensidade (Capítulo 12), fato de ocorrência discreta no tempo.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

À exceção de duas usinas, o mandi foi a espécie mais capturada. A sua alta plasticidade alimentar e reprodutiva, aparentemente, faz com que ele seja abundante próximo às usinas (*e.g.*, Dei Tos *et al.* 2002, Maia *et al.* 2007). Ele esteve presente ao longo de todo o ano, mas com marcada sazonalidade. Assim como em Dei Tos *et al.* (2002) e Buisson *et al.* (2007), ele foi a espécie mais capturada na estação chuvosa. O Capítulo 6 deste volume trata com mais detalhes da biologia do mandi e sobre variação temporal de sua abundância a jusante das usinas e sua relação com os fatores abióticos. Já os Capítulos 9, 10, 11 e 12 trazem informações sobre fatores que influenciam a captura de mandis nas UHSS e UHTM.

Considerando os resultados da eficiência dos petrechos utilizados em cada usina, os protocolos de monitoramento foram adaptados para aprimorar a avaliação

de risco antes de manobras, otimizar o tempo em campo e garantir a segurança da equipe. Desta forma, definiu-se o uso de redes e anzol na UHCM e UHFU; redes na UHAD, UHEM, UHSS; anzol na UHIT e PCHPJ; tarrafa na UHTM.

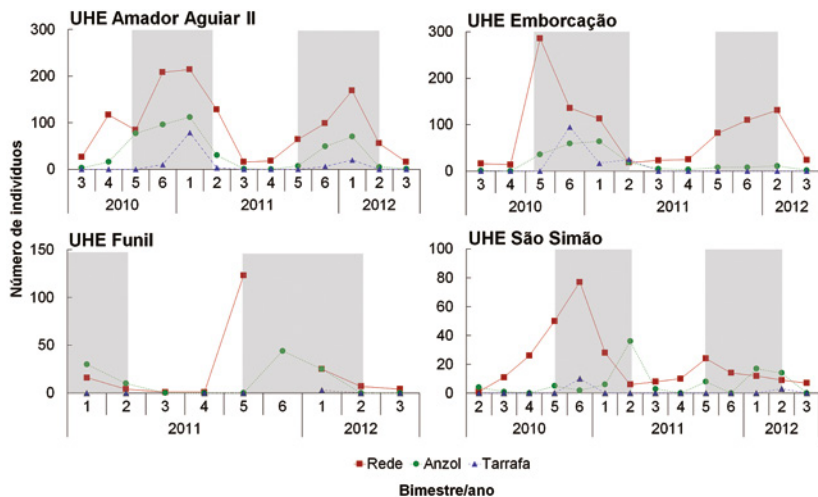


FIGURA 10 – Variação bimestral do número de mandis capturados por petrecho de pesca e usina. A área sombreada corresponde à estação chuvosa (outubro a março).

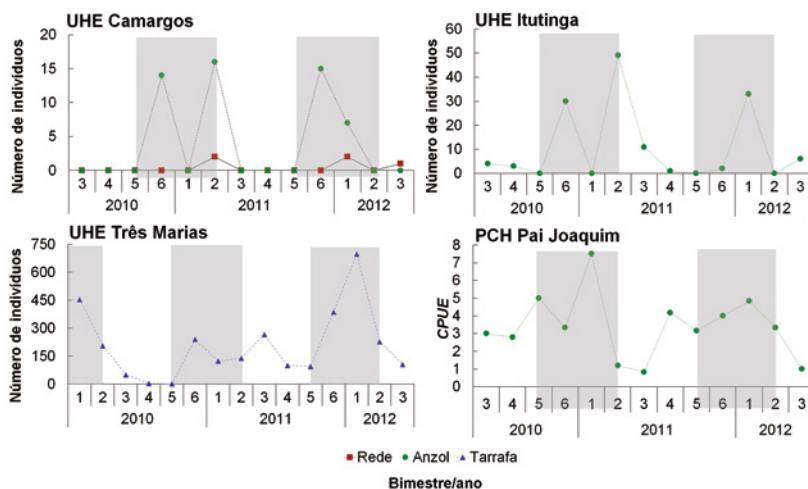


FIGURA 11 – Variação bimestral do número de mandis capturados por petrecho de pesca e usina. A área sombreada corresponde à estação chuvosa (outubro a março).

6 – AGRADECIMENTOS

Nas pessoas de Enio Marcus Brandão Fonseca, Luiz Augusto Barcelos Almeida, Cornélio Antônio Pereira, Newton José Schmidt Prado e João de Magalhães Lopes, agradecemos a participação de diversos empregados da Cemig que atuaram diretamente junto ao Programa Peixe Vivo durante as definições metodológicas para avaliação de risco de morte de peixes nas usinas do Grupo Cemig. Também somos gratos às seguintes pessoas que participaram de coletas e discussões sobre a avaliação de risco de morte de peixes em usinas: Alexandre Peressin, Dalbert Benjamim da Costa, Paulo Guimarães Neto, Ricardo Becker de Araújo, Rafael Tolomelli, Yuri Caldeira, Rafael Couto Rosa Souza, Ângelo Barbosa Monteiro, Clarissa Chalub.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Buisson L., Blanc L. & Grenouillet G. (2007) Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of freshwater fish* 17, 244-257.

Dei Tos C., Barbieri G., Agostinho A.A., Gomes L.C. & Suzuki H.I. (2002) Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium* 26, 275-282.

Dugan P.J., Barlow C., Agostinho A.A., Baran E., Cada G.F., Chen D. *et al.* (2010) Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong Basin. *AMBIO* 39, 344-348.

Esteves F.A. (2011) *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 828 pp.

Hamley J.M. (1975) Review of gill net selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**, 1943-1969.

Hubert W.A., Pope K.L. & Dettmers J.M. (2012) Passive capture techniques. In: A.V. Zale, D.L. Parrish & T.M. Sutton (eds) *Fisheries techniques*, 3rd edition. Bethesda, MD: American Fisheries Society, pp. 223-265.

Kwak T.J. & Peterson J.T. (2007) Community indices, parameters, and comparisons. In: C. Guy & M.L. Brown (eds) *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda, MD: American Fisheries Society, pp. 677-763.

Loures R.C.F. (2009) A compatibilização da operação de usinas com a ictiofauna. *Ação Ambiental* **12**, 24-28.

Loures R.C. & Pompeu P.S. (2012) Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10**, 731-740.

Maia B.P., Ribeiro S.M.F., Bizzotto P.M., Vono V. & Godinho H.P. (2007) Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* **5**, 147-152.

Meyer F.P. & Barclay L.A. (eds) (1990) *Field Manual for the Investigation of Fish Kills*. Washington: U. S. Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, 120 pp.

Prado I.G, Souza R.C.R, Loures R.C., Pompeu P.S. & Godinho A.L. (2015) Avaliação de dois métodos de amostragens de peixes a jusante da UHE Três Marias, MG. In: *XXI Encontro Brasileiro de Ictiologia*. 01-06 fevereiro 2015. Olinda: Centro de Convenções Pernambuco.

Siqueira F.I., Akama A. & Agostinho C.S. (2009) Seletividade dos aparelhos de pesca na área de influência da UHE Peixe Angical. In: C.S. Agostinho, F.M. Pelicice & E.E. Marques. *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. Rima: São Carlos, 180 pp.

Welcomme R.L. (1985) River Fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* **262**, 1-318.

Zar J.H. (1999) *Biostatistical analysis*. 4ª ed. New Jersey: Prentice Hall, 663 pp.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 3

PEIXES AFETADOS EM MANOBRAS DE USINAS HIDRELÉTRICAS

ANA CAROLINA LACERDA RÊGO, IVO GAVIÃO PRADO,
THIAGO TEIXEIRA SILVA, RAQUEL COELHO LOURES,
RICARDO JOSÉ DA SILVA, ÂNGELO BARBOSA MONTEIRO &
ALEXANDRE LIMA GODINHO

Rêgo A.C.L., Prado I.G., Silva T.T., Loures R.C., Silva R.J., Monteiro A.B. & Godinho A.L. (2016) Peixes afetados em manobras de usinas hidrelétricas. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 71-96 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

A construção de hidrelétricas é responsável por fortes e irreversíveis mudanças nos cursos d'água, com implicações decisivas sobre a fauna de peixes da área de influência do empreendimento (Agostinho *et al.* 2007). Dentre os diversos impactos causados à ictiofauna, a concentração de peixes imediatamente a jusante do barramento (Agostinho *et al.* 2007) e mortes de peixes relacionadas à operação e manutenção de turbinas (Andrade *et al.* 2012) são problemas frequentes em hidrelétricas. Este último, além do impacto ecológico, pode prejudicar a imagem das empresas do setor hidroenergético e acarretar multas e paralisação da geração.

Durante a operação e manutenção de usinas hidrelétricas, peixes correm risco de injúria e morte por aprisionamento, choque mecânico, descompressão, hipóxia e dessecação. As principais manobras nas unidades geradoras (UG) que geram esses riscos são drenagem, giro a vazio, partida, reversão síncrono-gerador, teste de recomposição (*blackstart*) e variação de carga. Além dessas, deplecionamento e vertimento também são manobras que podem afetar os peixes. A descrição de cada uma dessas manobras, com os riscos associados à ictiofauna, encontra-se na Tabela 1. O esquema de uma UG evidenciando seus componentes pode ser visualizado no Capítulo 1 deste livro.

Neste capítulo, apresentamos dados de 186 manobras ocorridas de 2009 a 2012 em 19 usinas hidrelétricas, sua relação com a ictiofauna e a avaliação de medidas adotadas para atenuar seus efeitos sobre os peixes. As usinas hidrelétricas estão localizadas em sete bacias hidrográficas do sudeste brasileiro (Figura 1, Tabela 2) e estavam sob a concessão do Grupo Cemig no período de estudo.

TABELA 1 – Descrição das principais manobras que afetam os peixes.

MANOBRAS	DESCRIÇÃO	PRINCIPAIS RISCOS AOS PEIXES
Deplecionamento	Rebaixamento do nível de água do reservatório para reduzir a carga de sedimentos retidos ou para realizar intervenção civil ou eletromecânica no barramento, nas comportas ou outros pontos do reservatório. É manobra incomum em usinas de grande porte.	Durante o deplecionamento da água, pode haver aprisionamento de peixes a montante. Peixes aprisionados podem morrer por dessecação ou falta de oxigênio dissolvido (OD). Alterações nos parâmetros físico-químicos da água (e.g., turbidez, pH e OD) podem afetar os peixes de montante e jusante.
Drenagem	Isolamento do circuito hidráulico da UG com colocação de comportas e/ou painéis “ <i>stop log</i> ” a montante e a jusante para drenagem da água e acesso ao interior da UG para manutenção da turbina e/ou outras estruturas.	Antes que o isolamento da UG esteja concluído, peixes do canal de fuga podem entrar e ficar aprisionados no tubo de sucção. Na drenagem da água, pode ocorrer redução do OD, com morte dos peixes aprisionados. Estresse e ferimentos podem ocorrer nos peixes aprisionados na UG e durante seu resgate.
Giro a vazio	No giro a vazio, a vazão turbinada é reduzida para cerca de 10 a 15% da vazão turbinada máxima. A UG gira, mas sem produzir energia elétrica, até atingir sua rotação nominal. Essa é uma pré-condição para se colocar carga na UG. Também é realizado para avaliar as condições mecânicas da UG, sem a necessidade de ela estar interligada ao sistema elétrico.	Com a redução da vazão, os peixes podem aproximar-se do rotor da turbina, onde há risco de colisão com as pás e de descompressão, e sofrer injúrias físicas e barotraumas (e.g., exoftalmia e eversão estomacal).

MANOBRA	DESCRIÇÃO	PRINCIPAIS RISCOS AOS PEIXES
Vertimento	O vertimento de água do reservatório para jusante é feito para atender demandas diversas, como garantir a segurança da barragem em caso de enchentes, prover certa vazão no trecho a jusante, navegabilidade, manutenção do reservatório em nível de espera, entre outras.	Durante o vertimento, peixes de montante podem descer e sofrer escoriações e pancadas no vertedouro. Nos peixes de jusante, pode ocorrer embolia gasosa devido à supersaturação de gases na água. Eles também podem ficar aprisionados na própria estrutura do vertedouro e em poças e locas a jusante, após o fechamento das comportas, com risco de morte por dessecação ou hipóxia.
Partida	Quando é liberado o fluxo de água pela abertura do distribuidor, dando início à rotação da turbina até sua rotação nominal.	Enquanto a UG está parada, peixes podem adentrar o tubo de sucção. Durante a partida, eles podem sofrer injúrias físicas por colisões com as pás da turbina e paredes do tubo de sucção e/ou barotraumas.
Reversão síncrono-gerador	A reversão síncrono-gerador ocorre quando a UG volta a gerar energia após operar como compensador síncrono. No compensador síncrono, as pás do distribuidor são fechadas e ar comprimido é injetado na UG, rebaixando o nível de água do tubo de sucção. Nessa condição, o rotor da turbina gira livremente, sem contato com a água e sem produção de energia. A reversão síncrono-gerador é feita com a abertura das pás do distribuidor. A água que entra expulsa o ar para jusante pelo tubo de sucção. Esse procedimento visa proporcionar maior estabilidade ao sistema elétrico através do controle da tensão.	Durante a expulsão do ar comprimido, peixes podem sofrer impactos nas pás da turbina e paredes do tubo de sucção, barotraumas e perda de direcionamento pela descompressão, deixando-os mais vulneráveis à predação por peixes e aves.

MANOBRA	DESCRIÇÃO	PRINCIPAIS RISCOS AOS PEIXES
Teste de recomposição	Nesse teste, que é realizado periodicamente, todas as UGs de uma usina hidrelétrica são paradas para medir o tempo necessário ao restabelecimento da geração.	Os riscos dessa manobra são os mesmos da partida, mas em maior escala, por se tratar de número maior de UGs partindo.
Variação de carga	A quantidade de energia gerada (carga) nas usinas hidrelétricas depende da demanda de energia. Quanto maior a demanda, maior a carga e maior a vazão turbinada. Significantes variações na carga em uma usina podem provocar expressivas oscilações no nível da água a jusante.	O nível de risco depende da morfologia do rio a jusante e da amplitude da oscilação do nível da água. Peixes podem ficar aprisionados em poças originadas pela oscilação do nível da água. Nesses locais, eles podem sofrer hipóxia ou dessecação. Além disso, peixes próximos ao tubo de sucção podem ser afetados pelo aumento súbito da carga, com consequente incremento da vazão, em decorrência de variações na pressão e aumento da turbulência.

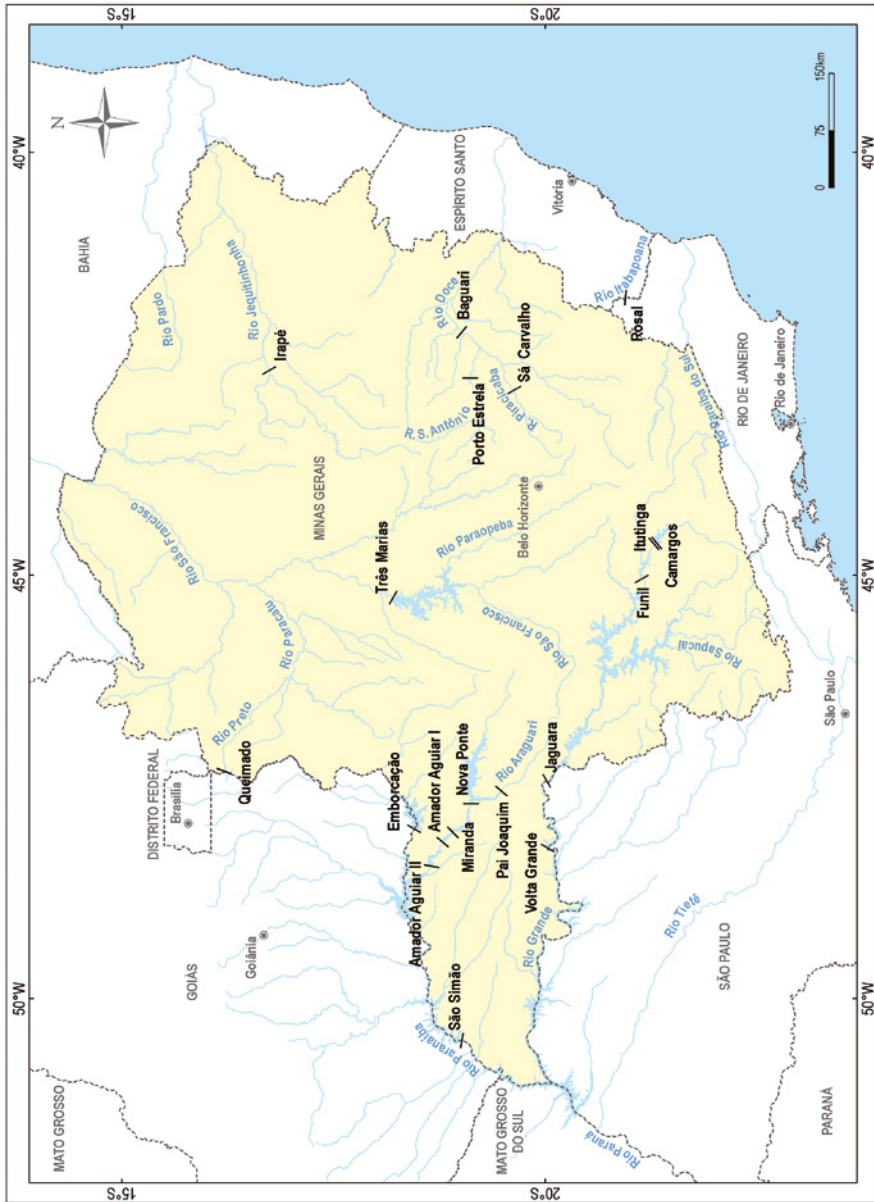


FIGURA 1 – Mapa com a localização das usinas hidrelétricas avaliadas.

TABELA 2 – Usinas hidrelétricas avaliadas por bacia hidrográfica.

BACIA HIDROGRÁFICA	RIO	USINAS HIDRELÉTRICAS ¹
Araguari	Araguari	Pai Joaquim ² , Nova Ponte (UHNP), Miranda (UHMR), Amador Aguiar I (UHAU) e Amador Aguiar II (UHAD)
Doce	Doce	Baguari
	Santo Antônio	Porto Estrela (UHPE)
	Piracicaba	Sá Carvalho
Grande	Grande	Camargos (UHCM), Itutinga (UHIT), Funil (UHFU), Jaguará (UHJG) e Volta Grande
Itabapoana	Itabapoana	Rosal (UHRO)
Jequitinhonha	Jequitinhonha	Irapé (UHIR)
Paranaíba	Paranaíba	Emborcação (UHEM) e São Simão (UHSS)
São Francisco	São Francisco	Três Marias (UHTM)
	Preto	Queimado (UHQM)

¹ Ordenadas de montante para jusante por rio; ² Pequena central hidrelétrica.

2 – METODOLOGIA

Obtivemos os dados das 186 manobras em relatórios internos da Cemig. Nessas manobras, participaram as equipes de meio ambiente das usinas e/ou biólogos do projeto. Os dados obtidos foram de uma fração do total das manobras realizadas nas usinas. Usinas e manobras com maior risco para ictiofauna foram priorizadas, de acordo com a Instrução de Serviço 47 (IS-47). Essa instrução, descrita em detalhes no Capítulo 2, é uma regulamentação interna da Cemig que trata sobre proteção da ictiofauna na operação e manutenção de usinas hidrelétricas. Nela, as usinas foram agrupadas pelo seu potencial de risco à ictiofauna de acordo com o histórico da quantidade de peixes afetados em manobras. Dessa forma, nem todos os dados estão disponíveis para todas as usinas e manobras.

Para cada manobra, obtivemos os seguintes dados: usina em que ocorreu, espécies resgatadas e biomassa resgatada morta. Para drenagens, além desses, também obtivemos a estação do ano, biomassa resgatada viva, duração da drenagem e do resgate de peixes e medidas de OD durante a drenagem.

Especificamente para a UHAD (usina com maior número de dados disponíveis para as análises), utilizamos dados de amostragens realizadas a jusante da usina com redes de espera antes da drenagem e número de mandis (*Pimelodus maculatus*) resgatados no tubo de sucção.

2.1 Quantificação de peixes resgatados vivos

Quantificamos o número e/ou biomassa de peixes vivos resgatados em drenagens, deplecionamento e após vertimentos.

Nas drenagens, os peixes aprisionados na caixa espiral, tubo de sucção e poço de esgotamento foram resgatados com puçás e redes de arrasto (Figuras 2A e 2B). Identificamos, contamos e pesamos os peixes (Figura 2C). Quando grandes quantidades de peixes ficaram aprisionadas, amostramos alíquotas para estimativa do número e biomassa totais de peixes aprisionados, além do número de espécies (riqueza). Os peixes foram soltos a montante e/ou a jusante das barragens.

No deplecionamento, após rebaixamento do nível da água do reservatório, foram realizadas vistorias não embarcadas próximas à barragem. Os peixes aprisionados em poças foram resgatados com peneiras, redes de arrasto e tarrafa. Os peixes foram identificados e devolvidos ao rio a montante da barragem.

Após os vertimentos, a região da dissipação da energia da água vertida ou o trecho de vazão reduzida foram vistoriados para resgate dos peixes aprisionados em poças. O resgate foi manual e/ou com o auxílio de puçás e redes de arrasto (Figura 2D). Os peixes foram identificados e devolvidos ao curso d'água a jusante das barragens.



A



B



C



D

FIGURA 2 – Resgate de peixes no tubo de sucção da UHE São Simão durante drenagem de unidade geradora (A e B). Pesagem de peixes resgatados durante drenagem de unidade geradora na PCH Pai Joaquim (C). Resgate de peixes aprisionados na região da dissipação da energia da água vertida da UHE São Simão após vertimento (D). Fotos A, B e D: Átila Rodrigues Araújo e Foto C: Dine Romero Rodrigues.

2.2 Quantificação de peixes resgatados mortos

Imediatamente após as manobras de giro a vazio, partida, reversão síncrono-gerador, teste de recomposição e variação de carga, vistoriamos de barco trechos de 500 a 2.000 m a jusante das usinas e resgatamos os peixes mortos avistados flutuando na superfície (Figura 3). Os peixes mortos encontrados durante drenagens, deplecionamento e após vertimentos também foram resgatados.

Em todas as manobras, os peixes resgatados foram identificados, pesados e descartados. Entre os peixes mortos também estão incluídos os peixes moribundos.



FIGURA 3 – Resgate de peixes mortos a jusante da UHE São Simão após partida de unidade geradora. Foto: Mateus Moreira de Carvalho.

2.3 Amostragem de peixes prévia a drenagem

Coletamos peixes imediatamente a jusante da UHAD. Armamos três baterias de redes de emalhar, cada bateria com uma rede das malhas 6, 7 e 8 cm medida entre nós opostos (Figura 4). As redes tinham cerca de 1,7 m de altura e 20 m de comprimento. Armamos as redes ao final da tarde de um dia e as retiramos na manhã seguinte, totalizando cerca de 14 horas de amostragem. Realizamos as amostragens com até cinco dias de antecedência da drenagem.

Calculamos a captura por unidade de esforço (*CPUE*) do mandi das amostragens com rede pela fórmula:

$$CPUE = \sum_{i=1}^3 (100 N_i EP_i^{-1}) B^{-1}$$

Na fórmula: N_i = número de peixes capturados na bateria i de redes de malha, EP_i = esforço de pesca (m^2) da bateria i e B = número de baterias (= 3).



FIGURA 4 – Amostragem com redes de espera a jusante da UHE Amador Aguiar II.

2.4 Oxigênio dissolvido durante drenagens

Nas drenagens, após o isolamento do circuito hidráulico da UG, determinamos com oxímetro o OD da água do tubo de sucção, geralmente em intervalos de 30 minutos, até a drenagem parcial do tubo de sucção, ao nível da soleira da escotilha (Figura 5).



FIGURA 5 – Determinação do oxigênio dissolvido da água do tubo de sucção durante drenagem de unidade geradora na UHE Amador Aguiar I. Foto: Átila Rodrigues Araújo.

2.5 Análises

Determinamos a porcentagem de ocorrência de cada tipo de manobra. Avaliamos a variação sazonal (seca e chuva) do número de drenagens, considerando a estação seca o período de abril a setembro e a chuvosa, de outubro a março.

Quantificamos o número de espécies resgatadas nas manobras. Determinamos o número de espécies por ordem e principais famílias entre os peixes resgatados vivos e mortos. Calculamos também a frequência de manobras com ocorrência das principais espécies de peixes resgatadas vivas e mortas.

Determinamos a frequência de biomassa morta por manobras considerando o valor acumulado e a média de biomassa morta por manobra.

Determinamos o número de drenagens nas diferentes usinas, a biomassa total (viva + morta) resgatada e a riqueza de espécies resgatadas nessa manobra. Verificamos a correlação entre essas variáveis.

Testamos, com o Kruskal-Wallis, a existência de diferenças na biomassa resgatada viva e morta nas drenagens entre usinas de diferentes classes de idade e categorias de risco. Classificamos as usinas nas classes de idade 1 (≤ 10 anos), 2 (de 11 a 30 anos) ou 3 (≥ 31 anos), considerando o ano de início de sua operação (Apêndice B) até 2012. Para a categoria de risco, usamos A (alto), B (médio) e C (baixo) baseado na IS-47 (Tabela 1 do Capítulo 2).

Calculamos a duração média das drenagens para cada usina quando estes dados estavam disponíveis. Consideramos a duração da drenagem como sendo o tempo gasto para esgotar a água mais o tempo para resgatar os peixes (duração do resgate). Usamos a correlação não paramétrica de Spearman para testar a existência de correlação entre (i) a duração média do resgate e a biomassa total média resgatada e (ii) a biomassa média resgatada morta e a duração média das drenagens. Na primeira análise (i) utilizamos dados das seguintes usinas: UHAU, UHAD, UHEM, UHFU, UHIR, UHIT, UHJG, UHMR, UHNP, UHPE, UHSS e UHTM. Na segunda análise (ii), das UHAD, UHCM, UHEM, UHFU, UHIT, UHJG, UHMR, UHNP, UHRO e UHSS.

Usamos a regressão linear para elaborar um modelo de predição da quantidade de mandis a serem resgatados no tubo de sucção em função da sua *CPUE* no canal de fuga para a UHAD.

Determinamos os valores médios de *OD* (mg/L) em drenagens para cada usina. Agrupamos as usinas por bacia hidrográfica conforme Tabela 2. Para usinas com pelo menos seis drenagens (UHAD, UHEM, UHQM, UHSS e UHTM), testamos a existência de correlação entre o *OD* médio do tubo de sucção e a biomassa total resgatada no tubo de sucção e poço de esgotamento.

Utilizamos o Statistica 7.0 nas análises estatísticas, adotando o nível de significância (α) de 0,05.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Frequência das manobras e variação sazonal de drenagens

As manobras mais frequentes foram drenagens e partidas (Figura 6). As usinas com o maior número de drenagens foram UHAD (13,6%), UHTM (12,3%) e UHSS (8,6%). As duas últimas também tiveram o maior número de partidas (74,7% e 17,3%, respectivamente). A maioria das drenagens (75,3%) foi realizada na estação seca.

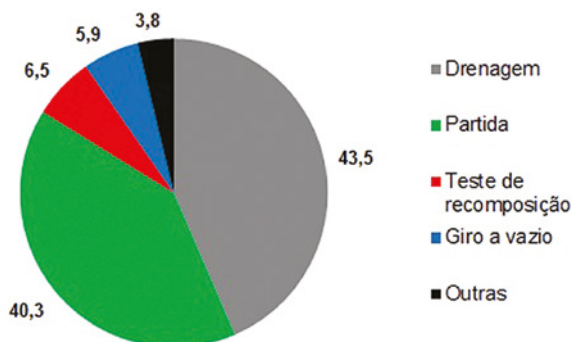


FIGURA 6 – Porcentagem de ocorrência das manobras.

Usinas hidrelétricas realizam periodicamente manutenções em suas UGs de forma programada ou emergencial. Nas manutenções, a presença de peixes no canal de fuga representa potencial risco de acidente ambiental. Esse risco depende das espécies aí presentes e, principalmente, da quantidade de peixes que entra no tubo de sucção da UG parada. Peixes acumulados no canal de fuga podem entrar em UGs em manutenção ou permanecer próximos a elas e ser expostos a riscos como choques mecânicos ou aprisionamento (Andrade *et al.* 2012).

A quantidade de peixes no canal de fuga varia ao longo do ano. Manobras realizadas na estação chuvosa representam maior risco à ictiofauna, já que nessa época ocorre a piracema (Godinho & Kynard 2009). Peixes em migração tendem a se acumular a jusante das usinas (Agostinho *et al.* 2007, Lopes & Silva 2012). Loures e Pompeu (2012), por exemplo, observaram maior quantidade de peixes no canal de fuga da UHTM na estação chuvosa. Por representar incremento ao risco já

existente, não recomendamos que a manutenção de UGs seja realizada na estação chuvosa. No entanto, nem sempre é possível que essas intervenções sejam feitas na estação seca devido à dinâmica na programação de atividades e ao surgimento de demandas emergenciais. Verificamos neste trabalho que a maioria das drenagens ocorreu na estação seca. Em parte, isso se deve a um controle institucional mais efetivo para que a ocorrência dessa manobra seja em período de menor risco para a ictiofauna.

3.2 Espécies registradas em manobras

Nas diferentes manobras, registramos 83 espécies entre os peixes resgatados. As ordens com maior número de espécies foram Characiformes, Siluriformes e Perciformes (Figura 7). Dentro dessas três ordens, as famílias Anostomidae, Characidae, Cichlidae e Pimelodidae representaram juntas mais de 60% das espécies resgatadas. Characidae teve maior frequência de espécies resgatadas vivas, enquanto Pimelodidae, de mortas. *Pimelodus maculatus* foi a espécie que ocorreu no maior número de manobras (Figura 8). Ela é considerada uma das espécies mais impactadas pela operação e manutenção de UGs de usinas brasileiras (Andrade *et al.* 2012).

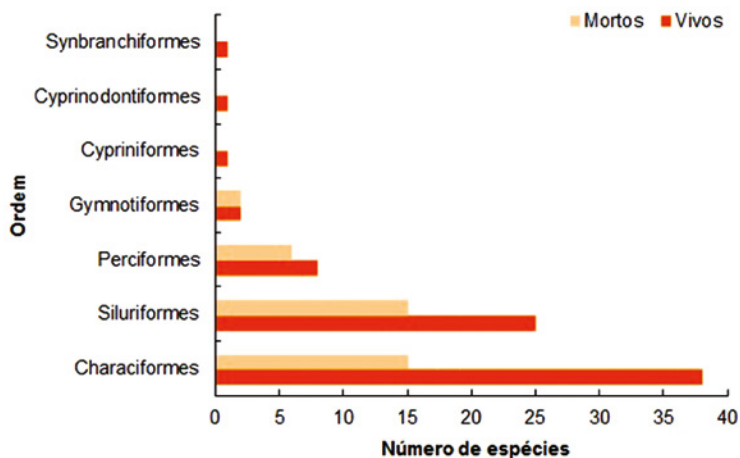


FIGURA 7 – Número de espécies por ordem entre os peixes resgatados vivos e mortos em manobras em usinas hidrelétricas do sudeste brasileiro entre janeiro de 2009 e dezembro de 2012.

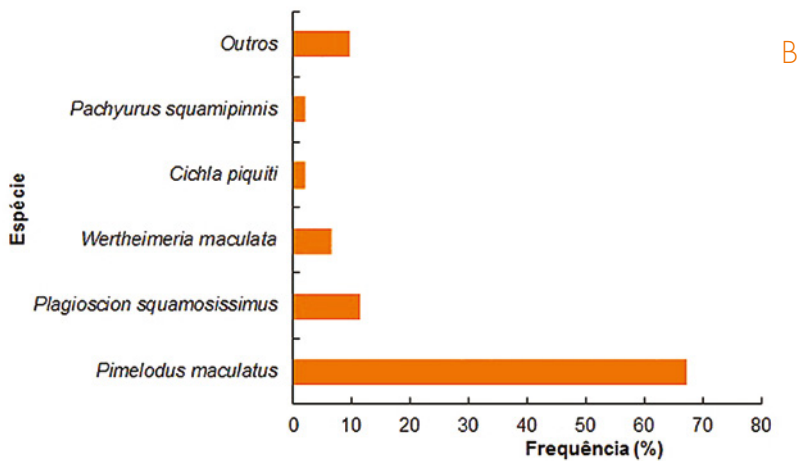
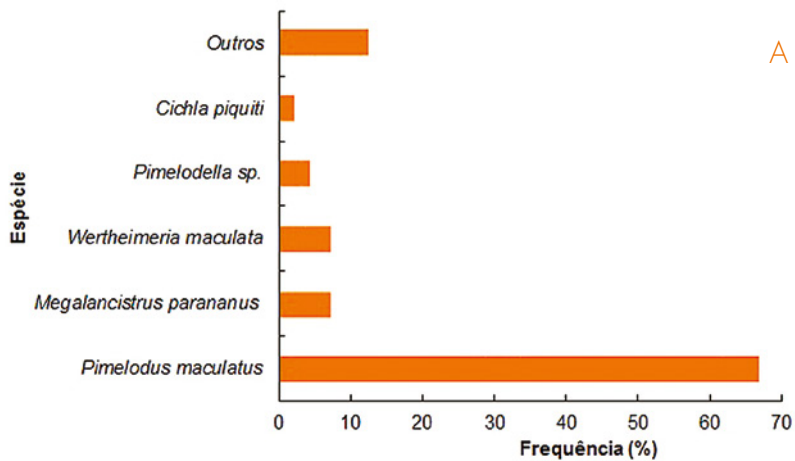


FIGURA 8 – Frequência de manobras com ocorrência das principais espécies de peixes resgatadas vivas (A) e mortas (B) em usinas hidrelétricas do sudeste brasileiro entre janeiro de 2009 e dezembro de 2012.

3.3 Biomassa morta em manobras

As manobras com maiores porcentagens acumuladas de biomassa morta no período avaliado foram drenagens (61,5%) e partidas (26,6%), mas a reversão síncrono-gerador foi a manobra com maior porcentagem média de biomassa morta (Figura 9).

Os riscos para os peixes nas drenagens estão associados ao estresse, à hipóxia e à injúria física (Portz *et al.* 2006), dado o tempo que eles ficam aprisionados no tubo de sucção após o isolamento da UG. Tanto pela dificuldade de resgate, mesmo com as melhorias ocorridas nos últimos anos, como pela quantidade de indivíduos que podem ficar aprisionados, a drenagem é a manobra de maior risco para os peixes (Andrade *et al.* 2012). Os valores elevados de biomassa morta registrados neste estudo confirmam os riscos dessa manobra.

Em partidas, as mortes são ocasionadas principalmente por injúria física e barotraumas. A biomassa afetada por partida, em geral, não foi elevada (1,9 kg em média), mas como essa manobra é a mais comum na operação das usinas, o seu potencial risco aos peixes se deve à frequência com que ela ocorre. Partidas de UG são frequentes em diversas usinas para, principalmente, atender a demanda energética, que é variável ao longo do tempo nas diferentes regiões do país. Além disso, paradas para manutenções preventivas e periódicas são recorrentes.

A reversão síncrono-gerador, mesmo não apresentando valor elevado de biomassa morta acumulada, foi a manobra com maior biomassa morta média. Peixes podem sofrer injúrias físicas e barotraumas durante a expulsão da bolha de ar provocada pela manobra. A reversão síncrono-gerador ocorre somente em usinas hidrelétricas específicas (*e.g.*, UHEM, UHIT, UHNP, UHPE) e pode ser frequente. Apesar do baixo número de amostras, sabemos que essa manobra pode provocar a morte de peixes, como observado na UHEM. É possível que mortandades elevadas de peixes pela reversão síncrono-gerador ocorram nas demais usinas que a praticam, mas dados específicos são necessários.

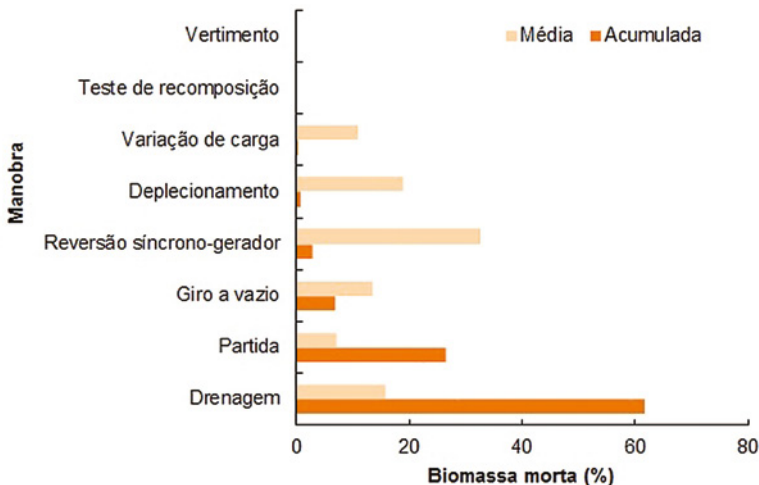


FIGURA 9 – Porcentagem da biomassa morta (média e acumulada) nas manobras em usinas hidrelétricas do sudeste brasileiro entre janeiro de 2009 e dezembro de 2012.

3.4 Drenagens

Houve correlação do número de drenagens com a biomassa total resgatada e a riqueza de espécies resgatadas (Figura 10). Houve também correlação da biomassa total resgatada com a riqueza. Não houve diferença significativa na biomassa média resgatada viva e morta em drenagens entre as usinas das três classes de idade e das três categorias de risco (teste de Kruskal-Wallis: $P > 0,05$). Acreditamos que a inexistência de diferença possa estar relacionada às melhorias de procedimentos implementados desde a consolidação da IS-47, como monitoramento prévio à drenagem e avaliação do seu risco para a ictiofauna, acompanhamento e programação de drenagens para períodos de menor concentração de peixes a jusante das usinas, melhorias estruturais nas usinas e nas técnicas de resgate de peixes. Tais procedimentos podem ter contribuído diretamente para a atenuação do risco. Sem esses controles, era esperada maior biomassa resgatada viva ou morta em drenagens nas usinas de maior risco de morte de peixes. Também seria esperada maior biomassa nas usinas mais novas, já que, em geral, a abundância de peixes a jusante delas é maior. Por esse motivo, os procedimentos de atenuação de risco são empregados com frequência em usinas mais novas, assim como nas de maior risco.

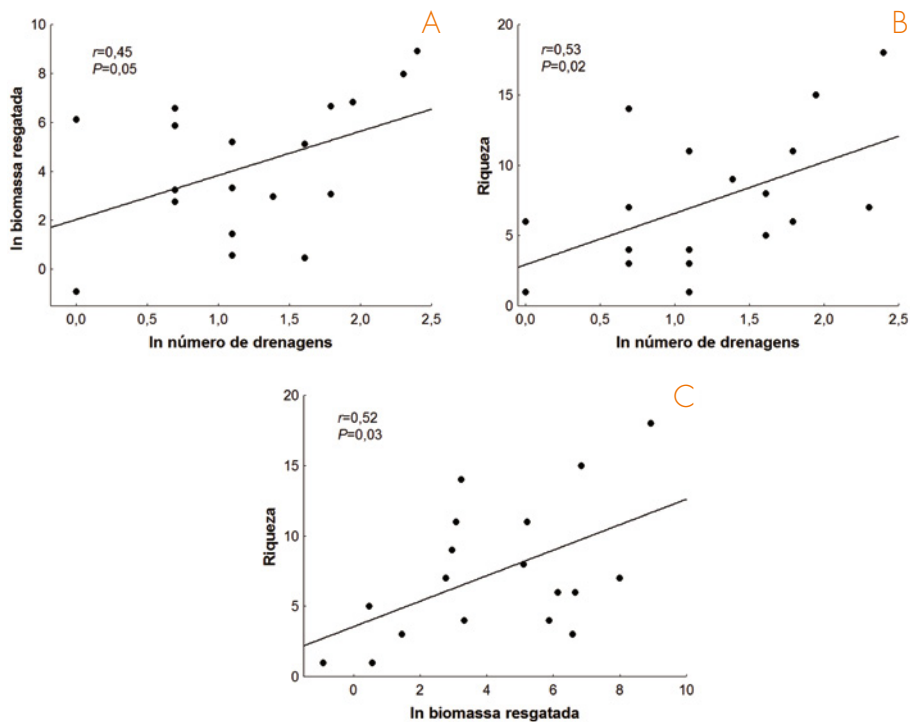


FIGURA 10 – Biomassa total resgatada (kg) e número de drenagens acompanhadas (A); riqueza de espécies resgatadas e número de drenagens (B); riqueza de espécies resgatadas e biomassa total resgatada (C) em usinas hidrelétricas do sudeste brasileiro de janeiro de 2009 a dezembro de 2012. Cada ponto corresponde a uma usina.

3.4.1 Duração das drenagens

A duração média das drenagens variou de 1h33min a 16h57min. A duração média do resgate dos peixes correlacionou-se com a biomassa média total resgatada (Figura 11). Houve correlação entre a biomassa média resgatada morta e a duração média da drenagem (Figura 12).

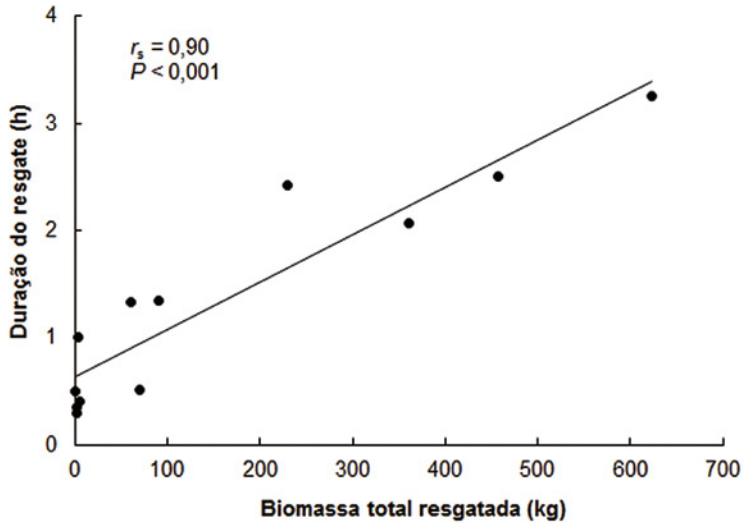


FIGURA 11 – Duração do resgate de peixes e biomassa total resgatada em drenagens de unidades geradoras em usinas hidrelétricas do sudeste brasileiro entre janeiro de 2009 e dezembro de 2012. Cada ponto corresponde às médias de uma usina.

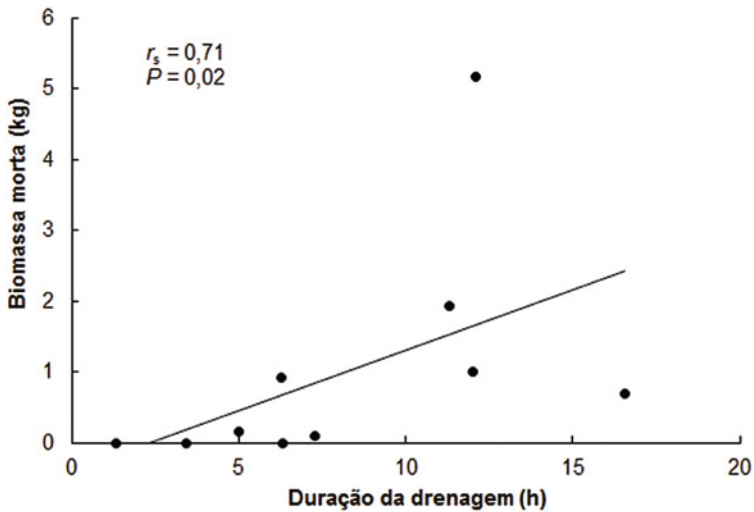


FIGURA 12 – Biomassa resgatada morta e duração da drenagem de unidades geradoras em usinas hidrelétricas do sudeste brasileiro entre janeiro de 2009 e dezembro de 2012. Cada ponto corresponde às médias de uma usina.

Constatamos neste trabalho que quanto maior a biomassa a ser resgatada, maior a duração do resgate. Como o tempo de confinamento influencia no estresse dos peixes, o prolongamento dessa atividade pode aumentar o risco de morte. Observamos também que quanto maior a duração da manobra, maior a biomassa morta. O estresse gerado pela drenagem em conjunto com o aumento da densidade e a diminuição progressiva do OD ao longo da drenagem foram, possivelmente, a causa dessa relação. Além disso, durante o confinamento e transporte dos peixes, eles podem injuriar uns aos outros. Peixes com injúrias favorecem o aparecimento de fungos e bactérias que poderão levá-los à morte posteriormente. Tendo em vista que o aumento do risco da drenagem está relacionado à sua duração, a programação e preparação para a drenagem devem ser realizadas com a maior cautela possível.

3.4.2 Modelo preditivo do número de mandis aprisionados no tubo de sucção

Para a UHAD, estabelecemos um modelo para prever o número de mandis aprisionados no tubo de sucção (variável dependente) em função de sua CPUE no canal de fuga (variável independente). A variável dependente apresentou relação não linear com a variável independente. Linearização foi obtida após transformação logarítmica (Figura 13). O modelo de predição foi significativo (coeficiente de regressão $\neq 0$) e a equação obtida para essa usina foi $Y = 5,692 + 0,552 X$ ($r^2 = 0,60$; $P = 0,02$), onde $Y = \ln$ do número de mandis aprisionados e $X = \ln$ (CPUE + 1). Para a UHTM, a fórmula do modelo preditivo é $Y = 17,1 + 65,4 X$ (Andrade *et al.* 2012).

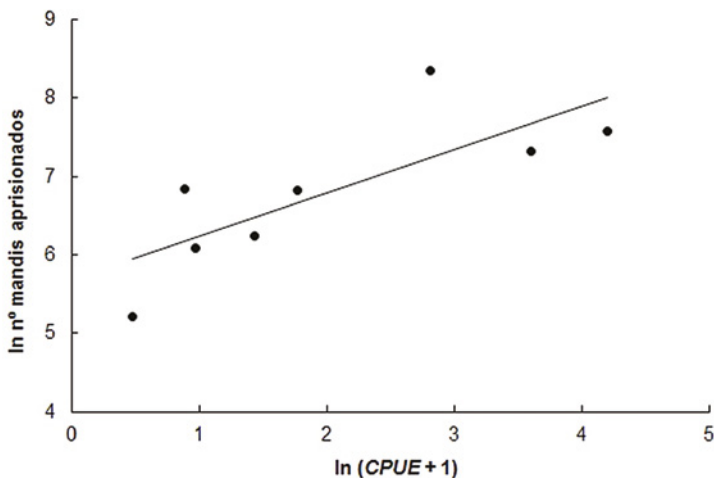


FIGURA 13 – Número de mandis resgatados em drenagens de unidades geradoras da UHE Amador Aguiar II e a captura por unidade de esforço (CPUE) de mandis no canal de fuga.

A obtenção de modelo capaz de prever o número de peixes a serem resgatados em drenagens a partir da CPUE é um significativo avanço para a mitigação de impactos em usinas. As equações apresentadas para as UHAD e UHTM podem prever, em futuras drenagens, o risco associado à manobra. Essa ferramenta é essencial para o embasamento das tomadas de decisão sobre a realização ou não da drenagem e para o provisionamento adequado de materiais e pessoas. O acréscimo de novos dados de mais drenagens será fundamental para o refinamento dos modelos. A elaboração de modelos preditivos também poderá ser aplicada a outras usinas e manobras quando houver dados em quantidade suficiente.

3.4.3 Oxigênio dissolvido durante as drenagens

Os valores de OD de drenagens realizadas de janeiro de 2009 a dezembro de 2012 variaram entre as usinas de diferentes bacias hidrográficas (Figura 14). Os menores registros de OD ocorreram nas usinas das bacias dos rios Jequitinhonha (UHIR) e São Francisco (UHTM e UHQM). Nos reservatórios dessas usinas ocorre estratificação térmica (Esteves *et al.* 1985, Supram 2010) e a tomada d'água de suas UGs está no hipolímico, que tende a anoxia. Por isso, os menores teores de

OD na água do tubo de sucção dessas usinas. Nas usinas das demais bacias, os valores de OD foram mais elevados e semelhantes. Seus reservatórios podem ou não estratificar, mas na maioria das usinas a tomada d'água de suas turbinas está mais próxima à superfície ou acima do hipolímnio. A UHEM, situada no rio Paranaíba, é exceção, pois apresentou baixos valores de OD em algumas drenagens, possivelmente porque tem a tomada d'água de suas turbinas no hipolímnio dependendo do nível de água de montante e se o reservatório está ou não estratificado.

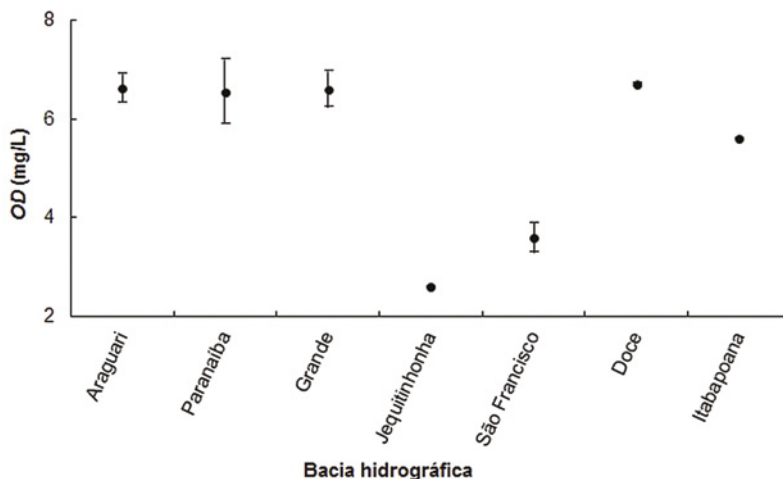


FIGURA 14 – Média e erro-padrão do oxigênio dissolvido (OD) na água do tubo de sucção durante drenagens de unidades geradoras de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas do sudeste brasileiro.

Na UHAD, mas não nas demais usinas com dados disponíveis, houve correlação negativa da média do OD do tubo de sucção com a biomassa total resgatada (Figura 15). Assim, quanto maior a biomassa de peixes aprisionada no tubo de sucção durante a drenagem, maior é o consumo de OD. O deplecionamento do OD aumenta o estresse e o risco de morte dos peixes na drenagem. E quanto maior a biomassa, maior é o risco de morte. Dessa forma, monitorar o OD durante a drenagem é importante indicação da biomassa aprisionada e, eventualmente, da necessidade ou não de abortar a manobra em caso de grande biomassa de peixe a ser resgatada.

As demais usinas analisadas (UHEM, UHQM, UHSS e UHTM) podem não ter apresentado correlação pela necessidade de mais dados para verificar a interferência da sazonalidade e da estratificação dos reservatórios na concentração do OD no tubo de sucção. Outros fatores ainda podem alterar os valores de OD durante a drenagem, como vazamentos de água e óleo no interior da UG e o tempo da manobra.

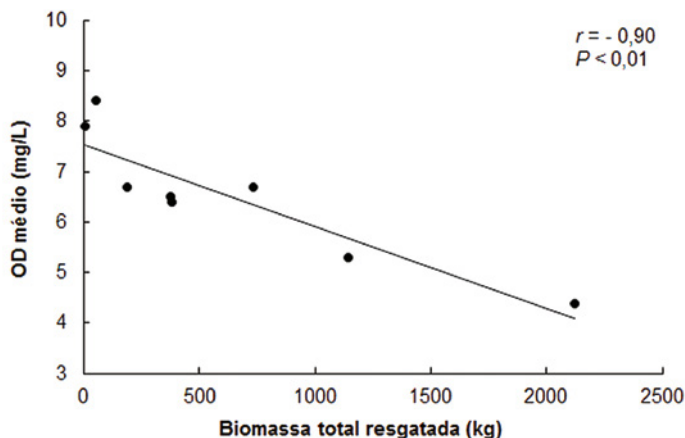


FIGURA 15 – Média do oxigênio dissolvido (OD) na água no tubo de sucção e a biomassa total resgatada em drenagens de unidades geradoras na UHE Amador Aguiar II entre janeiro de 2009 e dezembro de 2012.

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os riscos para a ictiofauna na operação e manutenção de usinas hidrelétricas é parte integrante do processo de geração de energia. Estudar essas atividades com o objetivo de encontrar padrões e desenvolver processos de atenuação dos riscos é prática que deveria ser usual em todo o setor elétrico. Acreditamos que os resultados consolidados aqui apresentados devam ser levados em consideração na operação das usinas. Além disso, eles indicam a importância da continuidade dos estudos para a busca de novas soluções para outros problemas que ainda não foram adequadamente investigados.

5 – AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos biólogos Átila Rodrigues de Araújo, Clarissa Chalub Fonseca da Silva, Dalbert Benjamim Costa, Fernanda de Oliveira Silva, Flávia Silveira Lemos Thomé, Francisco Ricardo de Andrade Neto, João de Magalhães Lopes, Leonardo Cardoso Resende, Luiz Antônio Rocha, Mateus Moreira de Carvalho, Paulo Guimarães Neto, Rafael Goretti Tolomelli, Raoni Rosa Rodrigues, Ricardo Becker de Araújo e Yuri Malta Caldeira e aos pescadores profissionais/barqueiros pela contribuição na coleta de dados. Agradecemos também aos empregados e contratados da Cemig e consórcios pelo auxílio na realização das manobras.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Pelicice F.M. (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 723-730.

Esteves F.A., Amorim J.C., Cardoso E.L. & Barbosa F.A.R. (1985) Caracterização limnológica preliminar da Represa de Três Marias (MG) com base em alguns parâmetros ambientais básicos. *Ciência e Cultura* **37** (4), 608-617.

Godinho A.L. & Kynard B. (2009) Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *Rivers Research and Applications* **25**, 702-712.

Lopes J.M. & Silva F.O. (2012) Metodologia para o Planejamento, Implantação, Definição de Objetivos e Monitoramento de Sistemas de Transposição de Peixes pela Cemig. In: J.M. Lopes & F.O. Silva (orgs) *Série Peixe Vivo: Transposição de peixes*. Belo Horizonte, MG: Cemig, pp. 19-33.

Loures R.C. & Pompeu P.S. (2012) Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 731-740.

Portz D.E., Woodley C.M. & Cech Jr. J.J. (2006) Stress-associated impacts of short-term holding on fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **16** (2), 125-170.

Supram – Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável Jequitinhonha (2010) *Parecer técnico sobre revalidação de licença ambiental da UHE Irapé*. Diamantina, 57 pp.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 4

DIVERSIDADE DE PEIXES A JUSANTE DE USINAS HIDRELÉTRICAS

RAFAEL COUTO ROSA SOUZA, RAONI ROSA RODRIGUES,
ANA CAROLINA LACERDA RÊGO, ÁTILA RODRIGUES ARAÚJO,
IVO GAVIÃO PRADO, MATEUS MOREIRA CARVALHO,
THIAGO TEIXERA SILVA & ALEXANDRE LIMA GODINHO

Souza R.C.R., Rodrigues R.R., Rêgo A.C.L., Araújo A.R., Prado I.G., Carvalho, M.M. *et al.* (2016) Diversidade de peixes a jusante de usinas hidrelétricas. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 97-128 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

A região neotropical apresenta a maior diversidade de peixes de água doce do mundo, com cerca de 4.475 espécies (Reis *et al.* 2003). Estimativas apontam para a riqueza em torno de 310 espécies de peixes somente para a bacia do alto rio Paraná, embora a descoberta de novas espécies nessa bacia ainda tenha crescimento exponencial (Langeani *et al.* 2007).

A construção de usinas hidrelétricas é fundamental para o desenvolvimento do país, entretanto gera impactos sociais e ambientais de difícil mitigação ou compensação (Fearnside 1999). Os impactos são gerados tanto a montante quanto a jusante do barramento. A montante, a criação do reservatório gera drástica mudança, com transformação do rio em lago, ocasionando profundas alterações na ictiofauna que habita a região (Agostinho *et al.* 2007). O conhecimento destas modificações já é bem relatado pela ciência. Agostinho e colaboradores (2007), por exemplo, analisaram dados de 77 reservatórios distribuídos em todo o Brasil e encontraram uma média de 30 espécies de peixes por reservatório, número considerado baixo tendo em vista o tamanho da área represada e a alta diversidade encontrada nos trechos naturais. Esse conhecimento auxilia na implementação de medidas mais eficazes para mitigar esse impacto.

A jusante, por outro lado, os principais problemas gerados pelas usinas hidrelétricas estão relacionados à regulação da vazão do rio, com mudanças na intensidade, magnitude, duração e frequência das cheias (McCartney *et al.* 2001). Como as inundações das planícies são consideradas fatores primários na regulação de diversos fatores biológicos locais (Lowe-McConnell 1987), os impactos a jusante podem ser ainda maiores que os a montante (Agostinho *et al.* 2008), podendo alcançar centenas de quilômetros a jusante do empreendimento (McCartney *et al.* 2001). Para a ictiofauna, alterações na reprodução, recrutamento e bloqueio das migrações estão entre os impactos mais significativos (Agostinho *et al.* 2008).

Entretanto, o conhecimento da comunidade de peixes presente na região imediatamente a jusante das usinas hidrelétricas não é tão vasto quanto para a região

do reservatório (Agostinho *et al.* 2008). Por isso, determinar os padrões ecológicos das assembleias presentes nesse local é fundamental para a adoção de medidas para conservação e mitigação dos impactos causados pela barragem e operação da usina hidrelétrica. Dessa forma, o objetivo deste trabalho é avaliar as características ecológicas relacionadas à riqueza e diversidade das assembleias de peixes a jusante de barragens no alto rio Paraná e como elas são influenciadas pelas usinas e pelos demais fatores abióticos do hábitat.

2 – MATERIAIS E MÉTODOS

Coletamos peixes em 12 usinas hidrelétricas das bacias dos rios Grande e Paranaíba, localizadas na bacia do alto rio Paraná (doravante Alto Paraná) de 2009 a 2012. As usinas amostradas foram Amador Aguiar I (UHAU), Amador Aguiar II (UHAD), Camargos (UHCM), Emborcação (UHEM), Funil (UHFU), Itutinga (UHIT), Jaguará (UHJG), Miranda (UHMR), Nova Ponte (UHNP), Pai Joaquim (PCHPJ), São Simão (UHSS) e Volta Grande (UHVG). Coletamos os peixes conforme metodologia descrita no Capítulo 2 deste livro.

Para cada usina, determinamos a riqueza total (S_i), a riqueza de peixes migradores (S_m), o número total de indivíduos amostrados (N_i), o número de peixes amostrados das espécies migradoras (N_m), e os índices de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Berger-Parker (d) (Pielou 1966, Berger & Parker 1970). Na determinação da riqueza, mantivemos no nível específico os cascudos (gênero *Hypostomus*) que puderam ser identificados e agrupamos os demais, devido às dificuldades de identificação das espécies desse grupo (Langeani & Rêgo 2014), em *Hypostomus* spp. A classificação das espécies em migradoras seguiu Agostinho *et al.* (2007). A constância de ocorrência de cada táxon nas usinas foi determinada pela fórmula de Bodenheimer (1938): $C = P.100.N^{-1}$, onde P = número de usinas contendo a espécie e N = número de usinas amostradas. As espécies foram, então, classificadas como constantes (presentes em mais de 50% das usinas), acessórias (presentes em 25% a 50% das usinas) ou acidentais (presentes em menos de 25% das usinas).

Fizemos, para cada usina, a curva de rarefação com base no número de indivíduos coletados e 100 aleatorizações sem reposição, para avaliar se o esforço amostral foi suficiente para amostrar toda a riqueza local susceptível de ser capturada pelos petrechos de pesca empregados. Determinamos também a correlação de Spearman (r_s) da S_t com N_t e o número de amostras.

Determinamos o número de peixes amostrados nas estações chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro) para cada usina. Testamos as diferenças nesse número entre os dois períodos usando o teste de *Wilcox*. Examinamos também a variação no número de peixes amostrados entre anos para a UHAD e a UHEM, duas das usinas com o maior número de indivíduos amostrados.

Utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) para verificar a influência das variáveis abióticas sobre a S_t , S_m , N_m e H' . Inicialmente, o modelo completo continha as seguintes variáveis: número de tributários de 4ª ordem ou maior no remanescente lótico de jusante, presença de trecho lótico a jusante, idade da usina, vazão turbinada, vazão vertida e bacia hidrográfica (Tabela 1). Para a vazão turbinada, utilizamos a média diária. Devido à grande amplitude dessa vazão entre as usinas hidrelétricas, padronizamos a vazão turbinada dividindo-a pela média da vazão turbinada calculada para todas as usinas hidrelétricas. Fizemos o mesmo para a vazão vertida. Usamos a bacia hidrográfica como variável categórica para captar eventuais diferenças históricas no uso e ocupação das duas bacias. Testamos o modelo contra o modelo nulo (variável resposta explicada pelo acaso) utilizando a análise de *deviance* e o teste qui-quadrado para S_t e S_m e F para N_m e H' (Crowley 2007). Caso o modelo tivesse sido não significativo, concluiu-se que as variáveis abióticas não teriam influência sobre as variáveis resposta. Caso o modelo tivesse sido significativo, fazia-se a simplificação do modelo, usando a análise de *deviance*, retirando as variáveis menos significativas (maior valor de P) uma a uma até que apenas as variáveis significativas ficassem no modelo. Analisamos a adequação do modelo graficamente pelo envelope de probabilidade dos resíduos em relação à distribuição de probabilidade escolhida (distribuição de Poisson para a S_t e distribuição normal para H') e da análise da *deviance* residual (Crowley 2007).

Utilizamos o índice de similaridade de Bray-Curtis para construção da matriz de similaridade. Em seguida, realizamos o escalonamento multidimensional não

métrico (nMDS) para caracterizar a semelhança das assembleias a jusante entre as diferentes usinas. Usamos a transformação logarítmica para diminuir o efeito das espécies mais abundantes. Realizamos a PERMANOVA para testar diferenças entre os grupos formados pelo nMDS. A avaliação do estresse foi feita com base na regra de Kruskal (1964). Realizamos a análise de SIMPER sob a matriz de similaridade transformada para identificar as espécies que mais contribuíram para a diferenciação dos grupos formados no nMDS.

TABELA 1 – Características das 12 usinas hidrelétricas amostradas no Alto Paraná (NT = número de tributário de 4ª ordem ou maior no remanescente lótico de jusante; TL = trecho lótico a jusante presente (P) ou ausente (A); IU = idade da usina; Q_t = vazão turbinada; Q_v = vazão vertida; NA = número de amostragens)

Usina hidrelétrica	Sigla	Bacia hidrográfica	NT	TL	IU (anos)	Q _t (m ³ /s)	Q _v (m ³ /s)	NA
Amador Aguiar I	UHAU	Paranaíba	0	A	5	21,8	316,8	7
Amador Aguiar II	UHAD	Paranaíba	1	P	5	36,9	282,3	29
Camargos	UHCM	Grande	0	A	51	17,6	103,4	18
Emborcação	UHEM	Paranaíba	3	P	29	10,0	425,3	20
Funil	UHFU	Grande	2	P	10	41,9	242,7	12
Itutinga	UHIT	Grande	0	P	56	12,1	99,7	20
Jaguara	UHJG	Grande	0	A	40	120,6	749,0	6
Miranda	UHMR	Paranaíba	0	A	13	7,6	302,7	6
Nova Ponte	UHNP	Paranaíba	1	A	17	5,5	244,8	5
Pai Joaquim	PCHPJ	Paranaíba	1	A	70	15,2	0,0	19
São Simão	UHSS	Paranaíba	3	P	33	298,1	2.113,5	34
Volta Grande	UHVG	Grande	1	A	37	64,2	926,9	7

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esse trabalho é um dos primeiros a fazer uma análise da assembleia de peixes nos primeiros quilômetros a jusante de usinas hidrelétricas neotropicais, especialmente abrangendo número significativo de usinas (12) espacialmente bem distribuídas em duas bacias (Grande e Paranaíba). Embora os impactos a jusante das

usinas sejam tão intensos ou até mesmo maiores que a montante, poucos foram os estudos que buscaram entender os padrões ecológicos aí presentes (Pringle *et al.* 2000, Agostinho *et al.* 2008), como o feito por Loures & Pompeu (2015), que avaliaram a variação da riqueza e abundância de peixes a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias (UHTM), no rio São Francisco. A maioria dos trabalhos nos neotrópicos está relacionada com as mudanças na dinâmica reprodutiva causadas pela alteração dos regimes de cheia (*e.g.*, Agostinho *et al.* 2004) ou na importância dos tributários a jusante para a manutenção das populações de espécies migradoras (*e.g.*, Agostinho *et al.* 2004, Sato *et al.* 2005).

3.1 Riqueza e abundância

Capturamos 18.297 indivíduos de, pelo menos, 87 táxons nas 12 usinas amostradas. O número de indivíduos amostrados por usina variou de 73 a 5.694. A UHAD foi a com maior número de indivíduos, 5.694 indivíduos, seguida da UHSS, com 4.391. As quatro usinas com mais peixes capturados, UHAD, UHSS, UHEM e UHFU, responderam por 83,8% de todos os peixes coletados. A maior S_i ocorreu na UHSS (59), seguida da UHEM (45) e UHAD (39). A lista de espécies e ocorrência por usina estão no Apêndice A.

Os peixes amostrados pertenciam a quatro ordens (*Characiformes*, *Gymnotiformes*, *Perciformes* e *Siluriformes*). Juntos, os *Characiformes* e *Siluriformes* contribuíram com 91,6% de todos os indivíduos capturados. A ordem *Characiformes* apresentou a maior riqueza, com 48 espécies. Por outro lado, a ordem *Siluriformes*, com 10.310 indivíduos, foi a mais numerosa (56,4% do total), alavancada pela expressiva captura de mandis e cascudos. *Characiformes* e *Siluriformes* são as ordens mais ricas e abundantes na região neotropical (Lowe-McConnel 1987) e compreendem cerca de 80% de todas as espécies de peixes do Alto Paraná (Langeani *et al.* 2007).

As curvas de rarefação de espécies permitiram separar as usinas em dois grupos: aquelas com curva próxima da assíntota (Figura 1) e as com curva em ascensão inclinada (Figura 2). Ao primeiro grupo pertencem as usinas com maior número de amostragens, onde capturamos, provavelmente, a maioria das espécies de peixes susceptíveis de serem apanhadas pelos petrechos de pesca empregados.

No segundo grupo, estão as usinas com menor número de amostragens. A curva de rarefação em ascensão mais inclinada dessas usinas indica subamostragem da S_i . Por isso, essas usinas precisam ser amostradas outras vezes para que a curva de rarefação se aproxime da assíntota. Para todas as usinas, o emprego de outros petrechos de pesca permitiria a coleta de maior número de espécies, particularmente as de pequeno porte. Entretanto, esse não foi o nosso objetivo. Os resultados apresentados mostram as limitações impostas pela seletividade dos petrechos, podendo ser utilizados como exemplo para estudos que busquem realizar inventário completo da assembleia de peixes de determinada região.

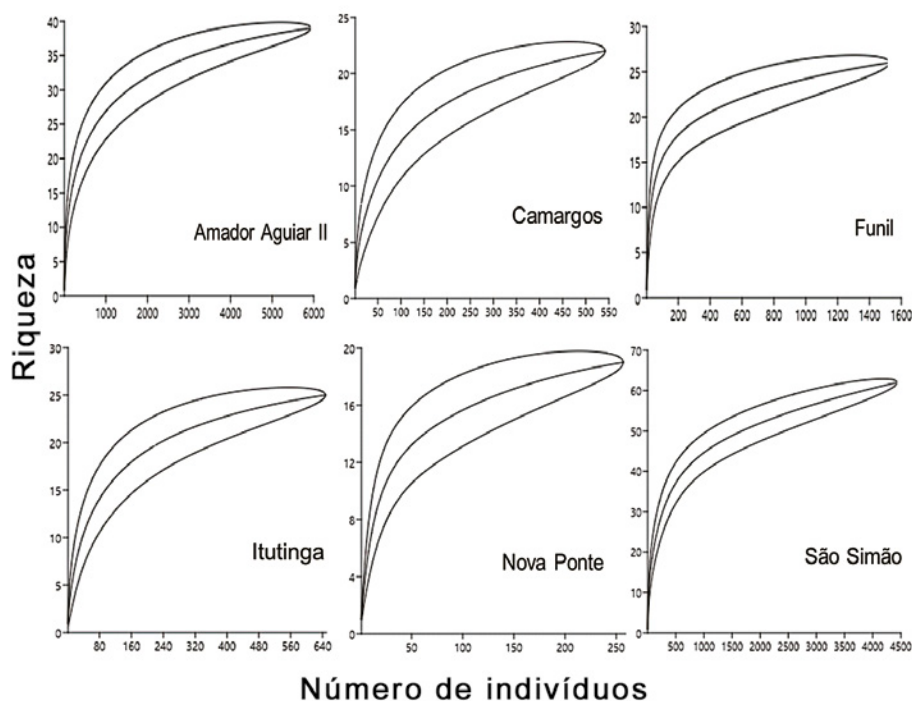


FIGURA 1 – Curva de rarefação com intervalo de confiança a 95% da riqueza de peixes a jusante de seis usinas hidrelétricas na bacia do Alto Paraná. Para essas usinas, a curva se aproxima de uma assíntota.

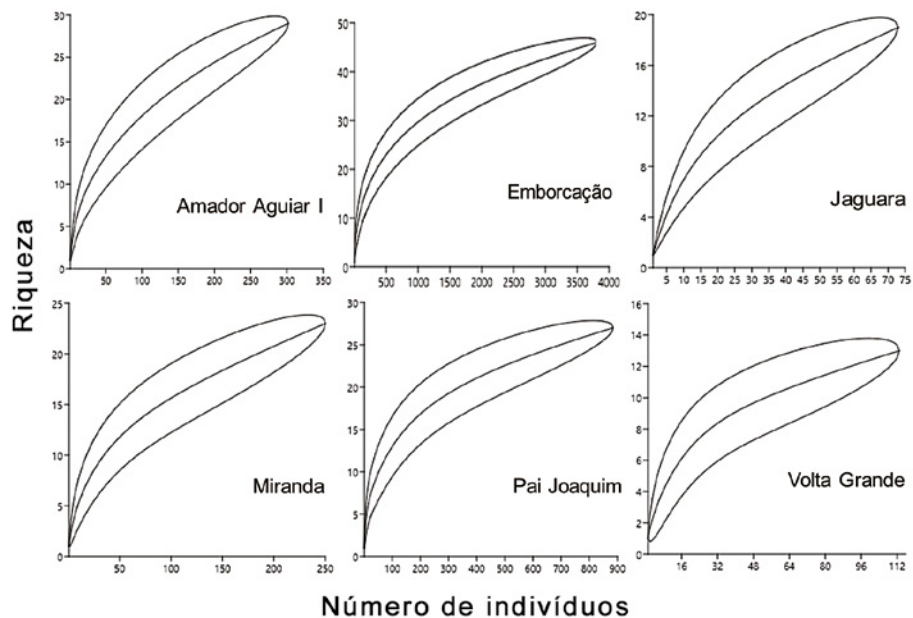


FIGURA 2 – Curva de rarefação com intervalo de confiança a 95% da riqueza de peixes a jusante de seis usinas hidrelétricas na bacia do Alto Paraná. Para essas usinas, a curva não se aproxima de uma assíntota.

A S_t apresentou alta correlação positiva com N_t ($r_s = 0,88$, $P < 0,05$) e o número de amostragens ($r_s = 0,78$, $P < 0,05$) nas usinas estudadas (Figura 3). A S_t e N_t estão relacionadas com o esforço amostral e o tipo de equipamento utilizado na amostragem (Magurran 2004).

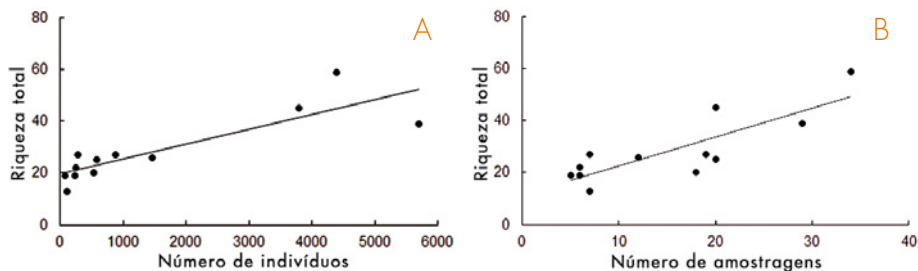


FIGURA 3 – Relações da riqueza total de peixes com número de indivíduos amostrados (A) e o número de amostragens (B) em 12 usinas hidrelétricas do Alto Paraná.

A variação de S_i foi explicada pelo número de tributários a jusante, presença do trecho lótico e bacia da usina (Tabela 2). O número de tributários e a presença de trecho lótico a jusante das usinas provavelmente proporcionam a existência de mais habitats e, conseqüentemente, mais espécies, do que naquelas usinas que têm o trecho de jusante afogado pelo reservatório abaixo ou que não possuem tributários a jusante. Além disso, tributários e trechos lóticos a jusante servem de refúgio para as espécies reofilicas com baixa tolerância a ambientes lênticos.

Os principais problemas causados pelas usinas no trecho de jusante estão relacionados com o controle da vazão do rio (Ligon *et al.* 1995, McCartney *et al.* 2001). Esse controle gera alterações na morfologia do rio (Ligon *et al.* 1995), na qualidade e quantidade da água (Agostinho *et al.* 2001) e na liberação de sedimentos e nutrientes (Barbosa *et al.* 1999). Embora os impactos possam perdurar por muitos quilômetros do empreendimento, quanto mais longe da usina, menores são os seus efeitos (McCartney *et al.* 2001). Nossos dados mostram que a riqueza de espécies de peixes foi maior nas usinas com trecho lótico a jusante (Figura 4), provavelmente pela persistência de habitats de peixes reofilicos. Além disso, a ictiofauna neotropical é mais bem adaptada aos ambientes lóticos, visto a virtual ausência de ambientes lênticos naturais (Lowe-McConnell 1987).

Outro aspecto que influenciou a S_i foi a bacia onde cada usina está inserida, bacia do rio Grande ou do rio Paranaíba. Aquelas presentes no Paranaíba apresentaram maior riqueza independente da presença de trecho lótico a jusante. As duas bacias apresentam intensa ocupação do solo pela agricultura, pecuária e crescente aumento de suas populações humanas (Scolforo *et al.* 2008, IMB 2012, CPLA 2015). Entretanto, as usinas na bacia do rio Grande estão localizadas na calha principal, que, com as suas 12 barragens, tornou-se uma cascata de reservatórios (Capítulo 2). Na bacia do rio Paranaíba, são nove usinas, distribuídas nos rios Araguari (5) e Paranaíba (4). A transformação de um rio em uma cascata de reservatórios tem sido documentada como um fator determinante para a diminuição da riqueza de espécies e homogeneização das assembleias nas regiões remanescentes (Petesse & Petrere 2012).

Nós não encontramos relação da S_t com variáveis operativas. A análise englobando as variáveis operativas e a maneira diferenciada que cada uma das usinas deve operar para atender o Operador Nacional do Sistema (ONS) não demonstra a realidade de cada uma delas separadamente. Entretanto, Loures & Pompeu (2015) demonstraram que a riqueza a jusante da UHTM está relacionada com a vazão total e pluviosidade.

TABELA 2 – Estimativa dos parâmetros e análise de variância do GLM da riqueza total de espécies em função do número de tributários, presença ou ausência de trecho lótico a jusante e bacia. Modelo nulo com *deviance* de 59,49 e 11 graus de liberdade (GL = graus de liberdade; *P* = valor de *P*).

PARÂMETRO	<i>Deviance</i>	GL	<i>Deviance residual</i>	GL residual	<i>P</i>
Número de tributários	40,17	2	19,32	9	< 0,001
Trecho lótico	6,38	1	12,94	8	0,01
Bacia	7,61	1	5,34	7	0,005

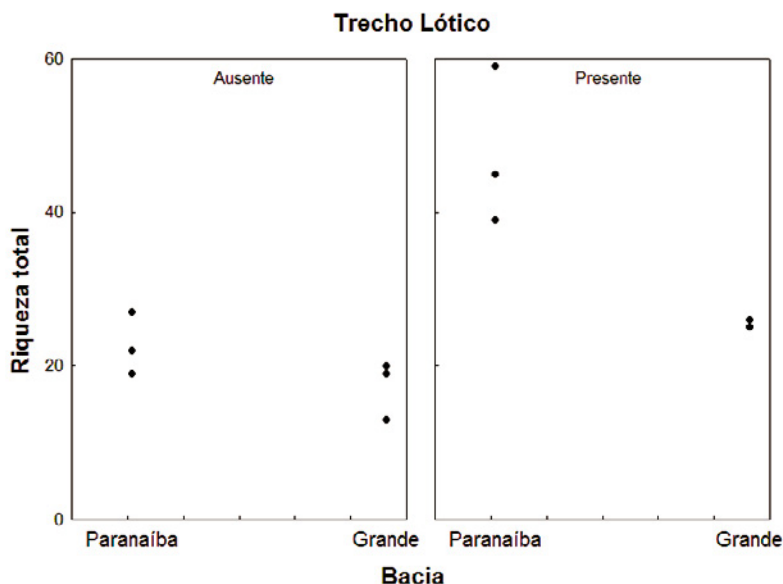
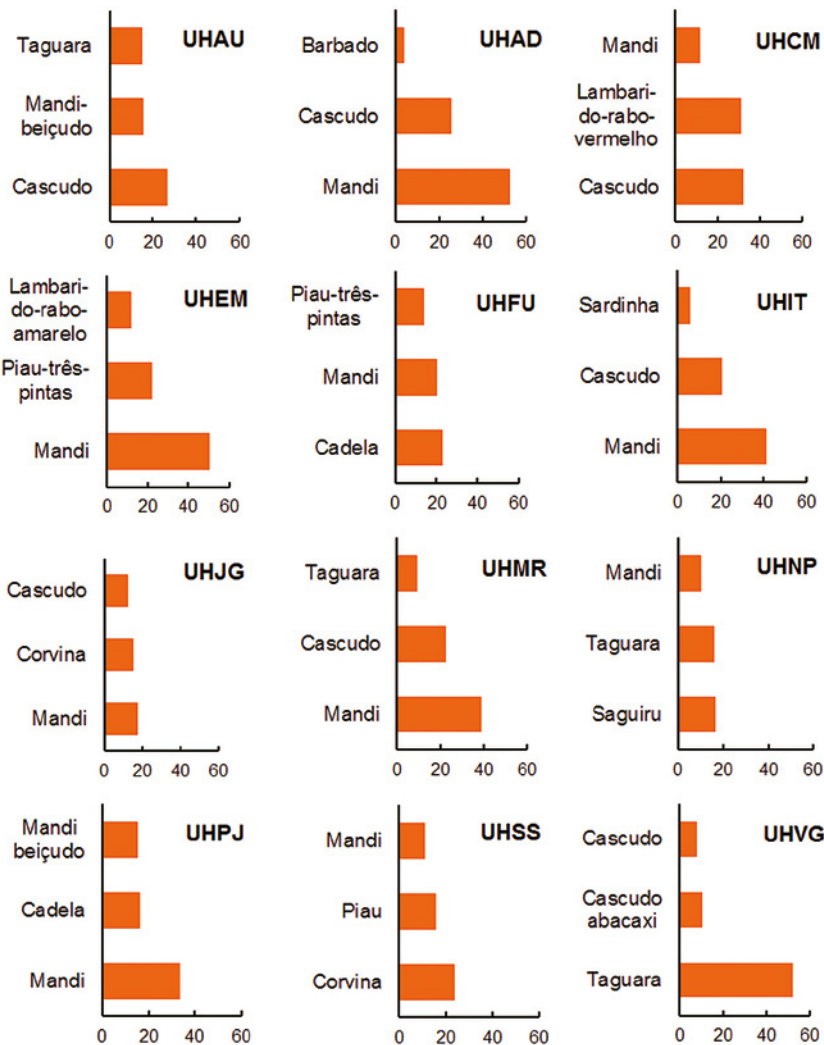


FIGURA 4 – Riqueza total de peixes em usinas hidrelétricas das bacias dos rios Paranaíba e Grande discriminada pela presença ou ausência de trecho lótico a jusante.

A média do número de indivíduos amostrados por ano foi de 249,2; 448,2; 638,4 e 651,2 para os 2009, 2010, 2011 e 2012, respectivamente, nas usinas do Alto Paraná. O ano de 2011 apresentou a maior abundância, com 7.661 indivíduos coletados. Mesmo com amostragens realizadas nos anos de 2009 e 2010 com número maior de usinas, os anos de 2011 e 2012 apresentaram valores médios superiores da abundância total em relação aos primeiros anos. A variação temporal da abundância de peixes ao longo dos anos em regiões impactadas é uma importante ferramenta para compreender como este impacto está atuando na região. Entretanto, a padronização dos métodos e do número de coleta por usina é importante para realizar uma comparação fidedigna. Esta padronização foi alcançada principalmente nos últimos anos deste estudo, em que se definiram quais usinas iriam permanecer com o monitoramento e quais petrechos iriam definitivamente ser adotados. Desta forma, a continuação deste trabalho proporcionará uma interpretação de dados durante um período mais longo, nos fornecendo uma imagem mais real do ambiente imediatamente abaixo de barragens.

No geral, o mandi (*Pimelodus maculatus*) foi o peixe mais capturado, com 6.402 indivíduos, seguido do cascudo (*Hypostomus* spp., com 2.410), do piauí-três-pintas (*Leporinus friderici*, 1.332) e da corvina (*Plagioscion squamosissimus*, 1.045) (Figuras 5 e 6).

Táxons mais abundantes



Abundância relativa (%)

FIGURA 5 – Abundância relativa dos táxons das espécies mais comuns de peixes amostradas em 12 usinas hidrelétricas do Alto Paraná.

O piau-três-pintas parece ter preferência por habitats lóticos, sendo considerado migrador por alguns autores (e.g., Agostinho *et al.* 2007), embora existam indícios de que ele desova em ambientes lênticos e semilênticos (Vazzoler *et al.* 1997). Isso possibilita que os indivíduos dessa espécie se aglomerem ao sopé de usinas mesmo quando o rio já não apresenta suas características naturais. Os cascudos também são reofílicos e têm seu habitat reduzido pela formação do reservatório. Quase 60% dos cascudos foram capturados na UHAD, que possui trecho lótico e fundo de pedra, o que pode favorecer a ocorrência deles. A grande abundância de cascudos no rio Araguari já foi documentada por Vono (2002). Além disso, tanto o piau-três-pintas quanto o cascudo podem ter se beneficiado da maior transparência da água a jusante das usinas. O cascudo é herbívoro e o piau onívoro, mas com tendências à herbivoria nos locais amostrados (Capítulo 5). A maior transparência da água aumenta a zona fótica, aumentando a disponibilidade de alimentos para esses peixes. Da mesma forma, a corvina, predador visualmente orientado, pode aumentar sua eficiência de predação em áreas com grande transparência. Vale ressaltar que quase todas as corvinas (99%) foram capturadas na UHSS.

Embora tenhamos agrupado as diversas espécies de cascudos em um único táxon (*Hypostomus* spp.), geralmente as espécies dos loricariídeos têm morfologia altamente especializada, e grande parte de suas características morfológicas, tróficas e funcionais está relacionada ao uso do habitat lótico em que elas vivem (De Pinna 1998, Casatti & Castro 2006). Para discussão sobre a abundância de mandi, veja Capítulo 6.

Na UHAD, coletamos 5.694 indivíduos em 4 anos. O ano com maior número de indivíduos coletados foi 2011, com 3.218 peixes (Figura 7A). A espécie mais capturada foi o mandi com 2.968 indivíduos, grande parte (56,51%) destes indivíduos capturados em 2011. Na UHEM, coletamos 3.791 indivíduos e o ano de 2012 foi o ano com maior número de peixes coletados (Figura 7B). O mandi também foi a espécie mais coletada, com 1.905 indivíduos. 2010 foi o ano do maior número de mandis amostrados (681).



FIGURA 6 – Ilustração das espécies mais abundantes: (A) mandi, (B) piau-três-pintas, (C) cascudo, (D) corvina. Foto A: Alexandre Peressin.

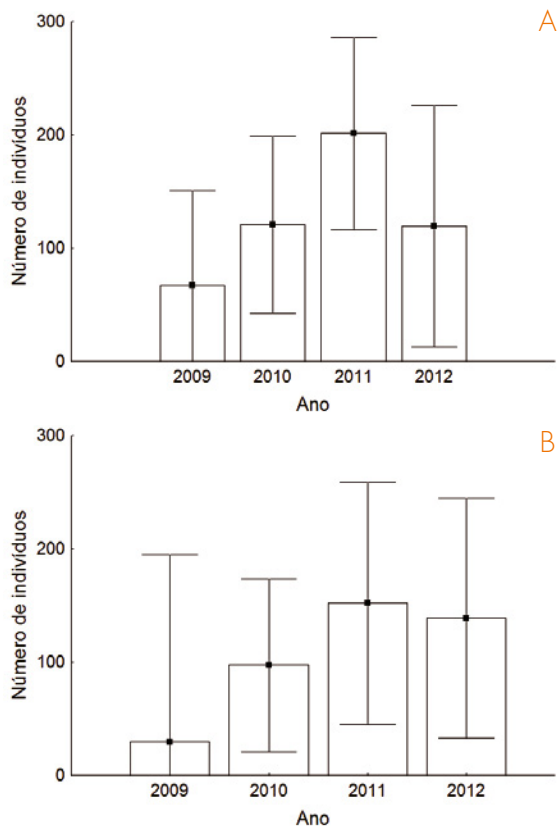


FIGURA 7 – Variação anual da média e intervalo de confiança a 95% do número de indivíduos amostrados nas usinas hidrelétricas de Amador Aguiar II (A) e Emborcação (B).

Houve diferença significativa no número de indivíduos amostrados entre as estações chuvosa e seca (teste de Wilcoxon: $Z = 277$; $P < 0,01$) (Figura 8). Tal diferença também foi observada em análise por usina (Capítulos 9 e 10). A diferença sazonal já é bem conhecida em ambientes naturais (Lowe-McConnell 1987), com maior abundância no período chuvoso influenciada pelo nível da água. Essa sazonalidade está associada, principalmente, à disponibilidade de alimento e às relações tróficas (predação e competição alimentar) entre as espécies de peixes. O nível da água no habitat que amostramos está sob o controle das usinas hidrelétricas, mas esse controle não eliminou a dinâmica sazonal da abundância das espécies. Em rios não barrados, a diferença sazonal na abundância dos peixes possivelmente é ainda mais acentuada.

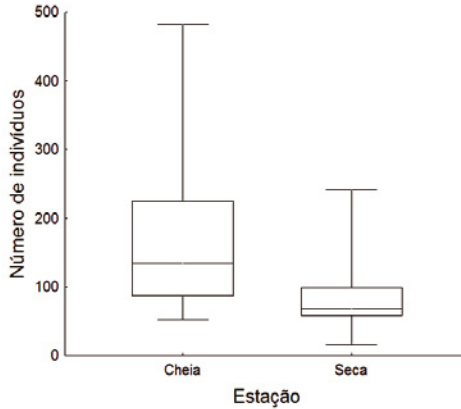


FIGURA 8 – Boxplot do número de indivíduos amostrados nas estações chuvosa e seca de 12 usinas hidrelétricas da Alto Paraná.

Vale ressaltar que nossos resultados podem ser influenciados pela metodologia de captura adotada (Capítulo 2). Como o objetivo do trabalho era reduzir o risco de morte de peixes, e a espécie mais atingida por manobras era o mandi, toda a metodologia foi adaptada para melhorar a eficiência de captura dessa espécie. Entretanto a utilização de redes de espera, por si, é um dos métodos de coleta de peixes menos seletivos. Mesmo assim, a abundância das outras espécies pode estar subestimada pela seleção do tamanho das malhas utilizadas. Por outro lado, se pensarmos que as operações das usinas impactam a comunidade de peixes a jusante de forma proporcional à abundância das espécies presentes no ambiente, pode-se considerar que o mandi é a espécie mais abundante a jusante de várias usinas do Alto Paraná, mas talvez em proporções diferentes das que encontramos.

3.2 Diversidade, equitabilidade e dominância

O H' variou de 1,62 a 2,64 (Tabela 3). Algumas usinas com maior S_b , como UHAD e UHEM, apresentaram os menores H' . Esse resultado é explicado pela dominância de algumas poucas espécies, especialmente do mandi, que representou mais de 50% do número de peixes amostrados nessas duas usinas. Consequentemente, esses locais apresentaram os mais baixos J' . Por outro lado, algumas usinas com S_t menores (e.g., UHJG e UHNP) tiveram maiores H' devido ao maior J' . Essas usinas, porém, foram amostradas poucas vezes, o que influencia diretamente N_t e S_b , ambos componentes de H' e J' .

TABELA 3 – Atributos ecológicos da fauna de peixes amostrada em 12 usinas hidrelétricas do Alto Paraná (N_t = número total de peixes amostrados, N_m = número de peixes migradores amostrados, S_t = riqueza total de espécies de peixes, S_m = riqueza de peixes migradores, H' = índice de diversidade de Shannon, J' = índice de equitabilidade de Pielou, d = índice de dominância de Berger-Parker). Sigla das usinas hidrelétricas de acordo com a Tabela 1.

Usina hidrelétrica	N_t	N_m	S_t	S_m	H'	J'	d
UHAU	287	89	27	4	2,32	0,70	0,27
UHAD	5.694	3.318	39	9	1,62	0,44	0,52
UHCM	533	129	20	6	1,91	0,64	0,32
UHEM	3.791	2.873	45	10	1,65	0,43	0,50
UHFU	1.467	811	26	7	2,38	0,73	0,22
UHIT	579	333	25	8	2,07	0,64	0,41
UHJG	73	29	19	4	2,52	0,86	0,18
UHMR	250	140	22	5	2,03	0,66	0,38
UHNP	235	61	19	3	2,51	0,85	0,16
PCHPJ	884	333	27	7	2,01	0,61	0,33
UHSS	4.391	990	59	12	2,64	0,65	0,23
UHVG	113	60	13	2	1,71	0,67	0,52

Diferentemente de S_t , nenhuma das variáveis abióticas analisadas explicou a variação de H' . Isso pode ter ocorrido pelo maior J' em usinas de maior S_t . Da mesma forma, Agostinho *et al.* (2001) notaram que o H' foi pouco influenciado pela alteração das vazões na época das cheias no rio Paraná a jusante da usina de Porto Primavera, apesar delas terem influenciado S_t mais pronunciadamente. Aparentemente, nenhuma variável abiótica explicou H' , provavelmente porque usinas com baixa S_t apresentaram alto H' . Além disso, as usinas sem trecho lótico a jusante tiveram menos espécies, mas sua diversidade foi maior pela menor dominância. É possível que a não influência de variáveis abiótica sobre H' possa se modificar com a adição de novas espécies se mais amostragens forem realizadas nas usinas cuja curva do coletor ainda era ascendente.

Em relação à constância de ocorrência, quase metade dos táxons (44,8%) foi classificada como acidental, 36,8% como acessória e 18,4% como constante (Tabela 4). Entre os 41 táxons classificados como acidentais, 25 ocorreram em apenas uma única usina hidrelétrica, como, por exemplo, jurupoca (*Hemisorubim platyrhynchos*), bagre (*Megalonema platanum*) e pacu-caranha (*Piaractus mesopotamicus*). Grande parte dos táxons acidentais foi representada por peixes migradores. Esses peixes são diretamente afetados pelos barramentos por reduzirem suas populações, em alguns casos, à extinção local, justificando sua raridade nas amostragens (Barbosa *et al.* 1999, Pelicice *et al.* 2014), especialmente em rios com barramentos sucessivos. Entre os táxons constantes, apenas o lambari-do-rabo-amarelo (*Astyanax altiparanae*), cascudo e taguara (*Schizodon nasutus*) ocorreram em todas as usinas analisadas. Esses três táxons são de pequeno/médio porte e amplamente distribuídos no Alto Paraná.

Apenas 12 espécies configuram-se como as mais abundantes nas usinas amostradas. O mandi foi a mais abundante em seis delas (Figura 5). As usinas de UHAD e UHVG foram as de maior *d*, sendo dominadas pelo mandi e taguara, respectivamente (Tabela 3). Nossos resultados demonstram, portanto, que as assembleias de peixes a jusante das usinas hidrelétricas amostradas do Alto Paraná são, em geral, dominadas por poucas espécies. Ecossistemas impactados por ações antrópicas tendem a apresentar comunidades biológicas simplificadas em relação a comunidades em ambientes preservados (Odum 1988, Villéger *et al.* 2010).

TABELA 4 – Categoria de constância de ocorrência dos táxons amostrados a jusante de 12 usinas hidrelétricas do Alto Paraná.

Constância de Ocorrência	Táxon
Constante	<p><i>Astyanax altiparanae</i>; <i>Astyanax fasciatus</i>; <i>Eigenmannia virescens</i>; <i>Galeocharax knerii</i>; <i>Hoplias intermedius</i>; <i>Hoplias malabaricus</i>; <i>Hypostomus</i> spp.; <i>Iheringichthys labrosus</i>; <i>Leporinus friderici</i>; <i>Leporinus obtusidens</i>; <i>Leporinus octofasciatus</i>; <i>Pimelodus maculatus</i>; <i>Pimelodus microstoma</i>; <i>Schizodon nasutus</i>; <i>Steindachnerina insculpta</i></p>
Acessória	<p><i>Acestrorhynchus lacustris</i>; <i>Apareiodon piracicabae</i>; <i>Brycon orbignyanus</i>; <i>Cichla kelberi</i>; <i>Cichla piquiti</i>; <i>Cichla</i> sp.; <i>Crenicichla jaguarensis</i>; <i>Cyphocharax gillii</i>; <i>Cyphocharax modestus</i>; <i>Geophagus brasiliensis</i>; <i>Leporellus vittatus</i>; <i>Leporinus geminis</i>; <i>Leporinus macrocephalus</i>; <i>Leporinus piavussu</i>; <i>Leporinus striatus</i>; <i>Megalancistrus parananus</i>; <i>Metynnis maculatus</i>; <i>Oligosarcus paranensis</i>; <i>Oreochromis niloticus</i>; <i>Pimelodella avanhandavae</i>; <i>Pimelodus paranaenses</i>; <i>Pinirampus pirinampu</i>; <i>Plagioscion squamosissimus</i>; <i>Pseudopimelodus mangurus</i>; <i>Pseudoplatystoma corruscans</i>; <i>Rhamdia quelen</i>; <i>Rhinodoras dorbignyi</i>; <i>Satanoperca pappaterra</i>; <i>Serrasalmus maculatus</i>; <i>Serrasalmus marginatus</i>; <i>Trachelyopterus galeatus</i>; <i>Triportheus nematurus</i></p>
Acidental	<p><i>Apareiodon affinis</i>; <i>Astyanax schubarti</i>; <i>Bryconamericus exodon</i>; <i>Bryconamericus stramineus</i>; <i>Crenicichla haroldoi</i>; <i>Crenicichla</i> sp.; <i>Cyphocharax nagelii</i>; <i>Geophagus proximus</i>; <i>Gymnotus sylvius</i>; <i>Hemisorubim platyrhynchus</i>; <i>Hoplosternum littorale</i>; <i>Hypostomus affinis</i>; <i>Hypostomus commersoni</i>; <i>Hypostomus margaritifer</i>; <i>Leporinus amblyrhynchus</i>; <i>Leporinus lacustris</i>; <i>Leporinus paranensis</i>; <i>Leporinus</i> sp.; <i>Leporinus tigrinus</i>; <i>Loricaria lentiginosa</i>; <i>Loricaria</i> sp.; <i>Megalonema platanum</i>; <i>Metynnis lippincottianus</i>; <i>Moenkhausia intermedia</i>; <i>Myloplus tiete</i>; <i>Piaractus mesopotamicus</i>; <i>Pimelodus argenteus</i>; <i>Porotergus ellisi</i>; <i>Pterygoplichthys anisitsi</i>; <i>Pygocentrus nattereri</i>; <i>Rhaphiodon vulpinus</i>; <i>Rineloricaria</i> sp.; <i>Roeboides descalvadensis</i>; <i>Salminus brasiliensis</i>; <i>Salminus hilarii</i>; <i>Schizodon intermedius</i>; <i>Serrasalmus</i> sp.; <i>Steindachnerina brevipinna</i>; <i>Tilapia rendalli</i></p>

3.3 Similaridade

O nMDS criado com o índice de similaridade de Bray-Curtis, que utiliza dados de abundância, permitiu a identificação de três grupos de usinas: o grupo 1 composto por UHAD, UHEM e UHSS, o grupo 2 constituído por UHAU, UHCM, UHFU, UHIT, UHMR, UHNP e PCHPJ e o grupo 3 formado por UHJG e UHVG (Figura 9). As usinas agruparam-se, primeiramente, por sua proximidade geográfica. Embora o grupo 2 contivesse usinas de duas bacias distintas, as da mesma bacia (e.g., UHCM, UHFU e UHIT) ficaram mais próximas (Figura 9).

A separação das usinas em três grupos foi corroborada pela PERMANOVA ($Pseudo-F = 3,61$ e $P = 0,001$). Além disso, a análise de SIMPER indicou dissimilaridade de 60,7% entre os grupos 1 e 2; 63,2% entre os grupos 2 e 3 e 77,2% entre os grupos 1 e 3. O mandi foi a espécie que mais contribuiu para as dissimilaridades, principalmente entre os grupos 1 e 3 e 2 e 3, e o abotoado (*Rhinodoras dorbignyi*) apresentou maior contribuição para a diferenciação entre os grupos 1 e 2. O mandi também foi o responsável pela separação das usinas dentro de cada grupo. Uma possível causa para a diferenciação do grupo 3 foi o menor número de indivíduos amostrados, consequência do menor número de amostragens realizadas nas usinas desse grupo.

Numa análise prévia, a assembleia de peixes amostrada na usina hidrelétrica de Três Marias (UHTM), na bacia do rio São Francisco, também foi incluída no modelo. Diferentemente do previsto, ela não se separou das demais usinas por pertencer a uma bacia diferente, mas foi incluída no grupo 1 pela contribuição do mandi para a similaridade da UHTM com as demais usinas desse grupo. Isso evidencia a importância do mandi na estruturação das assembleias de peixes imediatamente a jusante das barragens estudadas.

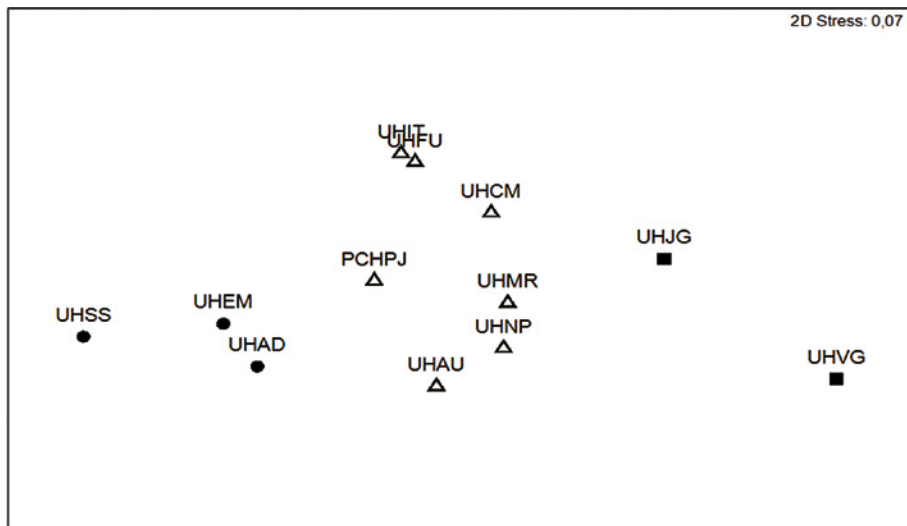


FIGURA 9 – Similaridade na composição de espécies de peixes de 12 usinas hidrelétricas do Alto Paraná, com a formação de três grupos: grupo 1 (círculo), grupo 2 (triângulo) e grupo 3 (quadrado). Siglas das usinas hidrelétricas de acordo com a Tabela 1.

3.4 Espécies introduzidas

Registramos 16 espécies introduzidas, presentes em todas as usinas amostradas, exceto na UHIT. Algumas delas estão ilustradas na Figura 10. As espécies introduzidas mais abundantes foram a corvina (1.045 indivíduos amostrados na UHJG, UHSS e UHVJ), cará (*Geophagus proximus*, 231 indivíduos amostrados na UHSS), piaba-facão (*Triphorteus nematurus*, 105 indivíduos amostrados na UHAD, UHEM e UHSS). O tucunaré-amarelo (*Cichla kelberi*) e o tucunaré-azul (*Cichla piquiti*) foram as espécies introduzidas presentes no maior número de usinas, seis no total.



FIGURA 10 – Ilustração de algumas espécies introduzidas amostradas no estudo: (A) tucunaré-amarelo, (B) cará, (C) piaba-facão, (D) tucunaré-azul. Fotos A e D: Francisco Langeani.

O tucunaré e a corvina são exemplos clássicos de espécies introduzidas que foram bem-sucedidas no Alto Paraná. Oriundas originalmente da bacia Amazônica, estão amplamente distribuídas no Alto Paraná e normalmente bem adaptadas ao ambiente onde se encontram (Agostinho & Júlio 1996, Smith *et al.* 2005). A introdução de espécies é apontada como uma das principais causas da perda de espécies nativas em todo o mundo (Vitousek *et al.* 1996, Simberloff 2003, Simberloff *et al.* 2013). Os impactos das espécies introduzidas não são fáceis de medir, principalmente na região neotropical, onde existem redes complexas de interações entre as espécies e o ambiente (Lodge 1993). No entanto, alguns trabalhos já avançaram nos mecanismos responsáveis pela perda de biodiversidade provocada pelas introduções de espécies não nativas no Alto Paraná. Entre eles, a sobreposição de hábitos alimentares e reprodutivos, a alteração de características da água pela presença de barramentos (*e.g.*, cará) (Gois *et al.* 2015) e a agressividade e dinâmica demográfica da espécie introduzida (*e.g.*, tucunaré-amarelo) (Pelicice *et al.* 2015).

No Brasil, a principal causa de introduções de espécies de peixes é a piscicultura, principalmente pelo rompimento e transbordamento dos tanques de cultivo durante períodos de cheia (Orsi & Agostinho 1999). No Alto Paraná, a supressão de Sete Quedas pelo enchimento do reservatório de Itaipu permitiu que várias espécies invadissem o Alto Paraná (Agostinho *et al.* 2007). Algumas delas, como o pacu-CD (*Metynnis maculatus*), piaba-facão e saguiru (*Cyphocharax gillii*), foram amostradas em nosso estudo.

3.5 Espécies migradoras

As espécies migradoras têm especial importância nos ambientes de água doce, pois normalmente são de grande porte e abrangem vários níveis tróficos (Carolsfeld *et al.* 2003). No Alto Paraná, grande parte delas estão sob forte ameaça e notável declínio populacional devido, entre outros fatores, à intensa fragmentação provocada pelas barragens (Carolsfeld *et al.* 2003). Capturamos 9.166 indivíduos de 17 espécies migradoras, algumas das quais mostradas na Figura 11. A espécie mais capturada foi o mandi, com 6.402 indivíduos (69,8% de todos os migradores), seguido do piau-três-pintas, com 1.332 indivíduos (14,5%).

A S_m foi explicada pela presença de trecho lótico a jusante. O N_m , por sua vez, foi explicado pela presença de trecho lótico e pelo número de tributários neste trecho (Tabelas 5 e 6). As espécies migradoras necessitam de trechos livres de barragens para se locomoverem entre os habitats funcionais a fim de completar o seu ciclo

reprodutivo (Lucas *et al.*, 2001, Carolsfeld *et al.* 2003). Dessa forma, a presença de trecho lótico possibilita a presença de possíveis áreas de desova, desenvolvimento e alimentação, bem como a presença de tributários a jusante, que podem servir como rotas alternativas para migração (Antônio *et al.* 2007) ou prover os gatilhos da desova eliminados por represas (Godinho & Kynard 2006). Essas características podem garantir a presença de populações viáveis de espécies migradoras mesmo em sistemas onde trechos longos livres de barramentos não estão mais presentes. O mandi é capaz de desovar em curtos trechos de rio (Agostinho *et al.* 2003). Por isso, comparado às outras espécies migradoras, é considerado migrador de curta distância. Apesar da grande proporção de mandis no número total de indivíduos de peixes migradores capturados neste estudo, ele também foi influenciado pela presença de trecho lótico e tributários a jusante das usinas, mesmo sendo migrador de curta distância.

TABELA 5 – Estimativa dos parâmetros e análise de variância do GLM da riqueza de migradores em função do número de tributários, presença ou ausência de trecho lótico a jusante e bacia. Modelo nulo com *deviance* de 15,87 e 11 graus de liberdade (GL = graus de liberdade; *P* = valor de *P*).

PARÂMETRO	<i>Deviance</i>	GL	<i>Deviance residual</i>	GL residual	<i>P</i>
Trecho lótico	10,16	1	5,71	10	0,001

TABELA 6 – Estimativa dos parâmetros e análise de variância do GLM do número de indivíduos de espécies migradoras em função do número de tributários, presença ou ausência de trecho lótico a jusante e bacia. Modelo nulo com *deviance* de 57,44 e 11 graus de liberdade (GL = graus de liberdade; *P* = valor de *P*).

PARÂMETRO	<i>Deviance</i>	GL	<i>Deviance residual</i>	GL residual	<i>P</i>
Número de tributários	25,66	2	31,78	9	< 0,001
Trecho lótico	18,96	1	12,82	8	< 0,001

Com exceção das três espécies migradoras mais abundantes (mandi, piau-três-pintas e taguara), as demais espécies migradoras foram capturadas em pequeno número e em poucas usinas. Esse foi o caso da piraicanjuba (*Brycon orbignyanus*). Os seus nove indivíduos foram coletados apenas na UHCM e UHIT. Essa distribuição, muitas espécies com poucos indivíduos e distribuídas em poucas usinas, das espécies migradoras pode ter influenciado no efeito das variáveis do modelo.



FIGURA 11 – Ilustração de algumas espécies de peixes migradores amostradas no estudo: (A) dourado (*Salminus brasiliensis*), (B) piracanjuba, (C) tabarana (*Salminus hilarii*) e (D) pacu-caranha. Fotos A, B e C: Alexandre Peressin.

Dados das assembleias de peixes a jusante de 12 usinas nas bacias dos rios Grande e Paranaíba apresentados neste trabalho mostraram que a presença de trechos lóticos e de tributários a jusante dos empreendimentos aumentou a riqueza total, bem como a riqueza e abundância das espécies migradoras. Essa conclusão reforça a importância da manutenção de trechos lóticos a jusante das usinas para a conservação de peixes como demonstrado por outros autores (e.g., Agostinho *et al.*, 2007), afirmando a necessidade de se evitar a formação de cascatas de reservatórios. Os dados mostraram também que a assembleia de peixes a jusante das usinas estudadas tem baixa diversidade e alta dominância, semelhantemente ao que ocorre com reservatórios. O mandi foi a espécie mais importante nessa estruturação, sendo dominante em metade das usinas analisadas.

Por último, estudos de peixes a jusante de usinas ainda são bem mais escassos na literatura quando comparados com os realizados nos reservatórios a montante. A continuidade das coletas, especialmente nas usinas onde foram feitas poucas amostragens, permitirá melhor compreensão das consequências do barramento sobre a estrutura da ictiofauna nessa região.

4 – AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos os que contribuíram para a realização deste trabalho, especialmente aos pescadores profissionais/barqueiros que auxiliaram na coleta dos peixes, aos analistas de meio ambiente das Gerências Regionais de Manutenção dos Ativos da Geração da Cemig, a todos os biólogos e estagiários que contribuíram para a coleta e identificação do material amostrado e ao Ricardo José (Ricardão) pelo apoio para que as coletas ocorressem sempre da melhor maneira possível.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Pelicice, F.M. (2007) *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

Agostinho A.A., Gomes L.C., Suzuki H.I. & Júlio H.F.Jr. (2003) Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. In: Y. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross & A. Baer (eds). *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Ottawa: International Development Centre/ The World Bank, pp. 19-98.

Agostinho A.A., Gomes L.C., Veríssimo S. & Okada E.K. (2004) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Parana. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**, 11-19.

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Zalewski M. (2001) The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecohydrology and Hydrobiology* **1** (1-2), 209-217.

Agostinho A.A. & Júlio H.F.Jr. (1996) Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje* **21** (124), 36-44.

Agostinho A.A., Pelicice F.M. & Gomes L.C. (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68** (4, Suppl.), 1119-1132.

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.

Berger W.H. & Parker F.L. (1970) Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science* **168**, 1345-134.

Barbosa F.A.R., Padisák J., Espíndola E.L.G., Borics G. & Rocha O. (1999) The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: J.G. Tundisi & M. Straskraba (eds) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers, pp. 425-437.

Bodenheimer F.S. (1938) *Problems of animal ecology*. Oxford: Oxford University Press, 179 pp.

Carolsfeld J., Harvey B., Ross C. & Baer A. (eds) (2003) *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Victoria: IDRC, 372 pp.

Casatti L. & Castro R.M.C. (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **4** (2), 203-214.

CPLA, Coordenadoria de Planejamento Ambiental (2015) *Relatório de Qualidade Ambiental*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 274 pp.

Crowley M.J. (2007) *The R book*. Chichester: Wiley, 942 pp.

de Pinna M.C.C. (1998) Phylogenetic relationships of Neotropical Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi): historical overview and synthesis of hypotheses. In: L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & S.C.A. Lucena (eds) *Phylogeny and classification of neotropical fishes*. Porto Alegre: Edipurs, pp. 279–330.

Fearnside P.M. (1999) Social Impacts of Brazil's Tucuruí Dam. *Environmental Management* **24** (4), 483-495.

Gois S.K., Pelicice F.M., Gomes L.C., & Agostinho A.A. (2015) Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia* **746**, 401-413.

Godinho A.L., Kynard B. (2006). Migration and spawning of radio-tagged zulega *Prochilodus argenteus* in a dammed Brazilian River. *Transactions of the American Fisheries Society* **135**, 811-824.

IMB, de Estatísticas e Estudos Socioeconômicos (2012) *Atlas do Estado de Goiás*. Goiânia: Secretaria de Estado de Gestão e Planejamento de Goiás, 98 pp.

Kruskal J.B. (1964) Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* **29**: 115-129.

Langeani F. & Rêgo A.C.L. (2014) *Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Araguari*. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil Central, 195 pp.

Langeani F., Castro R.M.C., Oyakawa O.T., Shibatta O.A., Pavanelli C.S. & Casatti L. (2007) Diversidade da ictiofauna do Alto Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* **7** (3), 181-197.

Langeani F., Buckup P.A., Malabarba L.R., Lucena C.A.S., Rosa R.S., Zuanon J.A.S., et al. (2009) Peixes de Água Doce. In: R.M. Rocha & W.A. Boeger (orgs) *Estado da arte e perspectivas da zoologia no Brasil*. Curitiba: Ed. UFPR, pp. 211-230.

Ligon F.K., Dietrich W.E. & Trush W.J. (1995) Downstream Ecological Effects of Dams. *BioScience* **45** (3), 183-192.

Lodge D.M. (1993) Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **8**, 133-137.

Loures R.C. & Pompeu P.S. (2015) Seasonal and diel changes in fish distribution in a tropical hydropower plant tailrace: evidence from hydroacoustic and gillnet sampling. *Fisheries Management and Ecology* **22**, 185-196.

Lowe-McConnell R.H. (1987) *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge: Cambridge University Press, 382 pp.

Lucas M.C., Baras E., Timothy J.T., Duncan A., Slavík O. (2001) *Migration of Freshwater Fishes*. Oxford: Blackwell Science Ltd, 419 pp.

Magurran A.E. (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing, 256 pp.

McCartney M.P., Sullivan C. & Acreman M.C. (2001) *Ecosystem impacts of large dams*. Contributing Paper to WCD, Prepared for Thematic Review II.1: Dams, ecosystem functions and environmental restoration, 80 pp.

Odum E.P. (1988) *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 434 pp.

Orsi M.L. & Agostinho A.A. (1999) Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **16** (2), 557 – 560.

Pelicice F.M., Pompeu P.S. & Agostinho A.A. (2014) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* In Press. URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/faf.12089/full>, DOI: 10.1111/faf.12089.

Pelicice F.M., Latini J.D., Agostinho A.A. (2015) Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia* **746**, 271-283.

Pettesse M.L. & Petrere JR. M. (2012) Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering* **48**, 109-116.

Pielou, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* **13**, 131-144.

Pringle C.M., Freeman M.C. & Freeman B.J. (2000) Regional Effects of Hydrologic Alterations on Riverine Macrobiota in the New World: Tropical–Temperate Comparisons. *BioScience* **50** (9), 807-823.

Reis R.E., Kullander S.O. & Ferraris Jr. C.J. (2003) *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: Edipucrs, 729 pp.

Sato Y., Bazzoli N., Rizzo E., Boschi M.B. & Miranda M.O.T. (2005) Influence of the Abaeté River on the reproductive success of the Neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from the Três Marias dam, southeastern Brazil. *River Research and Application* **21**, 939-950.

Scolforo J.R., Oliveira A.D., Carvalho L.M.T., Marques J.J.G., Louzada J.N., Mello C.R., Pereira J.R., Rezende J.B. & Vale L.C.C. (2008) Zoneamento ecológico-econômico de Minas Gerais. In: J.R. Scolforo, A.D. Oliveira & L.M.T. Carvalho (eds) *Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais: Zoneamento e cenários exploratórios*. Lavras: UFLA, pp. 53-60.

Simberloff D. (2003) Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions* **5**, 179-192.

Simberloff D., Martin J.L., Genovesi P., Maris V., Wardle D.A., Aronson J., *et al.* (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* **28**, 58-66.

Smith W.S., Espíndola E.L.G. & Rocha O. (2005) As espécies de peixes introduzidas no Rio Tiête. In: O. Rocha, E.L.G. Espíndola, N. Fenerich-Verani, J.R. Verani & A.C. Rietzler (eds) *Espécies Invasoras de Águas Doces: estudo de caso e propostas de manejo*. São Carlos: Editora da Universidade Federal de São Carlos, pp. 165-179.

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

Villéger S., Miranda J.R., Hernández D.F. & Mouillot D. (2010) Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* **20**, 1512-1522.

Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L. & Westbrooks R. (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* **84**, 468-478.

Vono V., Silva L.G.M., Maia B.P. & Godinho H.P. (2002) Biologia reprodutiva de três espécies simpátricas de peixes neotropicais: *Pimelodus maculatus* Lacépède (Siluriformes, Pimelodidae), *Leporinus amblyrhyncus* Garavello & Britski e *Schizodon nasutus* Kner (Characiformes, Anostomidae) do recém-formado Reservatório de Miranda, Alto Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* **19**(3), 819-826.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E
HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 5

DIETA E ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA A JUSANTE DE USINAS HIDRELÉTRICAS DA BACIA DO RIO PARANÁ SUPERIOR

ALEXANDRE PERESSIN, RAONI ROSA
RODRIGUES & ALEXANDRE LIMA GODINHO

Peressin A., Rodrigues R.R. & Godinho A.L. (2016) Dieta e estrutura trófica da ictiofauna a jusante de usinas hidrelétricas da bacia do rio Paraná Superior. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 129-154 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

O ciclo hidrológico desempenha papel significativo em atributos biológicos da ictiofauna (Agostinho *et al.* 2004), entre eles a dieta (Gandini *et al.* 2014). Na região neotropical, esse ciclo promove condições ambientais importantes à manutenção da biota aquática, por exemplo o aumento na disponibilidade de alimentos para peixes (Lowe-McConnell 1999). Tal aumento é consequência do carreamento de organismos vivos e alagamento da vegetação marginal, que servem como alimento aos peixes (Junk 1980). O alagamento das margens também enriquece a água com nutrientes presentes na matéria orgânica e inorgânica alagada (Luz-Agostinho *et al.* 2009).

Na bacia do rio Paraná, a regulação do fluxo tem impactado seriamente trechos a jusante de barragens, devido às alterações na intensidade, duração e tempo das cheias (Agostinho *et al.* 2004). As alterações no fluxo causadas pela operação de usinas hidrelétricas e a retenção de nutrientes no reservatório modificam a entrada de matéria orgânica a jusante do barramento (Poff *et al.* 1997), alterando a disponibilidade de alimento para peixes. Alterações em até 90% no nível da cheia a jusante de barramentos, com redução em mais de sete vezes da área alagada das planícies de inundação, foram relatadas por Graf (2006). Doi *et al.* (2008) demonstraram que a deriva de algas de reservatórios altera a cadeia trófica a jusante do barramento por cerca de 10 km, com forte influência nos primeiros 200 m.

O estudo da alimentação e ecologia trófica de peixes é importante para compreender as relações das espécies com o ambiente, fornecendo subsídios para o manejo (Hahn *et al.* 1997). Embora a alimentação de peixes em reservatório seja razoavelmente bem conhecida (Hahn & Fugi 2007), pouco se sabe sobre as alterações na dieta a jusante dos empreendimentos (*e.g.*, Gandini *et al.* 2012).

Considerando a possibilidade de alteração na disponibilidade de alimentos devido à operação de usinas hidrelétricas, seria esperado que espécies com hábitos alimentares diferentes apresentassem diferentes respostas à alteração do ciclo hidrológico natural. Assim, o presente estudo amostrou peixes a jusante de 12 usi-

nas hidrelétricas, localizadas nas bacias dos rios Grande e Paranaíba, bacia do rio Paraná Superior, com o objetivo de: (i) identificar os principais itens alimentares ingeridos; (ii) definir a guilda trófica das espécies; (iii) caracterizar a estrutura trófica; e (iv) determinar fatores abióticos e operativos das usinas que influenciam a estrutura trófica.

2 – METODOLOGIA

Coletamos os peixes nas usinas hidrelétricas de Pai Joaquim (PCHPJ), Nova Ponte (UHNP), Miranda (UHMR), Amador Aguiar I (UHAU), Amador Aguiar II (UHAD), Camargos (UHCM), Itutinga (UHIT), Funil (UHFU), Jaguará (UHJG), Volta Grande (UHVG), Emborcação (UHEM) e São Simão (UHSS). As cinco primeiras estão no rio Araguari, tributário do rio Paranaíba, as cinco seguintes no rio Grande e as duas últimas no rio Paranaíba.

Amostramos os peixes de fevereiro de 2009 a junho de 2012 com redes de emalhar, tarrafa e anzol. A periodicidade, o esforço e o tipo de petrecho de pesca utilizado em cada usina estão descritos no Capítulo 2 deste livro. Utilizamos também peixes oriundos de resgates de drenagens de unidades geradoras realizadas em junho 2009 na UHNP; março, abril, junho, agosto e dezembro de 2009 e abril, maio e julho de 2011 na UHAD; outubro de 2009 e abril de 2012 na UHCM; junho de 2009 e junho de 2012 na UHFU; maio de 2009 e agosto de 2012 na UHIT; julho de 2011 na UHEM; e agosto e setembro de 2009 na UHSS.

Em campo, medimos e pesamos os indivíduos. Fixamos os indivíduos em bom estado em formalina 10%. Em laboratório, retiramos o conteúdo do estômago dos indivíduos fixados e o pesamos úmido em balança de precisão. Identificamos e separamos todos os itens alimentares de cada peixe analisado até o menor nível taxonômico possível. Estimamos o peso de cada item alimentar visualmente com base na proporção entre todos os itens identificados.

Agrupamos os 137 itens alimentares identificados em 6 categorias alimentares (Tabela 1, Figura 1). A categoria alimentar ‘itens raros’ agrupou diversos elementos de naturezas bastante distintas e consumidos em baixas quantidades e frequências.

Excluímos das análises os itens claramente antrópicos ou não orgânicos, como linhas de pesca, papel e fragmentos do substrato. Excluímos também das análises as categorias alimentares ‘itens não identificados’ (INI) e ‘itens raros’ (IR) por não serem conclusivos quanto à preferência alimentar da espécie.

TABELA 1 – Itens alimentares componentes de cada categoria alimentar.

CATEGORIA ALIMENTAR	ITEM ALIMENTAR
Algas	Algas, algas filamentosas, fitoplâncton.
Detritos	Detrito.
Invertebrados	Annelidae (Oligochaeta e fragmentos), Arachnida (Acari e fragmentos), Artrópoda, Molusca (Bivalvia, Gastropoda e fragmentos), Crustacea (Decapoda, Cladocera, Copepoda, Isopoda, Ostracoda e fragmentos), Nematoda, invertebrado, verme parasita, zooplâncton e os insetos: Baetidae, Ceratopogonidae larva, Chironomidae (larva, pupa), Coleoptera (larva e adulto), Diptera (larva, pupa e adulto), Ephemeroptera (larva, náiaide e fragmentos), Formicidae, Hemiptera (jovem, larva e adulto), Hymenoptera (adulto e carapaça), Homoptera (adulto), Insecta (partes, terrestre, aquático, ovos, larva, jovem, náiaide, ovos, pupa), Lepidoptera (larva), Megaloptera (larva), Isoptera (adulto), Megaloptera (adulto), Muscidae (adulto), Neuroptera (larva, náiaide e adulto), Orthoptera, Odonata (exúvia, larva, náiaide e adulto), Plecoptera (larva), Trichoptera (larva, pupa e adulto).
Itens raros	Carne bovina, dente, desova de inseto, filhote de pássaro, fungo, muscela de gordura, osso, ovo, pelo, pena de ave e Reptilia.
INI	Itens não identificados.
Peixes	<i>Astyanax</i> , Characidae, Characiformes, Cichlidae, coluna vertebral, cristalino, escama (cicloide, ctenoide e fragmentos), osso, peixe, Pimelodidae, <i>Pimelodus maculatus</i> e Siluriformes.
Vegetais	Arroz, Bryophyta, caule, casca de feijão, cebola, eudicotiledônea (folha, caule, semente), Gimnosperma folha, macrófita (fragmentos e folha), milho, monocotiledônea (semente e folha), partes de vegetais não identificados (folha, fruto, vegetal, casca, flor, galho, inflorescência, raiz, semente, casca de semente e ramo) e musgo.

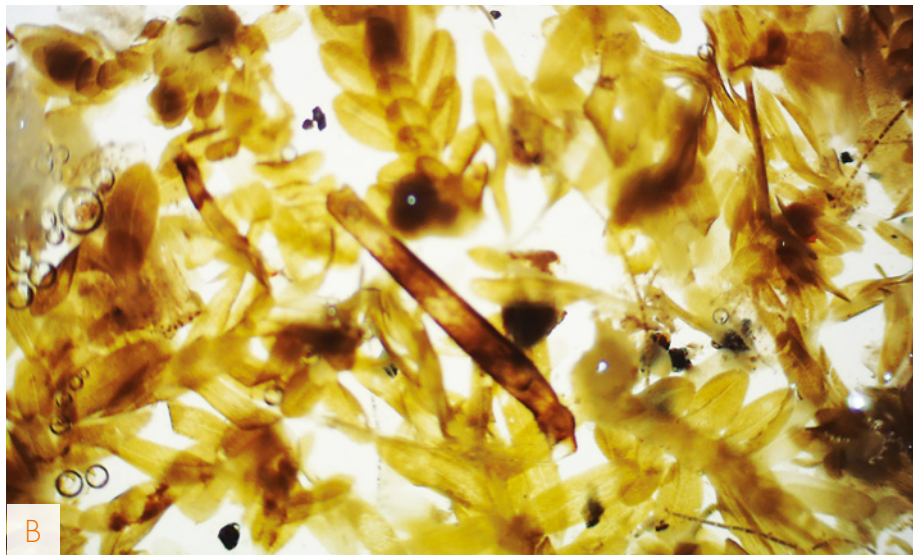


FIGURA 1 – Insetos da ordem Coleoptera e fragmentos de inseto encontrados em estômago analisado (A); Fragmentos de vegetais encontrados em estômago analisado (B). Foto A: Dayenne Godoy Pellucci Maciel e Luisa Silva Gomes; Foto B: Camila Liberato Ávila e Amanda Del Rio Abreu Rosa.

Para cada espécie, usamos como índice alimentar (*IA*) a proporção média por peso, calculada segundo a fórmula de Chipps & Garvey (2007):

$$MW_i = \frac{1}{P} \sum_{j=1}^P \left(\frac{W_{ij}}{\sum_{j=1}^Q W_{ij}} \right) \quad \text{na qual,}$$

MW_i = proporção média por peso da categoria i ; i = categoria alimentar; j = estômago com a categoria alimentar i ; P = número de peixes com conteúdo estomacal; Q = número de categorias alimentares; e W_i = peso da categoria alimentar i no peixe j .

Esse índice é adequado para avaliar a seletividade e a importância relativa dos itens, bem como a sobreposição alimentar (Chipps & Garvey 2007). Ordenamos as espécies usando escalonamento multidimensional não métrico (EM) após a aplicação do índice de similaridade de Bray-Curtis à matriz de índices alimentares por categoria alimentar e espécie. O EM é não paramétrico por atribuir postos aos dados. O EM gerado com o índice de Bray-Curtis geralmente é o mais robusto para dados biológicos (Melo & Hepp 2008).

Atribuímos as guildas tróficas por análise visual dos grupos formados no EM e testamos esses grupos pela análise de similaridade (ANOSIM, índice de similaridade de Bray-Curtis) ao nível de significância de 0,05. Nessa etapa, utilizamos apenas espécies com 10 ou mais estômagos com conteúdo estomacal analisado. Classificamos as espécies dos grupos formados em herbívoras (espécies que consumiram principalmente material vegetal e/ou algas), detritívoras (as que ingeriram principalmente detrito); carnívoras (as com $IA \geq 0,1$ para invertebrados e peixes) e onívoras (as com $IA \geq 0,1$ para, ao menos, um item de origem vegetal e um de origem animal).

Para as espécies com menos de 10 estômagos analisados, usamos a literatura científica para a definição da guilda trófica. Nesse caso, classificamos como onívora a espécie que consumiu alimentos de origem vegetal e animal; herbívora aquela que consumiu principalmente vegetais e/ou algas; detritívora aquela que consumiu principalmente detrito; invertívora aquela que consumiu principalmente invertebrados; piscívora aquela que consumiu principalmente peixes; e carnívora a espécie

consumidora de invertebrados e peixes. Para todas, consideramos dados provenientes de um ou mais estudos. Para espécies sem informação sobre sua guilda trófica na literatura, consideramos aquela mais citada entre espécies do mesmo gênero.

Com a soma dos pesos das categorias alimentares consumidas por todas as espécies nas 12 usinas, evidenciamos a participação relativa de cada categoria alimentar na dieta da ictiofauna por meio gráfico. Para cada usina e guilda trófica, elaboramos três matrizes da estrutura trófica: riqueza, biomassa e abundância (número de indivíduos). Nessa etapa, utilizamos apenas peixes capturados com redes de espera, já que este é o petrecho menos seletivo entre os utilizados e o único que foi utilizado em todas as usinas. Usamos valores em porcentagem nessas matrizes com o objetivo de neutralizar o efeito do tamanho da bacia de drenagem de cada usina amostrada, já que trechos de rios maiores tendem a ter maior abundância, biomassa e riqueza de peixes.

Utilizando apenas peixes capturados com redes de espera, avaliamos se a estrutura trófica foi influenciada pelas seguintes variáveis ambientais e operativas: idade da barragem (IB), tempo de residência da água no reservatório (TR), extensão do trecho lótico remanescente de jusante (TL), área do primeiro reservatório de jusante (AJ), variação diária da vazão defluente (Q_v) e amplitude da vazão defluente (Q_a) (Tabela 2). Para o cálculo de Q_v e Q_a , utilizamos Q_d , que é a média diária da vazão defluente (vazão turbinada + vazão vertida) da usina. Assim, calculamos Q_v subtraindo-se de Q_d o Q_d do dia anterior para medir a variação diária no Q_d , e, posteriormente, transformamos esse valor em porcentagem. Para o cálculo de Q_a , subtraímos o menor do maior valor de Q_d e dividimos o resultado pela média de Q_d no período de estudo, para que Q_a reflita a amplitude da vazão defluente sem ser influenciada pela vazão do rio. Calculamos Q_v e Q_a para o período de amostragem de cada usina.

Utilizamos a análise de componentes principais (PCA) na matriz de correlação contendo as variáveis ambientais e operativas. Aplicando o índice de similaridade de Bray-Curtis, ordenamos as matrizes da estrutura trófica em riqueza (EM_R), biomassa (EM_B) e abundância (EM_A) com escalonamentos multidimensionais não métricos. Posteriormente, realizamos correlações de Pearson entre os eixos 1 e 2 da

PCA e o eixo 1 de EM_R , EM_B e EM_A . Nessas correlações, a pontuação de cada usina no eixo da PCA é considerada uma síntese de sua condição ambiental, e a pontuação no EM uma síntese da estrutura trófica da ictiofauna. Realizamos as análises estatísticas no programa Past 1 (Hammer *et al.* 2011).

TABELA 2 – Variáveis ambientais e operativas de 12 usinas hidrelétricas da bacia do rio Paraná Superior. IB = idade da barragem¹; TR = tempo de residência da água no reservatório; TL = extensão do trecho lótico remanescente de jusante; AJ = área do primeiro reservatório de jusante; Q_v = variação diária média da vazão defluente² e Q_a = amplitude de variação da vazão defluente². Usinas ordenadas de montante para jusante.

Rio/Usina	Ambientais				Operativas	
	IB (anos)	TR (h)	TL (km)	AJ (km ²)	Q_v (%)	Q_a (%)
ARAGUARI						
Pai Joaquim	70	0,5	0,0	449,2	8,7	6,7
Nova Ponte	17	9.623,3	0,0	51,9	21,3	1,2
Miranda	13	116,0	0,0	18,7	13,9	0,9
Amador Aguiar I	5	10,0	0,0	45,1	15,6	0,9
Amador Aguiar II	5	9,9	30,0	772,0	15,8	1,2
GRANDE						
Camargos	51	1.412,0	0,0	1,7	5,6	5,1
Itutinga	56	15,2	38,5	33,5	4,9	4,8
Funil	10	8,3	54,1	1.440,0	8,5	5,8
Jaguara	40	23,4	0,0	36,5	14,9	2,3
Volta Grande	37	59,4	0,0	143,0	12,7	2,4
PARANAÍBA						
Emborcação	29	7.420,7	24,0	772,0	28,3	2,5
São Simão	33	640,0	35,0	1.195,0	5,8	1,8

1: Tempo entre ano de início da operação e 2012

2: Para o período de agosto de 2009 a junho de 2012

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Utilizamos 3.083 peixes de 31 espécies, 13 famílias e 3 ordens, para as análises de conteúdo estomacal. Outras 47 espécies não tiveram indivíduos em número suficiente, e sua dieta foi determinada pela literatura.

Com o auxílio da análise do escalonamento multidimensional não métrico, agrupamos as 31 espécies em 4 guildas tróficas (Tabela 3; Figura 2). As quatro categorias atribuídas foram estatisticamente diferentes entre si (ANOSIM: $P < 0,01$; Tabela 4). Classificamos as demais 47 espécies em 6 guildas tróficas (Tabela 5). Gandini *et al.* (2012) encontraram 8 guildas tróficas a jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, diferindo do nosso trabalho pela presença de espécies algívoras, iliófagas e frugívoras e pela ausência de carnívoros. Parte dessas diferenças pode ser creditada ao método de atribuição de guildas, e não a diferenças ecológicas. Por exemplo, nós não diferenciamos detritívoros de iliófagos. Todavia, nenhuma das espécies com conteúdo estomacal analisado por nós teve frutos ou algas como alimento principal, diferença essa que foi independente da metodologia utilizada. A plasticidade trófica de espécies de peixes neotropicais é bastante conhecida (*e.g.*, Lowe-MacConnell 1999). Assim, é comum peixes herbívoros que eventualmente consomem insetos, bem como carnívoros que eventualmente consomem vegetais (Araujo-Lima *et al.* 1995). Em nosso trabalho, diversas espécies que foram classificadas como onívoras ingeriram principalmente vegetais, embora também tenham ingerido proporção significativa de invertebrados ou peixes. Outras consumiram principalmente invertebrados, mas também quantidade representativa de vegetais. Desse modo, entre as onívoras, houve algumas com tendências notáveis em direção à herbivoria ou carnivoria. Como essas espécies demonstraram capacidade de consumir tanto matéria de origem vegetal quanto animal, classificamos todas como onívoras.

TABELA 3 – Espécies, código (Cod), número de estômagos analisados (N), índice alimentar (IA) por categoria alimentar (Alg = algas, Veg = vegetais, Det = detritos, Inv = invertebrados, Pei = peixe) e guilda trófica (Car = Carnívora, Det = Detritívora, Her = Herbívora, Oni = Onívora).

ESPÉCIE	Cod	N	IA					Guilda Trófica
			Alg	Veg	Det	Inv	Pei	
<i>Astyanax altiparanae</i>	AsA	223	0,05	0,32	0,04	0,56	0,04	Oni
<i>Astyanax fasciatus</i>	AsF	155	0,05	0,45	0,07	0,31	0w13	Oni
<i>Cyphocharax gillii</i>	CyG	36	0,08	0,03	0,85	0,03	0,01	Her
<i>Cyphocharax modestus</i>	CyM	38	0,09	0,05	0,74	0,09	0,03	Her
<i>Cyphocharax nagelii</i>	CyN	34	0,04	0,09	0,66	0,08	0,13	Her
<i>Galeocharax knerii</i>	GaK	221	0,04	0,07	0,06	0,14	0,69	Car
<i>Geophagus proximus</i>	GeP	60	0,04	0,14	0,34	0,42	0,05	Oni
<i>Hoplias intermedius</i>	HoI	15	0,10	0,21	0,06	0,31	0,31	Car
<i>Hoplias malabaricus</i>	HoM	18	0,06	0,09	0,11	0,24	0,51	Car
<i>Hypostomus</i> spp.	HSpp	172	0,14	0,20	0,51	0,11	0,04	Her
<i>Iheringichthys labrosus</i>	IhL	124	0,03	0,11	0,23	0,61	0,03	Oni
<i>Leporinus friderici</i>	LeF	210	0,09	0,43	0,11	0,12	0,26	Oni
<i>Leporinus geminis</i>	LeG	40	0,16	0,56	0,16	0,06	0,07	Her
<i>Leporinus obtusidens</i>	LeOb	33	0,06	0,37	0,13	0,21	0,23	Oni
<i>Leporinus octofasciatus</i>	LeOc	35	0,14	0,42	0,15	0,14	0,16	Oni
<i>Megalancistrus parananus</i>	MeP	11	0,14	0,22	0,35	0,29	0,00	Oni
<i>Metynnis maculatus</i>	MtM	17	0,36	0,28	0,23	0,13	0,00	Her
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	PaA	20	0,03	0,08	0,09	0,52	0,28	Car
<i>Pimelodus maculatus</i>	PoMa	895	0,04	0,17	0,15	0,49	0,15	Oni
<i>Pimelodus microstoma</i>	PoMi	14	0,02	0,23	0,20	0,52	0,03	Oni
<i>Pinirampus pirinampu</i>	PiP	34	0,15	0,17	0,08	0,44	0,15	Oni
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	PlS	221	0,01	0,03	0,03	0,41	0,52	Car
<i>Prochilodus lineatus</i>	PrL	34	0,03	0,14	0,75	0,01	0,08	Her
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	RhV	30	0,00	0,09	0,01	0,32	0,58	Car
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	RhD	16	0,00	0,22	0,13	0,66	0,00	Oni
<i>Satanoperca pappaterra</i>	SaP	12	0,07	0,14	0,32	0,39	0,08	Oni
<i>Schizodon nasutus</i>	ScN	188	0,33	0,32	0,21	0,07	0,07	Her
<i>Serrasalmus maculatus</i>	SeM	11	0,12	0,12	0,04	0,33	0,39	Car
<i>Steindachmerina insculpta</i>	StI	127	0,10	0,14	0,73	0,03	0,01	Her
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	TrG	11	0,00	0,18	0,00	0,79	0,04	Oni
<i>Triportheus nematurus</i>	TtN	28	0,04	0,27	0,02	0,63	0,04	Oni

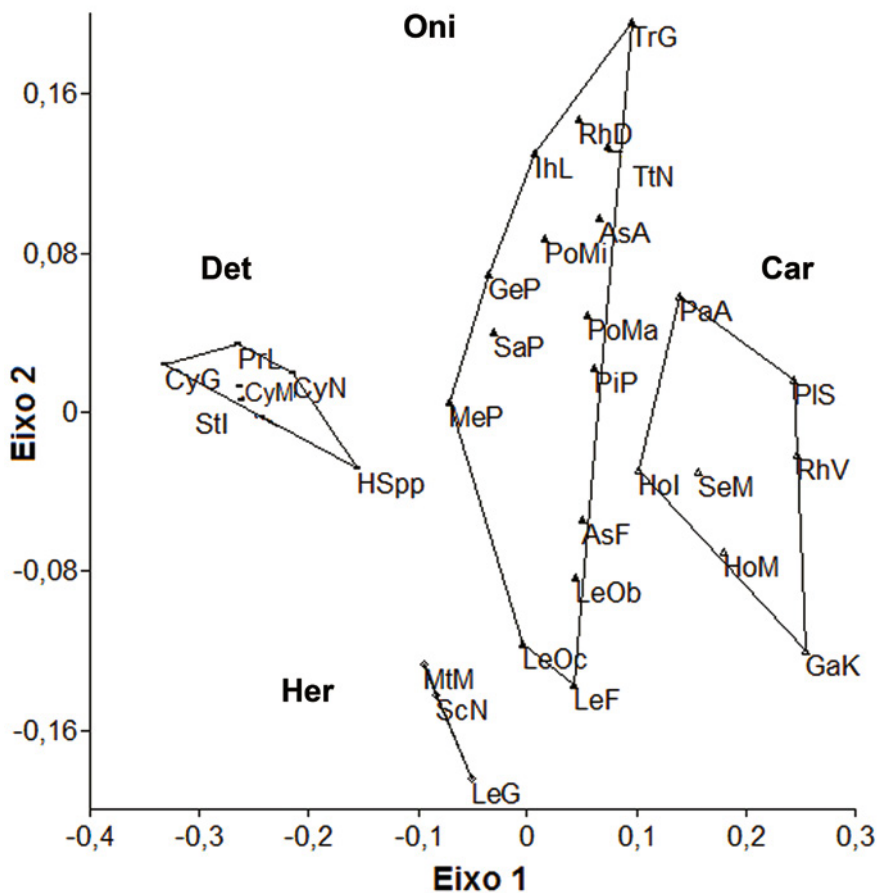


FIGURA 2 – Escalonamento multidimensional não métrico da dieta de 31 espécies de peixes coletados em rios a jusante de usinas hidrelétricas da bacia do rio Paraná Superior. Códigos das espécies de acordo com a Tabela 3. Det = Detritívoros; Her = Herbívoros; Oni = Onívoros; Car = Carnívoros.

TABELA 4 – Resultado da análise de similaridade (ANOSIM) para comparação das guildas tróficas formadas por espécies com mais de 10 estômagos analisados. r = estatística do teste, variando entre -1 e 1; P = valor da probabilidade.

Comparação das guildas tróficas	r	P
Herbívoros x Detritívoros	0,97	0,01
Herbívoros x Onívoros	0,58	<0,01
Herbívoros x Carnívoros	1,00	<0,01
Detritívoros x Carnívoros	1,00	<0,01
Detritívoros x Onívoros	0,86	<0,01
Onívoros x Carnívoros	0,58	<0,01

TABELA 5 – Guilda trófica atribuída para espécies de acordo com a literatura.*

Guilda Trófica	Espécies
Herbívoros	<i>Metynnys lippincottianus</i> , <i>Myloplus tiete</i> , <i>Schizodon intermedius</i>
Detritívora	<i>Apareiodon affinis</i> , <i>A. piracicabae</i> , <i>Hypostomus affinis</i> , <i>H. commersoni</i> , <i>H. margaritifera</i> , <i>Pterygoplichthys anisitsi</i> , <i>Steindachnerina brevipinna</i>
Invertívora	<i>Apteronotus ellisi</i> , <i>Astyanax schubarti</i> , <i>Crenicichla haroldoi</i> , <i>Eigenmannia virescens</i> , <i>Gymnotus sylvius</i> , <i>Leporellus vittatus</i> , <i>Leporinus amblyrhynchus</i> , <i>Moenkhausia intermedia</i>
Piscívora	<i>Cichla kelberi</i> , <i>C. piquiti</i> , <i>Hemisorubim platyrhynchos</i> , <i>Megalonema platanum</i> , <i>Oligosarcus paranensis</i> , <i>Pseudopimelodus mangurus</i> , <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> , <i>Pygocentrus nattereri</i> , <i>Salminus brasiliensis</i> , <i>S. hilarii</i> , <i>Serrasalmus marginatus</i> ,
Carnívora	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> , <i>Crenicichla jaguarensis</i> , <i>Pimelodus paranaensis</i> , <i>Rhamdia quelen</i>
Onívora	<i>Brycon orbignyanus</i> , <i>Bryconamericus exodon</i> , <i>Geophagus brasiliensis</i> , <i>Hoplosternum littorale</i> , <i>Leporinus lacustris</i> , <i>L. macrocephalus</i> , <i>L. paranensis</i> , <i>L. piavussu</i> , <i>L. striatus</i> , <i>L. tigrinus</i> , <i>Loricaria lentiginosa</i> , <i>Oreochromis niloticus</i> , <i>Roebooides descalvadensis</i> , <i>Tilapia rendalli</i>

* Andrian *et al.* (1994), Yabe & Bennemann (1994), Hahn *et al.* (1998), CEMIG-CETEC (2000), Duarte & Araujo (2000), Lobón-Cerviá & Bennemann (2000), Durães *et al.* (2001), Casatti (2002), Giora & Fialho (2003), Balassa *et al.* (2004), Hahn *et al.* (2004), Gomiero & Braga (2004), Andrade & Braga (2005), Dias *et al.* (2005), Luz-Agostinho *et al.* (2006), Behr & Signor (2008), Brasil-Souza *et al.* (2009), Casatti *et al.* (2009), Correa *et al.* (2009), Montana & Winemiller (2009), Salvador-Jr *et al.* (2009), Gomiero *et al.* (2010), Bennemann *et al.* (2011), Rondinelli *et al.* (2011), Abelha *et al.* (2012), Gandini *et al.* (2012), Delariva *et al.* (2013), Mendonça *et al.* (2014)

Peixe foi o item mais consumido quando consideradas todas as usinas, enquanto detrito e alga foram os menos consumidos (Figura 3). De fato, em praticamente todas as usinas observamos aglomerações de peixes próximas ao ou no seu canal de fuga. Essas aglomerações podem atrair peixes predadores, como sugerido por Godinho *et al.* (2007), ou aumentar a ingestão de peixes por aqueles que já estão no local. A maior transparência da água defluída pela usina (Ward & Stanford 1995) também facilita a captura pelos predadores visualmente orientados.

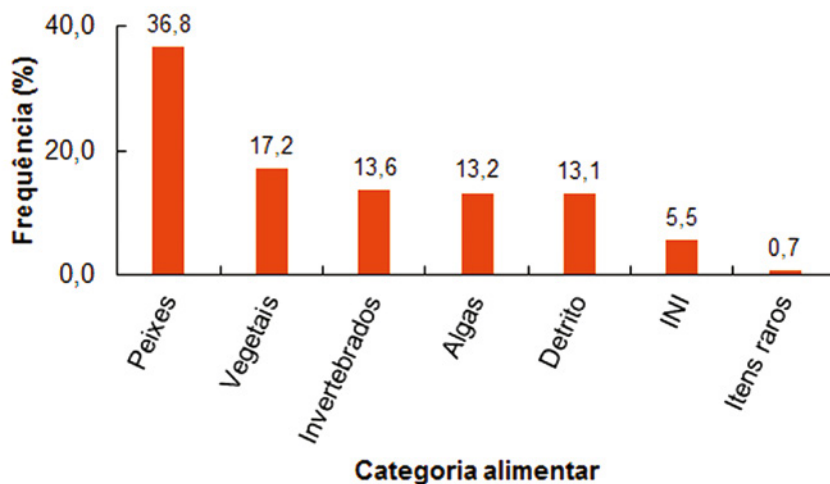


FIGURA 3 – Porcentagem do peso das categorias alimentares presentes nos estômagos de peixes provenientes do rio a jusante de 12 usinas do Sudeste do Brasil. INI = Material não identificado.

Os onívoros predominaram em riqueza, biomassa e abundância quando consideradas todas as 12 usinas simultaneamente (Tabela 6). Eles também apresentaram a maior riqueza para as 12 usinas analisadas separadamente (Figura 4A). Quanto à biomassa, os onívoros predominaram em quatro usinas (UHMR, UHAU, UHAD e UHEM), os detritívoros em três (UHCM, UHIT e UHJG), os herbívoros em duas (UHNP e UHVG), os carnívoros em duas (PCHPJ e UHSS) e os piscívoros na UHFU (Figura 4B). Em relação à abundância, apenas na UHIT e UHVG não predominaram os onívoros, mas sim detritívoros e herbívoros, respectivamente (Figura 4C).

TABELA 6 – Porcentagem da riqueza, biomassa e abundância por guilda trófica para peixes dos rios a jusante de 12 usinas hidrelétricas da bacia do rio Paraná Superior.

MÉTRICA	GUILDA TRÓFICA					
	Herbívoros	Detritívoros	Onívoros	Invertívoros	Carnívoros	Piscívoros
Riqueza	7,69	16,67	37,18	10,26	14,10	14,10
Biomassa	6,77	16,50	57,51	0,40	17,66	1,16
Abundância	7,21	20,79	56,85	0,61	13,70	0,84

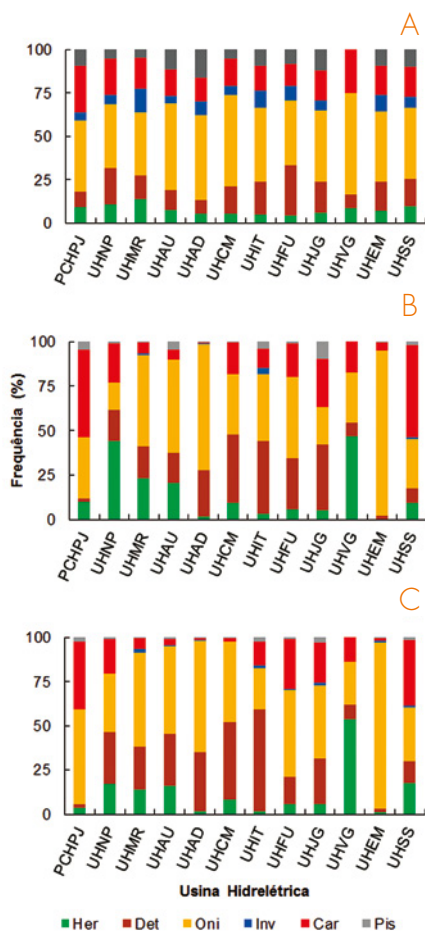


FIGURA 4 – Porcentagem da riqueza (A), biomassa (B) e abundância (C) de peixes por guilda trófica e por usina em rios a jusante de 12 usinas da bacia do rio Paraná Superior (Her = Herbívoro; Det = Detritívoro; Oni = Onívoro; Inv = Invertívoro; Car = Carnívoro; Pis = Piscívoro).

Segundo Gandini *et al.* (2012), a ictiofauna a jusante da usina de Itutinga é dominada por espécies que se alimentam de pequena quantidade de grande variedade de alimentos. De fato, rios tropicais em condição natural são considerados ambientes instáveis e sazonais, que favorecem o predomínio de espécies com alta plasticidade trófica (Lowe-McConnel 1999, Araujo-Lima *et al.* 1995). Quanto à biomassa, Bowen (1983) e Bonetto (1986) afirmam que os detritívoros predominam na bacia do rio Paraná, devido principalmente ao curimba *P. platensis* (= *P. lineatus*). Desse modo, esperávamos predominância de onívoros na riqueza e de detritívoros na biomassa. No entanto, os onívoros dominaram também a biomassa.

Em nosso caso, a dominância de onívoros na estrutura trófica se deve em grande parte ao mandi, peixe onívoro que representou sozinho 34,5% da biomassa e 28% da abundância totais. O mandi é uma espécie abundante no canal de fuga de usinas (*e.g.*, Capítulos 2, 4 e 6 deste livro) e, por isso, um dos principais elementos responsáveis pela predominância de onívoros. Por outro lado, detritívoros tiveram participação menor que a esperada quando considerada a biomassa. Detritívoros parecem ser afetados negativamente pelas cheias e variações na vazão (Abujanra *et al.* 2009). Algumas razões podem explicar esse resultado: a redução da velocidade da água e o efeito da cascata de reservatórios causam retenção de detritos e nutrientes pela sedimentação no reservatório (Barbosa *et al.* 1999), podendo comprometer sua disponibilidade aos peixes a jusante do reservatório. Além disso, a alteração da vazão pode atuar sobre outros aspectos da biologia (Puckridge *et al.* 1998, Poff & Zimmerman 2010), inclusive reprodutivos (*e.g.*, Welcomme 1985, 1989), especialmente porque existe sincronia entre reprodução e ciclo hidrológico em muitas espécies de peixes (Vazzoler 1996). Desse modo, pode ser difícil separar os efeitos do barramento sobre um ou outro aspecto da biologia da espécie. Por exemplo, o bloqueio à migração imposto pelas barragens pode contribuir significativamente para a redução da biomassa de detritívoros, especialmente do curimba (Godinho & Kynard 2009), espécie detritívora de grande porte, com reprodução sazonal e migradora de longas distâncias (Bowen 1983, Bonetto 1986).

Os dois primeiros eixos da PCA acumularam 72,5% da variância total (41,4% do eixo 1 e 31,1% do eixo 2), sendo os únicos retidos para interpretação. Os maio-

res coeficientes do eixo 1 foram de Q_v e Q_a , enquanto que no eixo 2 foram de AJ e IB (Tabela 7). Nenhuma correlação das variáveis ambientais e operativas sintetizadas nos eixos 1 e 2 da PCA com a estrutura trófica foi significativa (Tabela 8).

TABELA 7 – Coeficientes das variáveis ambientais e operativas nos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais. IB = idade da barragem; TR = tempo de residência da água no reservatório; TL = extensão do trecho lótico remanescente de jusante; AJ = área do primeiro reservatório de jusante; Q_v = variação diária média da vazão defluente e Q_a = amplitude de variação da vazão defluente.

VARIÁVEL	Eixo 1	Eixo 2
IB	0,59	-0,60
TR	0,66	0,07
TL	0,42	0,83
AJ	0,30	-0,88
Q_v	0,87	0,14
Q_a	0,81	0,11

TABELA 8 – Correlação de Pearson (r) do eixo 1 do escalonamento multidimensional não métrico da riqueza (EM_R), biomassa (EM_B) e abundância (EM_A) com os eixos 1 e 2 da análise de componentes principais das variáveis ambientais e operativas. P = valor da probabilidade.

	Eixo 1		Eixo 2	
	r	P	r	P
EM_R	-0,01	0,97	0,50	0,09
EM_B	0,41	0,19	-0,38	0,22
EM_A	0,26	0,42	-0,29	0,37

Variações na vazão alteram a disponibilidade de recursos para os peixes. Com isso, espécies de guildas tróficas distintas devem responder diferentemente à variação da vazão devido à alteração nos recursos alimentares (Luz-Agostinho *et al.* 2009, Gandini *et al.* 2014). Luz-Agostinho *et al.* (2009) relatam que piscívoros apresentam melhor condição na seca, quando suas presas dispõem de menos abrigos. Abujanra *et al.* (2009), por sua vez, relataram que invertívoros e insetívoros têm sua condição corporal negativamente afetada pelo coeficiente de variação da vazão. Variações da vazão em rio não barrado podem ser de 200

a 300% (Rocha *et al.* 2001, Mortatti *et al.* 2004), levando aos efeitos supracitados na estrutura trófica da ictiofauna. Por outro lado, a variação da vazão a jusante das usinas que estudamos não foi superior a 25%, reflexo do controle da vazão pela usina, que reduz a magnitude das secas e das cheias (Poff *et al.* 1997). Essa pequena variação da vazão talvez explique a falta de correlação entre as vazões das usinas e a estrutura trófica dos peixes.

A despeito das variáveis ambientais e operativas testadas não terem apresentado efeito significativo sobre a estrutura trófica, Tundisi & Matsumura-Tundisi (2003) afirmam que a regulação da descarga do rio pelas barragens é uma das principais ameaças à manutenção da diversidade na bacia do alto rio Paraná. De fato, alguns estudos têm demonstrado que alterações do ciclo hidrológico natural podem afetar peixes de diversas guildas tróficas (*e.g.*, Abujanra *et al.* 2009, Fernandes *et al.* 2009). Provavelmente, seria necessário avaliar outras variáveis além das consideradas neste estudo para identificar quais estariam influenciando a estrutura trófica da ictiofauna. Além disso, é possível que a falta de ambientes referência, com ciclo hidrológico não regulado, possa ter dificultado a identificação da influência da regulação da vazão do rio provocada pela usina.

A realização de estocagens de espécies migradoras nativas, especialmente do curimba, possivelmente contribuiu para confundir o efeito de variáveis analisadas. Por exemplo, na UHCM, usina em que não há trecho lótico a jusante, mas que recebeu estocagem de espécies nativas, foram capturados 12 curimbas e 7 piracanjubas (*B. orbinyanus*), número maior do que na UHEM, usina com 24 km de trecho lótico remanescente. Essas estocagens podem não ser suficientes para restabelecer a estrutura trófica original. No entanto, aumentam a densidade dessas espécies em locais com trecho lótico a jusante reduzido ou inexistente, onde seriam esperadas baixas capturas ou mesmo a inexistência de espécies migradoras. Por conseguinte, essa alteração artificial da assembleia de peixes pode dificultar a identificação da influência de fatores ambientais e operativos das usinas hidrelétricas sobre a ictiofauna.

4 – CONCLUSÕES

Embora tenhamos usado dados de usinas com número de amostragens diferentes neste estudo, o agrupamento de peixes em guildas abrangentes e o uso de porcentagens na análise dos dados auxiliaram na neutralização desse viés. Considerando ainda que as alterações causadas pelos barramentos agem de forma bastante semelhante ou até mesmo previsível em todas as grandes barragens (Graf 2006, Power *et al.* 1996), nossas análises fornecem informações válidas para o melhor entendimento da ecologia trófica de peixes ao sopé de usina hidrelétricas.

Concluimos que peixe é o item alimentar mais consumido pela ictiofauna presente imediatamente a jusante de usinas hidrelétricas e que os onívoros dominam a estrutura trófica. Contudo, consideramos importantes pesquisas futuras que determinem os fatores ambientais e operativos responsáveis pelas alterações na estrutura trófica.

5 – AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos biólogos e estagiários que, direta ou indiretamente, auxiliaram nas coletas, resgates e análise do conteúdo estomacal dos peixes, sendo eles: Alessandra Marques Gonçalves Teixeira, Amanda Ribeiro Cocovick, Bianca Maria de Araujo Rodrigues, Daniel Benjamin de Oliveira Dutra, Lais Mascarenhas Sacchetto Nunes Leite, Nathalia Abrahão Paes Leme de Castro, Ricardo Becker de Araujo e Yuri Malta Caldeira (estagiários); Clarissa Chalub Fonseca da Silva, Francisco Ricardo de Andrade Neto, Ivo Gavião Prado, Ana Carolina Lacerda Rego, Angelo Barbosa Monteiro, Átila Rodrigues de Araujo, Dalbert Benjamim da Costa, Leonardo Cardoso Resende, Luiz Rocha, Mateus Moreira de Carvalho, Rafael Goretti Tolomelli e Thiago Teixeira Silva (biólogos). Os pescadores José Maria, Edson de Paula, Genilson Julio Toscano Medeiros e Eurípedes Muniz foram fundamentais na coleta dos peixes. Também agradecemos à equipe de coordenadores, gestores e analistas de meio ambiente do Programa Peixe Vivo da Cemig pelo apoio e suporte fornecido ao estudo. Agradecimentos vão também a todos os funcionários das usinas hidrelétricas estudadas que nos auxiliaram, e à Cemig pelo suporte financeiro e logístico.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abujanra F., Agostinho A.A. & Hahn N.S. (2009) Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds, in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **69** (2), 469-479.

Abelha M.C.F, Kashiwaqui E.A.L. & Goulart E. (2012) Population structure, condition and diet of *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983) (Osteichthyes: Characidae) at two reservoirs in South Brazil. *Biota Neotropica* **12** (1), 187-197.

Andrade P.M. & Braga F.M.S. (2005) Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Brazilian Journal of Biology* **65**, 377-385.

Andrian I.F., Dória C.R.C., Torrente G. & Ferreti C.M. (1994) Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22°10'-22°50'S / 53°10'- 53°40'W), Brasil. *Revista UNIMAR* **16**, 97-106.

Agostinho A.A., Gomes L.C., Veríssimo S. & Okada E.K. (2004) Flood regime, dam regulation and fishin the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14** (1), 11-19.

Araujo-Lima C.A.R.M., Agostinho A.A. & Fabr e N.N. (1995) Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: J.G. Tundisi, C.E.M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds) *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, pp. 105-136.

Balassa G.C., Fugi R., Hahn N.S. & Galina A.B. (2004) Dieta de espécies de Anostomidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Manso, Mato Grosso, Brasil. *Iheringia Série Zooloogia* **94** (1), 77-82.

Barbosa F.A.R., Padisák J., Espíndola E.L.G., Borics G. & Rocha O. (1999) The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: J.G. Tundisi & M. Straskraba (eds) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers, pp. 425-437.

Behr E.R. & Signor C.A. (2008) Distribuição e alimentação de duas espécies simpátricas de piranhas *Serrasalmus maculatus* e *Pygocentrus nattereri* (Characidae, Serrasalminae) do rio Ibicuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* **98** (4), 501-507.

Bennemann S.T., Galves W. & Capra L.G. (2011) Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (rio Paranapanema). *Biota Neotropica* **11**, 64-71.

Bonetto A.A. (1986) The Paraná river system. In: B.R. Davies & K.F. Walker (eds) *The Ecology of River Systems*. Dordrecht: The Netherlands/Dr. W. Junk Publishers, pp. 541-555.

Bowen S.H. (1983) Detritivory in neotropical fish communities. *Environmental Biology of Fishes* **9**, 137-144.

Brazil-Sousa C., Marques R.M. & Albrecht M.P (2009) Segregação alimentar entre duas espécies de Heptapteridae no Rio Macaé, RJ. *Biota Neotropica* **9** (3), 31-37.

Casatti L., Ferreira C.P. & Langeani F. (2009) A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* **623**, 173-189.

Casatti L. (2002) Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* **2**, 1-14.

Cemig - Companhia Energética de Minas Gerais & CETEC - Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (2000). *Guia ilustrado de peixes da bacia do Rio Grande*. Belo Horizonte: CEMIG/CETEC, 144 pp.

Chipps S.R. & Garvey J.E. (2007) Assessment of diets and feeding patterns. In: C.S. Guy & M.L. Brown (eds) *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, pp. 473-514.

Corrêa C.E., Petry A.C. & Hahn N.S. (2009) Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. *Iheringia Série Zoologia* **99** (4), 456-463.

Delariva R.L., Hahn N.S. & Kashiwaqui E.A.L. (2013) Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology* **11** (4), 891-904.

Dias A.C.M.I., Branco C.W.C. & Lopes G. (2005) Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Scientiarum* **27** (4), 355-364.

Doi H., Chang K-H., Ando T., Imai H., Nakano S.I., Kajimoto A. & Katano I. (2008) Drifting plankton from a reservoir subsidize downstream food webs and alter community structure. *Oecologia* **156**, 363-371.

Duarte S. & Araújo F. (2000) Distribuição espacial e temporal de *Hypostomus affinis* na Represa de Ribeirão das Lajes. *Acta Biologica Leopoldensia* **22**, 261-276.

Durães R., Pompeu P.S. & Godinho A.L. (2001) Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no sudeste do Brasil. *Iheringia Série Zoologia* **90**, 183-191.

Fernandes R., Agostinho A.A., Ferreira E.A., Pavanelli C.S., Suzuki H.I., Lima D.P. & Gomes L.C. (2009) Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* **69** (2), 669-680.

Gandini C.V., Boratto I.A., Fagundes D.C. & Pompeu P. (2012) Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande a jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia* **102** (1), 56-61.

Gandini C.V., Sampaio F.A.C. & Pompeu P.S. (2014) Hydropeaking effects of on the diet of a Neotropical fish community. *Neotropical Ichthyology* **12** (4), 795-802.

Giora J. & Fialho C.B. (2003) Biologia alimentar de *Steindachnerina brevipinna* (Characiformes, Curimatidae) do rio Ibicuí-Mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* **93**, 277-281.

Godinho A.L. & Kynard B. 2009. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. *River Research and Applications* **25**, 702-712

Godinho A.L., Kynard B. & Godinho H.P. (2007) Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco River, Brazil. *Environmental Biology of Fishes* **80** (4), 421-433.

Gomiero L.M. & Braga F.M.S. (2004) Feeding of introduced species of *Cichla* (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande reservoir, River Grande (MG/SP). *Brazilian Journal of Biology* **64** (4), 787-795.

Gomiero L.M., Villares-Junior G.A. & Naous F. (2010) Seasonal and ontogenetic variations in the diet of *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006 introduced in an artificial lake in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **70** (4), 1033-1037.

Graf W.L. (2006) Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* **79**, 336-360.

Hahn N.S. & Fugi R. (2007) Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis* **11** (4), 469-480.

Hahn N.S., Fugi R. & Andrian I.F. (2004) Trophic ecology of the fish assemblages. In: S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds) *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, pp. 247-269.

Hahn N.S., Agostinho A.A., Gomes L.C. & Bini L.M. (1998) Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência* **23**, 299-305.

Hahn N.S., Andrian I.F., Fugi R. & Almeida V.L.L. (1997) Ecologia trófica. In: A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds) *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem, 460 pp.

Hammer O., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4** (1), 9 pp.

Junk W.J. (1980) Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. *Acta Amazônica* **10** (4), 775-795.

Lobón-Cerviá J. & Bennemann S.T. (2000) Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). *Archives of Hydrobiology* **149** (2), 285-306.

Lowe-McConnell R.H. (1999) *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 535 pp.

Luz-Agostinho K.D., Agostinho A.A., Gomes L.C., Júlio-Jr. H.F. & Fugi R. (2009) Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* **69** (2), 481-490.

Luz-Agostinho K.D.G., Bini L.M., Fugi R. Agostinho A.A. & Júlio-Jr H.F. (2006) Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **4** (1), 61-68.

Melo A.S. & Hepp L.U. (2008) Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia brasiliensis* **12** (3), 463-486.

Mendonça F.P., Hahn N.S. & Loureiro-Crippa V.E. (2004) Feeding aspects of *Leporinus amblyrhynchus* (Characiformes: Anostomidae) in the first stages of formation of a Neotropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **2** (3), 145-150.

Montana C.G. & Winemiller K.O. (2009) Comparative feeding ecology and habitats use of *Crenicichla* species (Perciformes: Cichlidae) in a Venezuelan floodplain river. *Neotropical Ichthyology* **7** (2), 267-274.

Mortatti J., Bortoletto Júnior M.J., Milde L.C.E. & Probst J.L. (2004). Hidrologia dos rios Tietê e Piracicaba: séries temporais de vazão e hidrogramas de cheia. *Revista de Ciência e Tecnologia* **12** (23), 55-67.

Poff N.L. & Zimmerman J.K. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* **55** (1), 194-205.

Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C. (1997) The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47** (11), 769-784.

Power M.E., Dietrich W.E. & Finlay J.C. (1996) Dams and Downstream Aquatic Biodiversity: Potential Food Web Consequences of Hydrologic and Geomorphic Change. *Environmental Management* **20** (6), 887-895.

Puckridge J.T., Sheldon F., Walker K.F. & Boulton A.J. (1998). Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research* **49** (1), 55-72.

Rocha P.C., Santos M.L. & Souza-Filho E.E. (2001) Alterações no regime hidrológico do alto rio Paraná como resposta ao controle de descargas efetuado por grandes barramentos a montante. In: *Anais do VIII Encuentro de Geógrafos de América Latina*. 4-10 março 2001. Santiago, pp. 4-10.

Rondineli G.R., Gomiero L.M., Caramassi A.L. & Braga F.M.S. (2011) Diet of fishes in Passa Cinco stream, Corumbataí River subbasin, São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **71** (1), 157-167.

Salvador-Jr L.F., Salvador G.N. & Santos G.B. (2009) Morphology of the digestive tract and feeding habits of *Loricaria lentiginosa* Isbrücker, 1979 in a Brazilian reservoir. *Acta Zoologica* (Stockholm) **90**, 101-109.

Tundisi J.G. & Matsumura-Tundisi T. (2003) Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia* **500**, 231-242.

Yabe R.S. & Bennemann S.T. (1994) Regime alimentar de *Schizodon Intermedius* Garavello & Britski do rio Tibagi, Paraná, e sua relação com algumas características morfológicas do trato digestivo (Osteichthyes, Anostomidae). *Revista Brasileira de Zoologia* **11** (4), 777-788.

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

Ward J.V. & Stanford J.A. (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* **11**, 105-119.

Welcomme R.L. (1985). *River fisheries*. Rome: FAO Fisheries Technical Paper 262, 330 pp.

Welcomme R.L. (1989) Review of the present state of knowledge of fish stocks and fisheries of African rivers. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**, 515-32.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 6

BIOLOGIA DO MANDI (*Pimelodus maculatus*) A JUSANTE DE USINAS HIDRELÉTRICAS DO SUDESTE DO BRASIL

ALEXANDRE PERESSIN, IVO GAVIÃO PRADO,
LEONARDO CARDOSO RESENDE, THIAGO TEIXEIRA SILVA,
YURI MALTA CALDEIRA & ALEXANDRE LIMA GODINHO

Peressin A., Prado I.G., Resende L.C., Silva T.T., Caldeira Y.M. & Godinho A.L. (2016). Biologia do mandi (*Pimelodus maculatus*) a jusante de usinas hidrelétricas do sudeste do Brasil. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 155-178 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

Pimelodus maculatus, espécie nativa das bacias dos rios Paraná e São Francisco (Reis *et al.* 2003), é conhecida por mandi, mandi-amarelo, mandijuba e mandiguaçu. Pode atingir 40 a 50 cm de comprimento e 1,5 a 2,0 kg de peso (Sato *et al.* 1999). A descrição recente de novas espécies anteriormente conhecidas como *P. maculatus* (e.g., Souza-Filho & Shibatta 2007) sugere que a espécie pode não ser uma unidade taxonômica homogênea.

Embora comum em reservatórios (Dei Tos *et al.* 2002, Santos *et al.* 2010), Santos *et al.* (2013) apontam que o mandi é mais abundante a jusante de barramentos, em ambiente lótico. O mandi também é uma das espécies mais abundantes em sistemas de transposição de peixes (Bowen *et al.* 2006, Alves 2007, Fernandez *et al.* 2007, Oldani *et al.* 2007, Bizzotto *et al.* 2009, Arcifa & Esguicero 2012), mas tem condição migratória controversa (Santos *et al.* 2013), podendo ser considerado migrador (Arcifa & Esguicero 2012, Zaniboni-Filho & Schulz 2003) ou não (Oldani *et al.* 2007). Mandis da bacia do médio rio Grande foram recapturados a distancias superiores a 1.000 km do local de marcação antes dos barramentos (Godoy, 1967). Após a implantação das barragens no rio Grande, a maior área de vida foi de aproximadamente 80 km (Silva, 2012). No rio Paraopeba, a maior recaptura ocorreu a 81,5 km de distância (Alves, 2007).

Mandis são mais comuns em amostragens noturnas (Bowen *et al.* 2006, Bizzotto *et al.* 2009, Dei Tos *et al.* 2002), na lua cheia (Bizzotto *et al.* 2009), nos meses de maior temperatura, pluviosidade e vazão (Loures & Pompeu 2012) e com menor transparência da água (Dei Tos *et al.* 2002). Embora possa ocupar toda a coluna d'água, ele é mais comum na região bentônica (Lobón-Cerviá & Bennemann 2000). Frequentemente, o mandi tem participação significativa na pesca artesanal e esportiva (Novaes & Carvalho 2011, Peixer & Petrere Jr. 2009).

A dieta do mandi é variada, incluindo plantas, sementes, frutos, detritos, moluscos, crustáceos e peixes (Lobón-Cerviá & Bennemann 2000). No entanto, predominam alimentos de origem animal, enquanto que vegetais costumam ter participação ocasional (Maroneze *et al.* 2011, Peretti & Andrian 2004). Dada sua

plasticidade trófica, o mandi pode alterar a dieta de acordo com o período do ano (Andrade & Braga 2005) e fase do desenvolvimento (Lima-Junior & Goiten 2003).

As fêmeas do mandi são maiores que os machos (Casali *et al.* 2010), o índice gonadossomático apresenta correlação positiva com a precipitação (Basile-Martins *et al.* 1975) e sua média pode variar de 0,6 a 12,9% (Maia *et al.* 2007). A fecundidade pode atingir centenas de milhares de ovócitos por fêmea (Maia *et al.* 2007; Sato *et al.* 1999) e a desova é parcelada (Godinho *et al.* 1974). Os períodos de maturação e desova variam entre estudos (Vono *et al.* 2002, Zaniboni-Filho & Schulz 2003), podendo, até mesmo, machos e fêmeas serem encontrados nessas fases praticamente o ano todo (Bazzoli *et al.* 1997). Embora fêmeas maduras ocorram em reservatórios, Maia *et al.* (2007) não encontraram nenhum juvenil, indicando ausência de recrutamento nesse tipo de ambiente. Na bacia do rio Paraná, Baumgartner *et al.* (2008) encontraram larvas do mandi no reservatório de Itaipu e em três tributários, enquanto Kipper *et al.* (2011) encontraram maior densidade de larvas do mandi na zona de transição em relação à zona fluvial do reservatório de Rosana, no rio Paranapanema, não encontrando larvas da espécie no ambiente lacustre.

O mandi é, frequentemente, umas das espécies dominantes da comunidade de peixes ao sopé de usinas hidrelétricas (Andrade *et al.* 2012, Capítulo 4). Ele também é uma das espécies mais susceptíveis à morte durante a operação e manutenção de usinas hidrelétricas (Andrade *et al.* 2012, Capítulo 3). Por isso, dedicamos este capítulo exclusivamente a investigar a biologia e ecologia do mandi a jusante de 13 usinas hidrelétricas de quatro rios do sudeste brasileiro. Essa investigação incluiu análises de fatores que influenciam as capturas, reprodução, condição corporal, variação espaço-temporal do comprimento e dieta.

2 – METODOLOGIA

2.1 Captura de peixes

Coletamos mandis (Figura 1) de fevereiro de 2009 a dezembro de 2013 nas usinas hidrelétricas dos rios Araguari - Pai Joaquim (PCHPJ), Nova Ponte (UHNP), Miranda (UHMR), Amador Aguiar I (UHAU) e Amador Aguiar II (UHAD);

Grande - Camargos (UHCM), Itutinga (UHIT), Funil (UHFU), Jaguará (UHJG) e Volta Grande (UHVG); Paranaíba - Emborcação (UHEM) e São Simão (UHSS); e São Francisco - Três Marias (UHTM).

Os petrechos de pesca utilizados e a periodicidade de amostragem em cada usina seguem o especificado no Capítulo 2. Além desses, utilizamos peixes resgatados em drenagens de unidades geradoras da UHAD (ocorridas em março, abril, junho, agosto e dezembro de 2009), UHCM (outubro de 2010), UHEM (julho de 2011), UHFU (junho de 2009), UHIT (maio de 2009 e agosto de 2010), UHNP (junho de 2009) e UHSS (agosto e setembro de 2009). Algumas análises neste capítulo excluíram usinas ou períodos de amostragem. Essas exclusões estão mencionadas nos tópicos abaixo.

Em todas as usinas, com exceção da UHTM, fixamos em formol 10% todos os mandis capturados nas redes de emalhar, mas apenas os 50 primeiros capturados na tarrafa e os 30 primeiros no anzol. Devolvemos ao rio os demais indivíduos. Nos indivíduos fixados, mensuramos o comprimento padrão (*CP*) em mm, peso corporal (*PC*) em g e peso das gônadas em g. Classificamos o estágio de gordura celomática (*EGC*) em nenhuma (0), pouca (1), mediana (2) e muita (3). Classificamos o estágio de repleção estomacal (*ERE*) em vazio (0), até 50% cheio (1), mais de 50% cheio (2) e totalmente cheio (3). Determinamos para cada indivíduo o sexo e estágio de maturidade gonadal macroscopicamente. Classificamos as gônadas em repouso e não repouso. O estágio repouso englobou peixes jovens e adultos sem sinais de gametogênese. O estágio não repouso, por sua vez, incluiu todas as demais fases do desenvolvimento gonadal. Não sacrificamos os mandis capturados no canal de fuga da UHTM e, por isso, não determinamos o sexo, *EMG*, *EGC* e *ERE* desses indivíduos.



FIGURA 1 – Exemplar de mandi, *Pimelodus maculatus* (185 mm de comprimento padrão), coletado no rio Araguari, MG.

2.2 Dados abióticos

Mensuramos os dados limnológicos no dia das amostragens. Medimos o oxigênio dissolvido (*OD*), a temperatura e a transparência da água no primeiro dia de amostragem, antes dos lances de tarrafa ou pesca com anzol, e no segundo dia de amostragem, após a despesca das redes de emalhar. Para obtenção das duas primeiras variáveis, utilizamos oxímetro YSI 550A. Medimos a transparência da água com disco de Secchi entre 10 e 15 h. Obtivemos dados de precipitação, vazão turbinada (Q_t) e vazão defluente (Q_d), que é a soma das vazões vertida e turbinada, pelo sistema de telemetria e monitoramento hidrometeorológico da Cemig. Consultamos o site “Tempo Agora” (Tempo Agora 2014) para obter a precipitação mensal média nos municípios onde as usinas hidrelétricas estão instaladas.

2.3 CPUE e variáveis abióticas

Determinamos a correlação de Pearson (dados normais) ou de Spearman (dados não normais) da captura por unidade de esforço (*CPUE*) dos mandis com as variáveis abióticas para cada uma das usinas hidrelétricas. Usamos nessas correlações apenas os dados das amostragens realizadas no canal de fuga de janeiro de 2009 a dezembro de 2013. No cálculo da *CPUE*, usamos apenas os dados das amostragens com redes de emalhar para UHAD, UHEM, UHFU e UHSS, com anzol para UHCM, UHIT e PCHPJ e com tarrafa para UHTM. Calculamos a *CPUE* para cada tipo de petrecho de pesca conforme descrito no Capítulo 2.

Fizemos a correlação da *CPUE* com as seguintes variáveis abióticas: *OD*, temperatura da água (*Temperatura*), transparência da água (*Transparência*), precipitação mensal média (*Chuva*), precipitação do dia da amostragem (*Chuva1*), precipitação do dia da amostragem somada à dos 2 dias anteriores (*Chuva3*), precipitação do dia da amostragem somada à dos 6 dias anteriores (*Chuva7*), precipitação do dia da amostragem somada à dos 14 dias anteriores (*Chuva15*), vazão turbinada do dia da amostragem (Q_{t1}), vazão turbinada do dia da amostragem somada às dos 2 dias anteriores (Q_{t3}), vazão turbinada do dia da amostragem somada às dos 6 dias anteriores (Q_{t7}), vazão turbinada do dia da amostragem somada às dos 14 dias anteriores (Q_{t15}), vazão defluente do dia da amostragem (Q_{d1}), vazão defluente do dia da amostragem somada às dos 2 dias anteriores (Q_{d3}), vazão defluente do dia

da amostragem somada às dos 6 dias anteriores (Q_{d7}) e vazão defluente do dia da amostragem somada às dos 14 dias anteriores (Q_{d15}). Nesses cálculos, utilizamos a média diária para as vazões turbinada e defluente. Para as usinas amostradas com redes de emalhar, utilizamos o dia de instalação das redes como referência para o cálculo das variáveis.

2.4 Reprodução

Para as análises da reprodução, usamos apenas os indivíduos fixados em formol capturados de fevereiro de 2009 a junho de 2012. Incluímos os peixes provenientes de resgates nessas análises. Determinamos a distribuição bimestral de frequências de cada *EMG* ao longo do ano. Calculamos o índice gonadossomático (*IGS*) dividindo o peso das gônadas pelo peso do peixe e multiplicando o resultado por 100.

2.5 Fator de condição

Calculamos o fator de condição de Fulton (*K*) pela fórmula $K = PC \cdot CP^{-3} \cdot 10^5$ (Pope & Kruse 2007) para os peixes amostrados no canal de fuga de junho de 2010 a junho de 2012. Avaliamos diferenças do *K* entre sexos, *EMG*, rios e estações com ANOVA fatorial, associada ao teste *post hoc* de comparação múltipla de Tukey. Consideramos como estação seca os meses de abril a setembro e a chuvosa de outubro a março.

2.6 Tamanho

Usamos ANOVA fatorial mais o *post hoc* de Tukey para testar diferenças no *CP* dos mandis entre sexos, usinas hidrelétricas e petrechos de pesca amostrados no canal de fuga da UHCM, UHIT, UHFU, PCHPJ, UHAD, UHEM e UHSS de junho de 2010 a junho de 2012. Testamos também diferenças nas distribuições de frequências de *CP* entre estações (chuvosa e seca) com o teste de duas amostras de Kolmogorov-Smirnov, separadamente para cada um dos sexos.

2.7 Dieta

Nós utilizamos dados de mandis amostrados no canal de fuga das usinas de UHCM, UHIT, UHFU, PCHPJ, UHMR, UHAD, UHEM e UHSS entre fevereiro de 2009 e junho de 2012. Conservamos os estômagos com conteúdo em etanol 70%. Medimos o peso úmido total do conteúdo estomacal em balança com duas casas

decimais de precisão. Identificamos os itens alimentares até o menor nível taxonômico possível ao microscópio estereoscópico e estimamos o percentual do peso de cada item contido no estômago. Formamos categorias agrupando os itens (entre parêntesis) como a seguir: artrópode terrestre (insetos adultos e aracnídeos), invertebrado aquático (insetos, moluscos, crustáceos e zooplâncton), peixe (escamas e restos de peixe), sedimento (silte e areia) e vegetal (fitoplâncton, algas, briófitas, galhos, folhas, sementes, flores e frutos).

Nós analisamos a estratégia alimentar para cada usina pelo método gráfico de Costello (1990), modificado por Amundsen *et al.* (1996). Esse método conjuga a frequência de ocorrência (F_i) e a abundância específica (P_i) das categorias de alimento para descrever a ecologia trófica da população. Correlacionamos a F_i das categorias alimentares do mandi com a área do reservatório, idade da usina, altitude e Q_i (Tabela 1).

Na análise estatística dos dados da dieta e relação da *CPUE* com variáveis abióticas, utilizamos o programa PAST (Hammer *et al.* 2011). As análises de tamanho e reprodução foram realizadas no SAS e aquelas relacionadas ao fator de condição no *Statistica*. Usamos nível de significância de 5% em todos os testes.

TABELA 1 – Características das usinas hidrelétricas dos rios Grande, Araguari e Paranaíba.

RIO/USINA	Área do reservatório (km²)	Idade¹ (anos)	Altitude (m)	Vazão turbinada média² (m³/s)
RIO GRANDE				
Camargos	73,4	52	882	130,7
Itutinga	1,7	57	857	154,5
Funil	36,0	9	770	303,1
RIO ARAGUARI				
Pai Joaquim	0,5	71	828	24,7
Miranda	51,9	14	624	367,9
Amador Aguiar II	45,1	6	518	393,8
RIO PARANAÍBA				
Emborcação	480,1	30	521	407,8
São Simão	703,3	34	327	2.061,6

1: Tempo entre ano de início da operação e 2012;

2: Para o período de agosto de 2009 a junho de 2012.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CPUE e variáveis abióticas

Nas UHIT e UHSS, diferentemente das demais usinas, poucas correlações foram significativas. Para a maioria das demais usinas, a CPUE do mandi se correlacionou com *Temperatura*, *Chuva* e *Transparência* (Tabela 2). Mais mandis foram capturados quanto maior foi a *Temperatura* e a *Chuva* e menor a *Transparência*. Temperaturas e precipitação mais elevadas, associadas à menor transparência da água são as condições típicas da estação chuvosa. É nessa estação que ocorrem as desovas do mandi (Basile-Martins *et al.* 1975, Godinho *et al.* 1977, Vazzoler *et al.* 1997, Braga 2001, Dei Tos *et al.* 2002).

O OD foi a única variável que não se correlacionou com a CPUE em nenhuma das usinas analisadas, embora ele esteja diretamente relacionado com a manutenção da vida da biota aquática (Esteves 1998, Pinto *et al.* 2010) e seja capaz de influenciar no comportamento (Ribeiro 2001) e crescimento (Mallya 2007) dos peixes. A capacidade do mandi de suportar níveis extremos de oxigênio dissolvido (Felizardo *et al.* 2010) poder ser a causa da ausência de correlação entre CPUE e OD.

TABELA 2 – Coeficiente de correlação da captura por unidade de esforço de mandis com variáveis abióticas imediatamente a jusante de usinas hidrelétricas do sudeste do Brasil. Em negrito, correlação significativa ($P \leq 0,05$). Siglas referem-se às usinas hidrelétricas de Pai Joaquim (PCHPJ), Amador Aguiar II (UHAD), Camargos (UHCM), Itutinga (UHIT), Funil (UHFU), Emborcação (UHEM), São Simão (UHSS) e Três Marias (UHTM). OD - oxigênio dissolvido, *Temperatura* - temperatura da água, *Transparência* - transparência da água, *Chuva* - precipitação mensal média, *Chuva1* - precipitação do dia da amostragem, *Chuva3* - precipitação do dia da amostragem somada à dos 2 dias anteriores, *Chuva7* - precipitação do dia da amostragem somada à dos 6 dias anteriores, *Chuva15* - precipitação do dia da amostragem somada à dos 14 dias anteriores, *Qt1* - vazão turbinada do dia da amostragem, *Qt3* - vazão turbinada do dia da amostragem somada à dos 2 dias anteriores, *Qt7* - vazão turbinada do dia da amostragem somada à dos 6 dias anteriores, *Qt15* - vazão turbinada do dia da amostragem somada à dos 14 dias anteriores, *Qd1* - vazão defluente do dia da amostragem, *Qd3* - vazão defluente do dia da amostragem somada à dos 2 dias anteriores, *Qd7* - vazão defluente do dia da amostragem somada à dos 6 dias anteriores, *Qd15* - vazão defluente do dia da amostragem somada à dos 14 dias anteriores.

Variável abiótica	Usina hidrelétrica							
	PCHPJ	UHAD	UHCM	UHIT	UHFU	UEM	UHSS	UHTM
OD	-0,41	-0,36	-0,22	-0,45	-0,26	-0,30	-0,22	-0,11
Temperatura	0,61	0,74	0,66	0,14	0,61	0,69	-0,09	-0,12
Transparência	-0,53	-0,47	-0,78	-0,43	-0,64	-0,47	0,41	-0,42
Chuva	0,64	0,76	0,67	0,31	0,84	0,75	0,15	0,25
Chuva1	-	0,14	0,54	0,40	-	0,46	-0,001	0,02
Chuva3	-	0,31	0,43	0,01	-	0,59	0,10	0,08
Chuva7	-	0,60	0,36	-0,13	-	0,60	0,25	0,11
Chuva15	-	0,63	0,28	0,07	-	0,56	0,24	0,26
Qt1	0,57	0,36	0,37	0,43	0,70	0,17	-0,29	0,49
Qt3	0,57	0,35	0,41	0,41	0,80	0,27	-0,22	0,49
Qt7	0,57	0,43	0,28	0,45	0,79	0,27	-0,15	0,50
Qt15	0,51	0,46	0,24	0,63	0,70	0,37	-0,12	0,46
Qd1	0,40	0,38	0,63	0,35	0,70	0,19	-0,26	0,36
Qd3	0,49	0,35	0,64	0,36	0,80	0,28	-0,22	0,37
Qd7	0,51	0,43	0,66	0,44	0,79	0,28	-0,11	0,36
Qd15	0,52	0,45	0,73	0,63	0,70	0,46	-0,09	0,37

3.2 Reprodução

Determinamos o EMG de 1.239 fêmeas e 1.122 machos do rio Araguari, 335 fêmeas e 264 machos do rio Grande e 847 fêmeas e 627 machos do rio Paranaíba, totalizando 4.434 peixes. Obtivemos o IGS de 99,8% desses peixes. Predominaram fêmeas e machos em repouso, seguidos por aqueles em não repouso, exceto para machos do rio Paranaíba (Figura 2). Peixes em não repouso ocorreram em praticamente todos os bimestres. O IGS mais alto ocorreu, geralmente, nos bimestres do final e começo do ano. A maioria (95%) das fêmeas tinha $IGS \leq 1,7$. Apenas seis delas (cinco do rio Araguari e uma do rio Paranaíba) atingiram $IGS \geq 8,7$. $IGS \leq 1$ ocorreu em 99,7% dos machos.

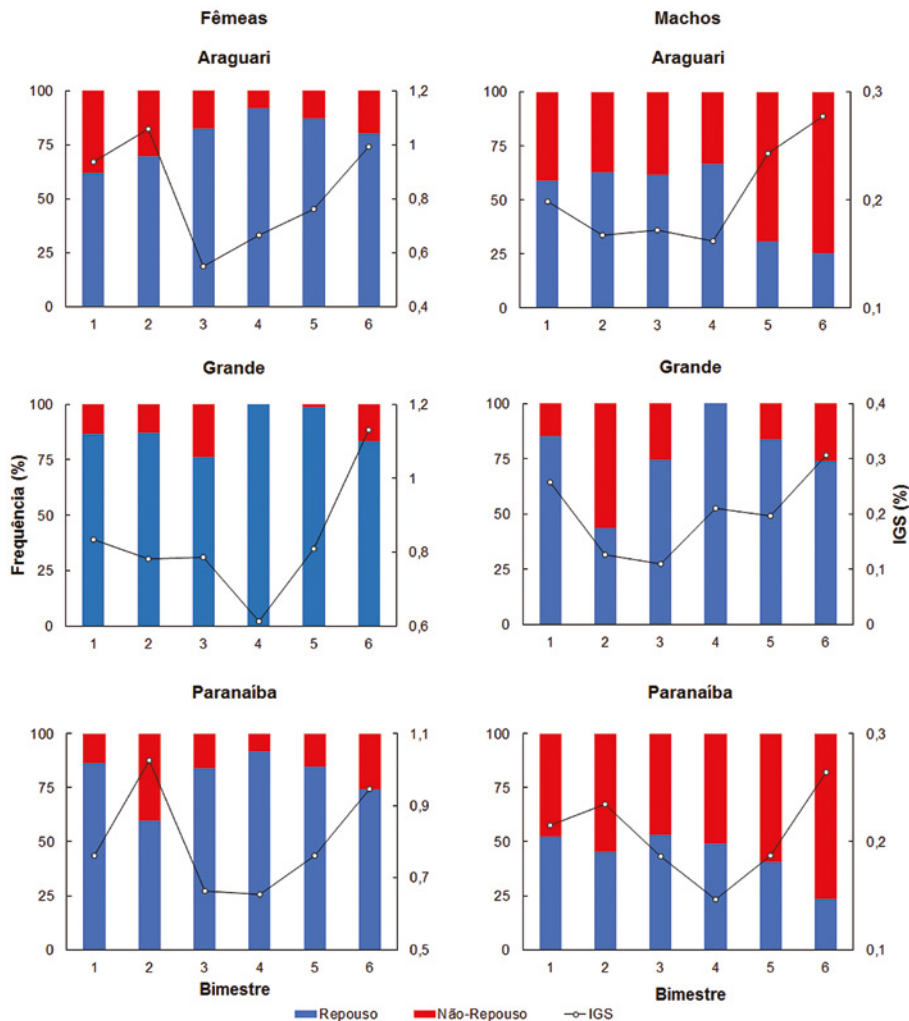


FIGURA 2 – Índice gonadosomático (IGS) e frequência dos estádios de maturação gonadal de fêmeas e machos de mandi por bimestre nos rios Araguari, Grande e Paranaíba.

A ausência quase total de fêmeas com ovários maduros indica que o mandi não desova nos canais de fuga das usinas amostradas. Fêmeas de mandi maduras na represa de Igarapava, no rio Grande, apresentaram IGS (média ± desvio-padrão)

de $12,9 \pm 2,1$ (Maia *et al.* 2007). Fêmeas das nossas amostras com $IGS \geq 8,7$ poderiam, portanto, estar maduras. Essas, no entanto, foram raras nos locais onde amostramos. Elas podem ter migrado para desovar em outros locais ou, se forem residentes, tiveram o desenvolvimento de suas gônadas inibido.

3.3 Fator de condição

A ANOVA fatorial indicou que todos os fatores, exceto sexo, significativamente influenciaram o K . O K foi maior no rio Paranaíba e menor no rio Araguari, e maior em peixes em não repouso, na estação chuvosa e nos peixes nos EGC 2 e 3.

O K avalia o estado fisiológico dos peixes, relacionando-se principalmente com a alimentação e reprodução dos indivíduos (Lima-Junior & Goitein 2006). Sabinson *et al.* (2014) encontraram valores de K para mandi mais elevados durante o período de maturação gonadal e desova, que ocorreu na estação chuvosa. Nós encontramos os maiores valores de K associados com peixes em não repouso, na estação chuvosa e em peixes com mais gordura acumulada.

3.4 Tamanho

Sexo, usina hidrelétrica e petrecho influenciaram significativamente o CP de mandis segundo a ANOVA fatorial. As fêmeas foram maiores que os machos, condição também observada por Casali *et al.* (2010). Os mandis das usinas hidrelétricas do rio Grande (*i.e.*, UHCM, UHIT e UHFU) foram menores (Figura 3A) do que os das demais usinas. Suspeitamos que essa diferença possa ter sido causada pelo mandi não corresponder, possivelmente, a uma única unidade taxonômica. Embora diferenças tenham ocorrido no CP entre os três petrechos de pesca, houve grande sobreposição do tamanho dos mandis capturados por eles (Figura 3B).

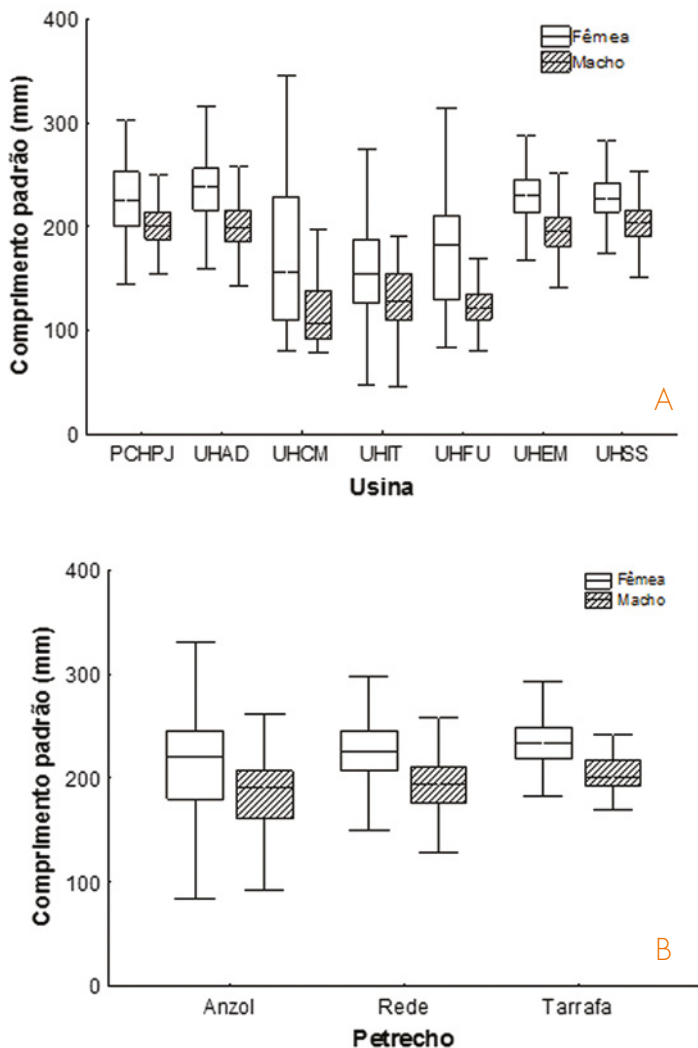


FIGURA 3 – Box-plot (mediana, intervalo interquartil e amplitude sem exclusão de dados) do comprimento padrão de mandis machos e fêmeas por usina hidrelétrica (A) e por petrecho de pesca (B). As siglas referem-se às usinas hidrelétricas de Pai Joaquim (PCHPJ), Amador Aguiar II (UHAD), Camargos (UHCM), Itutinga (UHIT), Funil (UHFU), Emborcação (UHEM) e São Simão (UHSS).

Capturamos mais mandis na estação chuvosa (F = 978; M = 723) do que na seca (F = 192; M = 200). Fêmeas apresentaram diferenças significativas na distribuição das frequências do CP entre as estações chuvosa e seca (teste de duas amostras de Kolmogorov-Smirnov, $P < 0,0001$), mas os machos não ($P = 0,06$). Fêmeas de menores tamanhos foram mais frequentes na estação chuvosa (Figura 4), condição que pode ser gerada caso fêmeas adultas do canal de fuga migrem para desovar em outro local.

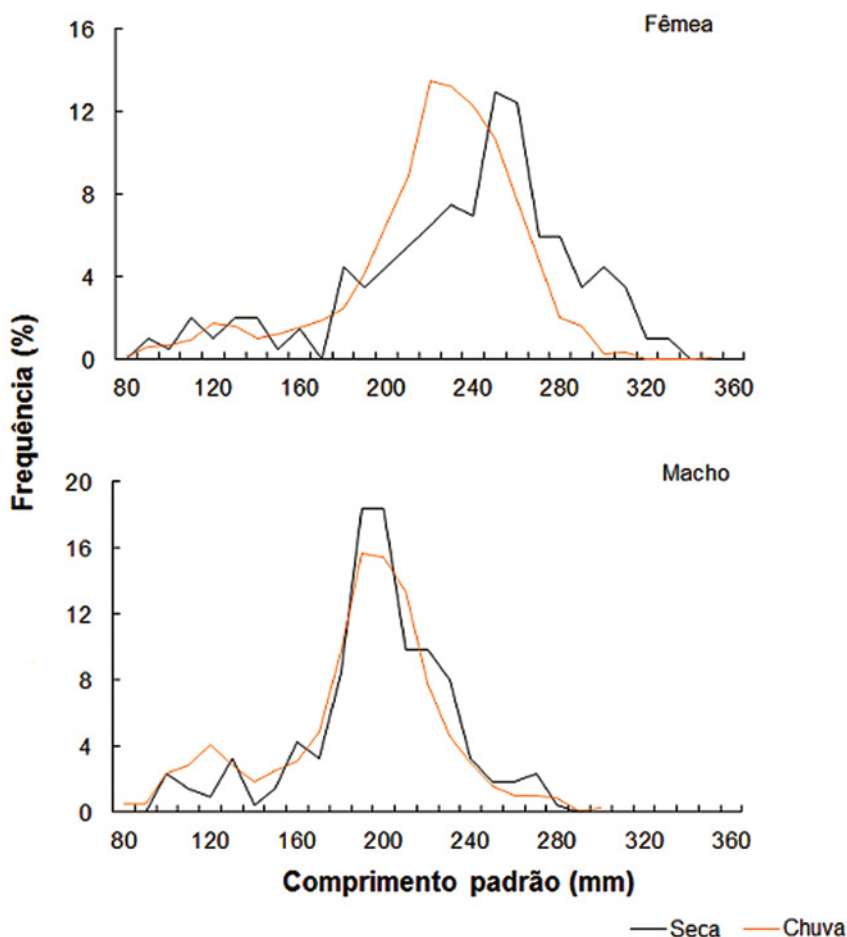


FIGURA 4 – Porcentagem de mandis por classe de comprimento padrão de fêmeas e machos nas estações seca e chuvosa.

3.5 Dieta

O mandi especializou-se no consumo de peixes nas usinas hidrelétricas do rio Grande (*i.e.*, UHCM, UHIT e UHFU), com frequência de ocorrência (F_i) e abundância específica (P_i) acima de 36% e 89%, respectivamente (Figura 5). Na UHCM, as demais categorias alimentares foram ocasionais. Na UHIT, a dieta piscívora foi complementada com artrópodes terrestres, invertebrados aquáticos, sedimento ou vegetal. Na UHFU, os mandis também foram especialistas na ingestão de sedimento.

O mandi teve estratégia alimentar mista nas UHMR, UHAD, UHEM e UHSS (Figura 5). Na UHMR, o consumo de peixes ou vegetais foi complementado por sedimento, invertebrados aquáticos e artrópodes. Vegetal foi a categoria com maiores F_i e P_i . Na UHAD, os mandis ingeriram sedimento, vegetal e peixe, com complementação à base de invertebrados aquáticos e artrópodes terrestres. Sedimento e peixe foram as categorias com maior F_i e P_i , respectivamente. Na UHEM, o mandi alimentou-se de vegetal, peixe e sedimento, complementados com artrópodes terrestres e, principalmente, invertebrados aquáticos. Vegetal apresentou os maiores F_i e P_i . Na UHSS, o mandi comeu principalmente invertebrado aquático, peixe e artrópode terrestre, com sedimento e vegetal complementando a dieta. Vegetal foi a categoria com maior F_i , enquanto artrópode terrestre foi a de maior P_i . O mandi apresentou estratégia alimentar generalista na PCHPJ. Artrópode terrestre foi a categoria de maior F_i , e peixe a de maior P_i .

O mandi adapta sua estratégia alimentar ao ambiente em que vive. A análise das dietas das populações que habitam o sopé das usinas hidrelétricas da bacia do alto rio Paraná mostrou que o mandi explora sua onivoria para sobreviver sob as mais diversas condições ambientais assim como já havia sido observado em outros ambientes (Ramos *et al.* 2011). Silva *et al.* (2007) sugerem que a dieta do mandi reflete a disponibilidade alimentar do ambiente devido ao seu hábito alimentar oportunista.

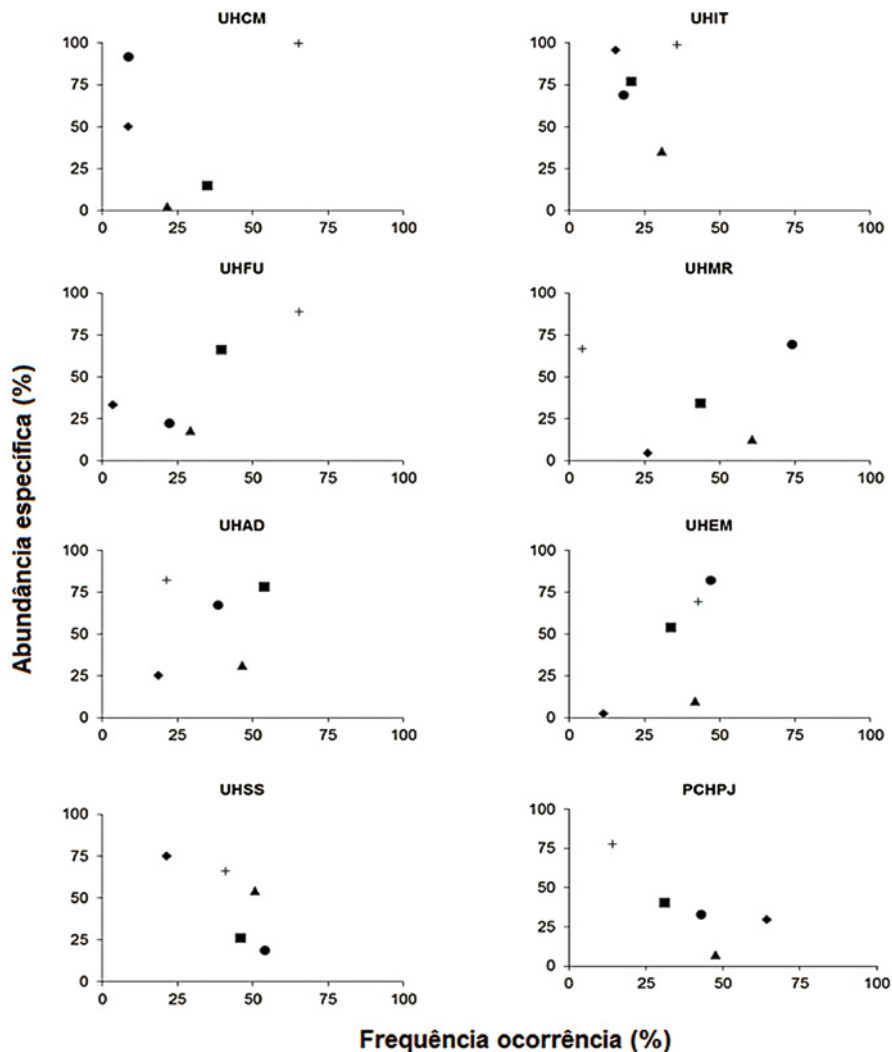


FIGURA 5 – Abundância específica e frequência de ocorrência de categorias alimentares na dieta de mandi ao sopé de usinas hidrelétricas do sudeste do Brasil. Usinas hidrelétricas agrupadas por dieta especialista (UHCM, UHIT e UHFU), mista (UHMR, UHAD, UHEM, UHSS) e generalista (PCHPJ). Categorias alimentares: ■ = sedimento; ▲ = invertebrado aquático; ● = vegetal; ◆ = artrópode terrestre; + = peixe. Siglas referem-se às usinas hidrelétricas de Pai Joaquim (PCHPJ), Miranda (UHMR), Amador Aguiar II (UHAD), Camargos (UHCM), Itutinga (UHIT), Funil (UHFU), Emborcação (UHEM) e São Simão (UHSS).

Houve correlação negativa entre F_i do sedimento e a idade das usinas hidrelétricas ($r = -0,76$; $P = 0,03$; Figura 6). Assim, as populações de mandis das usinas hidrelétricas mais recentes apresentaram maior frequência de sedimento na dieta, enquanto que o sedimento foi menos frequente nas usinas hidrelétricas mais antigas. Outras correlações com variáveis independentes não foram observadas.

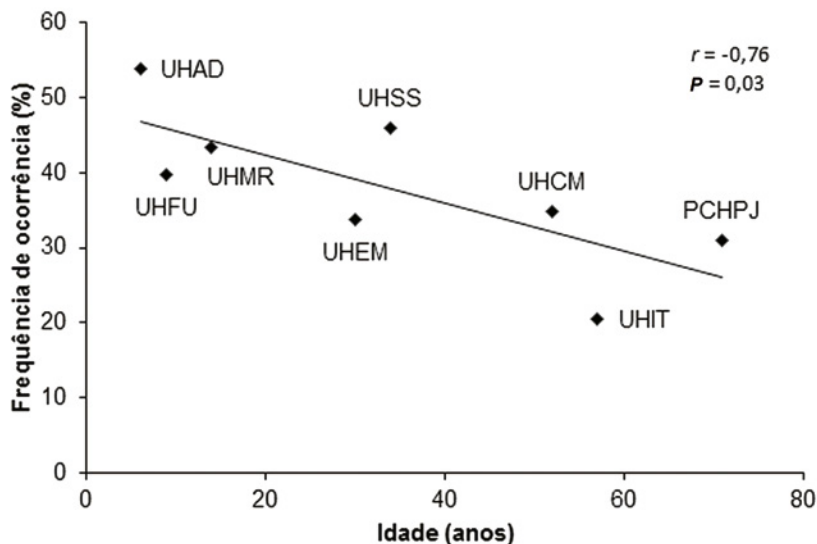


FIGURA 6 – Correlação entre a frequência de ocorrência de sedimento na dieta do mandi e a idade da usina hidrelétrica. As siglas referem-se às usinas hidrelétricas de Pai Joaquim (PCHPJ), Miranda (UHMR), Amador Aguiar II (UHAD), Camargos (UHCM), Itutinga (UHIT), Funil (UHFU), Emborcação (UHEM) e São Simão (UHSS).

A correlação negativa da frequência de ocorrência de sedimento na alimentação do mandi e a idade da usina hidrelétrica possivelmente ocorreu devido às alterações na dinâmica sedimentar promovidas pela implantação das usinas. O barramento de um rio altera o seu regime de vazão e, conseqüentemente, os depósitos de sedimento fino acumulados na calha e nas margens a jusante da barragem sofrem intenso processo erosivo (Ward & Stanford 1983). E quanto mais tempo se passa desde a implantação da usina, mais longos são os trechos e maior o número de depósitos de sedimentos erodidos (Collier *et al.* 1996).

A erosão do sedimento fino a jusante das usinas hidrelétricas mais antigas altera a dieta do mandi e pode prejudicar principalmente os indivíduos jovens que ingerem grande quantidade de matéria orgânica do substrato (Lima-Júnior & Goitein 2003). Nas usinas mais novas, com maior disponibilidade de depósitos de sedimentos finos, a dieta foi composta por vegetais e invertebrados bentônicos encontrados nesses tipos de depósitos. Por outro lado, nas usinas mais antigas, com menos depósitos de sedimentos finos, peixes formaram a base da dieta do mandi.

Apesar da plasticidade alimentar do mandi, não sabemos como sua abundância será afetada por alterações no seu hábitat que modifiquem a disponibilidade dos itens de sua dieta. Peixes, insetos bentônicos dos depósitos sedimentares e material vegetal proveniente, em grande parte, pela vegetação ripária, foram importantes itens da dieta do mandi no nosso estudo, mas sua disponibilidade futura ao sopé das barragens não é garantida. Dessa forma, a continuidade dos estudos sobre a dieta das populações de mandi ao sopé das usinas permitirá determinar se sua dieta alterará com o tempo e como isso, eventualmente, afetará sua abundância.

4 – AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos biólogos Alejandro Giraldo, Ana Carolina Lacerda Rêgo, Ana Laura Cerqueira de Andrade, Ângelo Barbosa Monteiro, Átila Rodrigues de Araújo, Fernanda de Oliveira Silva, Gabriela Duarte, João de Magalhães Lopes, Mateus Moreira de Carvalho, Rafael Couto Rosa, Raoni Rosa Rodrigues, Ricardo Becker de Araújo e aos pescadores Valdir Paloschi e Genilson Julio Toscano Medeiros, pelas coletas dos peixes. Também agradecemos aos funcionários da piscicultura de Itutinga, em especial Gilson, Jailson, Edval e André; da Estação Ambiental de Funil, particularmente a Gilmara; aos pescadores José Maria (Zequinha), Edson de Paula (Cabrito) e ao “seu Carlinhos”, além de todos os funcionários das usinas hidrelétricas de Camargos, Itutinga e Funil por todo apoio prestado nos dias de coleta. Agradecemos também a todos os estagiários que contribuíram direta e/ou indiretamente com o Projeto de Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas. Somos gratos a toda a equipe do laboratório CTPeixes pelo

apoio técnico e científico dado ao longo do projeto, em especial a Gisele Vaz de Melo. Finalmente, agradecemos aos pescadores que nos auxiliaram nas coletas na UHE Três Marias: Waldir Alves dos Santos, Walmir Alves dos Santos e Pedro Junior Gonçalves.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves C.B.M. (2007) Evaluation of fish passage through the Igarapé Dam fish ladder (rio Paraopeba, Brazil), using marking and recapture. *Neotropical Ichthyology* **5** (2), 233-236.

Amundsen P.A., Gabler H.M., & Staldvik F.J. (1996) A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* **48** (4), 607-614.

Andrade P.M. & Braga F.M.S. (2005) Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande Reservoir, MG - SP. *Brazilian Journal Biology* **65** (3), 387-394.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 723-730.

Arcifa M.S. & Esguícero A.L.H. (2012) The fish fauna in the fish passage at the Ourinhos Dam, Paranapanema River. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 715-722.

Basile-Martins M.A., Godinho H.M., Fenerich N.A. & Bramley Barker J. M. (1975) Influência de fatores abióticos sobre a maturação dos ovários de *Pimelodus maculatus* Lac. 1803 (Pisces, Siluroidei). *Boletim do Instituto de Pesca* **4** (1), 1-13.

Baumgartner G., Nakatani K., Gomes L.C., Bialezki A., Sanches P.V. & Makrakis M.C. (2008) Fish larva e from the upper Paraná River: do abiotic factors affect larval density? *Neotropical Ichthyology* **6** (4), 551-558.

Bazzoli N., Cangussu L.C.V., Rizzo E. & Santos G.B. (1997) Reprodução e desova de mandi *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus* (Pisces, Pimelodidae) nos reservatórios de Furnas, Marimbondo e Itumbiara. *Bios* **5** (5), 7-15.

Bizzotto P.M., Godinho A.L., Vono V., Kynard B. & Godinho H.P. (2009) Influence of seasonal, diel, lunar, and other environmental factors on upstream fish passage in the Igarapava Fish Ladder, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* **18** (3), 461-472.

Bowen M.D., Marques S., Silva L.G.M., Vono V. & Godinho H.P. (2006) Comparing on site human and videocounts at Igarapava fish ladder, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **4** (2), 291-294.

Braga F.M.S. (2001) Reprodução de peixes (Osteichthyes) em afluentes do reservatório de Volta Grande, Rio Grande, Sudeste do Brasil. *Iheringia - Série Zoologia* **91**, 67-74.

Casali R.C.V., Vono V., Godinho H.P., Luz R.K. & Bazzoli N. (2010) Passage and reproductive activity of fishes in the Igarapava fish ladder, Grande river, Southeastern Brazil. *River Research and Applications* **26** (2), 157-165.

Collier M., Webb R.H. & Schmidt J.C. (1996) *Dams and rivers, a primer on the downstream effects of dams*. Tucson: U.S. Geological Service, 94 pp.

Costello M.J. (1990) Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology* **36** (2), 261-263.

Dei Tos C., Barbieri G., Agostinho A.A., Gomes L.C. & Suzuki H.I. (2002) Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium* **26** (4), 275-282.

Esteves F.A. (1998) *Fundamentos de Limnologia* (2ª ed.). Rio de Janeiro: Interciência, 575 pp.

Felizardo V.O., Mello R.A., Andrade E.S., Paula D.A.J., Paulino M.S. & Murgas L.D.S. (2010) Níveis de oxigênio em modelo reduzido para o mandi amarelo (*Pimelodus maculatus*) na usina hidrelétrica do Funil. *Boletim do Instituto de Pesca* **36** (3), 197-204.

Fernandez D.R., Agostinho A.A., Bini L.M. & Pelicice F.M. (2007) Dial variation in the ascent of fishes up an experimental fish ladder at Itaipu Reservoir: fish size, reproductive stage and taxonomic group. *Neotropical Ichthyology* **5** (2), 215-222.

Godinho H.M., Ferri S., Medeiros L.O. & Bramley Barker J.M. (1974) Morphological changes in the ovary of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Pisces, Siluroidei) related to the reproductive cycle. *Revista Brasileira de Biologia* **34** (4), 581-588.

Godinho H.M, Basile-Martins M.A., Fenerich N.A. & Narahara M.Y. (1977) Fecundidade e tipo de desova do mandi, *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Pisces, Siluroidei). *Revista Brasileira de Biologia* **37** (4), 737-744.

Godoy M.P. (1967) Dez anos de observações sobre a periodicidade migratória de peixes do rio Mogi-Guaçu. *Revista Brasileira de Biologia* **27** (1), 3-12.

Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001) Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, **4** (1), 9. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (acesso em 6 de junho 2013).

Kipper D., Bialecki A. & Santin M. (2011) Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil. *Biota Neotropica* **11** (1), 421-426.

Lima-Junior S.E. & Goitein R. (2003) Ontogenetic diet shifts of a Neotropical catfish, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae): an ecomorphological approach. *Environmental Biology of Fishes* **68** (1), 73-79.

Lima-Junior S.E. & Goitein R. (2006) Fator de condição e ciclo gonadal de fêmeas de *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) no rio Piracicaba (SP, Brasil). *Boletim do Instituto de Pesca* **32** (1) 87-94.

Lobón-Cerviá J. & Bennemann S.T. (2000) Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). *Archives of Hydrobiology* **149** (2), 285-306.

Loures R.C.F. & Pompeu P.S. (2012) Temporal variation in fish community in the tailrace of the Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 731-740.

Maia B.P., Ribeiro S.M.F., Bizzotto P.M., Vono V. & Godinho H.P. (2007) Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* **5** (2), 147-152.

Mallya Y.J. (2007) *The effects of dissolved oxygen on fish growth in aquaculture*. Tese de Doutorado, Tanzania: The United Nations University, 30 pp.

Maroneze D.M., Tupinambás T.H., Alves C.B.M., Vieira F., Pompeu P.S. & Callisto M. (2011) Fish as ecological tools to complement biodiversity inventories of benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **673** (1), 29-40.

Novaes J.L.C. & Carvalho E.D. (2011) Artisanal fisheries in a Brazilian hypereutrophic reservoir: Barra Bonita reservoir, middle Tietê river. *Brazilian Journal of Biology* **71** (4), 821-832.

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.

Peixer J. & Petrere Júnior M. (2009) Sport fishing in Cachoeira de Emas in Mogi-Guaçu River, State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **69** (4), 1081-1090.

Peretti D. & Andrian I.F. (2004) Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. *Environmental Biology of Fishes* **71** (1), 95-103.

Pinto A.L., Oliveira G.H. & Pereira, G.A. (2010) Avaliação da eficiência da utilização do oxigênio dissolvido como principal indicador da qualidade das águas superficiais da bacia do córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS. *GEOMAE* **1** (1), 69-82.

Pope K.L. & Kruse C.G. (2007) Condition. In: C. Guy & M.L. Brown (eds) *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda, MD: American Fisheries Society, pp. 423-471.

Ramos I.P., Vidotto-Magnoni A.P., Brandão H., David G.S. & Carvalho E.C. (2011) Feeding, reproduction and population structure of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae) from Paraná basin: a review. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia* **39** (2), 1-15.

Reis R.E., Kullander S.O. & Ferraris Jr C.J. (2003) *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 729 pp.

Ribeiro R.P. (2001) Ambiente e água para a piscicultura. In: H.L.M. Moreira, L. Vargas, R.P. Ribeiro & S. Zimmermann (org.) *Fundamentos da moderna aquicultura*. Canoas: ULBRA, pp. 37-43.

Sabinson L.M., Rodrigues Filho J.L., Peret A.C. & Verani J.R. (2014) Growth and reproduction aspects of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) of the Cachoeira Dourada reservoir, state of Goiás and Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **74** (2), 450-459.

Santos A.B.I., Terra B.F. & Araújo F.G. (2010) Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia* **27** (5), 732-740.

Santos A.B.I., Albieri R.J. & Araujo F.G. (2013) Influences of dams with different levels of river connectivity on the fish community structure along a tropical river in Southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology* **29** (1), 163-171.

Sato Y., Fenerich-Verani N., Verani J.R., Godinho H.P. & Sampaio E.V. (1999) Reproductive traits of the yellow-mandi catfish *Pimelodus maculatus* Lacépède (Osteichthyes, Siluriformes) in captive breeding. *Revista Brasileira de Zoologia* **16** (4), 981-986.

Silva L.G.M. (2012) Parâmetros migratórios e transposição de curimatás e mandis-amarelos no médio rio Grande. In: J.M. Lopes & F.O. Silva (eds) *Série Peixe Vivo - Transposição de peixes*. Belo Horizonte: Cemig, pp. 112-131.

Silva E.L., Fugi R. & Hahn N.S. (2007) Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. *Acta Scientiarum – Biological Sciences* **29** (4), 387-394.

Souza Filho H.S. & Shibatta O.A. (2007) Descrição de uma espécie nova de *Pimelodus* (Siluriformes, Pimelodidae) da bacia do alto rio Paraguai. *Iheringia - Série Zoologia* **97** (4), 472-480.

Tempo Agora (2014) *Climatologia*. Disponível em: <http://www.tempoagora.com.br/> (acesso em 24 de janeiro de 2014).

Vazzoler A.E.A.M., Lizama M.A.P. & Inada P. (1997) Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds) *A planície de inundação do alto Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos*. Maringá: Eduem, pp. 249-265.

Vono V., Silva L.G.M., Maia B.P. & Godinho H.P. (2002) Biologia reprodutiva de três espécies simpátricas de peixes neotropicais: *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae), *Leporinus amblyrhynchus* e *Schizodon nasutus* (Characiformes, Anostomidade) no recém-formado reservatório de Miranda, Alto Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* **19** (3), 819-826.

Ward J.V. & Stanford J.A. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: T.D. Fontaine & S.M. Bartell (eds) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Scientific Publishers, pp. 29-42.

Zaniboni-Filho E. & Schulz U.H. (2003) Migratory fishes of the Uruguay river. In: J. Carolsfeld, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (eds) *Migratory Fishes of South America: biology, social importance and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust, pp. 19-98.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E
HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 7

CARCAÇAS DE PEIXES À DERIVA NO RIO PARANAÍBA A JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA DE SÃO SIMÃO

ALEJANDRO GIRALDO, ÁTILA RODRIGUES DE ARAÚJO,
MATEUS MOREIRA DE CARVALHO, RAONI ROSA
RODRIGUES & ALEXANDRE LIMA GODINHO

Giraldo A., Araújo A.R., Carvalho M.M., Rodrigues R.R. & Godinho A.L. (2016) Carcaças de peixes à deriva no rio Paranaíba a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 179-197 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

Mortalidades de peixes são eventualmente constatadas em barragens hidrelétricas brasileiras (Agostinho *et al.* 2007). Elas ocorrem, principalmente, na passagem de peixes de montante pelo vertedouro e/ou pelas unidades geradoras, ou pela entrada de peixes de jusante no tubo de sucção (Andrade *et al.* 2012). A usina hidrelétrica de São Simão (UHSS) não é alheia a essa realidade. Ela apresenta, desde a sua implantação, mortalidades de peixes de magnitude variável, principalmente na estação chuvosa. Embora protocolos de proteção a esses peixes tenham sido estabelecidos pela Cemig, concessionária da usina, a mortalidade de peixes no local continua crônica.

Eventos de mortalidade massiva de peixes por operação de hidrelétricas e/ou outros acidentes ambientais (*e.g.*, Hackett 2005) são abordados de maneira predominantemente diagnóstica. No Brasil, a abordagem consiste principalmente na estimativa do número e/ou biomassa de peixes mortos ou próximos à morte, sem levantamento sistemático das causas da morte.

A quantidade de peixes mortos decorrente da operação de usinas hidrelétricas varia desde alguns poucos indivíduos, com poucos quilogramas de peso, até várias toneladas deles. Essa amplitude ocorre pela variedade dos procedimentos operacionais e de suas estruturas civis e hidráulicas, além das peculiaridades de cada rio e ictiofauna local, o que dificulta a obtenção de padrões gerais sobre a mortalidade (Agostinho *et al.* 2007).

A restrição e o sigilo com que é tratada a informação sobre mortalidade de peixes nas usinas hidrelétricas são fatores que dificultam o estudo do fenômeno. Impactos negativos na mídia e multas vultosas, eventualmente aplicadas pelos órgãos ambientais, dificultam a discussão aberta e a troca de informações entre as concessionárias, e dessas com as instituições de pesquisa (Agostinho *et al.* 2007).

Variações na magnitude e temporalidade da mortalidade são aspectos a serem considerados na análise do fenômeno. A mortalidade pode ser aguda, com morte de grande quantidade de peixes, às vezes dezenas de toneladas, num curto período de tempo, ou, como na UHSS, crônica, com morte de quantidade relativamente pequena, mas constante, de peixes ao longo do tempo.

Estudos que quantifiquem carcaças flutuantes como método de avaliação da mortalidade de peixes produzida pela operação de usinas hidrelétricas são inexistentes na literatura especializada. Quantificar essas carcaças permite estimar a mortalidade de peixes gerada pela operação das hidrelétricas e entender o fenômeno para a proposição de alternativas à sua redução. Dessa forma, o nosso objetivo neste estudo foi determinar a dinâmica das carcaças flutuantes à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS para estabelecer (i) sua variação temporal e espacial, (ii) a influência das partidas de unidades geradoras na sua quantidade e (iii) a porcentagem de carcaças à deriva recolhidas.

2 – METODOLOGIA

2.1 Local de estudo

A UHSS situa-se no baixo rio Paranaíba (50° 29' 58" O e 19° 01' 06" S), nos municípios de São Simão (GO) e Santa Vitória (MG). Ela é a usina mais a jusante do rio Paranaíba antes do seu encontro com o rio Grande para formar o rio Paraná. Inaugurada em 1978, a UHSS tem potência instalada de 1.710 MW e barragem com 127 metros de altura e 3.440 metros de extensão. A sua represa alaga aproximadamente 703 km² e funciona em regime de acumulação (Cachapuz 2006). Possui seis unidades geradoras do tipo Francis, com geração máxima individual de 285 MW e engolimento máximo de 425 m³/s.

2.2 Ocorrência espaço-temporal de carcaças

Amostramos as carcaças de peixes flutuantes (definidas aqui como o corpo de um peixe, agonizante ou morto, em qualquer estágio de decomposição, flutuando na superfície da água) nos primeiros 10 km do rio Paranaíba a jusante da UHSS de 2010 a 2013 (Figura 1).



FIGURA 1 – Área de amostragem de carcaças a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. Imagem: Google Earth.

Dividimos a área amostrada em quatro trechos: trecho 1 (1,5 km de extensão, 67 ha de área), trecho 2 (1,8 km, 70 ha), trecho 3 (2,8 km, 72 ha) e trecho 4 (4,2 km, 112 ha). Ela foi amostrada de janeiro a março de 2010 (temporada 1, 47 dias), outubro de 2010 a abril de 2011 (temporada 2, 82 dias), novembro de 2011 a abril de 2012 (temporada 3, 130 dias) e novembro de 2012 a maio de 2013 (temporada 4, 155 dias), totalizando 414 dias. A amostragem das carcaças foi feita diariamente (exceto domingos e feriados) por equipe de duas pessoas, que vistoriou de barco, a 8-10 km/h, toda a área de amostragem. Ela foi vistoriada pela manhã, a partir das 7h, e à tarde, iniciando às 14h. A vistoria foi feita próxima à margem esquerda no sentido jusante e da margem oposta em sentido montante. Todas as carcaças visualizadas na superfície d'água foram recolhidas durante as vistorias. De cada uma delas, determinou-se a espécie, o comprimento padrão (*CP*), o peso corporal (*PC*), o trecho (a partir de janeiro de 2011), o estágio de decomposição (inicial, intermediário ou avançado) e os sinais macroscópicos associados a barotrauma (exoftalmia e reversão estomacal) e/ou choque mecânico (fraturas, escoriações e mutilações). Excluímos indivíduos do gênero *Hypostomus* das análises por não ter sido possível identificar suas espécies.

2.3 Marcação e recaptura de carcaças de mandi

Realizamos experimento de marcação e recaptura de carcaças de mandi com dois tratamentos (fundo e superfície) e três repetições (janeiro de 2012, março de 2012 e fevereiro de 2013) para determinar a taxa de recaptura de carcaças à deriva na área amostrada (Tabela 1).

TABELA 1 – Informações sobre experimento de marcação e recaptura de carcaças de mandi. F= fundo, S= superfície, *CP*= comprimento padrão e *PC*= peso corporal.

REPETIÇÃO	Tratamento		<i>CP</i> (média ± DP)	<i>PC</i> (média ± DP)	Tempo máximo de resfriamento (h)
	F	S			
1	50	50	25,6 ± 2,1	319,6 ± 86,7	48
2	49	51	23,7 ± 2,2	206,5 ± 53,5	24
3	50	50	23,4 ± 2,3	224,4 ± 70,1	48

Coletamos os mandis para o experimento utilizando anzol nos canais de fuga da UHSS e na usina hidrelétrica de Amador Aguiar II, no rio Araguari, tributário do rio Paranaíba. Sacrificamos os peixes imediatamente após a sua captura e os mantivemos resfriados por 24–48 h até o momento da marcação e soltura. Marcamos cada exemplar com uma abraçadeira plástica colorida em sua boca (uma cor para cada tratamento) e mensuramos CP e PC.

Soltamos as carcaças marcadas na superfície e no fundo do centro do canal de fuga da UHSS a cerca de 100 m a jusante da casa de força (Figura 1). Para a soltura dos peixes no fundo do canal de fuga, usamos um balde com furo no fundo, pelo qual passamos uma corda presa a um peso, que ficou dentro do balde. Colocamos os peixes no balde e fechamos a sua boca com saco plástico. O peso dos peixes, do peso e da água nos espaços livres do balde permitiu que este afundasse até o fundo do canal de fuga. Ao atingi-lo, puxamos a corda para liberar os peixes. Para cada tratamento e repetição, usamos cerca de 50 indivíduos. A recaptura das carcaças marcadas ocorreu durante as vistorias descritas no próximo item. De cada carcaça recapturada, obtivemos a data, a hora e o trecho de recaptura, além da cor da abraçadeira plástica.

2.4 Análise dos dados

Calculamos a captura por unidade de esforço em número ($CPUE_n$) e em biomassa ($CPUE_b$) como sendo, respectivamente, o número e a biomassa das carcaças recolhidas por dia de amostragem. Determinamos, também por dia de amostragem, a densidade em número e biomassa de carcaças para cada trecho. Usamos para os cálculos das $CPUE$ s e das densidades apenas os dados das vistorias matutinas. Para as demais análises, usamos os dados das vistorias matutinas e vespertinas.

Consideramos cada vistoria matutina como uma repetição. Por isso, usamos o tamanho do efeito (TE) calculado pelo eta ao quadrado generalizado para medidas repetidas (Capítulo 10) para determinar a influência do número de partidas das unidades geradoras e temporada sobre a $CPUE_n$ e $CPUE_b$. Usamos esse mesmo TE para determinar a influência do trecho sobre a densidade. A Cemig forneceu o número de partidas das unidades geradoras por dia.

Usamos também a regressão para determinar a influência do número de partidas de unidades geradoras na média mensal da $CPUE_n$. Excluímos do número de partidas de unidades geradoras aquelas ocorridas em dias sem vistoria. Usamos o teste do χ^2 para verificar diferenças no número de carcaças amostradas entre as vistorias matutinas e vespertinas.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ocorrência espaço-temporal das carcaças

Encontramos carcaças em 97,3% dos dias amostrados. Excluídos três indivíduos de *Hypostomus*, amostramos 5.750 carcaças de 32 espécies de peixes que pesaram 4.066,5 kg. Essas carcaças pertenciam às ordens Characiformes (17 espécies), Siluriformes (9) e Perciformes (6). A maioria das carcaças foi de Siluriformes (69,0% do número e 70,6% da biomassa), seguida de Perciformes (20,7% e 14,8%) e Characiformes (10,3% e 14,5%).

As espécies com maior número e biomassa de carcaças amostradas foram mandi (*Pimelodus maculatus*), corvina (*Plagioscion squamosissimus*), cachorro-facão (*Rhaphiodon vulpinus*), barbado (*Pinirampus pirinampu*), pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e jaú (*Zungaro jahu*) (Figura 2). Em conjunto, elas contribuíram com 92,3% do número e 87,8% da biomassa das carcaças amostradas. Barbado, pintado e jaú são espécies de importância para a pesca profissional na área de estudo, bem como a caranha (*Piaractus mesopotamicus*), cujas carcaças contribuíram com 0,4% do número e 2,8% da biomassa amostrada.

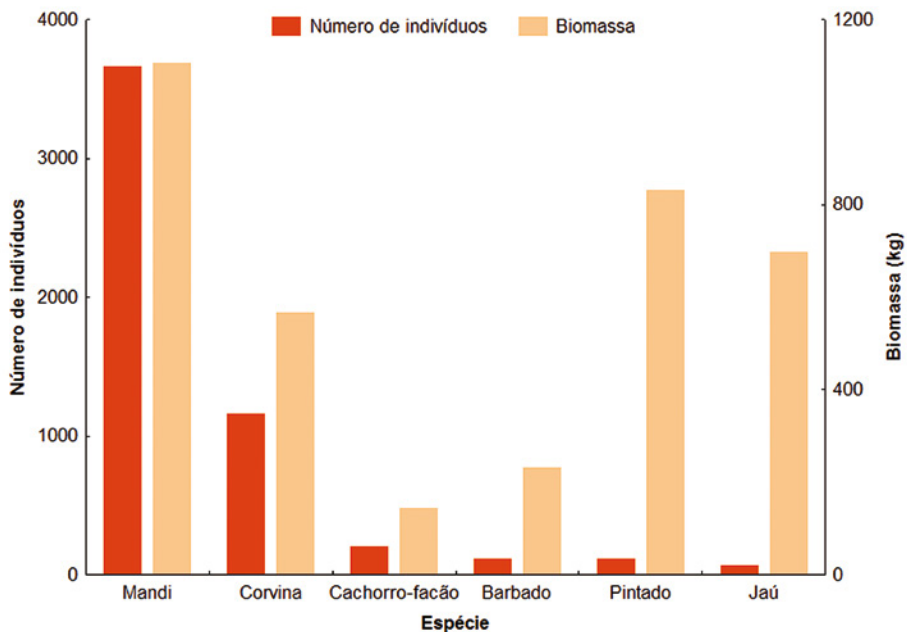


FIGURA 2 – Número de indivíduos e biomassa das seis espécies dominantes nas carcaças a jusante da usina hidrelétrica de São Simão.

As $CPUEs$ apresentaram variação diária expressiva; os seus menores valores ocorreram na temporada 3 (Figura 3). A média mensal da $CPUE_n$ para as seis espécies dominantes também apresentou flutuações marcantes (Figura 4). O mandi foi dominante em todas as temporadas, tanto em $CPUE_n$ quanto em $CPUE_b$, exceto na temporada 2, quando a $CPUE_b$ de jaús e pintados superou a do mandi. Nenhuma carcaça de jaú foi amostrada na temporada 3.

O mandi é espécie numerosa em reservatórios e rios, e com notável dominância no sopé de usinas hidrelétricas e mecanismos de transposição de peixes (e.g., Vono 2003a, b). É a espécie mais afetada na operação da usina hidrelétrica de Três Marias (Andrade *et al.* 2012), assim como em várias outras usinas do sudeste brasileiro (Capítulo 3).

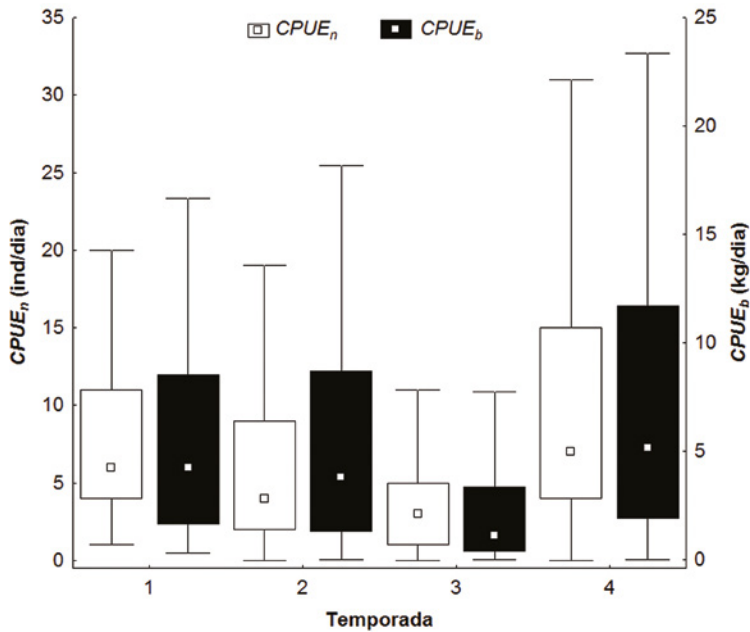


FIGURA 3 – $CPUE_n$ e $CPUE_b$ das carcaças amostradas a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. Quadrado = mediana, barra vertical = intervalo interquartil, traço vertical = amplitude. *Outliers* e extremos excluídos conforme o Statistica 7.

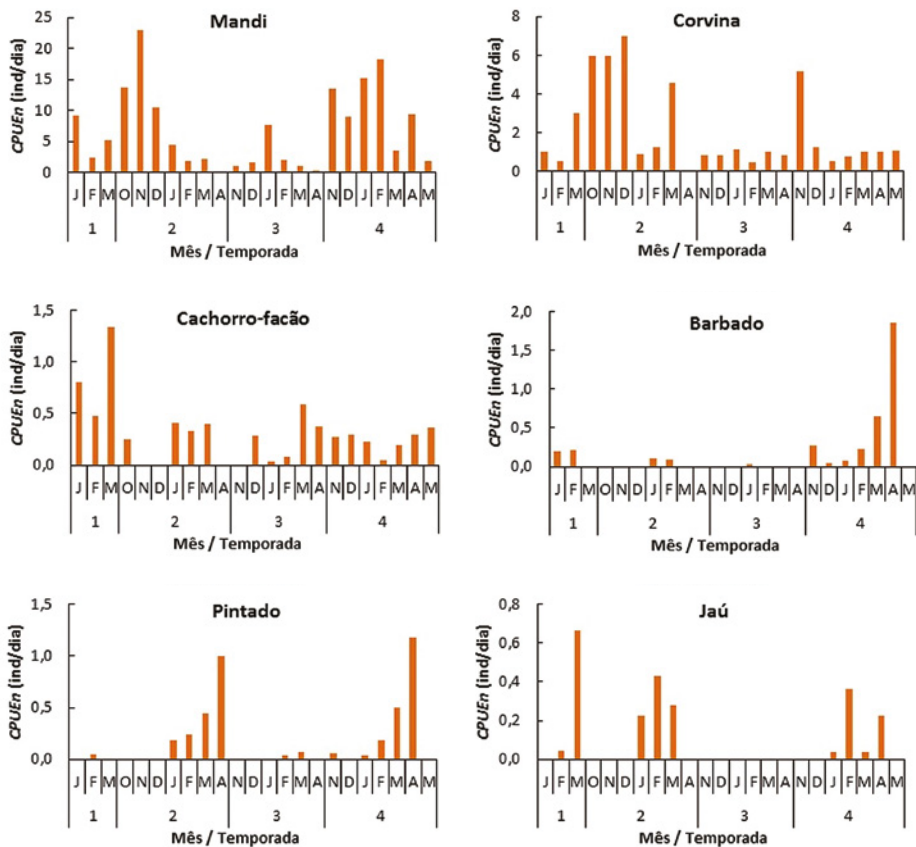


FIGURA 4 – Média mensal da $CPUE_n$ das seis espécies dominantes nas carcaças a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. Escala da $CPUE_n$ ajustada por espécie.

O mandi foi a espécie de maior densidade em todos os trechos, exceto para a densidade em biomassa no trecho 1, onde foi superado pela de pintado (Figura 5). Para as seis espécies dominantes nas vistorias, o TE do trecho sobre a densidade em número e biomassa foi nula, provavelmente devido à grande variação diária das densidades (Figura 6). Apesar disso, valores de densidades acima de 0,47 ind/ha só ocorreram no trecho 1.

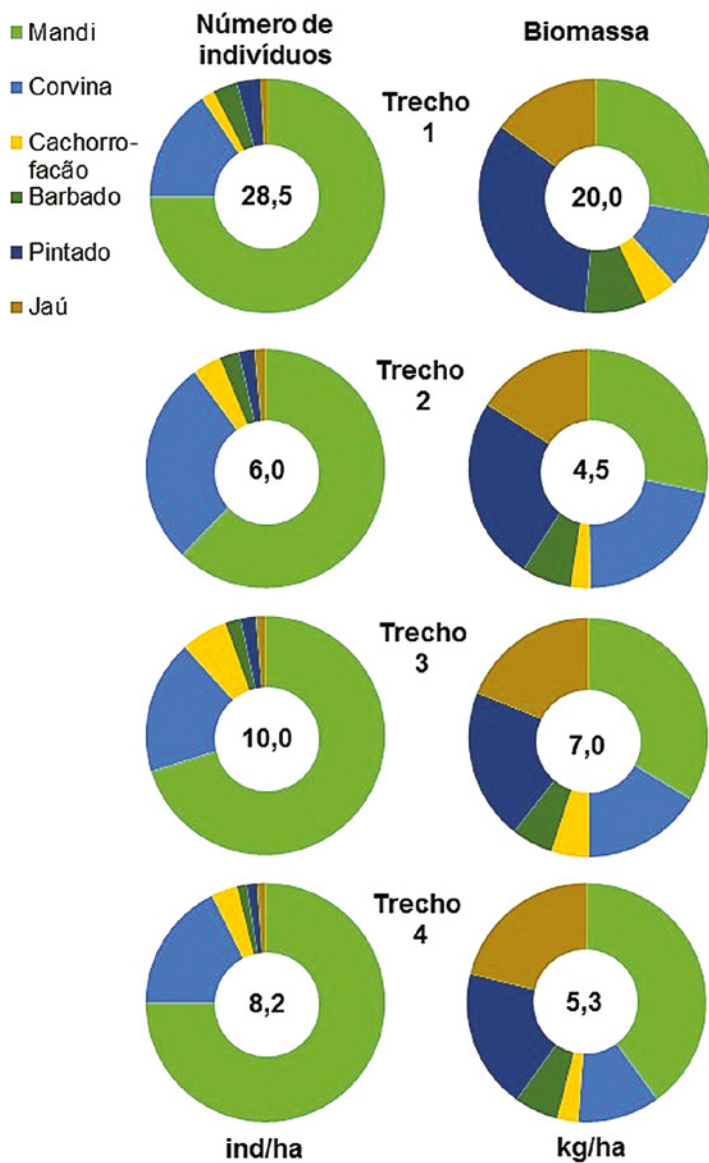


FIGURA 5 – Densidade de carcaças em número de indivíduos (ind/ha) e biomassa (kg/ha) das seis espécies dominantes nos trechos a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. Densidade das seis espécies por trecho no centro de cada painel.

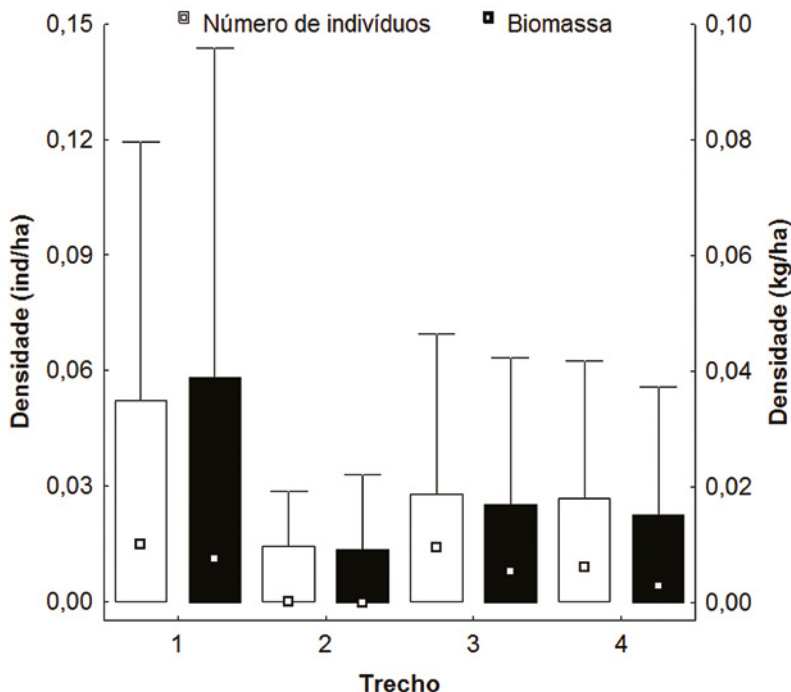


FIGURA 6 – Densidade diária de carcaças em número de indivíduos e biomassa por trecho a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. Quadrado = mediana, barra vertical = intervalo interquartil, traço vertical = amplitude. *Outliers* e extremos excluídos conforme o Statistica 7.

Com exceção do jaú, significativamente mais carcaças das outras espécies foram amostradas nas vistorias matutinas (teste χ^2 , $P \leq 0,01$ para todas as cinco espécies). Para o jaú, não houve diferença significativa no número de carcaças recolhidas entre os dois períodos (teste χ^2 , $P = 0,41$). Suspeitamos que mais carcaças ocorreram no período da manhã devido ao aumento da vazão turbinada e ao maior intervalo entre vistorias. O aumento da vazão turbinada decorre da maior demanda de energia elétrica nas primeiras horas da manhã. Não temos certeza de como a maior vazão aumenta o número de carcaças, mas talvez o seu aumento suspenda as carcaças depositadas no fundo do rio. Por outro lado, mais carcaças foram recolhidas de manhã porque o maior intervalo de tempo (14h) entre a vistoria vespertina e a

matutina permite o acúmulo de mais carcaças na área amostrada. Experimentos *in loco*, envolvendo carcaças em diferentes estádios de decomposição, poderão auxiliar na elucidação dessas questões.

3.2 Estádio de decomposição e sinais de trauma

Dentre as carcaças de mandi e corvina prevaleceram aquelas em estágio inicial de decomposição (Figura 7). Nelas haviam sinais de barotrauma (exoftalmia e eversão estomacal) e choque mecânico (escoriações, mutilação e fraturas), mas os associados a barotrauma foram um pouco mais frequentes no mandi e ainda mais frequentes nas corvinas (Figura 8). A predominância de sinais de barotrauma pode ser um indicativo de descompressão ocorrida durante a partida da unidade geradora (Andrade *et al.* 2012) ou quando o peixe passa pela unidade geradora vindo do reservatório (Agostinho *et al.* 2007). Estudos precisam ser conduzidos para caracterizar os sinais de injúrias na passagem de peixes pela turbina (*e.g.*, Brown *et al.* 2012, Colotelo *et al.* 2012) e pela partida da unidade geradora para auxiliar na determinação da origem das carcaças a jusante da UHSS.

Nas demais espécies prevaleceram carcaças em estágio intermediário (cachorro-facão, barbado e pintado) ou avançado (jaú) de decomposição (Figura 7). O pequeno número de carcaças frescas dessas espécies impediu definir a causa do trauma. Nas poucas carcaças frescas encontradas, no entanto, predominaram sinais de choque mecânico, indicativo de trauma gerado por contato com as pás das unidades geradoras e com as paredes do tubo de sucção da UHSS.

Carcaças frescas foram, predominantemente, de peixes das espécies de menor tamanho (mandi e corvina), enquanto que nas carcaças nos estádios mais avançados de decomposição dominaram peixes das espécies maiores, como jaú, pintado e barbado. A maioria das carcaças de mandi e corvina apresentou sinais de barotrauma. Essas podem flutuar ainda frescas devido à descompressão. Por outro lado, carcaças apenas com lesões oriundas de choque mecânico flutuaram somente nos estádios mais avançados da decomposição, possivelmente porque precisam acumular gases antes de flutuarem. Esse parece ser o motivo de poucas carcaças frescas dos peixes de grande porte terem sido coletadas.

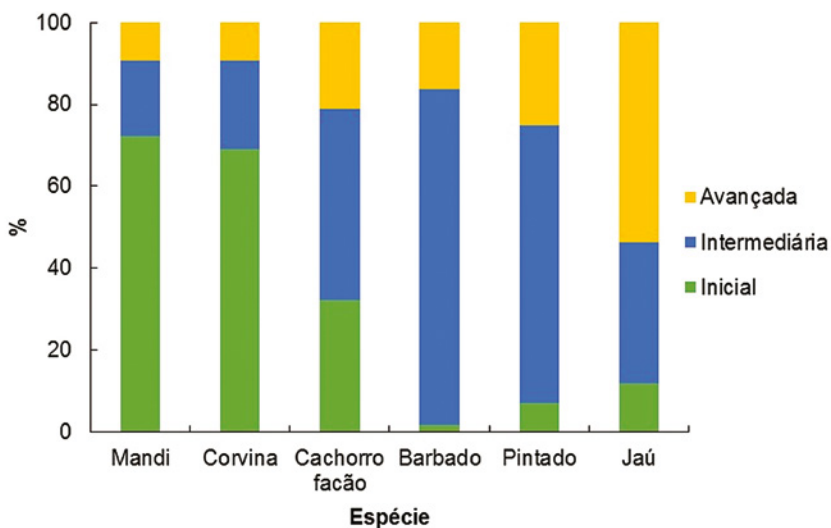


FIGURA 7 – Frequência de ocorrência dos estádios de decomposição nas carcaças das seis espécies dominantes a jusante da usina hidrelétrica de São Simão.

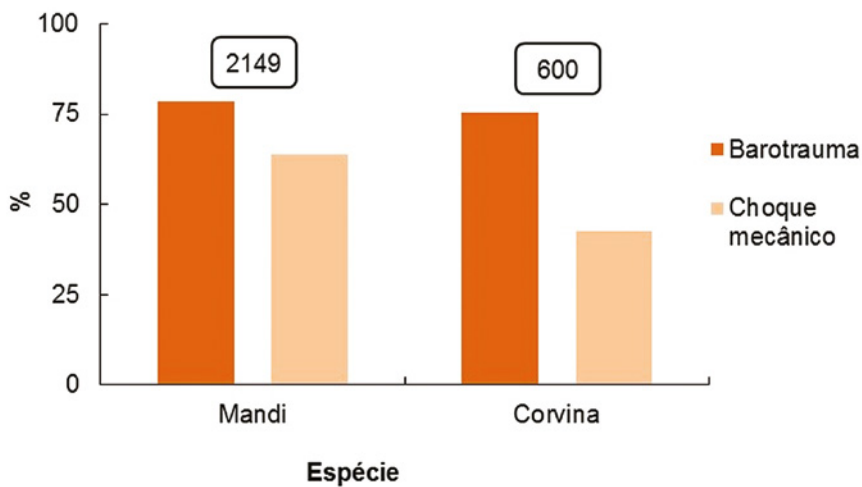


FIGURA 8 – Frequência das causas (barotrauma e choque mecânico) dos sinais em carcaças frescas de mandi e corvina a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. Acima da barra, número de carcaças com pelo menos um dos sinais avaliados.

3.3 Partidas de unidades geradoras e sua influência na $CPUE_n$

Somados todos os dias de vistoria, ocorreram 110 partidas de unidades geradoras. O número mensal de partidas variou de 0 a 14, com menos partidas na temporada 1 (7,3% do total) e mais na temporada 2 (41,8%). A variação mensal da média da $CPUE_n$ das carcaças frescas de mandi tendeu a acompanhar a variação mensal do número de partidas nas temporadas 3 e 4, mas não nas temporadas 1 e 2 (Figura 9). A regressão linear dos logaritmos das médias mensais da $CPUE_n$ do mandi pelo número de partidas no mês para todo o período de estudo não foi significativa ($P = 0,18$). Porém, a regressão linear foi significativa ($P < 0,001$) quando feita apenas com os dados das temporadas 3 e 4. Nesse caso, o logaritmo do número de partidas no mês explicou 68% da variação do logaritmo da média mensal da $CPUE_n$. Assim, a quantidade de carcaças à deriva foi diretamente influenciada pelo número de partidas nas temporadas 3 e 4.

A média mensal da $CPUE_n$ não acompanhou as variações do número de partidas na temporada 2. Suspeitamos que a elevada $CPUE_n$ de novembro associada a apenas uma partida pode ter sido causada por mandis do reservatório que passaram pelas unidades geradoras ou ainda de mandis do canal de fuga mortos pelas unidades geradoras em momentos de baixa vazão turbinada. Essas causas podem explicar a ocorrência de carcaças frescas de mandi em dias sem partidas de unidades geradoras. Por outro lado, ainda não temos hipótese para explicar a baixa $CPUE_n$ em meses com maior número de partidas, como foi o caso de janeiro a março da temporada 2.

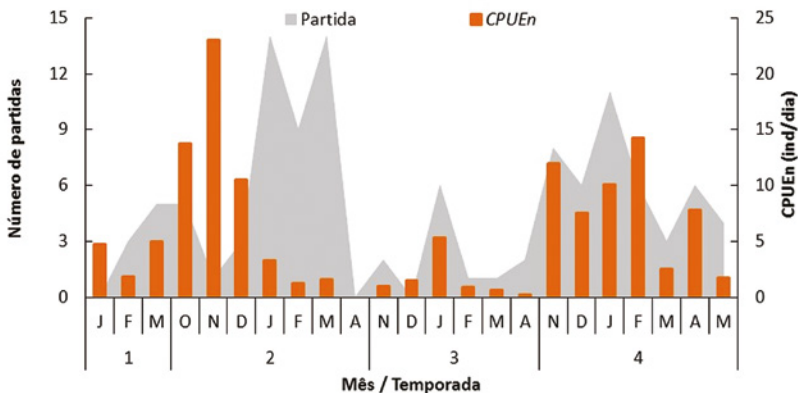


FIGURA 9 – Número de partidas por mês e média mensal da $CPUE_n$ de carcaças frescas de mandi a jusante da usina hidrelétrica de São Simão.

3.4 Marcação e recaptura de carcaças de mandi

Recapturamos cinco carcaças marcadas, todas na parte da manhã, 24 a 96h após a soltura. Estavam nos estádios intermediário e avançado da decomposição. Uma delas tinha exoftalmia, causada pela decomposição, e escoriações. As carcaças estavam nos trechos 2, 3 e 4. A sua velocidade de deriva variou de 3–10 km/dia. A porcentagem média de recaptura das carcaças foi de 1,7%.

As carcaças de mandi recolhidas no rio Paranaíba representam apenas uma pequena fração dos mandis mortos. A reduzida porcentagem de carcaças marcadas recuperadas sugere que a maior parte das carcaças à deriva no rio Paranaíba não foi coletada durante as vistorias. Não foi possível estimar com precisão o número de mandis mortos com os dados das carcaças marcadas recuperadas. Isso porque as carcaças marcadas utilizadas no experimento, diferentemente da maioria das carcaças recolhidas de mandis, não sofreram barotrauma. Lesões provocadas por barotrauma aumentam a flutuabilidade das carcaças e, conseqüentemente, a probabilidade de avistamento e coleta durante as vistorias. Embora o experimento de marcação e recaptura de carcaças tenha sido realizado apenas com mandi, suspeitamos que a maioria das carcaças das demais espécies também não tenham sido coletadas.

Vários aspectos metodológicos podem influenciar na subestimativa da mortalidade. Um dos mais importantes é a mortalidade tardia (Čada 2001, Ferguson *et al.* 2006), pela qual indivíduos submetidos a impactos subletais, mais susceptíveis à predação ou à ação de patógenos (Agostinho *et al.* 2007), podem não ter sido amostrados nas vistorias de carcaças. A mortalidade tardia se mostrou associada à alteração das vazões turbinadas no hemisfério norte, particularmente em barragens do rio Columbia (Ferguson *et al.* 2006). No Brasil, ela ainda não foi estudada e nem avaliada no nosso estudo.

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O número e a biomassa das carcaças recolhidas são apenas uma amostra da mortalidade de peixes provocada pela UHSS e, portanto, não podem ser utilizados como estimativa da totalidade dos peixes mortos. O reduzido número de carcaças recuperadas no experimento de marcação e recaptura indica que muitas carcaças, talvez a grande maioria, deixaram de ser coletadas durante as vistorias. Carcaças

de mandis alternam períodos de fluutuabilidade positiva e negativa (Giraldo 2014) e certamente derivam as 24 h do dia, enquanto as vistorias ficaram restritas a 4–6 h do dia. Assim, carcaças deixaram de ser recolhidas porque a sua deriva superficial aconteceu fora dos horários de vistoria ou atravessaram toda a área amostral sem derivarem superficialmente. Tudo isso indica que fração não conhecida de carcaças deve ter passado por toda a área amostral sem ser avistada. Uma outra fração, também não conhecida, composta por carcaças e peixes com mortalidade tardia, pode ter sido retirada do sistema por aves e peixes piscívoros e necrófagos.

Assumimos nas análises realizadas que a proporção entre as carcaças amostradas nas vistorias e as carcaças à deriva foi igual no tempo e no espaço. Recolher carcaças flutuantes parece ser uma das formas mais simples de amostrá-las, mas é preciso verificar a premissa de que as proporções entre carcaças flutuantes e à deriva são constantes. Incluir amostragens de carcaças não flutuantes será fundamental para essa verificação.

Outros estudos são necessários para o melhor entendimento da mortalidade de peixes associada à operação da UHSS. Experimentos de fluutuabilidade e vistorias noturnas poderão ajudar no aprimoramento dos procedimentos atualmente usados para a determinação da mortalidade de peixes a jusante da UHSS. Documentação *in situ* do processo de decomposição das diferentes espécies subsidiará no estabelecimento do tempo de ocorrência do óbito e sua relação com a operação da usina. Necropsias das carcaças são indispensáveis para determinar a ocorrência de lesões internas, como hemorragias e distensão ou ruptura da bexiga natatória.

5 – AGRADECIMENTOS

Agradecemos à equipe de operação da UHSS pelo apoio durante a realização dos experimentos *in situ*. Aloísio de Carvalho e Miriam de Castro (Cemig) colaboraram na obtenção de dados ambientais e operativos. À UHE Amador Aguiar II do Consórcio Capim Branco Energia por permitir a coleta de peixes na área da usina. Ao pescador profissional Genilson Medeiros pela assistência em campo. Hugo Godinho, Lisiane Hahn, Luiz Gustavo da Silva e Domingos Garrone comentaram uma versão prévia deste capítulo.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Pelicice F.M. (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brasil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 723-730.

Brown R.S., Pflugrath B.D., Colotelo A.H., Brauner C.J., Carlson T.J., Deng Z.D. & Seaburg A.G. (2012) Pathways of barotrauma in juvenile salmonids exposed to simulated hydroturbine passage: Boyle's law vs. Henry's law. *Fisheries Research* **121-122**, 43-50.

Čada G. (2001) The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* **26** (9), 14-23.

Cachapuz P.B.B. (2006) *Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005*. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 304 pp.

Colotelo A.H., Pflugrath B.D., Brown R.S., Brauner C.J., Mueller R.P., Carlson T.J., Deng Z.D., Ahmann M.L. & Trumbo B.A. (2012) The effect of rapid and sustained decompression on barotrauma in juvenile brook lamprey and Pacific lamprey: Implications for passage at hydroelectric facilities. *Fisheries Research* **129**(130), 17-20.

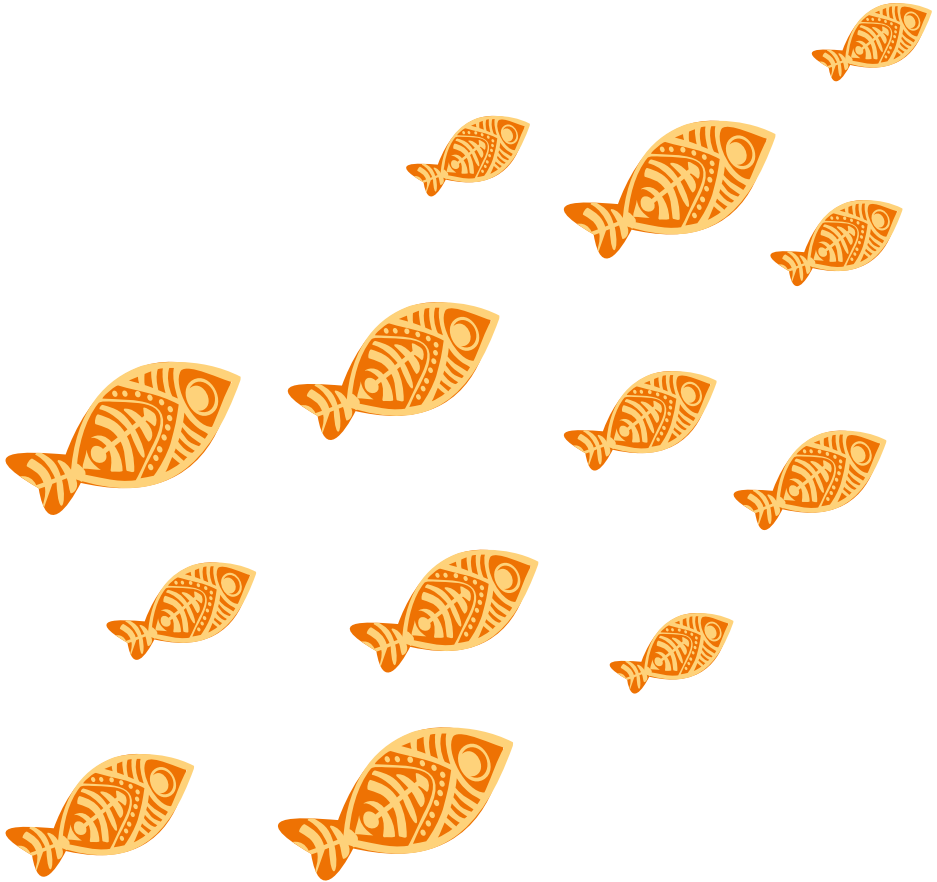
Ferguson J.W., Absolon R.F., Carlson T.J. & Sandford B.P. (2006) Evidence of Delayed Mortality on Juvenile Pacific Salmon Passing through Turbines at Columbia River Dams. *Transaction of the American Fisheries Society* **135**, 139-150.

Girald A. (2014) *Deslocamentos e mortalidade de peixes nos rios Grande e Paranaíba, MG*. Tese de Doutorado, Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 117 pp.

Hackett J. (2005) *Appendix E-4: Investigation into fish mortality on the São Francisco River, Minas Gerais, Brazil*. Victoria, B.C. Canada: World Fisheries Trust, 18 pp.

Vono V. (2003a) *Monitoramento da ictiofauna no mecanismo de transposição para peixes da UHE Igarapava ano de 2003. Consórcio da UHE Igarapava / Leserpa*. Relatório técnico, 26 pp.

Vono V. (2003b) *Monitoramento da ictiofauna no reservatório da UHE Igarapava ano de 2003. Consórcio da UHE Igarapava / Leserpa*. Relatório técnico, 30 pp.



SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E
HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 8

VERTIMENTO REDUZ A QUANTIDADE DE
PEIXES RESGATADOS EM DRENAGENS
DE UNIDADES GERADORAS DA USINA
HIDRELÉTRICA DE AMADOR AGUIAR II?

ANA CAROLINA LACERDA RÊGO,
THIAGO TEIXEIRA SILVA &
ALEXANDRE LIMA GODINHO

Rêgo A.C.L., Silva T.T. & Godinho A.L. (2016) Vertimento reduz a quantidade de peixes resgatados em drenagens de unidades geradoras da usina hidrelétrica de Amador Aguiar II? In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 199-207 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

A operação ‘engana peixe’ é um dos procedimentos que antecedem a parada de unidades geradoras (UG) para drenagem. O objetivo da operação é reduzir a quantidade de peixes aprisionados no tubo de sucção da UG e, conseqüentemente, o risco de sua morte durante a drenagem. Na operação, usualmente o vertedouro é aberto e é(são) parada(s) a(s) UG(s) adjacente(s) àquela que sofrerá a manutenção. O vertimento tem, supostamente, a finalidade de atrair os peixes do canal de fuga para a região do vertedouro. Por outro lado, supõe-se que a parada da(s) UG(s) adjacente(s) serve para desviar os peixes da UG a ser drenada para as adjacentes. Giro a vazio ou aumento da vazão turbinada também são realizados como operação ‘engana peixe’ e visam expulsar os peixes da UG que será drenada antes de sua parada completa.

O termo ‘engana peixe’ é usual no setor hidrelétrico, mas é inadequado, por ser impreciso e depreciativo para com o peixe. Para o seu lugar, sugerimos o uso do termo ‘desvia peixe’, para ser utilizado em qualquer manobra da usina com o objetivo de reduzir a quantidade de peixes aprisionados na UG. Sugerimos ainda dois termos mais específicos que devem ser utilizados de acordo com a finalidade das manobras, que são: ‘atrai peixe’, para o vertimento e/ou parada de UG(s) adjacente(s), e ‘afasta peixe’, para o giro a vazio ou aumento da vazão turbinada.

A operação ‘desvia peixe’ é frequentemente empregada nas usinas do Grupo Cemig. Em 78 drenagens ocorridas entre 2009 e 2012, ela foi realizada em 64,1% delas. Dentre as drenagens com realização do ‘desvia peixe’, em 50% houve abertura do vertedouro e parada da(s) UG(s) adjacente(s), em 30% apenas parada da(s) UG(s) adjacente(s) e em 2% somente a abertura do vertedouro. Giro a vazio ou aumento da vazão turbinada foram utilizados em 18% das drenagens. Apesar de frequente, poucos estudos foram conduzidos para testar a eficiência dessa operação. Aparentemente, apenas em Três Marias testes foram realizados (Andrade *et al.* 2012).

Na Usina Hidrelétrica de Amador Aguiar II (UHAD), situada no rio Araguari entre os municípios de Uberlândia e Araguari (MG), a operação ‘atrai peixe’ é geralmente realizada com abertura do vertedouro e parada da(s) UG(s) adjacente(s).

Nas drenagens das UGs, o mandi (*Pimelodus maculatus*) representa 90% ou mais do número de peixes resgatados.

Neste estudo, realizamos dois experimentos na UHAD. No primeiro, comparamos as capturas do mandi em áreas próximas ao canal de fuga e vertedouro antes e depois do vertimento para testar se a quantidade de mandis no canal de fuga reduz e no vertedouro aumenta com o vertimento. No segundo, avaliamos se o vertimento reduz a quantidade de mandis resgatados em drenagens comparando o número de mandis resgatados naquelas com e sem vertimento.

2 – METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A UHAD é a usina mais a jusante da cascata de barragens do rio Araguari. Tem potência instalada de 210 MW, capacidade total de engolimento das turbinas de 510 m³/s e capacidade máxima de vertimento de 8.990 m³/s (Cachapuz 2006). Seu canal de fuga está separado do vertedouro por um septo rochoso (Figura 1), distantes entre si pelo rio cerca de 220 metros.

A jusante da usina existe remanescente de rio cuja extensão varia em função do nível de água do reservatório de Itumbiara, no rio Paranaíba. Na cota de operação mais elevada, o remanescente tem cerca de 5 a 7 km e na cota de operação mais baixa, cerca de 26 km. O rio Uberabinha, tributário mais importante do remanescente, deságua a 16 km da UHAD.

2.2 Desenho experimental

Para o 1º experimento, realizamos cinco amostras de peixes nos meses de junho de 2011 e abril, outubro, novembro e dezembro de 2012. Amostramos a área adjacente ao canal de fuga (22K 0770350 7934770) e a fossa de erosão do vertedouro (22K 0770265 7935086), que é uma das formas de dissipação de energia da água vertida, com o uso de redes de emalhar (Figura 1). Designamos essas áreas de canal de fuga e vertedouro respectivamente. Armamos as redes no canal de fuga e vertedouro antes e depois do vertimento. Em cada amostra, fase (antes e depois do

vertimento) e ponto amostral (canal de fuga e vertedouro), utilizamos uma bateria de redes com as malhas 3, 4, 6, 7 e 8 cm entre nós opostos. As redes tinham cerca de 1,7 m de altura e 10 m (malhas 3 e 4) ou 20 m (demais) de comprimento.



FIGURA 1 – Rio Araguari na área da UHE Amador Aguiar II com indicação da posição das redes de emalhar na área adjacente ao canal de fuga (em amarelo) e na fossa de erosão do vertedouro (em vermelho).

Em cada amostra, armamos as redes ao final da tarde de um dia e as retiramos na manhã seguinte. No primeiro dia, antes do vertimento, armamos as redes no canal de fuga e vertedouro. O vertedouro foi aberto, no segundo dia, às 15h30min, permanecendo aberto por 24 horas com vazão vertida de $100 \text{ m}^3/\text{s}$, que é padrão da UHAD para a operação 'atrai peixe'. Essa vazão representa 28,6% da vazão média de longo termo dessa usina (Cachapuz 2006). No terceiro dia, após o fim do vertimento, armamos as redes novamente no canal de fuga e vertedouro. Identificamos, contamos e pesamos todos os peixes capturados. Utilizamos o teste t para amostras pareadas a fim de determinar diferenças no número de mandis coletados no canal de fuga e no vertedouro antes e depois do vertimento.

No 2º experimento, determinamos o número de mandis resgatados em duas drenagens (abril e maio de 2011) com o uso da operação ‘atraindo peixe’ com parada da UG adjacente, mas sem vertimento. Durante a drenagem, os peixes aprisionados no tubo de sucção foram resgatados com puçás e redes de arrasto e acondicionados em baldes. Amostramos alíquotas para estimativa do número de mandis resgatados. Um em cada três baldes de peixes resgatados do tubo de sucção tiveram os indivíduos contados. Para garantir a aleatoriedade das amostras, sorteamos um número de 1 a 3 antes do início do resgate para determinar quais baldes seriam contados. Por exemplo, se o número 2 foi sorteado, os baldes de número 2, 5, 8, 11, 14 e assim por diante tiveram os indivíduos contados.

Comparamos esse número com o número de mandis resgatados previsto pela equação $\ln Y = 5,692 + 0,552 \ln(X + 1)$ ($r^2 = 0,60$), onde Y é o número de mandis resgatados no tubo de sucção e X é a captura por unidade de esforço ($CPUE$) de mandis do canal de fuga na véspera do resgate conforme descrito no Capítulo 3. Essa equação provém de drenagens com uso da operação ‘atraindo peixe’ com parada de UG adjacente e vertimento.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Capturamos 1.816 peixes pertencentes a 30 espécies. O mandi foi a espécie mais capturada. Ele representou 63,1% das capturas em número e 67,7% em biomassa. Essa espécie é comumente reconhecida como uma das mais frequentes em manobras de UGs de diferentes barragens do Brasil (Andrade *et al.* 2012), o que pode estar relacionado a sua ampla distribuição, alta abundância em alguns locais e ao seu caráter migrador.

O número médio de mandis capturados no canal de fuga por fase variou de 45,6 a 54,4 (Figura 2). Não houve diferença significativa nesse número antes e depois do vertimento ($t = 0,78$; $P = 0,48$; Poder = 0,15). Embora a média do número de mandis capturados no vertedouro antes do vertimento tenha sido metade do obtido após o vertimento, também não encontramos diferenças significativas no número médio de mandis capturados no vertedouro antes e depois do vertimento ($t = -2,41$; $P = 0,07$; Poder = 0,64) (Figura 3).

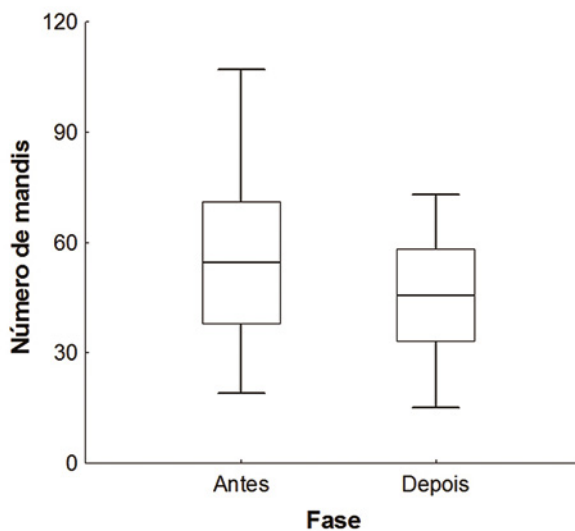


FIGURA 2 – Boxplot (média, erro padrão e amplitude) do número de mandis (*P. maculatus*) capturados na área adjacente ao canal de fuga da UHE Amador Aguiar II antes e depois do vertimento.

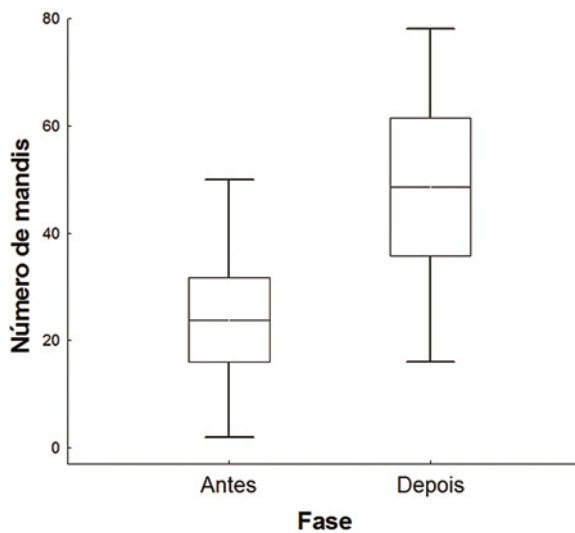


FIGURA 3 – Boxplot (média, erro padrão e amplitude) do número de mandis (*P. maculatus*) capturados na fossa de erosão do vertedouro da UHE Amador Aguiar II antes e depois do vertimento.

Os números estimados de mandis resgatados nas duas drenagens com operação ‘atrai peixe’ sem vertimento foram de 13.352 e 6.294. A CPUE de mandis no canal de fuga na véspera do resgate foi de 19,7 e 13,0 indivíduos/100 m² de rede. Essas CPUEs, aplicadas à equação de predição, geraram os números de mandis resgatados preditos de 1.578 e 1.272. Assim, o número de mandis realmente resgatados foi, respectivamente, 8,5 e 4,9 vezes maior do que o número de mandis preditos pela equação e acima do limite superior do intervalo de confiança a 95% da regressão.

As amostras com redes de emalhar sugerem que o vertimento não alterou significativamente a quantidade de peixes no canal de fuga e vertedouro. Na operação ‘atrai peixe’, o suposto papel do vertimento é atrair os peixes do canal de fuga para a região do vertedouro. Assim, esperávamos que o número de mandis coletados no canal de fuga diminuísse e no vertedouro aumentasse com o vertimento. Tal situação não foi verificada no nosso experimento. Isso sugere, então, que o vertimento pode não atrair peixes do canal de fuga para a região do vertedouro. Na usina de Três Marias, o vertimento também parece não ser suficiente para atrair os peixes do canal de fuga (Andrade *et al.* 2012).

A inexistência de diferença significativa no número de mandis capturados antes e depois do vertimento pode ter sido consequência do local amostrado e do número de réplicas. Devido à influência do escoamento da água turbinada sobre a eficiência das redes, a amostragem não pôde ser feita no canal de fuga. Por isso, armamos as redes num remanso adjacente a ele. Não utilizamos tarrafa e/ou anzol porque amostras anteriores indicaram que esses petrechos são pouco eficientes na captura do mandi. O número reduzido de réplicas, por sua vez, pode ter resultado em experimento com baixo poder.

Por outro lado, a quantidade de mandis resgatados em drenagens com a operação ‘atrai peixe’ sem vertimento sugere que o vertimento pode ser benéfico para reduzir a quantidade de mandis aprisionados no tubo de sucção de UGs durante as drenagens. O número de peixes resgatados em drenagens com operação ‘atrai peixe’ com parada de UGs e sem vertimento foi maior do que aquele com operação ‘atrai peixe’ com parada de UGs e vertimento. Assim, mais mandis entraram no tubo de sucção durante a drenagem sem vertimento do que com vertimento. Dessa

forma, embora o vertimento pareça não alterar a quantidade de mandis no canal de fuga, talvez ele seja capaz de reduzir o número de mandis que são resgatados.

Além do vertimento, suspeitamos que a parada de uma UG adjacente (ou das duas) também atue para reduzir a quantidade de peixes aprisionados no tubo de sucção durante a drenagem. Quantidades expressivas de peixes foram registradas no tubo de sucção de UGs paradas da UHE São Simão e na UHAD em amostragens feitas com o sonar Didson (Girald, com. pes.). Assim, a parada das UGs adjacentes antes da parada da UG a ser drenada deve possibilitar que parte dos peixes entre em outras UGs que não aquela que seria drenada, reduzindo a quantidade de peixes a ser resgatada.

Em algumas amostras do 1º experimento, filmamos peixes do canal de fuga da UHAD com o Didson. O aparelho foi montado num trilho afixado à casa de força, entre as saídas dos tubos de sucção das UGs 1 e 2. Foram feitas imagens antes, durante e depois do vertimento (24 horas em cada uma dessas fases). Diferentemente das redes de emalhar, as imagens obtidas com o Didson foram dos peixes do canal de fuga e não da área adjacente. Por isso, os dados a serem obtidos com a análise das imagens geradas pelo Didson devem ser mais precisos do que os obtidos com redes de emalhar e deverão ser úteis na reavaliação do papel do vertimento na atração de peixes do canal de fuga.

O nosso estudo não foi totalmente conclusivo quanto ao suposto benefício da operação ‘atrai peixe’. Ele sugere que o vertimento pode não atrair os mandis do canal de fuga para a região do vertedouro, mas pode reduzir o número de mandis resgatados. Mais amostras e o uso de outras metodologias, tais como a biotelemetria, são necessários para reduzir ou eliminar as dúvidas geradas pelo pequeno número de réplicas e limitações do método de amostragem utilizado por nós.

4 – AGRADECIMENTOS

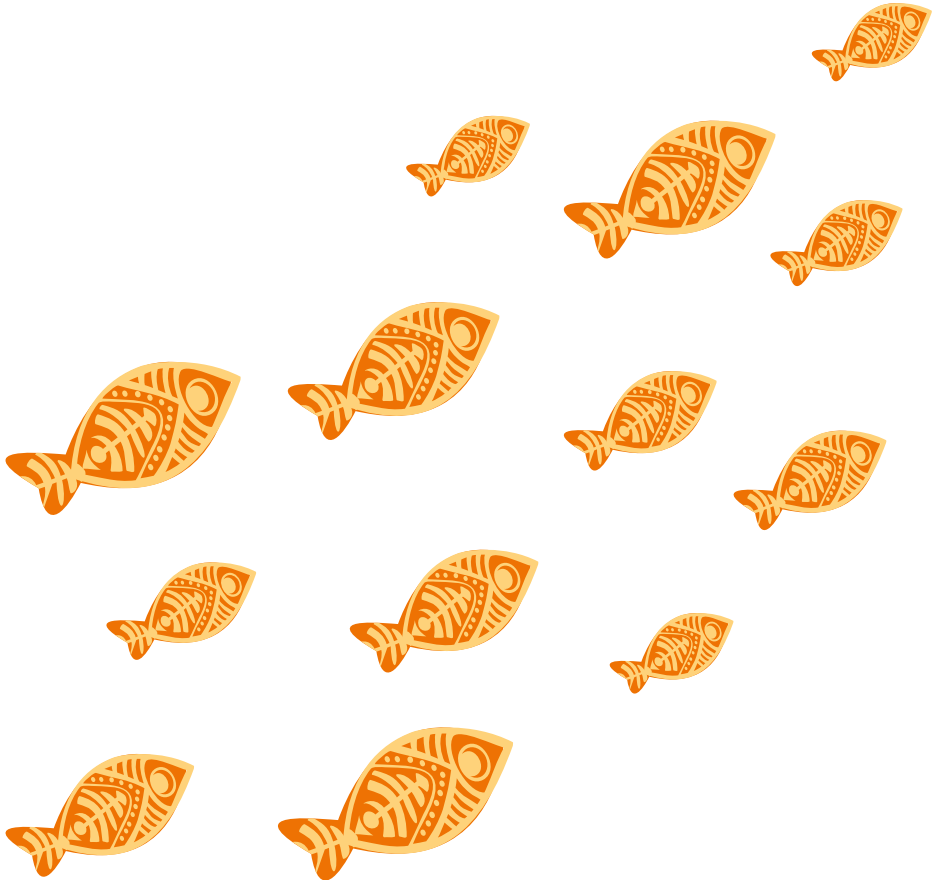
Agradecemos aos biólogos Ângelo Barbosa Monteiro, Átila Rodrigues de Araújo, Fernanda de Oliveira Silva, Flávia Silveira Lemos Thomé, Mateus Moreira de Carvalho e Simone Mendes da Silva e aos pescadores profissionais/barqueiros Ge-

nilson Júlio Toscano de Medeiros e Valdir Paloschi pela contribuição na coleta de dados. Agradecemos também aos funcionários da UHE Amador Aguiar II e ao técnico de meio ambiente Lázaro Carlos de Freitas pelo apoio na execução dos trabalhos; ao Consórcio Capim Branco Energia, em nome de seu coordenador socioambiental Guilherme Coelho Melazo, pela disponibilização do sonar Didson; ao biólogo Alejandro Giraldo pela coleta de dados com o Didson; ao analista de meio ambiente Ricardo José da Silva e à Superintendência de Planejamento e Operação de Geração e Transmissão da Cemig pelo auxílio na programação e liberação dos testes executados.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cachapuz P.B.B. (2006) *Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005*. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 304 pp.

Andrade F, Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 723-730.



SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E
HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 9

PEIXES DO CANAL DE FUGA
DA USINA HIDRELÉTRICA
DE SÃO SIMÃO, RIO PARANAÍBA

MATEUS MOREIRA CARVALHO,
ÁTILA RODRIGUES ARAÚJO &
ALEXANDRE LIMA GODINHO

Carvalho M.M., Araújo A.R. & Godinho A.L. (2016) Peixes do canal de fuga da usina hidrelétrica de São Simão, rio Paranaíba. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp 209-230 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

A crescente demanda por energia elétrica aumenta a necessidade e a pressão por novas usinas hidrelétricas no Brasil, fonte que gera 66% da produção nacional de energia (ANEEL 2015). Agostinho *et al.* (2007a) afirmam que a construção de barragens e a formação de reservatórios afetam diretamente a biota aquática de jusante devido a alterações do fluxo de água e controle do regime de cheias, além de bloquear rotas migratórias dos peixes e promover o acúmulo de adultos em migração reprodutiva e de jovens em dispersão.

A operação e manutenção das usinas hidrelétricas podem também impactar os peixes presentes imediatamente a jusante do empreendimento. Peixes podem entrar no tubo de sucção durante as paradas das unidades geradoras (Andrade *et al.* 2012). Dependendo dos procedimentos adotados pela usina, há risco de acidentes ambientais das mais variadas magnitudes durante as paradas e partidas das unidades geradoras. Tais acidentes geram desde má reputação da usina e da concessionária junto ao público em geral até autuação e multas por parte dos órgãos públicos de fiscalização.

A implementação de procedimentos operativos em usinas hidrelétricas para a proteção dos peixes depende de conhecimentos de como a distribuição e abundância dos peixes são afetadas por fatores abióticos ao sopé da barragem. Poucos estudos nessa área já foram conduzidos (*e.g.*, Andrade *et al.* 2012, Loures & Pompeu 2012, 2015). Esses autores recomendaram para a operação da UHE Três Marias, no rio São Francisco, que a realização de manobras de alto risco de morte para os peixes (*e.g.*, drenagem e partida de unidade geradora) ocorresse em épocas de menor abundância de peixes no canal de fuga da usina, correspondente à estação seca. Atualmente, essa recomendação tem sido aplicada num número maior de usinas da Cemig (Capítulo 2).

Neste trabalho, nós amostramos peixes por dois anos consecutivos no rio Paranaíba na usina hidrelétrica de São Simão (UHSS) para determinar: (i) a constância de ocorrência, riqueza e dominância; (ii) variação temporal e espacial da abundância; e (iii) influência dos fatores abióticos na abundância. Os resultados obtidos po-

derão subsidiar medidas protetivas aos peixes na operação e manutenção da UHSS.

Situada no baixo rio Paranaíba, nos municípios de São Simão (GO) e Santa Vitória (MG), a UHSS (UTM 22K 0552855 7896875) foi inaugurada em 1978. Ela é a maior usina da Cemig, com potência instalada de 1.710 MW. Sua represa tem aproximadamente 703 km² e funciona em regime de acumulação (Cachapuz 2006).

2 – METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O rio Paranaíba nasce em Minas Gerais e percorre 1.008 km até juntar-se com o rio Grande, onde é formado o rio Paraná. Com área de drenagem de 222.711 km², a sua sub-bacia é a segunda maior da bacia do rio Paraná, ocupando 25,4% de sua área. Posicionada na região central do Brasil, ocupa cerca de 2,6% do território nacional (CBH Paranaíba 2015). Atualmente, existem quatro usinas hidrelétricas no rio Paranaíba: mais a montante está a UHE Emborcação, seguida pela UHE Itumbiara, UHE Cachoeira Dourada e, por último, a UHE São Simão. A cerca de 220 km a jusante da UHSS, situa-se a UHE Ilha Solteira, já no rio Paraná. Entre os tributários que deságuam nesse trecho, destacamos os rios Claro e Verdinho, distantes 23 e 37 km da barragem da UHSS. Ambos os rios foram barrados em 2009, a menos de 8 km de suas fozes. Nenhuma das usinas hidrelétricas do rio Paranaíba possui sistema de transposição de peixes (ANA 2013).

2.2 Coleta de peixes

Realizamos 24 campanhas mensais de outubro de 2010 a setembro de 2012 para a coleta de peixes na UHSS. A cada campanha, amostramos os peixes com tarrafa por 2 a 4 dias em cinco pontos de coleta (P1 a P5) com cerca de 20–30 m² cada, localizados no canal de fuga e em suas imediações (Figura 1). Os pontos de coleta distavam entre 80–380 m da casa de força.

Selecionamos a localização dos pontos de coleta porque o escoamento turbulento do canal de fuga impediu que pontos aleatórios de coleta pudessem ser utilizados. P2 e P3, adjacentes ao escoamento da água turbinada e com maior velo-

cidade do escoamento, eram os pontos mais próximos da saída do tubo de sucção possíveis de serem amostrados. P1 e P4 ficavam ao lado de P2 e P3, mas sem escoamento evidente. P5, por sua vez, era o mais afastado do canal de fuga, em local também sem escoamento evidente.

A captura dos peixes foi feita durante o dia por pescador profissional com tarrafa de 2,7 m de altura, 17,0 m de circunferência e malha 5,5 cm entre nós opostos. A cada dia, amostramos todos os pontos de coleta em sequência, duas vezes pela manhã e duas vezes à tarde. Registramos a hora de início de cada sequência, que tinha duração de menos de 1 h. O pescador lançou a tarrafa três vezes consecutivamente por ponto, totalizando 60 lances de tarrafa por dia de amostragem. Identificamos todos os peixes capturados e os soltamos de volta à água. Para estimar a abundância de peixes, usamos a captura por unidade de esforço (CPUE).



FIGURA 1 – Localização dos pontos de coleta na usina hidrelétrica de São Simão (Foto: Cemig).

2.3 Fatores abióticos

Em todos os dias de coleta de peixes, medimos a transparência da água com disco de Secchi e a temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido (*OD*) com oxímetro digital 550A da YSI. Para esses mesmos dias, obtivemos na Cemig os dados de pluviosidade diária e dos fatores operativos da UHSS, sendo eles: vazão afluente (Q_a), vazão turbinada (Q_t), nível da água de jusante (NA_j) e vazão vertida (Q_v). Nas análises, usamos a pluviosidade por campanha calculada pela soma da pluviosidade diária. Para todos os demais fatores, usamos a média por campanha.

Usamos dados de 1993 a 2012 da pluviosidade mensal na estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2015) mais próxima da área de estudo, localizada em Itumbiara (GO), para definir as estações chuvosa (outubro a março, com 93% da pluviosidade anual) e seca (abril a setembro).

2.4 Ocorrência, riqueza e dominância

Para cada espécie amostrada, determinamos sua constância de ocorrência nas campanhas (K) pela equação $K = n \cdot t^{-1} \cdot 100$, onde n = número de campanhas com a ocorrência da espécie e t = número total de campanhas (Dajoz 1983). A espécie foi classificada como ocasional se $K < 25\%$, acessória se $K \geq 25\%$ e $K \leq 50\%$ ou constante se $K > 50\%$.

Classificamos as espécies em migradoras e não migradoras de acordo com Agostinho *et al.* (2003). Determinamos a porcentagem de indivíduos das espécies migradoras e não migradoras por ponto de coleta. Determinamos a variação espacial (por ponto) da riqueza (S) e do índice de dominância (D) dos peixes capturados. Utilizamos para o cálculo de D a fórmula em Kwak & Peterson (2007).

2.5 Variação temporal e espacial da CPUE

Calculamos, para cada mês, a $CPUE_m$ como sendo o número de peixes capturados dividido pelo número de tarrafadas. Avaliamos a variação temporal (mês), espacial (ponto), sazonal (estação) e entre turnos (matutino e vespertino) da $CPUE_m$.

2.6 Influência dos fatores abióticos na $CPUE_m$

2.6.1 Escala mensal

Determinamos o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) da $CPUE_m$ com os fatores abióticos, exceto para Q_v , e testamos sua significância. Usamos r_s devido ao caráter não normal da distribuição de frequência da maioria dos fatores. Para Q_v , testamos diferença na $CPUE_m$ entre campanhas com e sem vertimento com o teste de Kruskal-Wallis. Em todos os testes estatísticos, usamos nível de significância de 5%.

2.6.2 Escala horária

Avaliamos eventuais diferenças nos fatores operativos da UHSS entre sequências com a presença ou ausência de peixes. Para isso, usamos dados dos fatores operativos por hora e os pareamos com a hora de início de cada sequência. Excluímos as campanhas de maio a dezembro dessas análises porque a maioria das sequências nesses meses não capturou peixe algum.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ocorrência, riqueza e dominância

Capturamos 845 indivíduos, de 24 espécies, 9 famílias e 3 ordens. Classificamos 14 espécies como ocasionais, 9 como acessórias e 1 como constante (Tabela 1). Além dessas, dourado (*Salminus brasiliensis*), jaú (*Zungaro jahu*) e barbabo (*Pirirampus pirinampu*) também ocorrem no canal de fuga da UHSS. As duas primeiras são raras, mas a última é comum e frequentemente capturada pela pesca profissional na região.

As espécies mais capturadas foram *Metynnis maculatus* e *Rhaphiodon vulpinus*. As duas representaram pouco menos da metade de todos os peixes coletados. *Metynnis maculatus* é espécie introduzida, originária da bacia do rio Paraguai. Tornou-se comum nos reservatórios da bacia do alto rio Paraná após a formação do reservatório de Itaipu, que inundou o Salto de Sete Quedas, barreira que separava o alto rio Paraná do restante da bacia (Langeani *et al.* 2005). *Rhaphiodon vulpinus*

é autóctone, carnívora e migradora, que atinge comprimento máximo de 72 cm (Agostinho *et al.* 2003, Capítulo 5).

A porcentagem de indivíduos de espécies migradoras e não migradoras variou entre os pontos (Figura 2). Os migradores foram mais comuns em P1 e P2. Nos demais pontos, a porcentagem dessas espécies foi pouco expressiva (< 10%). *Rhaphiodon vulpinus* foi a espécie migradora mais comum. Ela representou 81% de todos os migradores amostrados.

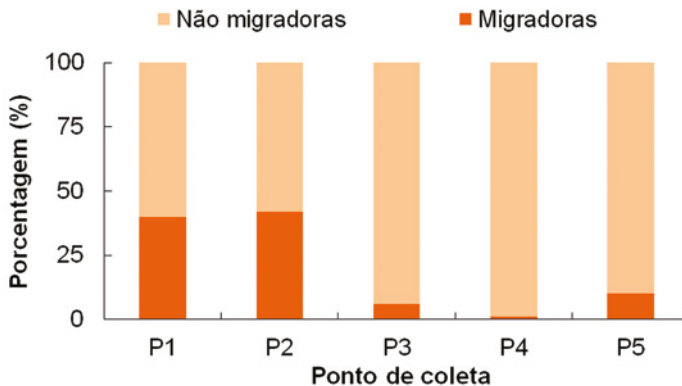


FIGURA 2 – Porcentagem do número de indivíduos capturados de espécies migradoras e não migradoras por ponto de coleta no rio Paranaíba na UHE São Simão.

A riqueza e dominância variaram por ponto de coleta (Tabela 2). Mais peixes foram capturados nos pontos mais próximos ao escoamento da água turbinada (P2 e P3). Quantidade intermediária foi capturada nos pontos adjacentes a esses (P1 e P4). Já P5, que fica mais distante da UHSS, foi o ponto de menor captura. A riqueza foi maior em P1, P2 e P3 e menor em P4 e P5. Esses dois últimos foram os pontos de maior dominância, sendo *T. nematurus* e *M. maculatus* as espécies dominantes em cada um deles. A preferência de *Rhaphiodon vulpinus* por P1 e P2, particularmente pelo primeiro, talvez esteja relacionada à disponibilidade de presas (peixes), um dos principais itens de sua dieta (Capítulo 5). Já *M. maculatus*, que foi uma das três espécies dominantes em todos os pontos amostrados, parece ser menos exigente que *R. vulpinus*.

TABELA 1 – Número absoluto (*N*) e relativo (%) de indivíduos amostrados e constância de ocorrência (*K*) por espécie no rio Paranaíba na UHE São Simão. Ordem dos táxons segundo Reis *et al.* (2003). Classificação dos peixes como migradores de acordo com Agostinho *et al.* (2003) e como introduzida segundo Langeani *et al.* (2007) (C = constante, A= acessória, O = ocasional, m = migradora, i = introduzida).

TÁXON	N	%	K
CHARACIFORMES			
PROCHILODONTIDAE			
<i>Prochilodus lineatus</i> ^m	6	0,7	O
ANOSTOMIDAE			
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	3	0,4	O
<i>Leporinus friderici</i>	88	10,4	C
<i>Leporinus macrocephalus</i> ⁱ	1	0,1	O
<i>Leporinus obtusidens</i> ^m	2	0,2	O
<i>Leporinus piavussu</i> ^m	7	0,8	O
<i>Leporinus tigrinus</i>	8	0,9	O
<i>Schizodon intermedius</i>	37	4,4	O
<i>Schizodon nasutus</i>	11	1,3	O
CHARACIDAE			
<i>Metynnis maculatus</i> ⁱ	234	27,7	A
<i>Piaractus mesopotamicus</i> ^m	1	0,1	O
<i>Serrasalmus maculatus</i>	14	1,7	A
<i>Serrasalmus marginatus</i>	56	6,6	A
<i>Triportheus nematurus</i> ⁱ	75	8,9	O
CYNODONTIDAE			
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> ^m	158	18,8	A
ERYTHRYNIDAE			
<i>Hoplias malabaricus</i>	2	0,2	O
SILURIFORMES			
LORICARIIDAE			
<i>Hypostomus</i> sp.	1	0,1	O
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	41	4,9	A
PIMELODIDAE			
<i>Pimelodus maculatus</i> ^m	27	3,2	A
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> ^m	1	0,1	O
PERCIFORMES			
SCIANIDAE			
<i>Plagioscion squamosissimus</i> ⁱ	22	2,6	A
CICHLIDAE			
<i>Cichla piquiti</i> ⁱ	27	3,2	A
<i>Geophagus proximus</i> ⁱ	22	2,6	A
<i>Oreochromis niloticus</i> ⁱ	1	0,1	O

TABELA 2 – Número de indivíduos amostrado (*N*), riqueza (*S*), índice de dominância (*D*) e espécies dominantes por ponto de coleta no rio Paranaíba na UHE São Simão.

Ponto	N	S	D	Espécies dominantes (porcentagem de N)
P1	102	20	0,17	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> (30%), <i>Pterygoplichthys anisitsi</i> (24%), <i>Metynnis maculatus</i> (7%)
P2	321	15	0,20	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> (35%), <i>Metynnis maculatus</i> (22%), <i>Schizodon intermedius</i> (9%)
P3	290	17	0,23	<i>Metynnis maculatus</i> (41%), <i>Leporinus friderici</i> (21%), <i>Serrasalmus marginatus</i> (12%)
P4	93	6	0,45	<i>Triportheus nematurus</i> (63%), <i>Metynnis maculatus</i> (20%), <i>Leporinus friderici</i> (8%)
P5	39	8	0,29	<i>Metynnis maculatus</i> (46%), <i>Leporinus friderici</i> (20%), <i>Geophagus proximus</i> (18%)

3.2 Variação temporal e espacial da $CPUE_m$

A $CPUE_m$ apresentou nítida variação sazonal, com maiores valores nos meses de janeiro a abril/maio (metade final da estação chuvosa e início da estação seca) e os menores no restante do ano (Figura 3). Não houve nenhum fato marcante aparente que explicasse a baixa $CPUE_m$ de fevereiro de 2011

O aumento da $CPUE_m$ ocorreu, principalmente, pelas maiores capturas de *R. vulpinus* (migradora) e *M. maculatus* (não migradora). Essas duas espécies representaram 57% dos peixes coletados na estação chuvosa de 2010-2011, e 22% na de 2011-2012. O período reprodutivo de *R. vulpinus* compreende os meses de outubro a dezembro (Graça *et al.* 2007), mas outros trabalhos estendem esse período até janeiro (Agostinho *et al.* 2003) ou até mesmo abril (Neuberger *et al.* 2007). Na UHSS, é possível que o período reprodutivo de *R. vulpinus* vá até março. Metade dos machos amostrados por nós nesse mês ainda liberava sêmen sob pressão da cavidade celomática, enquanto que a liberação de sêmen não mais ocorreu no mês seguinte. *M. maculatus* é uma espécie não migradora, com período reprodutivo longo cujo pico ocorre na estação chuvosa (Gomes *et al.* 2012).

O aumento da abundância de *R. vulpinus* na estação chuvosa pode estar associado às suas migrações, pois é durante essa estação que peixes realizam migrações

reprodutivas. Por outro lado, o aumento da abundância de *M. maculatus* sugere a influência de outro(s) fator(es), que não a migração, no aumento da $CPUE_m$.

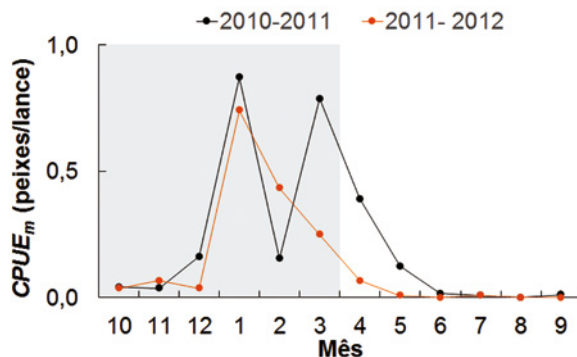


FIGURA 3 – Variação temporal da $CPUE_m$ no rio Paranaíba a jusante da UHE São Simão. A área sombreada corresponde à estação chuvosa.

A $CPUE_m$ foi maior nos pontos de coleta adjacentes ao escoamento da água turbinada e com maior velocidade do escoamento (P2 e P3) e menor naqueles com escoamento imperceptível (P1 e P4) e mais afastado do canal de fuga (P5) tanto na estação chuvosa quanto seca (Figura 4). Peixes, ao alcançarem o canal de fuga, deslocam-se para montante até onde a velocidade ou turbulência permitem (Larinier 2002). Quando cansados, aglomeram-se em locais próximos de escoamento mais lento para descansar, o que justificaria as maiores $CPUEs_m$ de P2 e P3.

Houve diferença mínima no número de peixes coletados entre os períodos matutino (423) e vespertino (418). Consequentemente, houve também grande sobreposição da $CPUE_m$ entre esses dois períodos (Figura 5).

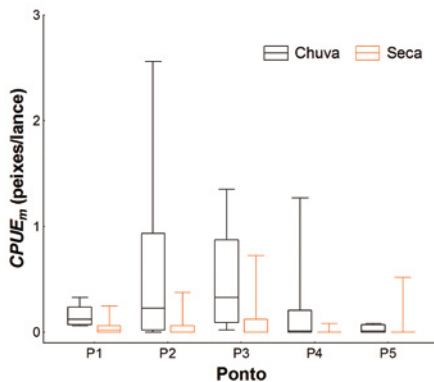


FIGURA 4 – Boxplot (mediana, intervalo interquartil e amplitude sem exclusão de observações) da $CPUE_m$ por ponto de coleta no rio Paranaíba a jusante da UHE São Simão, nas estações seca e chuvosa.

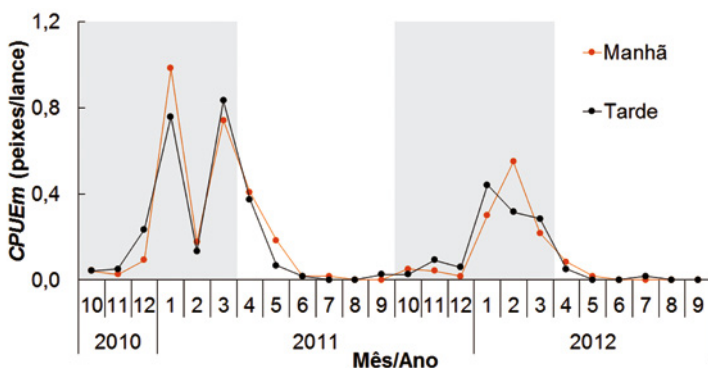


FIGURA 5 – Variação temporal da $CPUE_m$ nos períodos da manhã e tarde no rio Paranaíba na UHE São Simão.

3.3 Influência dos fatores abióticos na $CPUE_m$

3.3.1 Escala mensal

Houve correlação significativa da $CPUE_m$ com a transparência da água, temperatura da água, OD, pluviosidade e Q_a . (Tabela 3). Já Q_t e NA_j não se correlacionaram com a $CPUE_m$. Transparência e temperatura da água foram os fatores com os maiores r_s . O teste de Kruskal-Wallis indicou que não houve diferença significativa ($P = 0,06$) na $CPUE_m$ entre campanhas com ($N = 5$) e sem vertimento ($N = 19$).

A maioria dos estudos sobre a influência de fatores abióticos na biologia de peixes brasileiros associou-os à atividade reprodutiva, como os de Basile-Martins *et al.* (1975), Barbieri *et al.* (2000), Andrade & Braga (2005) e Godinho *et al.* (2007). Há muito se sabe que as vazões defluentes atraem peixes para próximo de usinas hidrelétricas (Clay 1995) e que os fatores hidrodinâmicos, químicos e ambientais podem influenciar na dinâmica das populações (Marchetti & Moyle 2001) e, conseqüentemente, na estrutura da comunidade (Kauffman & Pinheiro 2009). Buisson e colaboradores (2007) constataram que a temperatura da água é um dos fatores determinantes na distribuição das espécies de peixes. Dei Tos *et al.* (2002) encontraram correlação entre o aumento da temperatura da água e a captura de *Pimelodus maculatus*. Loures & Pompeu (2012) constataram, em sua pesquisa realizada no rio São Francisco, que a vazão defluente e precipitação explicaram 73% da variância observada no número de indivíduos capturados a jusante da UHE Três Marias.

TABELA 3 – Correlação de Spearman (r_s) da $CPUE_m$ com os fatores abióticos. Em negrito, r_s com $P \leq 0,05$. $N = 24$ para todas as correlações.

FATOR ABIÓTICO	r_s
Transparência da água	-0,82
Temperatura da água	0,81
Oxigênio dissolvido (OD)	-0,68
Pluviosidade	0,48
Vazão afluente (Q_a)	0,63
Vazão turbinada (Q_t)	0,12
Nível da água de jusante (NA_j)	0,36

A transparência e a temperatura da água foram os fatores abióticos que mais influenciaram a $CPUE_m$. A transparência da água na UHSS variou de 78 a 566 cm, com os maiores valores (> 300 cm) registrados no início/metade da estação seca

até meados da estação chuvosa seguinte (Figura 6A). Esse foi o período das menores $CPUEs_m$ (Figura 3). Dois mecanismos possíveis explicam essa influência da transparência na $CPUE_m$. Primeiro, em águas mais transparentes, peixes podem estar em locais abrigados, fora do alcance da tarrafa. Piscívoros visualmente orientados predominam em águas mais transparentes (Petry 2013), onde é maior a distância com que eles detectam potenciais presas, que são forçadas a buscar abrigo (Gregory & Levings 1998). Segundo, há mais chance da tarrafa ser avistada pelos peixes em águas com maior transparência, aumentando o escape. Definir a contribuição de cada um desses mecanismos na determinação da $CPUE_m$ é importante para entender as limitações da tarrafa como técnica de amostragem.

O aumento da $CPUE_m$ na UHSS com a elevação da temperatura da água deve estar relacionado ao aumento da atividade dos peixes. As maiores $CPUEs_m$, que aconteceram de janeiro a abril/maio, ocorreram nos meses de temperatura da água mais elevada (Figura 6B). O incremento da temperatura da água aumenta o metabolismo dos peixes (Garcia *et al.* 2008) e, conseqüentemente, sua atividade.

A forma distinta como a temperatura e transparência da água possivelmente influenciam a $CPUE_m$ precisa ser considerada quando da amostragem de peixes para avaliação de risco. A abundância de peixes na UHSS parece ser definida pela temperatura, mas a quantidade de peixes coletada na tarrafa, pela transparência da água. Assim, se duas amostragens foram feitas em diferentes momentos, mas com a mesma abundância de peixes, aquela feita na menor transparência da água resultará em maior $CPUE_m$. Isso pode ter acontecido em duas ocasiões (dez./2011 e mar./2012), quando a temperatura da água estava mais elevada, mas a $CPUE_m$ foi mais baixa, supostamente devido à alta transparência da água. Conseqüentemente, a avaliação de risco de morte de peixes durante manobras da usina feitas com dados gerados apenas com a tarrafa pode não ser adequada, dada a natureza transparência dependente da capturabilidade do petrecho.

Com relação ao OD , o coeficiente de correlação obtido com a $CPUE_m$ foi negativo, indicando que mais peixes são capturados quando os níveis de OD são mais baixos. Isso contradiz o trabalho de Kramer (1987), que descreveu sobre a tendência de deslocamentos horizontais e verticais dos peixes em busca de áreas

com maior OD . A correlação entre OD e $CPUE_m$ na UHSS pode não representar uma relação de causa e efeito, tendo em vista que o valor negativo de r_s foi principalmente causado pela série de $CPUE_m$ igual ou próxima de zero na estação seca, quando os níveis de OD são os mais elevados do ano hidrológico (Figura 6C).

A pluviosidade nas campanhas de coleta de peixes apresentou sazonalidade evidente (Figura 6D) e correlação com a $CPUE_m$. A pluviosidade é um importante fator abiótico na regulação do ciclo biológico dos peixes. Diversos estudos relatam a importância das chuvas para a reprodução dos peixes no Brasil (*e.g.*, Braga 1990, Lowe-McConnell 1999, Andrade & Braga 2005, Agostinho *et al.* 2007 a,b, Godinho *et al.* 2010) e outras regiões neotropicais (Baran 2006). No entanto, a correlação entre $CPUE_m$ e pluviosidade pode ter sido causada pela influência da estação chuvosa na transparência da água.

A correlação significativa da $CPUE_m$ com Q_a também pode ter sido consequência da alteração que Q_a provoca na transparência na água. Maiores Q_a , que ocorrem ao final da estação chuvosa (Figura 6E), resultam na diminuição da transparência da água no canal de fuga devido ao carreamento de sedimento para o reservatório de São Simão. Apesar da retenção de material em suspensão nos reservatórios (Petry 2013), parte dele ainda é carreado para jusante.

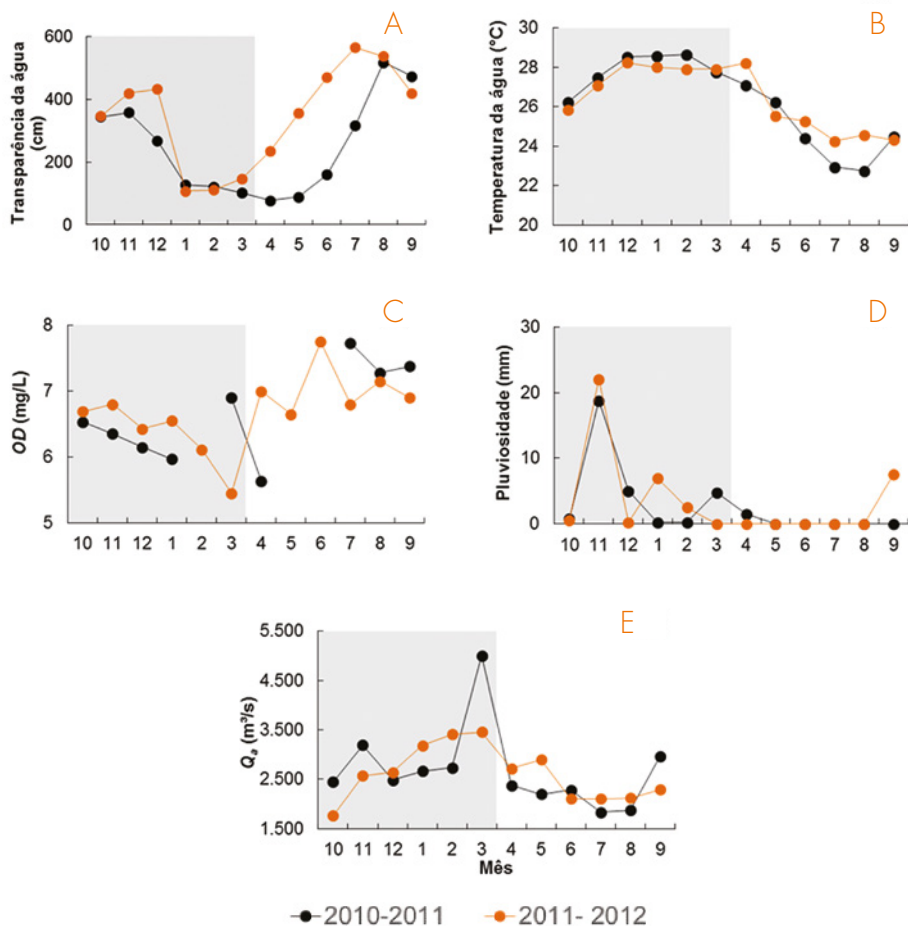


FIGURA 6 – Variação temporal da (A) transparência da água, (B) temperatura da água, (C) oxigênio dissolvido (OD), (D) pluviosidade e (E) vazão afluente (Q_a) durante campanhas na UHE São Simão, rio Paranaíba. A área sombreada corresponde à estação chuvosa.

3.3.2 Escala horária

Diferenças marcantes nos fatores operativos não ocorreram entre as sequências com e sem peixes nas amostragens, exceto para Q_v (Figura 7). Quando havia peixes nas amostras, valores maiores de Q_v , decorrentes de vertimento, foram mais frequentes.

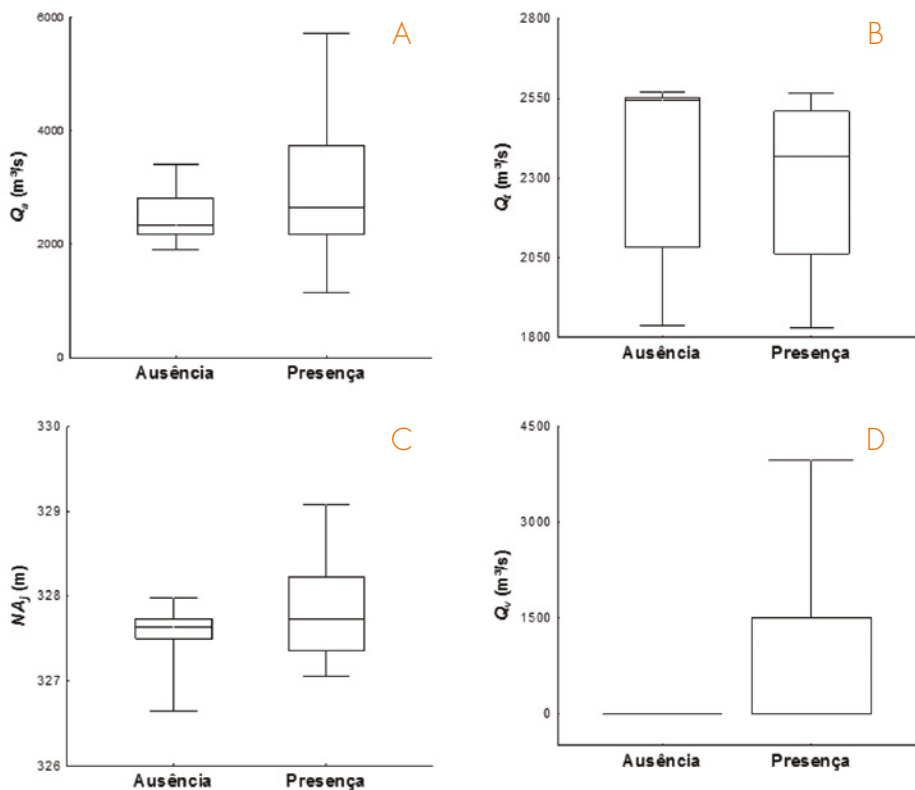


FIGURA 7 – *Boxplot* (mediana, intervalo interquartil e amplitude sem exclusão de observações) de (A) vazão afluente, (B) vazão turbinada, (C) nível da água de jusante e (D) vazão vertida na ausência e presença de peixes nas coletas na UHE São Simão, rio Paranaíba.

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

As maiores $CPUE_{m,m}$ no rio Paranaíba na UHSS ocorrem na segunda metade da estação chuvosa e início da estação seca. Mais peixes ocorrem nos pontos mais próximos ao escoamento da água turbinada. A temperatura e a transparência são os fatores abióticos que mais influenciam a $CPUE_{m,m}$, mas em meses de elevada temperatura da água, como em dezembro, a $CPUE_{m,m}$ só é mais alta quando a transparência é menor, devido, supostamente, à maior eficiência da tarrafa em água de menor transparência.

Uma boa compreensão da distribuição espacial e uso de hábitat pode ser obtida com o uso de métodos de captura ativos (Hayes *et al.* 2013), como a tarrafa. Ela, contudo, tem sua eficácia fortemente dependente da perícia do pescador, profundidade no local de amostragem, velocidade de escoamento e, como mostrado neste trabalho, da transparência da água. A profundidade e velocidade de escoamento da água turbinada da UHSS, particularmente no canal de fuga, limitaram os locais onde a tarrafa pode ser lançada adequadamente. Essas condições, somadas à alta transparência da água num período extenso do ano, indicam que a tarrafa tem uso limitado na amostragem da UHSS. Não obstante essas restrições de uso, a amostragem com tarrafa para determinação da $CPUE_m$ pode ser feita apenas num único período do dia (vespertino ou matutino) e em um ou mais pontos de maior captura de peixes (*i.e.*, P1, P2 e P3).

A operação “desvia peixe”, abertura do vertedouro previamente à drenagem das unidades geradoras, que tem como objetivo atrair os peixes para fora do canal de fuga (Capítulo 8), pode não ter o efeito desejado na UHSS. Os dados aqui apresentados sugerem que amostras com peixes são mais comuns quando há vertimento, mas que o vertimento talvez não influencie na $CPUE_m$. Estudos delineados especificamente para avaliar a eficácia do “desvia peixe” precisam, então, ser desenvolvido na UHSS.

5 – AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos biólogos Raoni Rosa Rodrigues, Francisco Ricardo Andrade Neto e Ivo Gavião Prado pela contribuição na elaboração do desenho experimental deste estudo. Ao pescador profissional Genilson Júlio Toscano Medeiros pela perícia, companheirismo e dedicação ao longo do estudo. Aos funcionários da Cemig dos núcleos de Meio Ambiente e da UHSS pelo apoio prestado.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Pelicice F.M. (2007a) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

Agostinho A.A., Gomes L. C., Suzuki H. I. & Júlio-Júnior H. F. (2003) Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: J. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross & A. Baer (eds) *Migratory Fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Ottawa: IDRC-World Bank, pp. 19-98.

Agostinho A.A., Pelicice F.M., Petry A.C., Gomes L.C. & Júlio Jr. H.F. (2007b) Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **10** (2), 174-186.

ANA (2013) *Plano de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba*. Agência Nacional de Águas. 312 pp.

Andrade P.M. & Braga F.M.S. (2005) Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande River, high Paraná River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **65** (3), 387-394.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **10** (4), 723-730.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica (2015) *BIG – Banco de Informações de Geração* <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm> (Acesso em 23/05/2015)

Baran E. (2006) *Fish migration triggers in the Lower Mekong Basin and other tropical freshwater systems*. MRC Technical Paper No. 14. 56 pp.

Barbieri G., Salles F.A. & Cestarolli M.A. (2000) Influência de fatores abióticos na reprodução de dourado, *Salminus maxillosus* e do curimatá, *Prochilodus lineatus* do rio Mogi Guaçu (Cachoeira de Emas, Pirassununga/SP). *Acta Limnologica Brasiliensia* **12** (2), 85-91.

Basile-Martins M.A., Godinho H.M., Fenerich N.A. & Barker J.M.B. (1975) Influência dos fatores abióticos sobre a maturação dos ovários de *Pimelodus maculatus*, Lacépède, 1803 (Pisces, Siluroidei). *Boletim Instituto de Pesca* **4** (1), 1-28.

Braga F.M.S. (1990) Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, estados do Maranhão e Tocantins, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* **50** (3), 547-558.

Buisson L., Blanc L. & Grenouillet G. (2007) Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of freshwater fish* **17** (2), 244-257.

Cachapuz P.B.B. (2006) *Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005*. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 304 pp.

Clay, C. H. (1994). *Design of fishways and other fish facilities*. Boca Raton: CRC Press, 248 pp.

CBH Paranaíba (2015). *Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba*. Disponível em <http://www.cbhparanaiba.org.br/a-bacia/principais-caracteristicas> (acesso em 15 de outubro de 2014).

Dajoz R. (1983) *Ecologia geral*. São Paulo: Vozes, 472pp.

Dei Tos C., Barbieri G., Agostinho A.A., Gomes L.C. & Suzuki H.I. (2002) Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium* **26** (4), 275-282.

Garcia L.D.O., Copatti C.E., Wachholz F., Pereira Filho W. & Baldisserotto B. (2008) Freshwater temperature in the state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil, and its implication for fish culture. *Neotropical Ichthyology* **6** (2), 275-281.

Godinho A.L., Kynard B. & Martinez C.B. (2007) Supplemental water releases for fisheries restoration in a Brazilian floodplain river: a conceptual model. *River Research and Applications* **23** (9), 947-962.

Godinho, A. L., Lamas, I. R., & Godinho, H. P. (2010). Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. *Environmental Biology of Fishes* **87** (2), 143-162.

Gomes I.D., Araújo J.G., Albieri J.A. & Uehara W. (2012) Opportunistic reproductive strategy of a non-native fish, the spotted metynnis *Metynnis maculatus* (Kner, 1858) (Characidae Serrasalminae) in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. *Tropical Zoology* **25** (1), 2-15.

Graça W.J. & Pavanelli C.S. (2007) *Peixes da planície de inundação do Alto Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: EDUEM, 241 pp.

Gregory R.S. & Levings C.D. (1998) Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* **127** (2), 275-285.

Hayes D.B., Ferreri C.P. & Taylor W.W. (2013) Active fish capture methods. In: A.V. Zale, D.L. Parrish & T.M. Sutton (eds) *Fisheries Techniques*. Bethesda: American Fisheries Society, 1009 pp.

INMET (2015). Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> (acesso em 01 de outubro de 2015).

Kaufmann V. & Pinheiro A. (2009) Relationship between ichthyofaunal diversity and hydrodynamic factors in a stream of Uruguay river basin. *Biota Neotropica* **9** (1), 47-53.

Kramer D.L. (1987) Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental Biology of Fishes* **18** (2), 81-92.

Kwak T.J. & Peterson J.T. (2007) Community indices, parameters, and comparisons. In: C. Guy & M. L. Brown (eds) *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. American Fisheries Society: Bethesda, 677-763 pp.

Langeani F, Cassati L., Gameiro H.S., Carmo A.B. & Rossa-Feres D.C. (2005) Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **3** (2), 305-311.

Langeani F, Castro R.M.C., Oyakawa O.T., Shibatta O.A., Pavanelli C.S. & Casatti L. (2007) Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* **7** (3), 181-197.

Larinier, M. (2002) Location of fishways. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 364(suppl), 39-53.

Loures R. C. & Pompeu P. S. (2012) Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 731-740.

Loures R. C. & Pompeu P. S. (2015) Seasonal and diel changes in fish distribution in a tropical hydropower plant tailrace: evidence from hydroacoustic and gillnet sampling. *Fisheries Management and Ecology* **22**, 185-196.

Lowe-McConnell R.H. (1999) A fauna de peixes Neotropical. In: *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, SP: EDUSP, pp. 129-168.

Marchetti M.P. & Moyle P.B. (2001) Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological applications* **11** (2), 530-539.

Neuberger A.L., Marques E.E., Agostinho C.S. & Oliveira R.J. (2007) Reproductive biology of *Rhaphiodon vulpinus* (Ostariophysi: Cynodontidae) in the Tocantins River Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **5** (4), 479-484.

Petry A. C., Abujanra F., Gomes L. C., Julio Jr, H. F. & Agostinho A. A. (2013). Effects of the interannual variations in the flood pulse mediated by hypoxia tolerance: the case of the fish assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Neotropical Ichthyology* **11** (2), 413-424.

Reis R.E., Kullander S.O. & Ferraris Jr C.J. (2003) *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: Edipucrs, 729 pp.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 10

INFLUÊNCIA DE FATORES ABIÓTICOS NA CAPTURA E CONDIÇÃO DOS PEIXES IMEDIATAMENTE A JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA DE TRÊS MARIAS, RIO SÃO FRANCISCO

IVO GAVIÃO PRADO, FRANCISCO DE ANDRADE,
ÂNGELO BARBOSA MONTEIRO, RAFAEL COUTO
ROSA SOUSA & ALEXANDRE LIMA GODINHO

Prado I.G., Andrade F., Monteiro A.B., Sousa R.C.R. & Godinho A.L. (2016) Influência de fatores abióticos na captura e condição de peixes imediatamente a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias, rio São Francisco. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 231-245 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

A crescente demanda por energia elétrica tem aumentado a necessidade e a pressão por novas usinas hidrelétricas no Brasil, uma vez que a maior parte da energia do país (74%) tem origem hidrelétrica e apenas cerca de 30 % do seu potencial hidrelétrico está aproveitado (ANEEL 2008). A construção de barramentos e a consequente formação de reservatórios afetam diretamente toda a biota aquática. A montante do barramento, o principal impacto é a transformação do ambiente lótico em lêntico, o que desencadeia uma série de mudanças, físicas, químicas e ecológicas na região. A jusante da barragem, ocorrem alterações nas vazões do escoamento, com controle do regime de cheias, e o bloqueio de rotas migratórias de peixes (Agostinho *et al.* 2007). Além disso, a operação e manutenção das usinas hidrelétricas representam um grande risco para a fauna de peixes presentes imediatamente a jusante (Andrade *et al.* 2012).

A barreira física criada pelo barramento dificulta ou impossibilita o livre trânsito dos peixes, o que pode resultar no acúmulo de quantidades significativas de peixes imediatamente a jusante da hidrelétrica (Agostinho *et al.* 2007) durante o período reprodutivo e de dispersão de jovens (Capítulo 12). Peixes dos primeiros quilômetros a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias tendem a ser residentes ou estar em processo de dispersão, uma vez que a maioria das espécies migradoras não desova no trecho próximo ao barramento (Sato *et al.* 2005, Godinho & Kynard 2006, Godinho *et al.* 2007, Nunes *et al.* 2015). O acúmulo de quantidade expressiva de peixes a jusante das usinas representa enorme risco para sua operação, uma vez que mais peixes podem entrar no tubo de sucção durante manobras que envolvem parada de unidade geradora (Andrade *et al.* 2012).

Condições hidrodinâmicas do rio a jusante da barragem podem atuar como fonte de atração para os peixes (Agostinho *et al.* 2007). Fatores hidrodinâmicos, químicos e ambientais podem influenciar a estrutura da comunidade, a diversidade de espécies e a dinâmica das populações aquáticas (Marchetti & Moyle 2001, Kaufmann & Pinheiro 2009). Buisson *et al.* (2007) constataram que a temperatura parece ser um dos fatores determinantes para a distribuição das espécies de peixes.

Dei Tos *et al.* (2002) encontraram correlação entre a temperatura da água e a captura de *Pimelodus maculatus*.

Conhecer as características limnológicas e hidráulicas que influenciam a abundância dos peixes presentes na área no rio imediatamente a jusante de usinas hidrelétricas é crucial para a proposição e implementação de medidas que reduzam as ocorrências de mortandades de peixes. Por isso, neste trabalho, apresentamos os principais resultados relativos à influência da limnologia, precipitação e operação da Usina Hidrelétrica de Três Marias (UHTM) na abundância de peixes imediatamente a jusante. Buscamos definir épocas de menor risco para a realização das manobras com dados obtidos de amostras realizadas de 2007 a 2012. Além disso, avaliamos a influência da estação do ano no fator de condição dos peixes a jusante da usina.

2 – METODOLOGIA

2.1 Amostragem de peixes

Realizamos amostragens de peixes no canal de fuga (CF) e na região da fossa de erosão do vertedouro (VT) da UHTM de novembro de 2007 a setembro de 2012. Amostramos peixes de 1 a 13 dias por mês (mediana = 3,0) em todos os meses do período de amostragem. Os peixes foram coletados com tarrafas de malha 5,5 cm entre nós opostos por pescador profissional embarcado. Em cada local amostrado, foram feitos de 30 a 50 lances da tarrafa. Identificamos cada peixe capturado e determinamos seu peso corporal (PC, em g) e comprimento padrão (CP, em mm). Em seguida, os devolvemos vivos ao rio.

Determinamos a captura de peixes por unidade de esforço (CPUE) como sendo o número de peixes capturados por tarrafada por dia. Calculamos a CPUE por local (CF e VT), independentemente da espécie. Calculamos também a CPUE do mandi (*Pimelodus maculatus*), do curimba (*Prochilodus argenteus*), da pioa (*Prochilodus costatus*) e do dourado (*Salminus franciscanus*), independentemente do local. O mandi é a espécie dominante nas ocorrências ambientais na UHTM (Andrade *et al.* 2012), enquanto que as demais são importantes à pesca comercial, desportiva e de subsistência a jusante da UHTM (Godinho & Godinho 2003).

2.2 Obtenção de dados das variáveis abióticas

Durante as amostragens de peixes, medimos a concentração de oxigênio dissolvido (*OD*) com oxímetro, a temperatura com termômetro digital e a profundidade em que o disco de Secchi era visível (medida indireta da transparência da água). Obtivemos os dados diários de pluviosidade, vazão turbinada e vazão vertida na Cemig. Calculamos a pluviosidade do dia da amostragem e as acumuladas até o 2º, 3º e 5º dia antes da realização das amostragens de peixes. Obtivemos os dados limnológicos a partir de 2009 e os demais dados para todo o período de estudo.

2.3 Influência das variáveis abióticas sobre a *CPUE*

Dividimos o ano nas estações seca (abril a setembro) e chuvosa (outubro a março). Classificamos, com base nos quartis e na mediana, os valores do *OD*, temperatura e transparência da água e vazão turbinada em quatro classes, a saber: classe 1 (< 1º quartil), classe 2 (≥ 1º quartil e < mediana), classe 3 (≥ mediana e < 3º quartil) e classe 4 (≥ 3º quartil). Classificamos a precipitação (inclusive as acumuladas) e vazão vertida em duas classes (sem e com) porque a mediana dessas variáveis foi zero.

Determinamos a influência de todas as variáveis abióticas na *CPUE* do CF, VT, mandi, curimba, pia e dourado usando o tamanho do efeito (TE) para medidas repetidas. Calculamos o TE pelo eta ao quadrado generalizado (Olejnik & Algina 2003; Bakeman 2005). Fizemos dessa forma porque amostras sucessivas num mesmo local, como foi nosso estudo, são correlacionadas e se tratadas como réplicas conduziriam à pseudorrepliação (Hurlbert 1984) e maiores chances de se cometer o erro do tipo I (i.e., achar diferenças quando elas não existem). O uso do eta ao quadrado generalizado neutraliza a correlação entre as amostras (Olejnik & Algina 2003), anulando o aumento de chances de ocorrência do erro tipo I. Para as variáveis com os maiores TEs, fizemos gráficos de *box-plot* com exclusão de *outliers* e extremos como definidos pelo Statistica 7. Para as análises estatísticas, utilizamos os softwares Statistica 7.0 e SAS.

2.4 Fator de condição

Para o mandi, curimba, pia e dourado, calculamos o fator de condição de Fulton (*K*) pela fórmula $K = PC.CP^3.10^6$. Usamos o Kruskal-Wallis para testar diferenças no *K* entre as estações seca e chuvosa.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos 198 dias de amostragens, capturamos 21.248 indivíduos de 3 ordens, 10 famílias e, pelo menos, 39 espécies. O mandi foi a espécie mais capturada (35,4%; *CPUE* média = 0,93 peixes/tarrafada), seguido pelo dourado (20,1%; 0,55 peixes/tarrafada), pioa (16,5%; 0,40 peixes/tarrafada) e curimba (15,3%; 0,55 peixes/tarrafada) (Figura 1). As maiores *CPUEs* foram de 32,3 peixes/tarrafada no CF e 21,3 peixes/tarrafada no VT. Entre as espécies, as maiores *CPUEs* foram de dourado (9,96 peixes/tarrafada) e mandi (9,13 peixes/tarrafada). Os menores valores dessas *CPUEs* foram sempre iguais a zero. A temperatura da água variou de 20,1 a 31,4 °C, o *OD* de 1,6 a 9,1 mg/L e a transparência da água de 0,2 a 4,5 m. As menores vazões turbinada e vertida foram de 266 e 0 m³/s, enquanto que as maiores, de 1.081 e 2.604 m³/s. A precipitação variou de 0 a 75 mm.

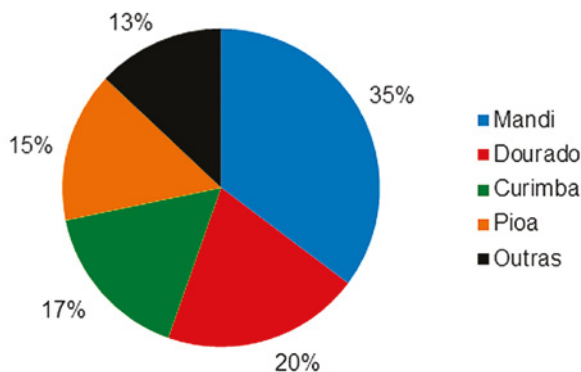


FIGURA 1 – Porcentagem do número de indivíduos capturados por espécie no rio São Francisco, imediatamente a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias de 2007 a 2012.

3.1 Influência das variáveis abióticas sobre a *CPUE*

Todos os TEs foram menores que 0,10 (Tabela 1). Como o TE determinado pelo eta ao quadrado generalizado varia de 0 a 1 (Olejnik & Algina 2003; Bakeman 2005), os TEs obtidos no presente estudo foram baixos. Dessa forma, as variáveis abióticas pouco influenciaram a *CPUE*. O maior TE (= 0,09) foi da estação do ano

na CPUE do mandi. O OD e a transparência da água foram as variáveis abióticas com os TEs mais elevados ($\geq 0,05$) para o maior número de grupos. Os maiores TEs da estação do ano, OD e transparência da água ocorreram porque valores mais elevados de CPUE foram observados em determinadas classes da variável abiótica. Assim, maiores CPUEs do mandi ocorreram na estação chuvosa (Figura 2), maiores CPUEs do CF, VT, curimba e pioa ocorreram nas classes de menor OD (Figura 3), e maiores CPUEs do CF, da pioa e do dourado ocorreram nas classes de menor transparência da água (Figura 4). A pluviosidade no dia da amostragem, as pluviosidades acumuladas e as vazões turbinada e vertida influenciaram ainda menos as CPUEs ($TE \leq 0,04$).

TABELA 1 – Tamanho do efeito das variáveis abióticas na CPUE do canal de fuga (CF), vertedouro (VT), do mandi, do curimba, da pioa e do dourado. Em destaque, o tamanho de efeito $\geq 0,05$. Pluviosidade (do dia da amostragem), pluviosidade 2 (acumulada até o 2º dia antes da amostragem), pluviosidade 3 (acumulada até o 3º dia antes da amostragem) e pluviosidade 5 (acumulada até o 5º dia antes da amostragem).

Variável abiótica	CF	VT	Mandi	Curimba	Pioa	Dourado
Estação do ano	0,01	0,02	0,09	0,00	0,00	0,03
Pluviosidade	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03
Pluviosidade 2	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01	0,04
Pluviosidade 3	0,02	0,01	0,03	0,00	0,01	0,03
Pluviosidade 5	0,02	0,02	0,02	0,00	0,01	0,03
Oxigênio dissolvido	0,06	0,06	0,01	0,06	0,07	0,04
Temperatura	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,06
Transparência	0,07	0,04	0,02	0,03	0,05	0,05
Vazão turbinada	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01
Vazão vertida	0,01	0,01	0,02	0,00	0,01	0,04

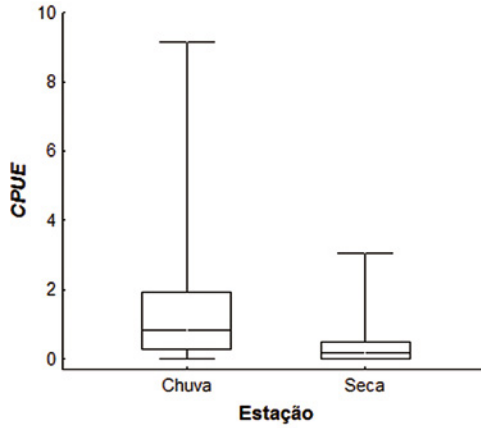


FIGURA 2 – Box-plot da CPUE de mandi nas estações de chuva e seca imediatamente a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias.

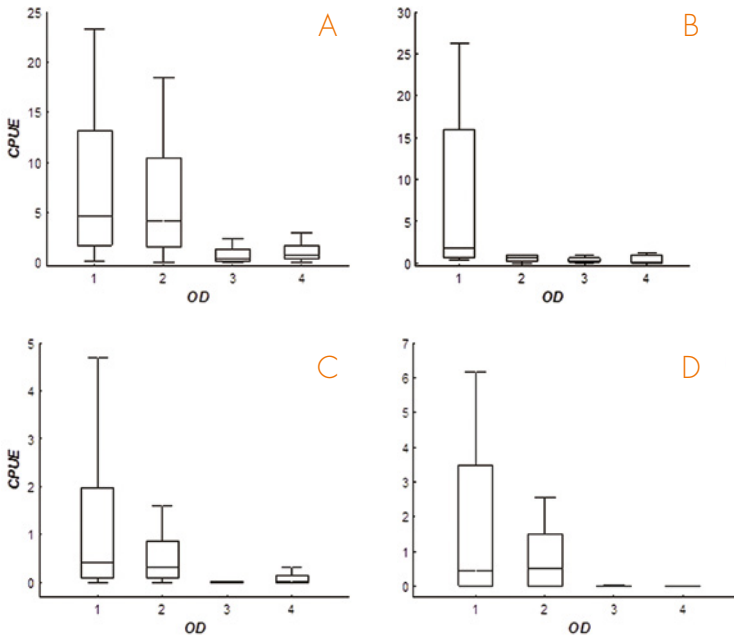


FIGURA 3 – Box-plot da CPUE no canal de fuga (A), no vertedouro (B), de curimba (C) e pioia (D) por classes de oxigênio dissolvido (OD) imediatamente a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias.

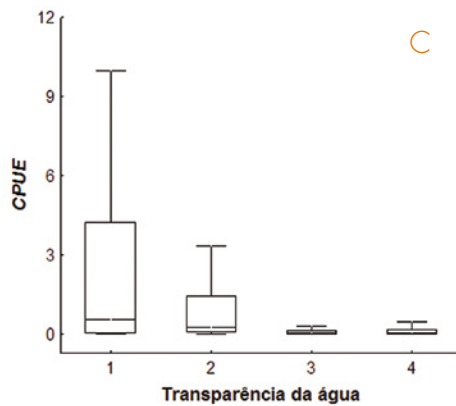
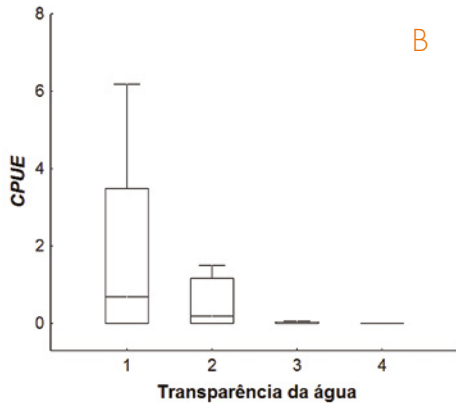
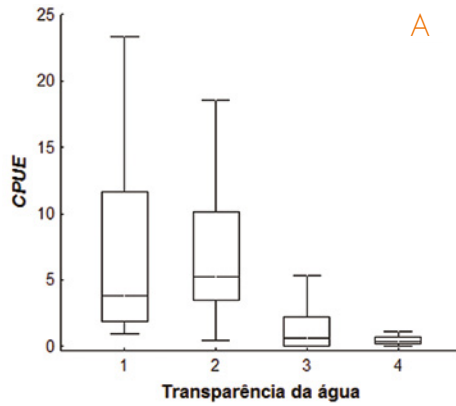


FIGURA 4 – Box-plot da CPUE no canal de fuga (A), da pioia (B) e do dourado (C) por classes de transparência da água imediatamente a jusante da usina hidrelétrica de Três Marias.

A ocorrência de maiores CPUEs do CF, VT, curimba e pioa associadas aos menores OD não deve estar diretamente relacionada à limnologia da água do canal de fuga da UHTM, mas à arribação, que é a migração de dispersão de jovens peixes migradores do rio São Francisco. O reservatório da UHTM apresenta, na maior parte do ano, estratificação térmica e baixos valores de OD no hipolímnio (Esteves *et al.* 1985), onde estão localizadas as tomadas d'água das turbinas. A desestratificação térmica ocorre somente no inverno. Consequentemente, valores mais baixos do OD no canal de fuga da UHTM ocorrem na primeira metade do ano, antes da desestratificação do reservatório, e os mais elevados no segundo semestre, após a desestratificação (Figura 5). Pico na abundância de curimba e pioa imediatamente a jusante da UHTM durante a arribação ocorreu no primeiro semestre de 2012 (Capítulo 12), quando o OD no canal de fuga era baixo.

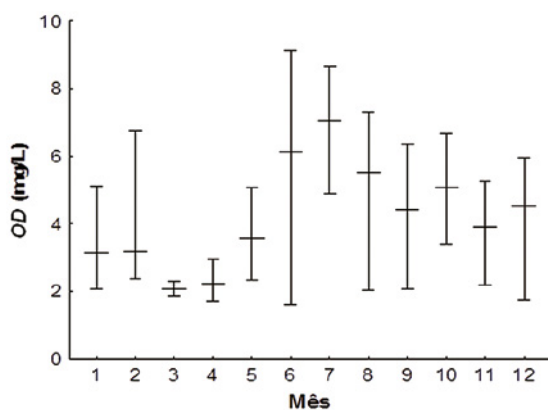


FIGURA 5 – Média mensal e amplitude da concentração de OD no canal de fuga da usina hidrelétrica de Três Marias entre 2009 e 2012.

Maiores CPUEs do CF, da pioa e do dourado ocorreram em períodos de menor transparência da água. A transparência da água do canal de fuga da UHTM diminuiu a partir de novembro, com início da estação chuvosa, e os menores valores ocorreram nos primeiros cinco meses do ano (Figura 6). A exemplo do ocorrido com o OD, a relação da CPUE com a transparência da água é explicada pela aglomeração de pios e dourados da arribação ao sopé da UHTM no primeiro semestre de 2012, quando a transparência da água era menor.

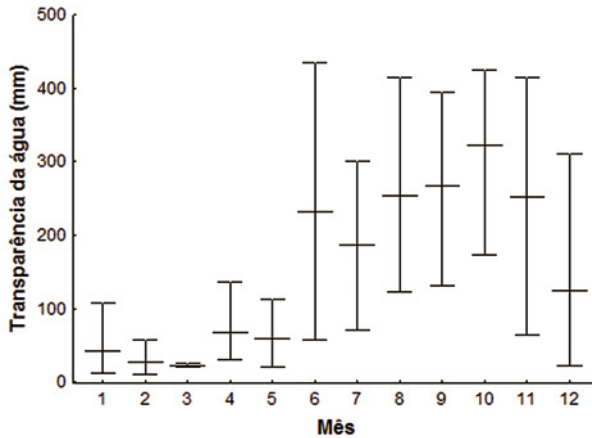


FIGURA 6 – Média mensal e amplitude da transparência da água no canal de fuga da usina hidrelétrica de Três Marias entre 2009 e 2012.

As maiores CPUEs do mandi ocorreram na estação chuvosa (Figura 2). Picos de capturas do mandi ocorrem, predominantemente, na estação chuvosa (Capítulo 12). Recomendamos, por isso, que manobras com risco de morte de peixes (*e.g.*, drenagem de unidade geradora) sejam realizadas no período seco, quando o mandi, que é o peixe mais afetado nessas manobras (Andrade *et al.* 2012; Capítulo 3), é menos abundante ao sopé da usina. De 2007 a 2012, amostramos durante a realização de aproximadamente 80 manobras na UHTM com risco de morte de peixes, das quais 65% ocorreram no período chuvoso.

Continuar as amostragens da CPUE e dos fatores abióticos ao sopé da UHTM é fundamental para que fenômenos cíclicos e ocasionais sejam monitorados e avaliados. O conhecimento gerado proporcionará segurança e confiabilidade à operação e manutenção da UHTM, inclusive para atender ao Termo de Ajustamento de Conduta do Ministério Público de Minas Gerais, relativo às manobras da UHTM com risco de morte de peixes.

3.2 Fator de condição

O K da piaoa, do dourado e do mandi, mas não o do curimba, foi significativamente diferente entre as estações chuvosa e seca (Figura 7). Na estação chuvosa, ele foi ligeiramente menor do que na estação seca. Para indivíduos de mesmo tamanho, aquele com maior peso terá K maior. O K pode refletir a condição nutricional, quantidade de gordura ou maturação gonadal (Lima-Junior & Goitein 2006). Variações temporais do K podem estar relacionadas à alimentação e reprodução (Lima-Junior *et al.* 2002). Longas migrações podem esgotar as reservas energéticas dos peixes (Lucas & Baras 2001) e, conseqüentemente, reduzir o K . As diferenças estacionais do K das pioas e dos dourados ao sopé da UHTM podem estar relacionadas à migração e alimentação. Os menores K s da estação chuvosa devem ser conseqüência do gasto energético desses peixes na arribação. Por outro lado, o K ligeiramente maior na estação seca sugere recuperação da condição pela alimentação.

Os maiores valores de K do mandi na estação seca podem refletir acúmulo de energia para ser usado no período chuvoso. A maioria dos mandis ao sopé da UHTM é adulta (Capítulo 12). Sua reprodução, que se passa na estação chuvosa, deve ocorrer algumas dezenas de quilômetros a jusante, já que o rio São Francisco só apresenta condições à desova do mandi após a foz do rio Abaeté, distante 34 km da UHTM (Oliveira Junior 2002). Os mandis possivelmente acumulam energia na estação seca para gastar com o deslocamento e a desova.

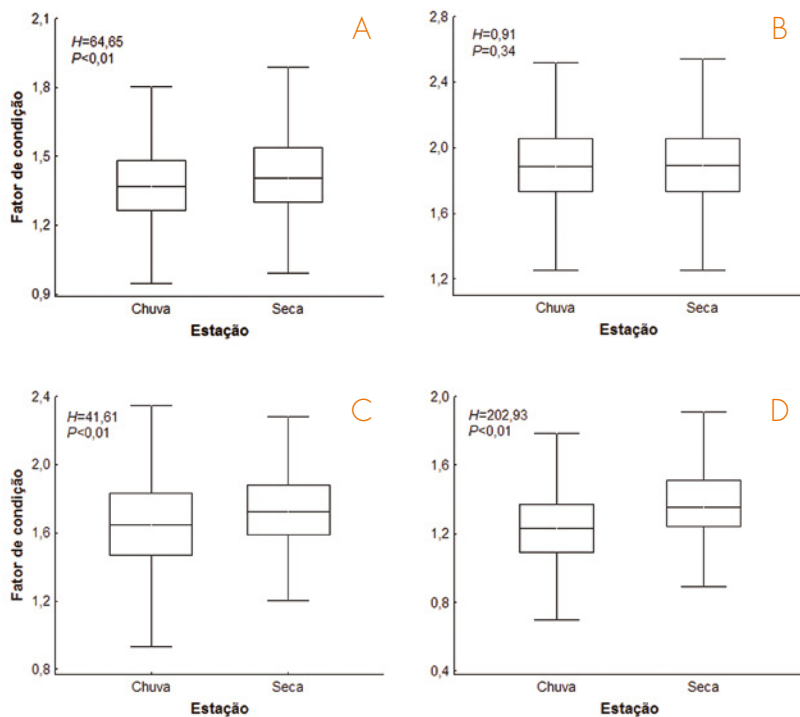


FIGURA 7 – Box-plot do fator de condição de Fulton do mandi (A), curimba (B), pioa (C) e dourado (D) nas estações chuvosa e seca.

4 – CONCLUSÃO

Diferentes espécies de peixes respondem a estímulos abióticos de formas diversas. O OD, a temperatura e a transparência da água podem atuar individualmente ou em conjunto sobre os peixes para influenciar no seu comportamento migratório e até na sua interação com o ambiente. Em ambientes diretamente influenciados por hidrelétricas, como o estudado por nós, conhecer como os peixes se interagem com as condições locais é o primeiro passo para viabilizar ações e procedimentos da operação e manutenção de usinas que menos impacto geram para a ictiofauna. Reduzir o risco de morte de peixes a jusante de hidrelétricas é

um desafio para todas as empresas de energia. Dados, como os que apresentamos neste trabalho, costumam dar respostas mais diretas e ser melhor interpretados dentro do contexto das hidrelétricas.

5 – AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer aos biólogos Rafael G. Tolomelli, pelo apoio na coleta dos dados; Alexandre Peressim, pelas sugestões ao manuscrito; Raoni R. Rodrigues, pelo empenho e apoio na revisão do trabalho; aos engenheiros Renato Constâncio e Gláucia Machado, pelo apoio ao projeto; aos pescadores Waldir A. dos Santos, Walmir A. dos Santos e Pedro J. Gonçalves e a todos os funcionários da UHTM que contribuíram para a realização deste trabalho.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Pelicice F.M. (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 723-730.

ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) 2008. *Atlas de energia elétrica do Brasil*. ANEEL, Brasília, 236 pp.

Bakeman R. (2005) Recommended effect size statistics for repeated measures designs. *Behavior research methods* **37** (3), 379-384.

Buisson L., Blanc L. & Grenouillet G. (2007) Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of freshwater fish* **17** (2), 244-257.

Dei Tos C., Barbieri G., Agostinho A.A., Gomes L.C. & Suzuki H.I. (2002) Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium* **26**, 275-282.

Esteves F.A., Amorim J.C., Cardos, E.L. & Barbosa F.A.R. (1985) Caracterização limnológica preliminar da Represa de Três Marias (MG) com base em alguns parâmetros ambientais básicos. *Ciência e Cultura* **37** (4), 608-617.

Godinho A.L. & Kynard B. (2006) Migration and spawning of radio-tagged zulega (*Prochilodus argenteus*, Prochilodontidae) in a dammed Brazilian River. *Transactions of the American Fisheries Society* **135**, 811-824.

Godinho A.L., Kynard B. & Godinho H.P. (2007) Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco River, Brazil. *Environmental Biology of Fishes* **80**, 421-433.

Godinho H.P. & Godinho A.L. (orgs) (2003) Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, 468 pp.

Hurlbert, S.H. (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* **54** (2), 187-211.

Kaufmann V. & Pinheiro A. (2009) Relationship between ichthyofaunal diversity and hydrodynamic factors in a stream of Uruguay river basin. *Biota Neotropica* **9** (1), 47-53.

Lima-Júnior S.E., Cardone I.B. & Goitein R. (2002) Determination of a method for calculation of Allometric Condition Factor of fish. *Acta Scientiarum* **24**, 397-400.

Lima-Júnior S.E. & Goitein R. (2006) Condition factor and gonadal cycle of females of *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) in Piracicaba River (SP, Brazil). *Boletim do Instituto de Pesca* **32**, 87-94.

Lucas M.C. & Baras E. (2001) *Migration of Freshwater Fishes*. London: Blackwell Science, 420 pp.

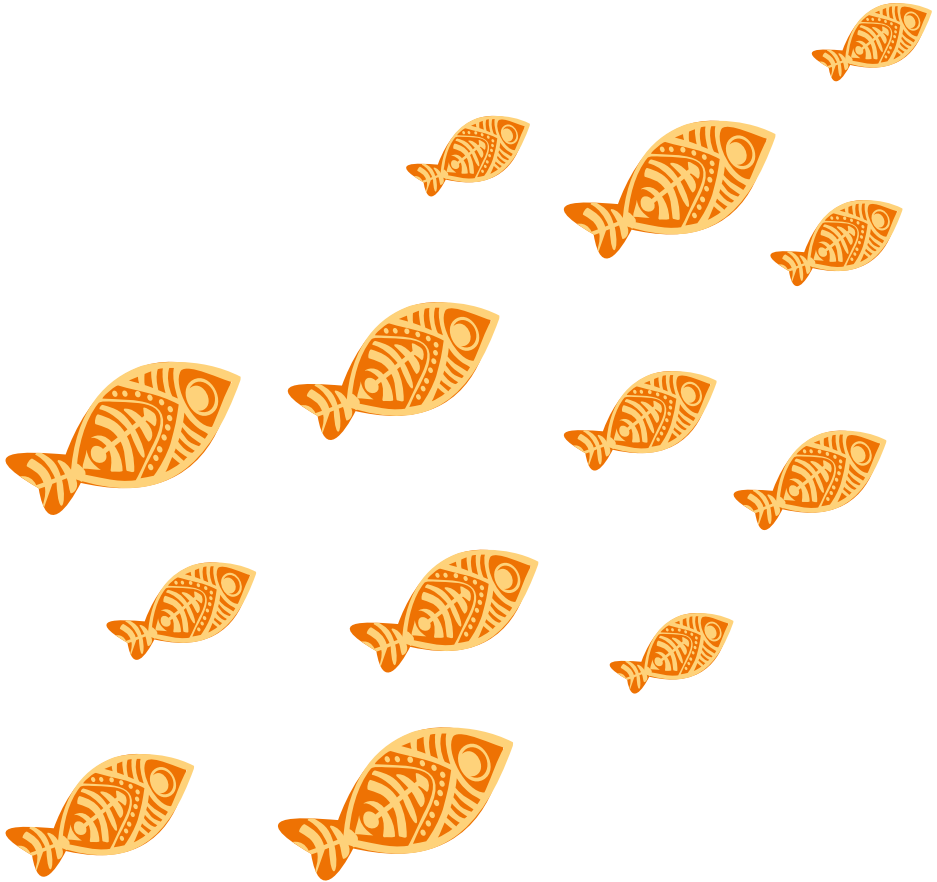
Marchetti M.P. & Moyle P.B. (2001) Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological application* **2**, 530539.

Nunes D.M.F., Magalhães A.L.B., Weber A.A., Gomes R.Z., Normando F.T., Santiago K.B., Rizzo E, & Bazzoli N. (2015). Influence of a large dam and importance of an undammed tributary on the reproductive ecology of the threatened fish matrinxã *Brycon orthotaenia* Günther, 1864 (Characiformes: Bryconidae) in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **13** (2), 317-324.

Olejnik S. & Algina J. (2003) Generalized eta and omega squared statistics: measures of effect size for some common research designs. *Psychological methods* **8**(4), 434-447.

Oliveira Junior R.L. (2002) *Análise comparativa da reprodução do mandi-amarelo Pimelodus maculatus Lacépède, 1803 (Pisces, Pimelodidae), em dois trechos do rio São Francisco, MG*. Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 43 pp.

Sato Y., Bazzoli N., Rizzo E., Boschi M.B. & Miranda M.O.T. (2005) Influence of the Abaeté River on the reproductive success of the neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from the Três Marias Dam, southeastern Brazil. *River Research and Applications* **21** (8), 939-950.



SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 11

INFLUÊNCIA DAS VAZÕES DA USINA HIDRELÉTRICA DE TRÊS MARIAS EM DIFERENTES ESCALAS TEMPORAIS NA CAPTURA DE MANDIS NO CANAL DE FUGA

FRANCISCO DE ANDRADE, IVO GAVIÃO PRADO,
RAONI ROSA RODRIGUES & ALEXANDRE LIMA GODINHO

Andrade F., Prado I.G., Rodrigues R.R., Godinho A.L. (2016). Influência das vazões da usina hidrelétrica de Três Marias em diferentes escalas temporais na captura de mandis no canal de fuga. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 247-258 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

Mortes de peixes causadas pela operação e manutenção de usinas hidrelétricas ocorrem há décadas no Brasil, mas apenas recentemente os processos envolvidos nessas mortes estão sendo estudados para evitá-las. Os estudos para o licenciamento ambiental de pequenas centrais hidrelétricas em Minas Gerais relatam a ocorrência de morte de peixes por partidas de unidades geradoras (UG), mas nenhuma medida mitigatória para esse tipo de impacto foi proposta (Silve & Pompeu 2008).

Há pouco menos de uma década o conhecimento relacionado ao assunto era incipiente (Agostinho *et al.* 2007). Um dos primeiros estudos foi publicado alguns anos mais tarde. Ele relacionou a biomassa de peixes resgatados na drenagem da UG com a captura de peixes no canal de fuga e a vazão turbinada antes da drenagem (Andrade *et al.* 2012). Nesse mesmo estudo, foram também avaliadas algumas medidas de proteção aos peixes, utilizadas por usinas hidrelétricas, antes de paradas e partidas ou drenagens de UG.

Em estudos dessa natureza, tem se utilizado a captura por unidade de esforço (*CPUE*) dos peixes no canal de fuga de usinas e a interpretação de seu valor no contexto da realização de uma manobra. Com a *CPUE*, é possível avaliar se a abundância de peixes é alta no momento da manobra, e, conseqüentemente, o risco da morte de peixes. Séries temporais da *CPUE* permitem avaliar como ela varia em diferentes condições ambientais e operativas, na busca de padrões que indiquem quando haverá maior ou menor abundância de peixes.

Neste trabalho, identificamos relações da *CPUE* do mandi (*Pimelodus maculatus*) no canal de fuga da usina hidrelétrica de Três Marias (UHTM) com as vazões turbinada, vertida e defluente em três escalas temporais (diária, mensal e semestral). Optamos por estudar as vazões porque elas exercem papel importante na orientação e migração dos peixes (Northcote 1984), são obtidas com facilidade e, até certo ponto, podem ser controladas pela usina. Estudamos o mandi por ser uma espécie abundante a jusante de hidrelétricas e por estar comumente envolvido em casos de mortandades relacionadas à operação e manutenção de hidrelétricas (Andrade *et al.* 2012).

2 – METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A UHTM está localizada no alto rio São Francisco, no município de Três Marias, Minas Gerais (S18°12'47.67" e W45°15'44.94"). Foi construída de 1957 a 1960 e entrou em operação em 1962, com objetivos de regularização da vazão do rio, navegação, controle de cheias, irrigação e produção de energia hidrelétrica. Seu barramento possui área aterrada de 2,7 km e altura máxima de 75 m. Na cota máxima, o reservatório tem área de inundação de 1.050 km² e volume de 21×10^9 m³ (Sampaio & López 2003). O reservatório é do tipo monomítico quente (Esteves *et al.* 1985). A potência instalada é de 396 MW, com seis turbinas do tipo Kaplan com vazão turbinada máxima de 900 m³/s. A vazão vertida máxima é de 8.700 m³/s (Cachapuz 2006). De 2005 a 2014, os meses de maior vertimento médio foram dezembro, janeiro e fevereiro com valores entre 179 e 527 m³/s.

Na região da usina, existem duas estações bem definidas (Sampaio & López 2003): chuvosa (entre outubro e março) e seca (entre abril e setembro). A pluviosidade média anual é de 1.200 a 1.300 mm e a temperatura média anual é de 21,9 °C (Esteves *et al.* 1985). O trimestre mais chuvoso (novembro, dezembro e janeiro) contribui com 55 a 60% do total anual precipitado. Já o trimestre mais seco, correspondente aos meses de junho, julho e agosto, contribui com menos de 5% da precipitação anual (ANA 2009).

2.2 Obtenção e análise de dados

Nossas amostragens seguiram a metodologia de Andrade *et al.* (2012). Assim, coletamos mandis com tarrafa no canal de fuga da UHTM entre maio de 2007 e setembro de 2014, exceto em outubro de 2007. Calculamos a captura por unidade de esforço por dia de coleta ($CPUE_d$). Determinamos, a partir dela, as medianas mensal ($CPUE_m$) e semestral ($CPUE_s$), como variáveis resposta (Tabela 1). Consideramos semestre o período de outubro a março e de abril a setembro de cada ano hidrológico.

A Cemig nos forneceu dados da média diária das vazões turbinada (Q_t), vertida (Q_v) e defluente (Q_d), a partir dos quais também obtivemos as medianas mensais

e semestrais. Utilizamos as medianas como medidas de tendência central dessas variáveis por elas não terem distribuição normal.

O universo das vazões analisadas compreendeu os 2.923 dias de 01/10/2006 a 30/09/2014 (Figura 1). Nesse período, foram 285 dias de amostragens em 88 meses e 15 semestres. O número de dias de amostragem por mês variou de 1 a 13 (média = 3,3).

Para determinar se as vazões nos dias amostrados compõem amostra representativa das vazões de todo o período, testamos a distribuição das frequências das vazões da amostra com o universo amostral pelo teste Kolmogorov-Smirnov para aderência.

Usamos o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testar, no nível de 5%, a correlação entre Q_b , Q_v e Q_d em cada escala temporal (*i.e.*, dia, mês e semestre). Testamos também a significância do r_s da $CPUE_d$, $CPUE_m$ e $CPUE_s$ com cada uma das vazões nas três escalas temporais. Fizemos esse teste no tempo anterior (correlação cruzada com atraso de uma unidade de tempo) e no tempo presente (sem atraso). Usamos a correlação cruzada porque alterações na composição da assembleia de peixes decorrentes de variações na vazão podem ocorrer posteriormente (Lamouroux *et al.* 2006). As análises foram feitas nos programas Statistica 7.0 da Statsoft e Past 3.0.

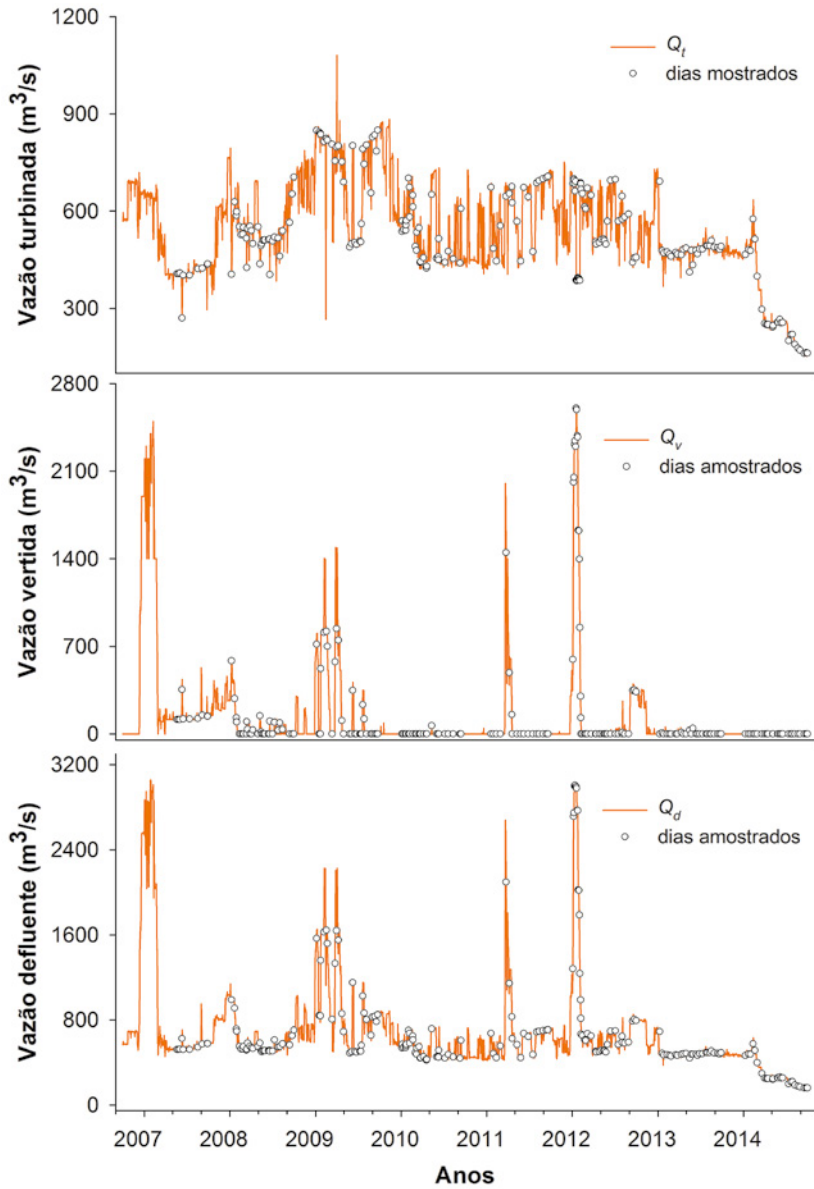


FIGURA 1 – Vazões turbinada (Q_t), vertida (Q_v) e defluente (Q_d) durante o período de estudo. Dias com amostragem estão indicados por \bigcirc .

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante todo o período analisado, Q_t variou de 152 a 1.081 m³/s (mediana = 512,5 m³/s), enquanto a Q_d , de 152 a 3.058 m³/s (mediana = 550,0 m³/s). Em 26,9% dos dias houve vertimento e Q_v variou de 0 a 2.604 m³/s (mediana = 0,0 m³/s). Nos dias amostrados, Q_t foi de 161 a 882 m³/s (mediana = 514,0 m³/s) e Q_d foi de 161 a 3.005 m³/s (mediana = 564,0 m³/s). Houve vertimento em 25,3% dos dias amostrados e Q_v variou de 0 a 2.604 m³/s (mediana = 0,0 m³/s). A $CPUE_d$ variou de 0,0 a 9,1 peixes/tarraçada (mediana = 0,17 peixe/tarraçada).

As vazões nos dias das coletas dos peixes compreenderam amostra representativa das vazões de todo o período analisado. As distribuições das frequências das vazões das amostras foram semelhantes às do universo amostral (Figura 2) e, por isso, não houve diferença significativa entre elas (teste de Kolmogorov-Smirnov; $P > 0,09$ para as três vazões). Era importante que não houvesse diferenças para que as amostras de $CPUE$ não fossem tendenciosas em relação às vazões.

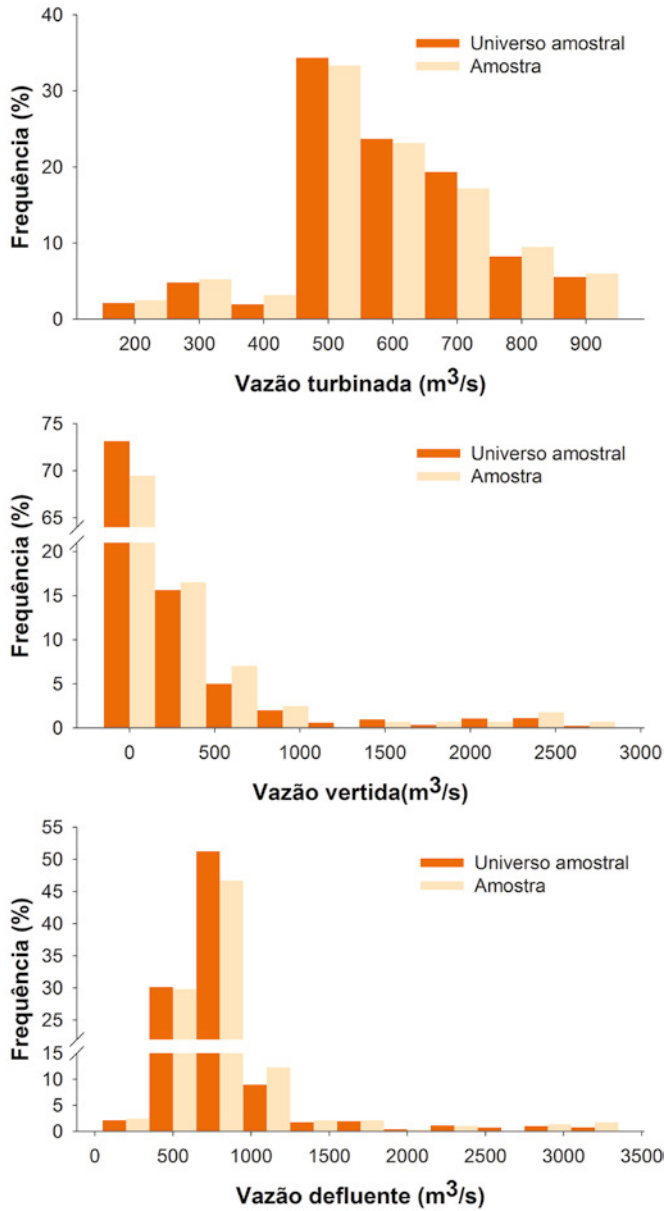


FIGURA 2 – Distribuição de frequências das vazões das amostras e do universo amostral.

Não houve correlação significativa entre Q_t e Q_v , em nenhuma escala temporal (Tabela 1). Já entre Q_t e Q_d , as correlações foram significativas e elevadas em todas as escalas temporais. Entre Q_v e Q_d , houve significância nas escalas diária e mensal. Q_d se correlacionou com Q_t e Q_v porque $Q_d = Q_t + Q_v$. Mesmo assim, as correlações mais fortes de Q_d foram com Q_t , porque Q_d e Q_t foram iguais em 73,1% dos dias. Na escala semestral, os valores de Q_d foram ainda mais próximos dos de Q_t , e, por isso, a correlação mais alta. As correlações de Q_v e Q_d foram menores do que as de Q_t e Q_v , em todas as escalas temporais (Tabela 1). Além disso, elas reduziram da escala diária para a semestral devido a muitas medianas de Q_v com valor zero.

TABELA 1 – Correlações entre as vazões em cada escala temporal. Correlações significativas ($P \leq 0,05$) em negrito.

ESCALA TEMPORAL	$Q_t \times Q_v$	$Q_t \times Q_d$	$Q_v \times Q_d$
Diária	0,02	0,81	0,50
Mensal	0,04	0,84	0,48
Semestral	-0,21	0,91	0,20

Na escala diária, a $CPUE_d$ correlacionou-se positivamente com todas as vazões tanto no tempo anterior quanto no tempo presente (Figura 3). Os valores mais baixos foram com Q_v e os maiores com Q_t . Na escala mensal, não houve correlação significativa entre $CPUE_m$ e Q_v , seja no tempo presente ou no tempo anterior. As maiores correlações foram com Q_t , mas foram ligeiramente superiores às com Q_d . Na escala semestral, também não houve correlação significativa entre $CPUE_s$ e Q_v . Tampouco elas ocorreram para qualquer vazão no tempo anterior. As maiores correlações foram de Q_t com Q_d .

Todas as vazões tiveram alguma relação positiva com a $CPUE$, seja no tempo anterior ou no tempo presente. Assim, quanto maior a vazão, maior foi a $CPUE$. A vazão determina o habitat físico, principalmente a profundidade e velocidade (Bunn & Arthington 2002). Maior vazão torna o habitat mais complexo e favorece o aumento da abundância (Bunn & Arthington 2002).

As correlações diferiram entre as vazões e entre as escalas temporais, ou seja, cada vazão teve sua importância diminuída ou aumentada dependendo da escala

temporal (Figura 3). Isso reforça a importância de a *CPUE* ser analisada em diferentes escalas de tempo. Apenas uma série temporal de dados pode proporcionar esse tipo de análise. Neste trabalho, usamos dados de sete anos, nos quais quase 10% dos dias foram amostrados. Tal esforço de amostragem jamais foi empregado em estudos de mortes de peixes no Brasil e é compatível com os estudos de longa duração realizados pelo Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (Seeliger 2002).

Somente nas escalas diária e mensal ocorreram correlações entre *CPUE* e vazões no tempo anterior, e nesses casos elas sempre apresentaram valores próximos aos do tempo presente. Esses resultados são importantes para o manejo operacional da UHTM visando à redução do risco de morte de peixes. Eles permitem certa capacidade de previsão da abundância de mandis no canal de fuga a partir da vazão do dia ou mês anteriores. Infelizmente, as maiores correlações com a *CPUE* ocorreram na escala semestral, mas no tempo presente, o que reduz a possibilidade preditiva.

A mediana semestral de Q_d é obtida a partir dos mais de 180 dias consecutivos que compõem cada semestre. Porém, se ela for medida ao longo do semestre, seus valores tendem a ser mais diferentes do valor final observado quanto menos dias tiverem se passado no semestre em questão. Ou seja, obtendo-se a mediana depois de decorridos 30 ou 150 dias de um semestre, esperamos que o valor em 150 dias esteja mais próximo do valor final observado para o semestre. Nos três semestres de maior Q_d mediana (aqueles em que a predição seria mais necessária), se passaram pelo menos 50 dias até que o valor se aproximasse do observado no final do semestre. Devido a esta limitação, não recomendamos o uso da mediana de Q_d semestral para a correlação com a *CPUE*.

Os nossos resultados sugerem que, quando da realização de manobras com risco de morte de peixes (*e.g.*, drenagem), a redução da Q_t no dia anterior à manobra reduzirá a abundância de peixes no canal de fuga no dia da manobra. A efetividade desse tipo de operação não é conhecida. Estudos são, então, necessários para verificar seus eventuais benefícios. Nos comissionamentos, quando paradas, partidas e, até mesmo, drenagens são feitas com frequência, pode-se considerar reduzir a Q_d no mês anterior e monitorar a *CPUE* do canal de fuga para verificar se ela também se reduz.

Das três vazões, Q_v é a menos útil para a programação de manobras com risco de morte de peixes devido a suas menores correlações com a $CPUE$, particularmente nas escalas mensal e semestral, cujo excesso de zeros pelo uso das medianas gerou correlações não significativas. Isso não necessariamente significa que Q_v não influencie na abundância de peixes no canal de fuga. Andrade *et al.* (2012), por exemplo, observaram aumento de peixes no canal de fuga decorrente do vertimento e não o recomendam em dias de manobras com risco aos peixes.

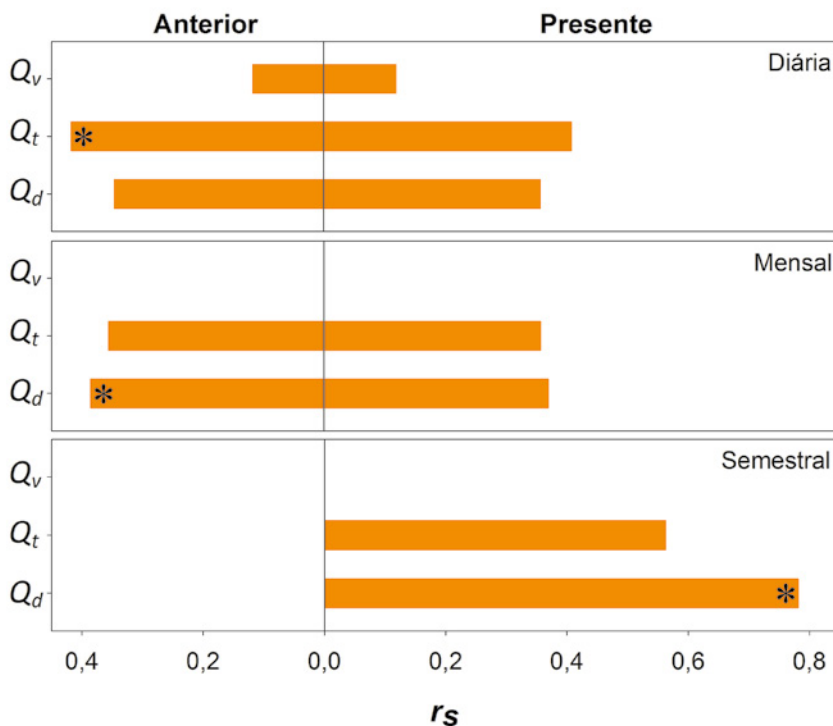


FIGURA 3 – Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) da $CPUE$ com as vazões vertida (Q_v), turbinada (Q_t) e defluente (Q_d) nas escalas temporais diária, mensal e semestral nos tempos anterior e presente. Somente r_s significativos estão apresentados. * Indica a vazão com maior r_s de cada escala temporal e aquela a ser considerada na programação de manobras com risco de morte de peixes.

4 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C., Pelicice F.M. (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

ANA – Agência Nacional de Águas (2009). *Água: edição comemorativa do ano 10 da Agência Nacional de Águas*. Brasília, 264 pp.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10**, 723-730.

Bunn S.E. & Arthington A.H. (2002) Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* **30** (4), 492-507.

Cachapuz P.B.B. (2006) *Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005*. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 304 pp.

Esteves F.A., Amorim J.C., Cardoso E.L. & Barbosa F.A.R. (1985) Caracterização limnológica preliminar da Represa de Três Marias (MG) com base em alguns parâmetros ambientais básicos. *Ciência e Cultura* **37** (4), 608-617.

Lamouroux N., Olivier J.M., Capra H., Zylberblat M., Chandesris A. & Roger P. (2006) Fish community changes after minimum flow increase: testing quantitative predictions in the Rhône River at Pierre-Bénite, France. *Freshwater Biology* **51**, 1730-1743.

Northcote T.G. (1984) Mechanisms of fish migration in rivers. In: J.D. McCleave, G.P. Arnold, J.J. Dodson & W.H. Neill (eds) *Mechanisms of migration in fishes*. New York: Springer, pp. 317-355.

Sampaio E.V. & López C.M. (2003) Limnologias física, química e biológica da represa de Três Marias e do São Francisco. In: H.P. Godinho & A.L. Godinho (eds) *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte: PUC Minas, pp. 71-92.

Seeliger U., Cordazzo C.V. & Barbosa F. (2002) *Os Sites e o programa Brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração*. Belo Horizonte: MCT/CNPq, 184 pp.

Silve E.M. & Pompeu P.S. (2008) Análise crítica dos estudos de ictiofauna para o licenciamento ambiental de 40 PCH no estado de Minas Gerais. *PCH Notícias* **9**, 22-26.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 12

A ARRIBAÇÃO NO ALTO-MÉDIO RIO SÃO FRANCISCO

IVO GAVIÃO PRADO, FRANCISCO DE ANDRADE,
RAFAEL COUTO ROSA SOUZA,
RAONI ROSA RODRIGUES, ÂNGELO BARBOSA
MONTEIRO & ALEXANDRE LIMA GODINHO

Prado, I.G.; Andrade, F.; Souza, R.C.R; Rodrigues, R.R.; Monteiro, A.B; Godinho, A.L. (2016) A arribação no alto-médio rio São Francisco. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 259-272 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

Após o desenvolvimento inicial nas várzeas e lagoas marginais, peixes jovens realizam migração de dispersão (Lucas & Barras 2001) em busca de locais para terminar seu desenvolvimento e encontrar alimento e proteção contra predadores (Pompeu & Godinho 2003). No rio São Francisco, essa migração é conhecida como “arribação” (Godinho & Kynard 2006, Loures & Pompeu 2012). No seu alto curso, ela tende a acontecer todos os anos (Godinho & Kynard 2006) durante e depois das cheias, quando as várzeas e suas lagoas se conectam com o rio. Os peixes da arribação se aglomeram imediatamente a jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias (UHTM). Poucos estudos tratam especificamente dessas aglomerações para identificar os padrões e processos envolvidos.

As aglomerações de peixes da arribação na UHTM podem ter intensidades variadas (Rodrigues 2009), podem ser de menor (AMeI) ou maior (AMaI) intensidade. A AMaI ocorre esporadicamente. Desde meados da década de 2000, ela ocorreu nos anos hidrológicos 2006/2007 (Rodrigues 2009) e 2011/2012 (obs. pes.).

Nos anos hidrológicos de AMaI, comparativamente aos anos hidrológicos de AMeI, o risco de morte de peixes aumenta significativamente durante a operação e manutenção da UHTM. Preparação e cautela nas operações e manobras que representam risco para os peixes são necessárias para evitar a mortalidade. Consequentemente, a avaliação dos fatores relacionados com a intensidade das aglomerações de peixes e com a possibilidade de sua predição é importante para a redução do risco de morte de peixes. Medidas preventivas, reprogramação das atividades da usina e aumento da cautela na realização de manobras são ações com maior possibilidade de sucesso quando tomadas com maior antecedência.

Neste estudo, amostramos as aglomerações de peixes imediatamente a jusante da UHTM ao longo de cinco anos hidrológicos para: (i) determinar a ocorrência de jovens das espécies dominantes; (ii) determinar a época de ocorrência da AMaI, (iii) comparar a dominância das espécies mais comuns entre os anos hidrológicos; (iv) comparar o fator de condição das espécies dominantes entre períodos de AMeI e AMaI; e (v) avaliar as características das cheias e suas relações com a AMaI.

O rio São Francisco a jusante da UHTM tem trecho de 1.090 km sem barramento, no qual deságuam os seus principais tributários. Várzeas desenvolvidas com abundantes lagoas marginais ocorrem a partir da foz do rio Paracatu, 243 km a jusante da UHTM (Godinho *et al.* 2007).

2 – METODOLOGIA

2.1 Coleta de peixes

Capturamos os peixes imediatamente a jusante da UHTM, trecho que engloba o canal de fuga, a área da fossa de erosão do vertedouro e os seus arredores até cerca de 500 m a jusante do barramento. Realizamos de 3 a 13 dias de amostragem por mês, de novembro de 2007 a setembro de 2012. Capturamos os peixes com tarrafa de malha de 5,5 cm entre nós opostos, fio 0,50 mm e 8 kg de chumbo, com o auxílio de um pescador embarcado, que lançou a tarrafa de 60 a 100 vezes por dia de amostragem. Identificamos os indivíduos capturados segundo Britski *et al.* (1984) e determinamos o comprimento padrão (CP) e peso corporal (PC) de todos eles. Em seguida, os liberamos no local de coleta.

2.2 Coleta dos dados abióticos

No dia da amostragem de peixes, determinamos a transparência da água com disco de Secchi e o oxigênio dissolvido (OD) e a temperatura da água com oxímetro digital. A Cemig forneceu dados da pluviosidade desses dias e a média diária de 2005 a 2012 das vazões turbinada (Q_t), vertida (Q_v) e defluente (Q_d) da UHTM e das vazões do rio São Francisco em Januária, distante 575 km a jusante da UHTM.

2.3 Análise de dados

Para cada dia de coleta, calculamos a $CPUE$ pela fórmula $CPUE = P.T^{-1}$, onde P = número de peixes capturados e T = número de tarrafadas. Calculamos a $CPUE$ independente das espécies ($CPUE_i$) e separadamente para cada uma das quatro espécies dominantes nas capturas ($CPUE_e$). Para essas mesmas espécies, calculamos o fator de condição de Fulton (K) com a fórmula $K = PC.CP^{-3}.10^5$. As espécies do-

minantes foram o mandi (*Pimelodus maculatus*), curimba (*Prochilodus argenteus*), pioa (*Prochilodus costatus*) e dourado (*Salminus franciscanus*).

Definimos como AMaI os meses de maior quantidade de peixes juvenis de pelo menos uma das espécies dominantes na aglomeração no trecho imediatamente a jusante da UHTM. Assim, o AMaI aconteceu quando a $CPUE_e$ de uma dessas espécies foi ≥ 3 peixes/tarrafada e seus juvenis representaram 70% ou mais do número de indivíduos capturados. Definimos a aglomeração de menor intensidade (AMeI) como o período com aumento na densidade de peixes jovens imediatamente a jusante da UHTM, mas com $CPUE_e < 3$ peixes/tarrafada. Consideramos como juvenis mandis menores que 160 mm, curimbas menores que 250 mm, pioas menores que 240 mm e dourados menores que 360 mm de comprimento padrão. Usamos o tamanho de maturação sexual estimado para mandi em Dei Tos (2002) e, para as demais espécies, os estimados por Bazzoli (2003).

Testamos diferenças do K entre períodos de AMaI e AMeI com o teste de Wilcoxon devido à distribuição não normal dessa variável. Utilizamos o Statistica 7.0 (StatSoft, 2009) nas análises estatísticas e adotamos o nível de significância (α) de 0,05.

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ocorrência de jovens

Entre todos os peixes amostrados, 75,6% dos mandis eram maiores que o tamanho de primeira maturação, enquanto que a maior parte dos curimbas (68,1%), das pioas (89,2%) e dos dourados (99,3) era menor que esse tamanho (Figura 1).

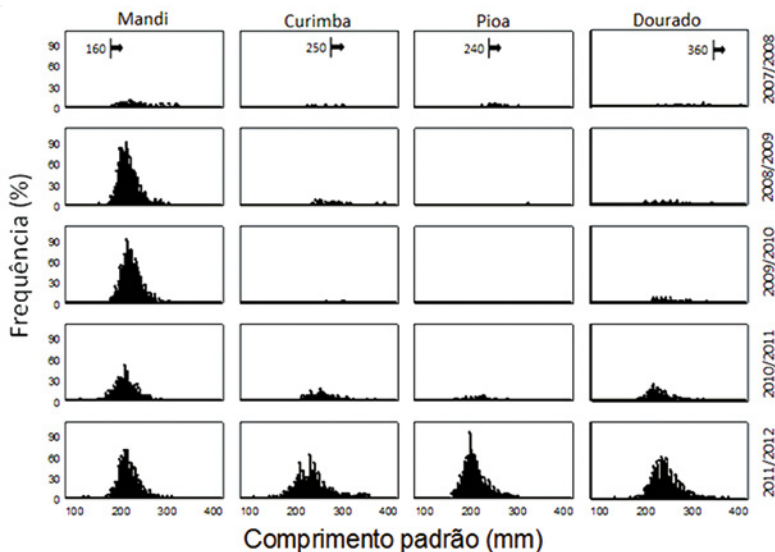


FIGURA 1 – Distribuição de frequência do comprimento padrão das espécies dominantes nas aglomerações de peixes a jusante da Usina Hidrelétrica Três Marias por ano hidrológico. A seta e os valores nos painéis de 2007/2008 indicam o tamanho de maturação sexual (em mm).

3.2 Época de ocorrência da AMaI

Ao longo do período de estudo, os menores valores da $CPUE_e$ das quatro espécies dominantes foram zero. Os maiores valores da $CPUE_e$ foram 9,1 para mandi, 14,4 para curimba, 11,0 para pioa e 10,0 para dourado. A $CPUE_e$ do mandi foi, na maioria das coletas, maior que zero e picos da média mensal de sua $CPUE_e$ ocorreram em todos os anos hidrológicos amostrados (Figura 2). Em alguns desses picos, a $CPUE_e$ foi > 3 peixes/tarrafada, mas mandis adultos eram mais de 96% dos peixes amostrados. Diferentemente do mandi, a $CPUE_e$ das outras três foi frequentemente zero ou próxima de zero, e com menor número de picos. Os maiores picos da média mensal da $CPUE_e$ dessas três espécies ocorreram no primeiro semestre de 2012. Neles, a média mensal da $CPUE_e$ foi ≥ 3 peixes/tarrafada e peixes jovens eram mais de 86% dos peixes capturados. Classificamos os períodos de ocorrência desses picos de AMaI. A AMaI do curimba e da pioa, que foi dupla, ocorreu em março e abril de 2012. A do dourado, em janeiro de 2012, foi solo. A AMaI estudada por Rodrigues (2009) foi tripla (curimba, pioa e dourado) e ocorreu de abril a julho.

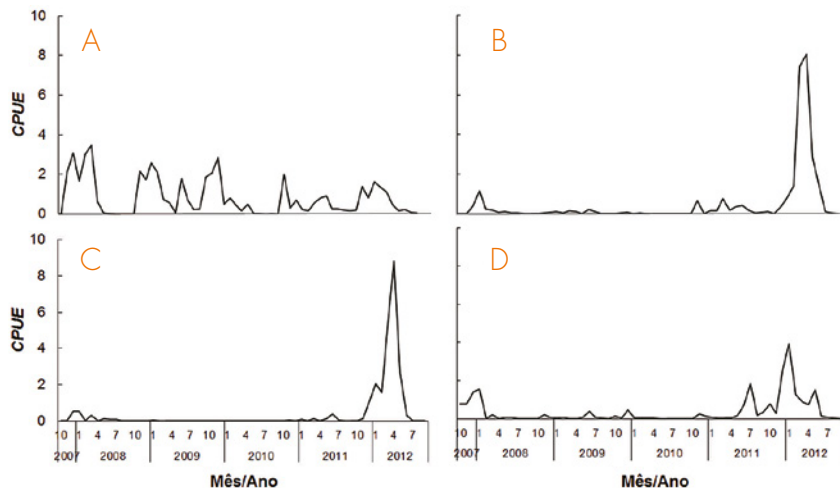


FIGURA 2 – Média mensal da captura por unidade de esforço (CPUE) do mandi (A), curimba (B), piaoa (C) e dourado (D) imediatamente a jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias de outubro de 2007 a setembro de 2012.

3.3 Dominância

O mandi foi a espécie dominante nas capturas em todos os anos hidrológicos, exceto em 2011/2012, quando da AMAI das três espécies (Figura 3). Nesse ano hidrológico, a piaoa foi a mais capturada, seguida do dourado, curimba e mandi. Houve menor dominância de espécies no ano hidrológico da AMAI comparativamente aos demais anos hidrológicos. Godinho & Kynard (2009) sugeriram que aglomerações de curimbas jovens provenientes da arribação ocorrem todos os anos imediatamente a jusante da UHTM. Nossos dados confirmaram a ocorrência anual dessas aglomerações e mostraram ainda que a sua intensidade pode variar de maneira expressiva de ano para ano.

Mesmo sendo a espécie mais comum nas amostragens imediatamente a jusante da UHTM em quase todos os anos hidrológicos, as aglomerações do mandi parecem não ser consequência da arribação já que quase a totalidade dos indivíduos coletados eram maiores que o tamanho de maturação sexual (Figura 1). O mandi é conhecido por ser abundante próximo a hidrelétricas e por estar comumente envolvido em aprisionamentos e/ou resgate em unidades geradoras (Andrade *et al.* 2012). A condição de migrador ou sedentário não é bem definida para o mandi, que é tido como migrador de distâncias menores que 100 km, apesar de sua capa-

cidade para migrar até 1.000 km (Agostinho *et al.* 2003, Sato & Godinho 2003, Zaniboni Filho & Shulz 2003). Indivíduos dessa espécie precisam de curtos trechos lóticos para realizar seu ciclo de vida (Maia *et al.* 2007).

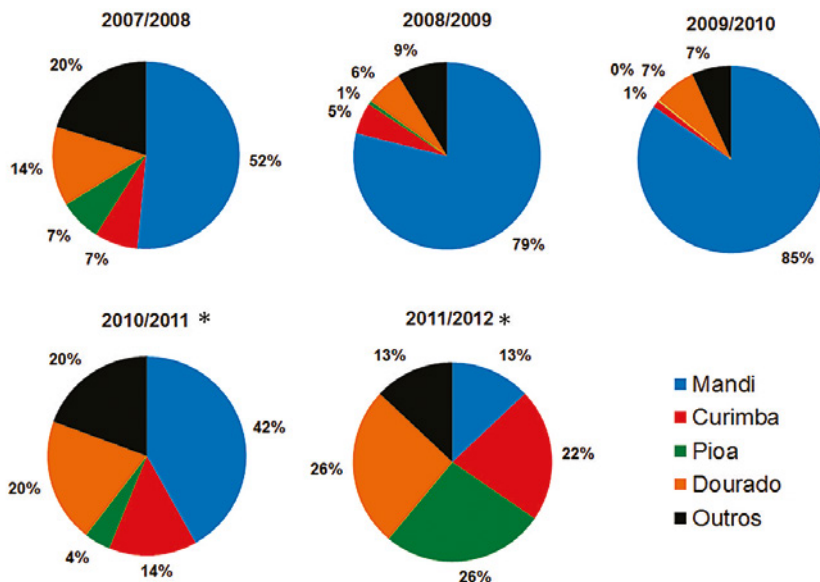


FIGURA 3 – Frequência relativa das espécies mais capturadas nas aglomerações de peixes imediatamente a jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias por ano hidrológico. * O ano hidrológico de ocorrência da aglomeração de maior intensidade.

A utilização de tarrafa como petrecho de coleta possibilita a realização de amostragem dispersa, ágil e com resultados imediatos, além de possibilitar a soltura dos indivíduos capturados em excelentes condições físicas. No entanto, ela é seletiva. Durante a AMAI, a captura de elevadas quantidades de peixes numa mesma tarrafada dificulta/impede que a tarrafa chegue até o fundo. Nessa situação, as espécies que nadam mais próximas à superfície da coluna d’água, como curimbas, pioas e dourados, têm mais chances de serem capturadas do que aquelas que estão mais próximas do fundo, como o mandi (Rodrigues 2009). Assim, curimbas, pioas e dourados foram, possivelmente, amostrados mais adequadamente durante a AMAI, enquanto que o mandi pode ter sido subamostrado.

3.4 Fator de condição

Diferenças significativas do K entre meses de AMeI e AMaI só ocorreram para a pioa, apesar da grande sobreposição nos seus valores (Figura 4). Dessa forma, a maior densidade de peixes durante a AMaI parece não afetar de forma marcante a condição dos peixes.

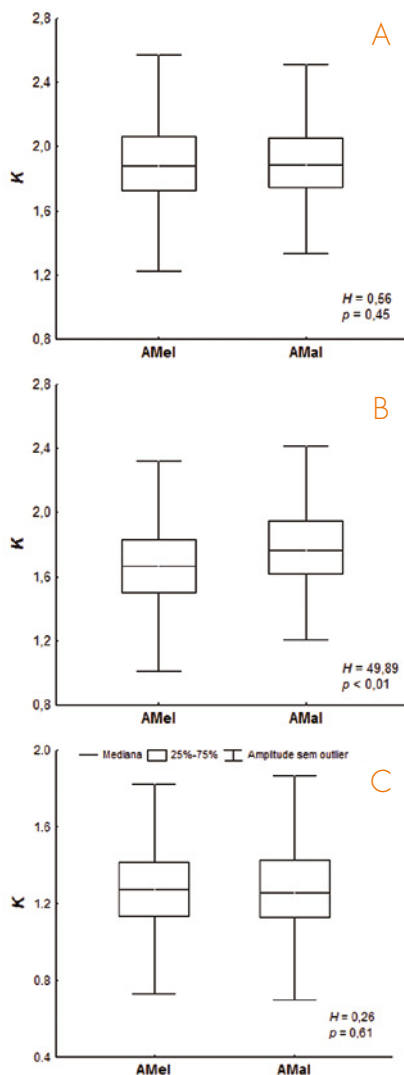


FIGURA 4 – Box-plot do fator de condição de Fulton (K) de curimba (A), pioa (B) e dourado (C) imediatamente a jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias nos meses de menor (AMeI) e maior (AMaI) intensidade das aglomerações (H : estatística do Kruskal-Wallis).

3.5 Cheias e AMaI

Para a ocorrência da AMaI, são necessários dois anos hidrológicos consecutivos de cheias de maior intensidade. A AMeI parece ser a condição mais frequente imediatamente a jusante da UHTM. Ela é desfeita, no entanto, quando dois anos hidrológicos com cheias de maior intensidade ocorrem em sequência. Assim, precedendo a AMaI tripla de 2006/2007, a Q_d atingiu 1.722 m³/s em 2005/2006 e 3.050 m³/s em 2006/2007. Para as AMaIs solo e dupla de 2011/2012, a Q_d alcançou 2.674 m³/s em 2010/2011 e 3.000 m³/s em 2011/2012 (Figura 5). A primeira cheia possibilita aos peixes nas fases iniciais de vida alcançar seus berçários nas várzeas e lagoas marginais. A segunda cheia, no ano hidrológico seguinte, permite que eles abandonem os berçários e retornem ao rio principal. Godinho *et al.* (2007) sugeriram que duas cheias consecutivas talvez fossem necessárias para a restauração da pesca no rio São Francisco via cheias artificiais, mas dados foram necessários para determinar quando a segunda cheia deveria ser feita. Nosso estudo mostrou que elas realmente são necessárias e que devem ocorrer em dois anos hidrológicos consecutivos.

Curimbas e pios da AMaI eram maiores que os jovens do ano cultivados em piscicultura (CODEVASF 2005, 2006, 2007). Além disso, os curimbas da AMaI também eram maiores que seus coespecíficos com menos de 1 ano de idade de lagoas marginais no rio das Velhas, próximo ao rio São Francisco (Alves & Pompeu 2007). Isso sugere que curimbas e pios da AMaI devem ter nascido no ano hidrológico anterior da AMaI, corroborando a hipótese da dependência de cheias em dois anos hidrológicos consecutivos para a ocorrência da AMaI dessas espécies.

A Q_d da UHTM parece ter sido decisiva para a ocorrência e a intensidade da AMaI tripla no ano hidrológico de 2006/2007. A conexão de lagoas marginais com o rio São Francisco demanda vazões elevadas e as vazões defluentes da UHTM, particularmente as vertidas, podem, e devem, ser utilizadas para que aquelas vazões sejam alcançadas. Pompeu e Godinho (2006) sugeriram que a vazão no rio São Francisco em Manga precisa atingir cerca de 5.000 m³/s (vazão de inundação) para que as lagoas marginais dessa região recebam água. Em Januária, separada de Manga por 100 km de rio com apenas tributários de baixa ordem, vazões acima da de inundação ocorreram em 29 dias no ano hidrológico anterior ao da AMaI

tripla. Em todos esses dias, exceto um, ela não teria atingindo a vazão de inundação sem a contribuição da Q_d . Já no ano hidrológico da AMAI tripla, as vazões em Januária foram superiores à vazão de inundação em 80 dias consecutivos. Sem a Q_d da UTHM, a vazão de inundação não teria sido atingida em 46 dias. Além de aumentar a duração da cheia, Q_d aumentou sua intensidade. No rio Paraná, a magnitude do recrutamento parece estar diretamente relacionada à duração e intensidade das cheias (Agostinho *et al.* 2004).

A Q_d da UHTM parece também ter sido decisiva para a ocorrência das AMAIs solo e dupla do ano hidrológico de 2011/2012. Nesse ano, as vazões em Januária foram acima da de inundação em 40 dias, 39 dos quais consecutivos. Durante esse período, a Q_d de UHTM atingiu os 3.000 m³/s, 87% dela originada do vertimento. Sem ela, o rio São Francisco teria atingindo a vazão de inundação em apenas 6 dias (Figura 6).

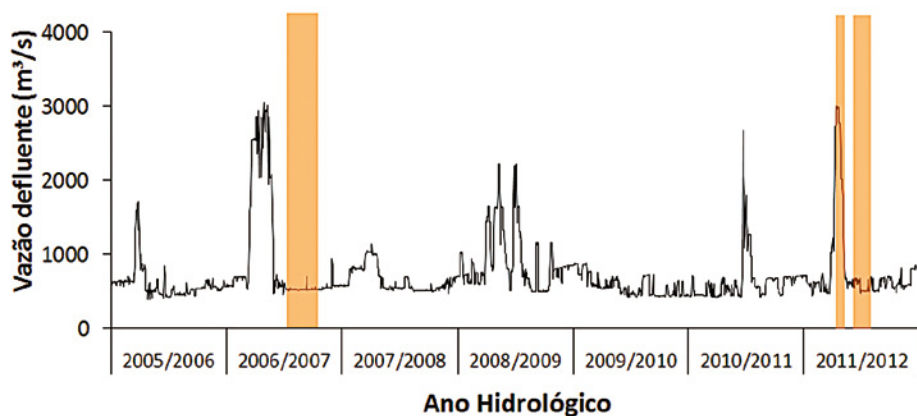


FIGURA 5 – Vazão defluente diária da Usina Hidrelétrica de Três Marias por ano hidrológico. As áreas destacadas em cinza representam os períodos de ocorrência de AMAI.

Para aumentar as chances dos ovos e larvas de peixes alcançarem seus berçários nas várzeas, Godinho *et al.* (2007) sugerem que o vertimento da UHTM seja sincronizado com as cheias dos principais afluentes do rio São Francisco a jusante. Embora o vertimento da UHTM ainda não tenha sido usado para esse fim, essa sincronia ocorreu no ano hidrológico de 2011/2012, quando o pico de Q_d se deu 6 dias antes do pico da vazão em Januária, possibilitando que a onda de cheia provo-

cada pela UHTM chegasse a Januária quando as vazões fossem as mais elevadas. Em outros anos, no entanto, os picos de Q_d ocorreram depois do pico de vazão em Januária ou até mesmo em época após o término do período reprodutivo, condições que não favorecem o recrutamento e, conseqüentemente, a formação da AMaI.

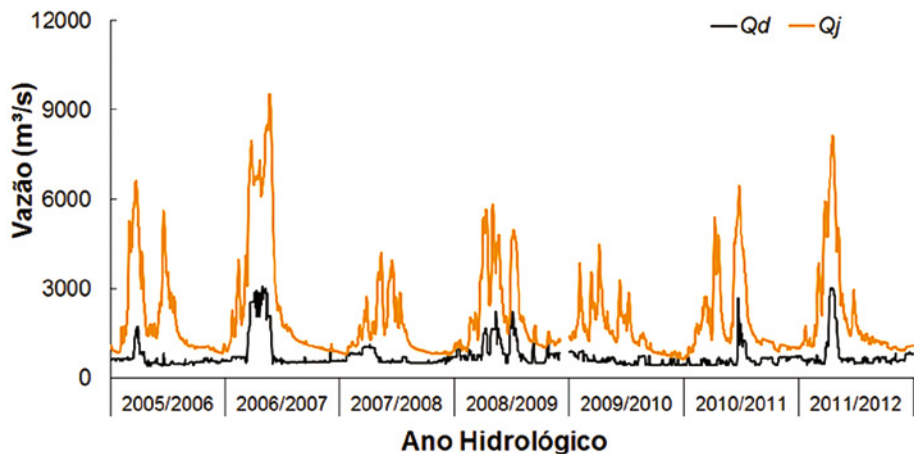


FIGURA 6 – Média diária da vazão defluente (Q_d) da Usina Hidrelétrica de Três Marias e da vazão no rio São Francisco em Januária (Q_j) entre os anos de 2005 e 2012.

O conhecimento prévio das condições que criam situações com maior risco de morte de peixes é uma ferramenta importante para a programação de atividades na UHTM, a fim de se minimizar a mortalidade. O presente estudo indicou as condições que criam a AMaI, situação que potencialmente mais peixes podem morrer, caso medidas de proteção na operação e manutenção da UHTM não sejam tomadas. Devido à importância da AMaI, mais informações a seu respeito necessitam ser obtidas para que ela seja melhor compreendida e melhores modelos preditivos sejam elaborados. Além disso, a necessidade de dois anos hidrológicos consecutivos com cheias de maior intensidade para a ocorrência da AMaI é fator determinante a ser considerado na realização de cheias artificiais para a restauração e manutenção da abundância dos peixes migradores do rio São Francisco.

4 – AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos pescadores Waldir Alves dos Santos, Walmir Alves dos Santos e Pedro Junior Gonçalves pelo apoio nas amostragens. Agradecemos também ao Alexandre Peressim, Thiago Silva, Átila Araújo, Renato Constâncio e Rafael Tolomelli.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C., Suzuki H.I. & Júlio Jr. H.F. (2003) Migratory fishes of the upper Paraná River Basin, Brazil. In: J. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross, & A. Baer (eds) *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Victoria, World Fisheries Trust, pp. 19-98.

Agostinho A.A., Gomes L.C., Verrissimo S. & Okada, O.K. (2004) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**, 11-19.

Alves C.B.M. & Pompeu P.S. (2007) Avaliação da funcionalidade das lagoas marginais para o recrutamento da ictiofauna do rio das Velhas. In: *XVII Encontro Brasileiro de Ictiologia, 2007. Resumos do XVII Encontro Brasileiro de Ictiologia*. 28 janeiro a 01 fevereiro 2007. Itajaí: UNIVALI, pp. 529-529.

Andrade F., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10**(4), 723-730

Bazzoli N. 2003. Parâmetros reprodutivos de peixes de interesse comercial do rio São Francisco, região de Pirapora, MG. In: H.P. Godinho & A.L. Godinho (eds) *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte, Editora PUC Minas, pp. 286-300.

Britski H.A., Sato Y. & Rosa A.B.S. (1984) *Manual de identificação de peixes da região de Três Marias*. Brasília: CODEVASE, 128 pp.

CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba) (2005) *Relatório de execução técnica referente a outubro novembro e dezembro de 2005*. Centro Integrado de Recursos Pesqueiros e Aquicultura de Três Marias, 45 pp.

CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba) (2006) *Relatório de execução técnica referente a outubro, novembro e dezembro de 2006*. Centro Integrado de Recursos Pesqueiros e Aquicultura de Três Marias, 13 pp.

CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba) (2007) *Relatório de execução técnica referente a outubro, novembro e dezembro de 2007*. Centro Integrado de Recursos Pesqueiros e Aquicultura de Três Marias, 65 pp.

Dei Tos C., Barbieri G., Agostinho A.A., Gomes L.C. & Suzuki H.I. (2002) Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium* **26**, 275-282.

Godinho A.L. & Kynard B. (2006) Migration and spawning of radio-tagged zulega (*Prochilodus argenteus*, Prochilodontidae) in a dammed Brazilian river. *Transactions of the American Fisheries Society* **135**, 811-824

Godinho A.L., Kynard B. & Martinez C.B. (2007) Supplemental water releases for fisheries restoration in a Brazilian floodplain river: a conceptual model. *River Research and Applications* **23** (9), 947-962.

Godinho A.L. & Kynard B. (2009) Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications* **25**, 702-712.

Loures R.C. & Pompeu P.S. (2012) Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10** (4), 731-740.

Lucas M.C. & Baras E. (2001) *Migration of Freshwater Fishes*. London: Blackwell Science Ltd., 420 pp.

Maia B.P., Ribeiro S.M.F., Bizzotto P.M., Vono V. & Godinho H.P. (2007) Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5 (2), 147-152.

Pompeu P.S. & Godinho H.P. (2003) Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: H.P. Godinho & A.L. Godinho (orgs) *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte: Editora PUC Minas, pp. 167-181.

Pompeu P.S. & Godinho H.P. (2006) Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4 (4), 427-433.

Rodrigues R.R. (2009) *Sucesso reprodutivo de peixes migradores em rios barrados do sudeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 55 pp.

Sato Y. & Godinho H.P. (2003) Migratory fishes of the São Francisco River In: J. Carolsfeld, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (orgs) *Migratory fishes of the South America: biology, social importance and conservation status*. Victoria, World Fisheries Trust, pp. 195-232.

Zaniboni-Filho E. & Schulz U.H. (2003) Migratory Fishes of the Uruguay River. In: J. Carolsfeld, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (orgs) *Migratory fishes of the South America: biology, social importance and conservation status*. Victoria, World Fisheries Trust, pp. 157-194.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E
HIDRELÉTRICAS

CAPÍTULO 13

RECOMENDAÇÕES PARA PROTEÇÃO DE PEIXES EM NOVOS EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS

RAQUEL COELHO LOURES,
NEWTON JOSÉ SCHMIDT PRADO,
RICARDO JOSÉ DA SILVA, IVO JONCEW,
JÁDER DE SOUSA DIAS &
ERNANI GERALDO GANDINI PONTELO

Loures R.C., Schmidt N.J.P., Silva R.J., Joncew I., Dias J.S & Pontelo E.G.G. (2016) Recomendações para proteção de peixes em novos empreendimentos hidrelétricos. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 273-295 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – INTRODUÇÃO

É crescente a preocupação do setor elétrico na busca por soluções de mitigação dos impactos provenientes da geração hidrelétrica. Apesar do aumento na diversificação da matriz energética brasileira, o Plano Decenal de Energia 2030 prevê um crescimento do consumo de energia elétrica, que em 2030 poderá se situar entre 950 e 1.250 TWh/ano. Isso exigirá a instalação de uma potência hidrelétrica adicional expressiva (EPE 2007). Com isso, acreditamos que não só deverão haver mais estudos para avaliar a necessidade de mudanças nos procedimentos de usinas já em operação, como também os novos empreendimentos deverão considerar em seus projetos melhorias das estruturas que permitam reduzir os impactos sobre os peixes.

Este capítulo apresenta recomendações e sugestões a serem consideradas na concepção de novos projetos de geração hidráulica, visando à proteção da ictiofauna no convívio com o empreendimento. Várias destas recomendações e sugestões são oriundas das práticas adotadas pelo Grupo Cemig a partir dos resultados alcançados pelas parcerias formadas com universidades, órgãos ambientais, consultores, engenheiros, biólogos, entre outros, visando à mitigação dos impactos da geração sobre os peixes.

2 – BARREIRAS COMPORTAMENTAIS VERSUS FÍSICAS

2.1 Barreiras comportamentais

As barreiras comportamentais possuem o intuito de influenciar o comportamento dos peixes atraindo-os ou repelindo-os para áreas de menor risco (Noatch & Suski 2012). Dentre os sistemas de repulsão, destaca-se a utilização de luz estroboscópica, bolhas, som e campo elétrico. A efetividade desses varia conforme a espécie e tamanho dos peixes, condições do local e condições ambientais (incluindo turbidez da água e vazão) (Popper & Carlson 1998). O desenvolvimento e aprimoramento de sistemas de repulsão de peixes é assunto de interesse do setor elétrico, uma vez que pode significar redução dos riscos de injúrias e de morte de peixes durante operação e manutenção de suas instalações. Esses sistemas são usa-

dos com relativo sucesso em alguns países, como Estados Unidos e Canadá (Kapotodis *et al.* 1994), mas ainda não podem ser considerados soluções definitivas a curto prazo, no Brasil. Devido à maior diversidade de peixes nos rios brasileiros o desafio de construir barreiras eficazes é grande. Alguns estudos trazem resultados satisfatórios para algumas espécies de peixe em detrimento de outras (Silva 2010a, Silva & Martinez 2010). Contudo, seguramente, as pesquisas de barreiras comportamentais continuarão avançando e poderão trazer alternativas interessantes.

Luz estroboscópica

Várias espécies de peixe têm sistemas visuais bem desenvolvidos e para eles a luz é um importante estímulo. A luz estroboscópica é proveniente de dispositivos capazes de emitir flashes de luz extremamente rápidos, curtos e brilhantes (Ploskey & Johnson 2001). Estudos em regiões temperadas demonstram eficácia para repulsão de várias espécies de peixes quando utilizaram frequência de emissão da luz estroboscópica de 300 flashes/min (Patrick *et al.* 1985, Sager & Hocutt 1987, Sager *et al.* 2000, Ploskey & Johnson 2001). Os resultados obtidos em trabalhos no Brasil têm sido promissores (Silva & Martinez 2010). Entretanto, estudos têm demonstrado que, com o passar do tempo de exposição dos peixes à fonte de luz, algumas espécies tendem a se acostumar, neutralizando o efeito de repulsão (Silva & Martinez 2010).

Cortina de bolhas

O sistema de cortina de bolhas consiste na geração de bolhas na área de risco criando uma barreira que impede que os peixes enxerguem através dessa estrutura (Noatch & Suski 2012). Esse sistema apresenta eficiência variável, principalmente relacionado às condições ambientais da região (Silva 2010a). Entretanto, possui baixo custo quando comparado aos demais e deve ser mais bem estudado em consórcio com outras técnicas de repulsão comportamentais (Taft 2000).

Som

Diferente da luz, o som se propaga muito bem na água. A linha lateral é o principal sistema relacionado com a percepção do som pelos peixes. Assim como a luz estroboscópica e as bolhas, os resultados do som na repulsão de peixes têm sido variáveis. Alguns estudos têm mostrado eficiência enquanto outros não, pois o tipo de som emitido pode produzir resultados diferentes (Feist & Anderson 1991, Ploskey *et al.* 1995, Dunning *et al.* 1992). Até recentemente, os estudos sobre audição em peixes relataram que a largura de banda audível em peixes menos sensíveis geralmente varia de abaixo de 100 Hz até cerca de 1.000 Hz, enquanto que em espécies mais bem especializadas para detecção de som pode variar de 5.000 - 7.000 Hz (Mann *et al.* 2001). As barreiras sonoras têm sido estudadas desde a década de 1980 e utilizam ondas sonoras que podem ser divididas em três grupos: infrassom (<20 Hz), som audível (20 a 20.000 Hz) e ultrassom (>20.000 Hz). Testes realizados com frequências audíveis demonstraram resultados muito inconstantes e muitas vezes com eficiência baixa. Já testes com infrassom se mostraram eficazes em repelir salmões em um tanque (Knudsen *et al.* 1992, 1994) e ultrassom em repelir peixes do gênero *Alosa* em algumas regiões dos Estados Unidos (Ploskey *et al.* 1995). Entretanto, tem-se constatado que o estímulo pelo som parece ser espécie-específico, o que geralmente dificulta seu uso e torna necessária a realização de mais estudos para sua aplicação (Taft 2000).

Barreiras elétricas

Peixes são sensíveis a campos elétricos e podem ser guiados ou afugentados com o seu uso. Assim, as barreiras utilizam o campo elétrico para expulsar ou guiar peixes para áreas específicas (Hocutt 1980). A sensibilidade dos peixes varia de acordo com a forma da onda, frequência e intensidade da corrente elétrica, o que pode influenciar a eficiência das barreiras. Fatores limnológicos e o tamanho dos indivíduos também podem impactar essa eficiência (Pugh *et al.* 1970). As barreiras elétricas podem repelir os peixes pelo incômodo causado pelo campo elétrico ou através de eletronarcose. A maior eficiência tem sido obtida em caso de repulsão de peixes em movimento de subida. Quando o peixe

se aproxima da barreira, o suficiente para ficar paralisado, o fluxo de água se encarrega de levá-lo para longe da área de risco (Silva 2010b). Apesar de apresentar eficiência, geralmente, o alcance do campo é pequeno, a instalação e manutenção são difíceis e existem restrições de segurança para sua utilização, principalmente em regiões com presença de pescadores e ribeirinhos. Por isso, para que sejam efetivas, são necessários estudos específicos para aprimorar estas barreiras ao empreendimento e fauna de peixes da localidade. Dentre as barreiras comportamentais, essa pode ser a mais promissora em médio prazo, para instalações no tubo de sucção de hidrelétricas a fim de evitar o acesso de peixes nesta estrutura.

2.2 Barreiras físicas

É possível observar concentrações de peixes no canal de fuga de usinas hidrelétricas, que estão sujeitos a alterações do fluxo de água, supersaturação gasosa, aumento do nível de predação próximos à barragem e do controle do regime de cheias (Capítulo 2) (Baxter 1977). Os peixes nesta área podem ter acesso a estruturas que apresentam risco potencial de injúrias e de morte, como o tubo de sucção de unidades geradoras (UGs) e o vertedouro

Barreiras físicas podem ser importantes ferramentas para evitar a presença de peixes em áreas de potencial risco de impacto nas usinas hidrelétricas. As barreiras físicas mais comuns são as grades ou telas. Essas podem ser usadas na saída do tubo de sucção a jusante do barramento, para evitar a entrada de peixes a partir do canal de fuga. Sistemas de grades para peixes (também chamadas anticardumes) começaram a ser utilizados e consistem na proteção mais efetiva para reduzir o acesso dos peixes, a partir do canal de fuga, aos pontos de risco em manobras de partida, parada e drenagem das UGs (Andrade *et al.* 2012).

As grades para peixes são baixadas nas saídas dos tubos de sucção, em manobras de parada das UGs, impossibilitando o acesso dos peixes neste recinto. É possível que alguns peixes que já se encontravam próximos da sucção durante a operação ou logo após a parada da UG adentrem a estrutura e fiquem aprisionados. Por isso, o ideal é que as grades desçam imediatamente após a parada da UG, fechando o vão do tubo de sucção o mais rápido possível, impedindo a entrada

de grandes quantidades de peixes. Mesmo que esses fiquem aprisionados, após a descida das grades haverá renovação da água, permitindo a permanência dos indivíduos com vida. Apesar desta renovação, é importante estabelecer um tempo máximo em que a UG pode ficar parada com as grades para peixes colocadas, pois o confinamento pode aumentar o estresse deixando-os mais suscetíveis a injúrias e morte (Portz *et al.* 2006). Quando a UG for retornar à operação, a grade deverá ser retirada, logo antes do início da rotação da turbina, reduzindo o tempo em que outros peixes do canal de fuga possam adentrar no tubo de sucção. Atualmente as UHEs Retiro Baixo (rio Paraopeba), Funil (rio Grande) e Três Marias (rio São Francisco) já possuem sistema de grades para peixes (Figura 1).

Testes realizados nas UHEs Três Marias e Funil indicam que a malha das grades deve ser da ordem de 10 mm, para impedir a entrada de peixes, e que o tempo de descida dessas grades seja de no máximo um minuto após a aplicação dos freios das UGs. As grades devem possuir portinholas que permitam o acesso de mergulhadores e/ou robôs (*remotely operated vehicle* – ROV) para inspeção subaquática, quando estiverem posicionadas à saída do tubo de sucção.

É desejável que os novos projetos contemplem no seu arranjo geral a existência de ranhuras na estrutura de concreto com conjuntos extras de peças fixas, que permitam a instalação dessas grades de forma independente dos painéis da comporta ensecadeira (*stop log*). Quando da contratação de um novo projeto, desde que esse requisito faça parte do escopo inicial de fornecimento, o preço deste arranjo não trará impacto financeiro significativo ao empreendimento. Esta independência permite a parada da UG com renovação de água por jusante e, em caso de necessidade de drenagem após a parada, a comporta ensecadeira (*stop log*) poderia ser baixada para vedar o tubo de sucção, que já estaria livre ou conteria menor quantidade de peixes aprisionados.

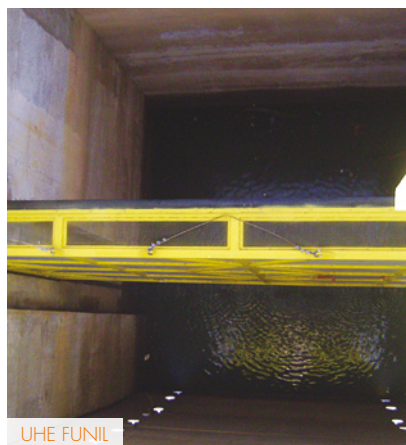


FIGURA 1 – Sistema de grades para peixes de usinas hidrelétricas do Grupo Cemig.

Resultados da utilização das grades para peixes na Usina Hidrelétrica de Três Marias

Desde julho de 2007 estão sendo utilizadas grades para peixes nas paradas programadas das UG da UHE Três Marias. As grades funcionam como barreiras para a entrada de peixes na sucção. Desde a sua utilização não se observou morte de peixes superior a 10 kg em manobras de partida de UG (Andrade *et al.* 2012). A condição operativa das grades nesta usina prevê sua descida após satisfeitas as pré-

condições de fechamento total do distribuidor e aplicação dos freios da UG, que ocorre com cerca de 30% da rotação nominal.

Com relação à operação das grades, destacamos a importância de se realizar inspeções periódicas na sua estrutura e evitar que, em caso de rompimento de sua integridade, o tubo de sucção volte a ficar exposto à entrada de peixes. Não recomendamos que as grades sejam utilizadas por tempo prolongado no tubo de sucção, para reduzir o risco de morte dos indivíduos eventualmente aprisionados, por fome, por injúrias físicas (nos casos de grande concentração de peixes) e pelo efeito do estresse. No caso de parada prolongada da UG, as grades deverão ser removidas periodicamente para permitir a saída dos peixes que conseguiram adentrar no tubo de sucção (durante o intervalo de tempo entre a parada da UG e a descida das grades). Esta manobra pode até permitir a entrada de novos indivíduos, entretanto deve ser executada para possibilitar que os peixes que estão dentro possam sair.

Ressaltamos que são necessários estudos para determinação do tempo máximo de utilização das grades, uma vez que esse pode variar devido a particularidades dos empreendimentos e concentração de peixes no canal de fuga (Andrade *et al.* 2012).

3 – DISSIPACÃO DOS VERTEDOUROS, CANAIS DE FUGA E TRECHOS A JUSANTE

Deve ser avaliada a existência de pontos de aprisionamento de peixes em canais de dissipação do vertedouro, canais de fuga e pontos irregulares a jusante de usinas hidrelétricas. Modificações da estrutura civil, como escavação de forma regular ou preenchimento de pontos de aprisionamentos, podem ser realizadas a fim de evitar a formação de locas durante as variações de vazão e de nível em decorrência da operação do empreendimento (Figura 2).



FIGURA 2 – Locais de aprisionamento de peixes na bacia de dissipação do vertedouro, mostrando população indo para capturar peixes após o fechamento do vertedouro, na UHE Jaguará (A) e UHE Itutinga (B). Bacia de dissipação do vertedouro após obras para remoção dos locais de aprisionamento na UHE Jaguará (C) e UHE Itutinga (D).

Em projetos de hidrelétricas que contemplem trechos de vazão reduzida (TVR), deverá ser estudada a necessidade e a viabilidade técnica e econômica de se regularizar o trecho (Figura 3). Isso evitaria a formação de locas e permitiria o estabelecimento de espelho d'água pela construção de diques e canais que podem reduzir o aprisionamento de peixes. A definição de regra operativa voltada para o TVR ou outra solução que considere os aspectos físico-químicos da água que possam limitar a sua qualidade naquele trecho também pode auxiliar na redução de impacto sobre a ictiofauna.



FIGURA 3 – Trecho de vazão reduzida da UHE Amador Aguiar I antes da regularização, com diversos pontos de aprisionamento de peixes (A) e depois (B). Fotos: Lázaro Carlos de Freitas.

A água do sistema de resfriamento das UGs e do sistema de drenagem da casa de força, lançada no canal de fuga, pode ser atrativa para os peixes que estão nesta região. Os peixes podem pular e sofrer injúrias ao colidir com as paredes da casa de força. Assim, o ideal é, sempre que possível, a relocação dessa água para locais mais afastados para não provocar este impacto (Figura 4).



FIGURA 4 – Canalização da água de refrigeração dos geradores da UHE Três Marias (A). Alongamento da saída da água de refrigeração na UHE Funil afastando das paredes da casa de força (B).

4 – RECURSOS PARA MONITORAR E MANUSEAR PEIXES NO TUBO DE SUCCÃO, NOS POÇOS DE ESGOTAMENTO E NO CANAL DE FUGA

4.1 Oxímetro

Uma rápida redução da oxigenação da água no tubo de sucção durante drenagem da UG pode ser um indicativo do aprisionamento de grande quantidade de peixes (ver Capítulo 3 para descrição das manobras de risco para peixes). A concepção de projeto de novas usinas hidrelétricas deve prever facilidades para instalação de oxímetros para monitoramento direto dos níveis de oxigênio (Figura 5) (ver Capítulo 2, item 3.4, “Protocolo de acompanhamento de drenagem de UG com resgate de peixes”).

No futuro deverá ser estudada a possibilidade e relevância do monitoramento do nível de amônia, para acompanhamento do nível de estresse dos peixes, fator determinante para sua sobrevivência (Portz *et al.* 2006).



FIGURA 5 – Instalação de pontos de monitoramento do oxigênio dissolvido na escotilha do tubo de sucção na UHE Funil (A) e UHE Rosal (B).

4.2 Injeção de ar e água

As grades para retenção de peixes permitem a renovação da água e oxigênio no tubo de sucção quando da parada da UG, porém, quando é necessário fazer a drenagem (para manutenção ou inspeção), a comporta ensecadeira (*stop log*) é colocada e não há mais renovação de água por jusante. Os novos projetos devem prever a possibilidade de instalação de sistema de injeção de ar comprimido e água de boa qualidade na sucção e poços de esgotamento para permitir a sobrevivência dos peixes até o seu resgate (Figura 6). Por critério de projeto e segurança o poço de esgotamento é estanque e não deve ser aberto durante os procedimentos de drenagem das UGs. Desta forma, só poderá ser aberto após finalizada a manobra para retirada dos peixes, que eventualmente podem passar pelo ralo do tubo de sucção para o poço de esgotamento.



FIGURA 6 – Instalação de sistema de fornecimento de água (tubulação verde) e ar comprimido (tubulação azul) na UHE Emborcação (A) e de sistema de aeração no painel *stop log* da UHE Funil (B).

4.3 Plataformas e caixas para resgate de peixes no tubo de sucção e nos poços de esgotamento

A velocidade do resgate de peixes aprisionados no tubo de sucção e poços de esgotamento é fator crítico para o sucesso da retirada dos peixes com vida. Para tanto, é necessário prever plataformas e escotilhas de tamanho adequado ao manuseio rápido e seguro do material utilizado no resgate (Figura 7A a C).

As caixas de transporte dos peixes resgatados devem ser concebidas para otimizar o transporte até a área de soltura, levando a maior quantidade possível de peixes e água, com o cuidado de evitar superlotação e estresse. Devem ser dotadas de tampa ou rede protetora a fim de evitar que os peixes pulem para fora da caixa durante o transporte. As caixas devem ter injeção de oxigênio ou ar comprimido e devem permitir a saída dos peixes de “água para água”, evitando que se forme uma “cachoeira de peixes”, que pode levar ao estresse dos indivíduos. Os *block outs* das usinas deverão permitir o içamento das caixas com rapidez e segurança, até a plataforma de manobra, onde a caixa será colocada no veículo que levará os peixes para a área de soltura (Figura 7D a F). É desejável prever tanques para aclimação dos peixes, antes de sua soltura. Esses tanques deverão ser levemente inclinados e com água corrente. A leve inclinação permitirá separar peixes vivos dos que eventualmente tenham morrido, uma vez que os vivos tenderão a nadar contra o fluxo e os outros serão carreados para a parte mais baixa.

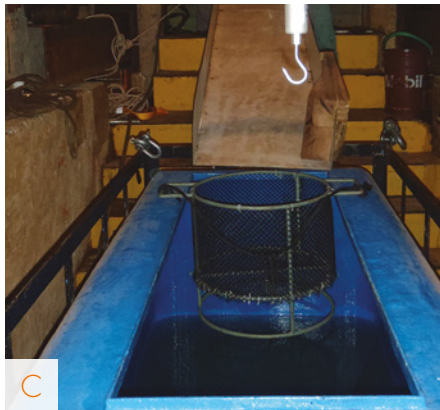
O ponto de soltura de peixes após o resgate deverá ser definido por critérios técnicos e biológicos levando em consideração o conhecimento da ictiofauna local. Devem-se considerar, por exemplo, aspectos genéticos em função de possíveis barreiras naturais que já não permitiam a conexão de jusante/montante, como também a presença de espécies alóctones e exóticas da ictiofauna ou de outros organismos, como o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*).



A



B



C



D



E



F

FIGURA 7 – Plataforma montada no interior do tubo de sucção da UHE São Simão (A). Caixa de transporte de peixes sendo posicionada na saída da escotilha do tubo de sucção (B). Rampa posicionada na entrada da caixa de transporte para transferência dos peixes resgatados no tubo de sucção (C). Caixa de transporte sendo içada através dos *block outs* da usina (D e E). Caixa de transporte sendo colocada no caminhão que levará os peixes resgatados para a área de soltura (F). Foto A: Átila Rodrigues. Foto B a F: Alexandre Peressin.

4.4 Ecossondagem (sonares)

Para monitorar peixes no canal de fuga, poderão ser utilizados sonares de alta resolução (Figura 8) (Crossman *et al.* 2011, Grote *et al.* 2014, Loures & Pompeu 2015). A ecossondagem tem sido cada vez mais utilizada em sistemas aquáticos para aquisição de informações, desde batimetria e classificação de substratos à abundância e distribuição da biota, incluindo macrófitas, zooplâncton e, particularmente, peixes (Brandt 1996, Simmonds & MacLennan 2005). A técnica apresenta a vantagem de não ser intrusiva, ou seja, permite a visualização e contagem de organismos que estão sob a superfície da água sem distúrbios no ambiente, além de conseguir amostrar praticamente toda a coluna d'água rapidamente (Brandt 1996, Parker-Stetter *et al.* 2009). Porém, suas limitações podem restringir o seu uso em canais de fuga, pois ambientes com presença de ruídos e perturbações, como a entrada de ar com formação de bolhas na água, podem prejudicar uma análise clara do sinal (Lucas & Baras 2000). É um requisito importante ter pessoal treinado para operar o equipamento acústico e interpretar os dados obtidos e, infelizmente, tal treinamento e experiência raramente está disponível no mercado (Unger & Brandt 1989, Brandt 1996).

Assim, esta técnica ainda carece de mais estudos e adaptações dos equipamentos ao ambiente instável e turbulento do canal de fuga, tanto para utilização de forma móvel como em pontos fixos. Existem diversos tipos de sonares disponíveis no mercado, e a escolha do modelo e fabricante dependerá dos objetivos de cada estudo ou monitoramento. Os sonares apresentam diferentes componentes e configurações que irão determinar, por exemplo, o alcance e resolução para detecção de peixes. Por isso, antes de investir na aquisição do equipamento, é importante conhecer suas especificações técnicas e conseqüentemente suas limitações, para melhor aplicação da técnica.

A possibilidade de instalação de sonares e/ou câmeras e/ou endoscopia industrial na sucção (ou na escotilha) deve ser avaliada como alternativa para monitoramento da presença de peixes no tubo de sucção. Ressaltamos, entretanto que a utilização de câmeras nem sempre é possível devido à turbidez da água.

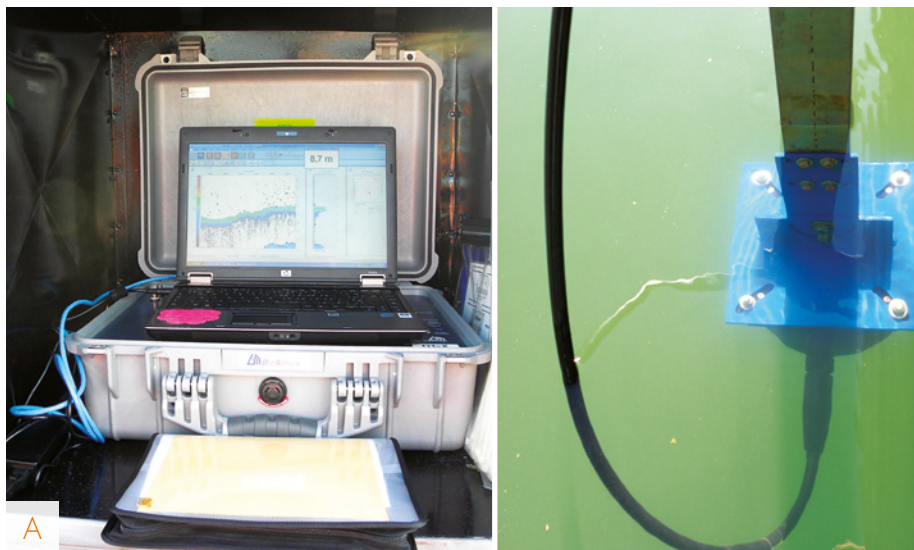


FIGURA 8 – Ecossonda científica digital (*Biosonics Inc.*) utilizada para avaliação da distribuição de peixes no canal de fuga da UHE Três Marias, unidade de superfície conectada ao computador, à esquerda, e transdutor que está conectado à unidade de superfície, preso à lateral da embarcação a 50 cm da superfície da água, à direita (A). *Dual-frequency IDentification SONar (DIDSON – Sound Metrics)* utilizado para avaliar a densidade de peixes nas UHEs São Simão e Amador Aguiar II (B). Foto B: Alejandro Giraldo.

4.5 Robô para inspeção subaquática (ROV – *Remotely Operated Vehicle*)

A maturidade da tecnologia robótica, a redução de custos da instrumentação subaquática e os últimos desenvolvimentos no processamento de imagem subaquática abriram portas para novas aplicações de interesses científicos, industriais e de segurança para o uso de veículo operado remotamente (ROV – *Remotely Operated Vehicle*) (Ridao *et al.* 2010, Neto *et al.* 2014). Além do uso industrial, veículos subaquáticos vêm sendo cada vez mais utilizados para estudos de abundância e distribuição de peixes, devido à possibilidade de contagem visual dos indivíduos (Stoner *et al.* 2008). Seu uso em hidrelétricas, entretanto, requer avaliações cuidadosas para combinar segurança e eficiência, para que possa ser uma solução em inspeções e em monitoramento, tanto de estruturas civis como de aspectos ambientais.

O ROV pode ser equipado com piloto automático (GPS), sonar, câmera, sondas multiparâmetros e braços. Este veículo pode vir a ser utilizado para inspeção do rotor da turbina, do tubo de sucção e das estruturas civis submersas a jusante e a montante das usinas. Dotado de sonar e câmeras também pode ser utilizado para estimativas de abundância e distribuição de peixes no interior da estrutura da usina e para avaliações prévias à execução de manobras de risco para os peixes. Assim, em novos projetos de hidrelétricas pode ser interessante analisar o custo benefício da utilização do ROV para inspeções e monitoramentos subaquáticos. Deve ser considerada a exigência legal da NORMAM 15-DPC/ 1ª Revisão, que trata de mergulhos profissionais para inspeções e trabalhos subaquáticos. O fator de sucesso é a seleção de um equipamento cujo porte e potência permitam estabilidade contra o fluxo de possíveis vazamentos do distribuidor e resistência à profundidade.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

A adoção dos critérios e cuidados aqui enumerados na fase de projeto das usinas hidrelétricas permite deixar estruturas compatíveis com, pelo menos, a previsão de instalação dos recursos técnicos, possibilitando alternativas de resposta para tornar as manobras de operação e manutenção mais seguras para os peixes. Por serem implantadas na fase de construção, são de execução comparativamente mais simples e de custo mais baixo que as ações corretivas futuras.

Impactos à ictiofauna são inerentes ao processo de geração de energia hidrelétrica desde a construção até a sua operação e manutenção. Conhecer a ictiofauna a jusante dessas usinas é de extrema importância para subsidiar decisões relacionadas às ações a serem implementadas para sua proteção. Portanto, o investimento em pesquisa é fundamental. A redução desses impactos beneficia o ambiente, bem como contribui para a perenidade e imagem das empresas e assegura o melhor convívio com as partes relacionadas, afastando riscos de conflitos.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade F.R., Prado I.G., Loures R.C. & Godinho A.L. (2012) Evaluation of techniques to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **10**, 723-730.

Baxter R.M. (1977) Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* **8**, 255-283.

Brandt S.B. (1996) Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: R.B. Murphy & D.W. Willis (eds) *Fisheries Techniques*. Bethesda: American Fisheries Society, pp. 385-432.

Crossman J.A., Martel G., Johnson P.N. & Bray K. (2011) The use of Dual-frequency Identification SONar (DIDSON) to document white sturgeon activity in the Columbia River, Canada. *Journal of Applied Ichthyology* **27**, 53-57.

Dunning D.J., Ross Q.E., Geoghegan P., Reichle J., Menezes J.K. & Watson. J.K. (1992) Alewives avoid high-frequency sound. *North American Journal of Fisheries Management* **12**, 407-416

EPE – Empresa de Pesquisa Energética (2007) *Plano Nacional de Energia 2030*. Rio de Janeiro: EPE, 408 pp.

Feist B.E. & Anderson J.J. (1991) *Review of fish behavior relevant to fish guidance systems*. Technical Report. Seattle: University of Washington, 101 pp.

Grote A.B., Bailey M.M., Zydlewski J.D. & Hightower J.E (2014) Multibeam sonar (DIDSON) assessment of America (*Alosa sapidissima*) approaching a hydroelectric dam. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science* **71**, 545-558.

Hocutt C.H. (1980) Behavioral barriers and guidance systems. In: C.H. Hocutt, J.R. Stauffer, J. Edinger, L. Hall & R. Morgan (eds) *Power plants: effects on fish and shellfish behavior*. NY: Academic Press, pp. 183-205.

Katopodis C., Koon E.M. & Hanson L. (1994) *Sea lamprey barriers: new concepts and research needs*. Great Lakes Fishery Commission 1994 Project Completion Report. Maryland, 64 pp.

Knudsen F.R., Enger P.S. & Sand O. (1992) Awareness reactions and avoidance responses to sound in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* **40**, 523-534.

Knudsen F.R., Enger P.S. & Sand O. (1994) Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology* **45**, 227-233.

Loures R.C. & Pompeu P.S. (2015) Seasonal and diel changes in fish distribution in a tropical hydropower plant tailrace: evidence from hydroacoustic and gillnet sampling. *Fisheries Management and Ecology* **22**, 185-196.

Lucas M.C. & Baras E. (2000) Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* **1**, 283-316.

Mann D., Higgs D., Tavalga W. & Souza M.J. (2001) Ultrasound detection by clupeiform fishes. *Acoustical Society of America* **109**, 3048-3054.

Neto E.C., Sá R.C., Holanda G.C., Mota F.A.X, Varela A.T., Araújo A.L.C., Loiola I.J., Oliveira R., Alexandria A.R. & Albuquerque V.H.C. (2014) Autonomous Underwater Vehicle to Inspect Hydroelectric Dams. *International Journal of Computer Applications* **101**, 1-11.

Noatch M.R. & Suski C.D. (2012) Non-physical barriers to deter fish movements. *Environ. Rev.* **20**, 71-82.

Parker-Stetter S.L., Rudstam L.G., Sullivan P.J. & Warner D.M. (2009) *Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes*. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 180 pp.

Patrick H.P., Christie A.E., Sager D.R., Hocutt C.H. & Stauffer Jr. J.R. (1985) Responses of fish to a strobe light/air bubble barrier. *Fisheries Research* **3**, 157-172.

Ploskey G.R. & Johnson P.N. (2001) Effectiveness of strobe lights and an infrasound device for eliciting avoidance by juvenile salmon. In: C.C. Coutant (ed) *Proceedings of the Symposium* 26. 26-27 July 2001. Bethesda: American Fisheries Society, pp. 37-56.

Ploskey G.R., Nestler J.M., Weeks G.N. & Schilt C. (1995) Evaluation of an integrated fish-protection system. In: J.J. Cassidy (ed) *Waterpower 95, Proceedings of the International Conference on Waterpower*. 25-28 July 1995. San Francisco, pp. 162-171.

Popper A.N. & Carlson T.J. (1998) Application of Sound and Other Stimuli to Control Fish Behavior. *Transactions of the American Fisheries Society* **127**, 673-707.

Portz D.E., Woodley C.M. & Cech Jr. J.J. (2006) Stress-associated impacts of short-term holding on fishes. *Rev. Fis. Biol. Fisheries* **16**, 125-170.

Pugh J.R., Monan G.E. & Smith J.R. (1970) Effect of water velocity on the fish guiding efficiency of an electrical guiding system. *Fishery Bulletin* **68**, 307-324.

Reynolds J.B. (1996) Electrofishing. In: R.B. Murphy, & D.W. Willis (eds) *Fisheries Techniques*. Bethesda: American Fisheries Society, pp. 221-253.

Ridao P., Carreras M., Ribas D. & Garcia R. (2010) Visual Inspection of Hydroelectric Dams Using an Autonomous Underwater Vehicle. *Journal of Field Robotics* **27** (6), 759-778.

Sager D.R. & Hocutt C. (1987) Estuarine fish responses to strobe light, bubble curtains and strobe light/bubble curtain combinations as influenced by water flow rate and flash frequencies. *Fisheries Research* **5**, 383-399.

Sager D.R., Hocutt C.H. & Stauffer Jr. J.R. (2000) Base and stressed ventilation rates for *Leiostomus xanthurus* Lacépède and *Morone americana* (Gmelin) exposed to strobe lights. *Journal of Applied Ichthyology* **16**, 89-97.

Silva F.N.A. (2010b) *Efeito de campo elétrico no comportamento de peixes brasileiros e estudo de barreira elétrica como mecanismo de controle de movimentação de peixes*. Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 122 pp.

Silva L.G.M. & Martinez C.B. (2010) Luz Estroboscópica como Alternativa de Barreira para Peixes em Paradas de Turbinas Hidráulicas. *PCH Notícias & SHP News* **46**, 14-18.

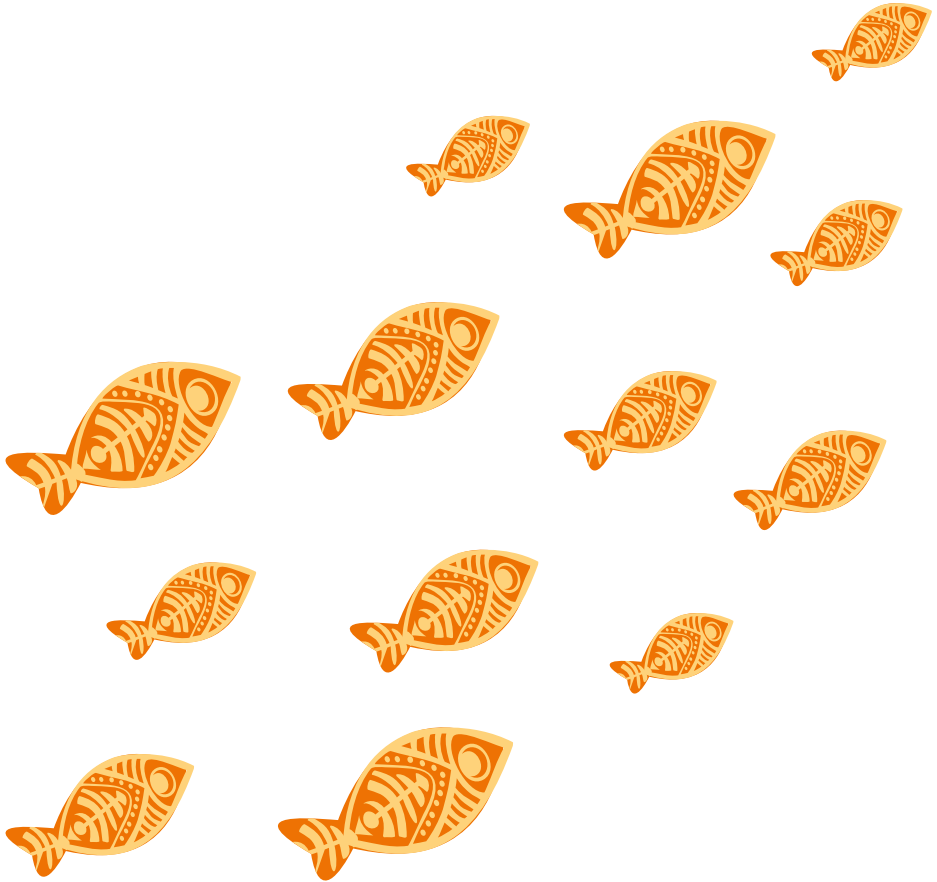
Silva L.G.M. (2010a) *Estudo de sistemas para repulsão de peixes como alternativas de mitigação de impacto ambiental em usinas hidrelétricas e canais para abastecimento de água*. Tese de Doutorado, Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 178 pp.

Simmonds E.J. & Maclellan D.N. (2005) *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2ed. Oxford: Blackwell, 413 pp.

Stoner A.W., Ryer C.H., Parker S.J., Auster P.J., Wakefield W.W. (2008) Evaluating the role of fish behavior in surveys conducted with underwater vehicles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65** (6), 1230-1243.

Taft E.P. (2000) Fish protection technologies: a status report. *Environmental Science Policy* **3**, 349-359.

Unger P.A. & Brandt S.B. (1989) Seasonal and diel changes in sampling conditions for acoustic surveys of fish abundance in small lakes. *Fisheries Research* **7**, 353-366.



SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E HIDRELÉTRICAS

Apêndice A

LISTA DAS ESPÉCIES DE PEIXES AMOSTRADAS NO PROJETO DE AVALIAÇÃO DE RISCO DE MORTE DE PEIXES EM USINAS HIDRELÉTRICAS

RAFAEL COUTO ROSA SOUZA,
ANA CAROLINA LACERDA RÊGO &
ALEXANDRE LIMA GODINHO

Souza R.C.R., Rêgo A.C.L. & Godinho, A.L. (2016) Lista das espécies de peixes amostradas no projeto Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 297-308 (Série Peixe Vivo, 5).

1 – LISTA DAS ESPÉCIES

Os 136 táxons de peixes amostrados nas 19 usinas do grupo Cemig estudadas no projeto “Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas” estão listados abaixo. Nomes científicos e autoridades estão de acordo com o *Catalog of Fishes Online Database* (acesso em 25/06/2015).

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
CHARACIFORMES			
PARODONTIDAE			
<i>Apareiodon affinis</i>	(Steindachner 1879)	Canivete	FU
<i>Apareiodon piracicabae</i>	(Eigenmann 1907)	Canivete	EM/FU/IT/ PJ/SS
CURIMATIDAE			
<i>Curimatella lepidura</i>	(Eigenmann & Eigenmann 1889)	Sardinha	TM
<i>Cyphocharax gillii</i>	(Eigenmann & Kennedy 1903)	Saguiru	AD/EM/SS
<i>Cyphocharax modestus</i>	(Fernández-Yépez 1948)	Saguiru	EM/FU/MR/ NP
<i>Cyphocharax nagelii</i>	(Steindachner 1881)	Sardinha / Saguiru	AU/FU/IT
<i>Steindachnerina brevipinna</i> ^E	(Eigenmann & Eigenmann 1889)	Saguiru	EM
<i>Steindachnerina insculpta</i>	(Fernández-Yépez 1948)	Sardinha / Saguiru	AU/AD/EM/ FU/ JG/MR/ NP/SS

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
PROCHILODONTIDAE			
<i>Prochilodus argenteus</i> ^M	Agassiz 1829	Curimba	TM
<i>Prochilodus costatus</i> ^M	Valenciennes 1850	Pioa	TM
<i>Prochilodus hartii</i>	Steindachner 1875	Curimatã	IR
<i>Prochilodus lineatus</i> ^M	(Valenciennes 1837)	Curimba	Todas, exceto AU/AD/BG/IR/PJ/RO/TM/VG
ANOSTOMIDAE			
<i>Hypomasticus garmani</i>	(Borodin 1829)	Timboré	IR
<i>Leporellus vittatus</i>	(Valenciennes 1850)	Piau-rola / Solteira	AD/EM/FU/IT/ MR/SS/TM
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	Garavello & Britski 1987	Timboré / Piau	AU/MR/NP
<i>Leporinus elongatus</i> ^M	Valenciennes 1850	Piapara	IR
<i>Leporinus friderici</i> ^M	(Bloch 1794)	Piau-três-pintas	Todas, exceto BG/IR/ NP/RO/TM/VG
<i>Leporinus geminis</i> ^E	Garavello & Santos 2009	Piau	AD/EM/SS
<i>Leporinus lacustris</i>	Campos 1945	Piau	SS
<i>Leporinus macrocephalus</i> ^{E,M}	Garavello & Britski 1988	Piaussu	AD/EM/FU
<i>Leporinus obtusidens</i> ^M	(Valenciennes 1837)	Piapara / Piau-verdadeiro	AD/CM/EM/FU/ IT/PJ/SS/TM
<i>Leporinus octofasciatus</i>	Steindachner 1915	Ferreirinha / Flamenguinho	Todas, exceto BG/IR/RO/TM

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
<i>Leporinus paranensis</i>	Garavello & Britski 1987	Piau	SS
<i>Leporinus piau</i>	Fowler 1941	Piau-gordura	TM
<i>Leporinus piavussu</i> ^M	Britski, Birindelli & Garavello 2012	Piapara	EM/PJ/SS
<i>Leporinus reinhardti</i>	Lütken 1875	Piau-três-pintas	TM
<i>Leporinus steindachneri</i>	Eigenmann 1907	Piau	IR
<i>Leporinus striatus</i>	Kner 1858	Piau-listrado	AD/FU/IT/SS
<i>Leporinus taeniatus</i>	Lütken 1875	Piau-jeju	TM
<i>Leporinus tigrinus</i> ^E	Borodin 1929	Piau	EM/SS
<i>Schizodon intermedius</i>	Garavello & Britski 1990	Piau-bosteiro	SS
<i>Schizodon knerii</i>	(Steindachner 1875)	Piau-capim / Piau-branco	TM
<i>Schizodon nasutus</i> ^M	Kner 1858	Taguara	Todas, exceto BG/IR/RO/TM
CRENUCHIDAE			
<i>Characidium</i> sp.	-	Mocinha / Canivete	QM
CHARACIDAE			
<i>Astyanax altiparanae</i>	Garutti & Britski, 2000	Lambari-do-rabo-amarelo	Todas, exceto BG/IR/RO/TM
<i>Astyanax bimaculatus</i>	(Linnaeus 1758)	Lambari-do-rabo-amarelo	TM
<i>Astyanax fasciatus</i>	(Cuvier 1819)	Lambari-do-rabo-vermelho	Todas, exceto BG/MR/RO/SS

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
<i>Astyanax schubarti</i>	Britski 1964	Lambari	FU
<i>Brycon</i> sp.	-	Piabanha	IR
<i>Brycon cephalus</i> ^{E,M}	(Günther 1869)	Matrinchã	VG
<i>Brycon orbignyanus</i> ^M	(Valenciennes 1850)	Piracanjuba	CM/IT/NP/SS
<i>Brycon orthotaenia</i> ^M	Günther 1864	Matrinchã	TM
<i>Bryconamericus exodon</i> ^E	Eigenmann 1907	Piaba	CM/EM
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Eigenmann 1908	Piaba	FU/IT
<i>Colossoma macropomum</i> ^{E,M}	(Cuvier 1816)	Tambaqui	SS
<i>Galeocharax knerii</i>	(Steindachner 1879)	Peixe-cachorro / Cadela	Todas, exceto AD/BG/CM/IR/RO/TM/VG
<i>Hasemania</i> sp.	-	Lambari	QM
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	-	Lambarizinho	QM
<i>Metynnis lippincottianus</i> ^E	(Cope 1870)	Pacu-cd	MR/SS
<i>Metynnis maculatus</i> ^E	(Kner 1858)	Pacu-cd	EM/MR/NP/PJ/SS/TM
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Eigenmann 1908	Piaba / Maco-nheirinho	EM
<i>Myleus micans</i>	(Lütken 1875)	Pacu	TM
<i>Myloplus tiete</i>	(Eigenmann & Norris 1900)	Pacu-prata	AU
<i>Oligosarcus argenteus</i>	Günther 1864	Peixe-cachorro	PE
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Menezes & Géry 1983	Saicanga	CM/FU/IT
<i>Oligosarcus pintoii</i>	Campos 1945	Lambari	FU

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
<i>Piaractus mesopotamicus</i> ^M	(Holmberg 1887)	Pacu-caranha	SS
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Kner 1858	Piranha-vermelha	PJ
<i>Pygocentrus piraya</i>	(Cuvier 1819)	Piranha-amarela	TM
<i>Roeboides descalvadensis</i> ^E	Fowler 1932	Saicanga	SS
<i>Salminus brasiliensis</i> ^M	(Cuvier 1816)	Dourado	FU/IT
<i>Salminus franciscanus</i> ^M	Lima & Britski 2007	Dourado	TM
<i>Salminus hilarii</i> ^M	Valenciennes 1850	Tabarana	IT/PJ/TM
<i>Serrasalmus brandtii</i>	(Lütken 1875)	Pirambeba	TM
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Kner 1858	Pirambeba	AD/AU/EM/ PJ/SS/VG
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Valenciennes 1837	Pirambeba	AD/EM/SS
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Spix & Agassiz 1829	Piaba-rapadura	TM
<i>Triportheus guentheri</i>	(Garman 1890)	Piaba-facão	TM
<i>Triportheus nematurus</i> ^E	(Kner 1858)	Piaba-facão / Sardinha	AD/EM/SS
ACESTRORHYNCHIDAE			
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	(Lütken 1875)	Peixe-cachorro	AU/MR/NP/ TM
CYNODONTIDAE			
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> ^M	Spix & Agassiz 1829	Cachorro-facão	SS
ERYTHRINIDAE			
<i>Hoplias intermedius</i>	(Günther 1864)	Trairão	Todas, exceto AU/BG/IR/RO

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch 1794)	Traíra	Todas, exceto BG/FU/JG/TM/VG/RO
SILURIFORMES			
CALLICHTHYIDAE			
<i>Hoplosternum littorale</i>	(Hancock 1828)	Tamboatá	AD/EM
LORICARIIDAE			
<i>Delturus carinotus</i>	(La Monte 1933)	Cascudo	PE
<i>Hypostomus</i> spp.	-	Cascudo	Todas, exceto BG/RO
<i>Hypostomus affinis</i>	(Steindachner 1877)	Cascudo	SS
<i>Hypostomus commersoni</i>	Valenciennes 1836	Cascudo-avião	SS
<i>Hypostomus francisci</i>	(Lütken 1874)	Cascudo	TM
<i>Hypostomus</i> cf. <i>margaritifera</i>	(Regan 1908)	Cascudo	CM/FU/TM
<i>Loricaria</i> sp.	-	Cascudo-chinelo	SS
<i>Loricaria lentiginosa</i>	Isbrücker 1979	Cascudo-chinelo	JG/VG
<i>Megalancistrus parananus</i>	(Peters 1881)	Cascudo-abacaxi	AD/MR/SS/VG
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	Eigenmann & Kennedy 1903	Cascudo	SS
<i>Rineloricaria</i> sp.	-	Cascudo-chinelo	AU
<i>Rhinelepis aspera</i> ^M	Spix & Agassiz 1829	Cascudo-preto	TM

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
PSEUDOPIMELODIDAE			
<i>Cephalosilurus fowleri</i>	Haseman 1911	Pacamã / Lobó	TM
<i>Lophiosilurus alexandri</i>	Steindachner 1876	Pacamã	TM
<i>Pseudopimelodus charus</i>	(Valenciennes 1840)	Peixe-sapo	TM
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	(Valenciennes 1835)	Bagre-sapo	AD/AU/EM/MR/SS/PJ
<i>Zungaro jahur</i> ^M	(Ihering 1898)	Jaú	SS
HEPTAPTERIDAE			
<i>Pimelodella</i> sp.	-	Mandi-chorão	RO
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	Eigenmann 1917	Mandi-chorão	AD/CM/EM/FU/PJ/SS
<i>Rhamdia quelen</i> ^M	(Quoy & Gaimard 1824)	Bagre	AD/EM/PJ/SS
PIMELODIDAE			
<i>Bergiaria westermanni</i>	(Lütken 1874)	Mandi-beiçudo	TM
<i>Conorhynchos conirostris</i> ^M	(Valenciennes 1840)	Pirá	TM
<i>Duopalatinus emarginatus</i>	(Valenciennes 1840)	Mandi-açu	TM
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	(Valenciennes 1840)	Jurupoca	SS
<i>Iheringichthys labrosus</i>	(Lütken 1874)	Mandi-beiçudo	Todas, exceto BG/IR/RO/TM/VG
<i>Megalonema platanum</i> ^{E,M}	(Günther 1880)	Bagre	AD
<i>Pimelodus argenteus</i>	Perugia 1891	Mandi	PJ
<i>Pimelodus fur</i>	(Lütken 1874)	Mandi-prata	TM

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
<i>Pimelodus maculatus</i> ^M	Lacépède 1803	Mandi / Mandi-amarelo	Todas, exceto RO
<i>Pimelodus microstoma</i>	Steindachner 1877	Mandi	Todas, exceto BG/FU/JG/IR/NP/RO/ TM/ VG
<i>Pimelodus paranaensis</i>	Britski & Langeani 1988	Mandi	AD/EM/PJ
<i>Pimelodus pohli</i>	Ribeiro & Lucena 2006	Mandizinho	TM
<i>Pinirampus pinirampu</i> ^M	(Spix & Agassiz 1829)	Barbado	AD/AU/EM/MR/SS
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> ^M	(Spix & Agassiz 1829)	Surubim / Pintado	AD/EM/SS/ TM
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> ^{E, M}	(Linnaeus 1766)	Pintado	SS
TRICHOMYCTERIDAE			
<i>Trichomycterus</i> sp.	-	Candiru/ Cambeva	SC
DORADIDAE			
<i>Franciscodoras marmoratus</i>	(Reinhardt 1874)	Serrudo	TM
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	(Kner 1855)	Abotoado	AD/AU/EM/SS
<i>Wertheimeria maculata</i>	Steindachner 1877	Roncador	IR
AUCHENIPTERIDAE			
<i>Pseudoauchenipterus</i> sp.	-	Judeu	IR
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	(Linnaeus 1766)	Babão / Cangati	AD/AU/NP/PJ
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	(Steindachner 1877)	Jauzinho	IR

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
GYMNOTIFORMES			
GYMNOTIDAE			
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i>	Linnaeus 1758	Sarapó	PE/QM/SC
<i>Gymnotus sylvius</i>	Albert & Fernandes-Matioli 1999	Sarapó	AD/PJ
STERNOPYGIDAE			
<i>Eigenmannia virescens</i>	(Valenciennes 1842)	Tuvira	AD/CM/EM/IT/ JG/MR/SS
APTERONOTIDAE			
<i>Apteronotus ellisi</i>	(Alonso de Arámburu 1957)	Ituí	AD/SS
SYNBRANCHIFORMES			
SYNBRANCHIDAE			
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch 1795	Mussum	SC
PERCIFORMES			
SCIAENIDAE			
<i>Pachyurus francisci</i>	(Cuvier 1830)	Corvina	TM
<i>Pachyurus squamipennis</i>	Agassiz 1831	Corvina	TM
<i>Plagioscion squamosissimus</i> ^E	(Heckel 1840)	Corvina	JG/SS/VG
CICHLIDAE			
<i>Cichla kelberi</i> ^E	Kullander & Ferreira 2006	Tucunaré-amarelo	AD/AU/EM/MR/NP/SS/TM
<i>Cichla piquiti</i> ^E	Kullander & Ferreira 2006	Tucunaré-azul	AD/AU/EM/JG/PJ/ SS/TM
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Kullander 1983	Cará	AD/VG

Continua

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	Autoridade	Nome popular	Usina onde foi coletada*
<i>Crenicichla haroldoi</i>	Luengo & Britski 1974	Joaninha / João-bobo	EM/SS
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	Haseman 1911	Joaninha / João-bobo	AD/EM/JG/SS/VG
<i>Geophagus brasiliensis</i>	(Quoy & Gaimard 1824)	Cará	AD/AU/CM/SS/SC
<i>Geophagus proximus</i> ^E	(Castelnau 1855)	Cará	SS
<i>Oreochromis niloticus</i> ^E	(Linnaeus 1758)	Tilápia-do-Nilo	AD/AU/NP/SS
<i>Satanoperca pappaterra</i> ^E	(Heckel 1840)	Cará / Papaterra	AD/AU/EM/SS
<i>Tilapia rendalli</i> ^E	(Boulenger 1897)	Tilápia	AU/VG
CYPRINODONTIFORMES			
POECILIIDAE			
<i>Poecilia vivipara</i> ^E	Bloch & Schneider 1801	Barrigudinho	SC
CYPRINIFORMES			
CYPRINIDAE			
<i>Cyprinus carpio</i> ^E	Linnaeus 1758	Carpa	SC

E: espécie não nativa nas bacias do rio São Francisco ou Alto Paraná segundo Reis *et al.* (2003) e Langeani *et al.* (2007).

M: espécie migradora de grandes distâncias de acordo com Carolsfeld *et al.* (2003), Agostinho *et al.* (2007) e Graça & Pavanelli (2007).

*: AD = UHE Amador Aguiar II, AU = UHE Amador Aguiar I, BG = UHE Baguari, CM = UHE Camargos, EM = UHE Emborcação, FU = UHE Funil, IR = UHE Irapé, IT = UHE Itutinga, JG = UHE Jaguará, MR = UHE Miranda, NP = UHE Nova Ponte, PJ = PCH Pai Joaquim, PE = UHE Porto Estrela, QM = UHE Queimado, SC = UHE Sá Carvalho, SS = UHE São Simão, RO = UHE Rosal, TM = UHE Três Marias, VG = UHE Volta Grande.

2 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho A.A., Gomes L.C. & Pelicice F.M. (2007) *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 501 pp.

Carolsfield J., Harvey B., Ross C. & Baer A. (2003) *Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust/ The World Bank/International Development Research Centre, 380 pp.

Graça W.J. & Pavanelli C.S. (2007) *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: Eduem, 241 pp.

Langeani F., Castro R.M.C., Oyakawa O.T., Shibatta O.A., Pavanelli C.S. & Casatti L. (2007) Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7, 181-197.

Reis R.E., Kullander S.O. & Ferraris Jr.C.J. (org) (2003) *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 742 pp.

SÉRIE PEIXE VIVO

PEIXES E
HIDRELÉTRICAS

Apêndice B

FICHA TÉCNICA
DAS USINAS

Ficha técnica das usinas onde foram desenvolvidas atividades do projeto “Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas” de acordo com Cachapuz (2006).

PCH PAI JOAQUIM



Municípios: *Sacramento e Santa Juliana (MG)*

Início da operação: 1941 – 1994 (*Obras de reativação de 2002 a 2004 e início da operação comercial 2004*)

Bacia hidrográfica: *rio Paranaíba*

Rio: *Araguari*

Barragem (m): *212 comprimento e 10 altura*

Área do reservatório (km²): *0,5*

Potência instalada (MW): *23*

Nº de unidades geradoras: *1*

Potência unitária (MW): *23*

Tipo de turbina: *Kaplan*

Queda nominal (m): *26,5*

Engolimento turbina (m³/s): *87,5*

Tipo de vertedouro: *Superfície com perfil Creager*

Nº de comportas do vertedouro: *2 (Comporta de Fundo)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *2.230*

Coordenadas (grau decimal): *lat -19,4858810135 e long -47,5419020359*

UHE AMADOR AGUIAR I (antes denominada UHE Capim Branco I)



Municípios: *Araguari e Uberlândia (MG)*

Início da operação: 2006

Bacia hidrográfica: *rio Paranaíba*

Rio: *Araguari*

Barragem (m): *660 comprimento e 55 altura*

Área do reservatório (km²): 18,66

Potência instalada (MW): 240

Nº de unidades geradoras: 3

Potência unitária (MW): 80

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): 54,1

Engolimento turbina (m³/s): 169,5

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: 3 (*Comporta Segmento*)

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): 9.354

Coordenadas (grau decimal): *lat -18,7890916770 e long -48,1485464689*

UHE AMADOR AGUIAR II (antes denominada UHE Capim Branco II)



Municípios: *Araguari e Uberlândia (MG)*

Início da operação: 2006

Bacia hidrográfica: *rio Paranaíba*

Rio: *Araguari*

Barragem (m): *980 comprimento e 57 altura*

Área do reservatório (km²): *45,11*

Potência instalada (MW): 210

Nº de unidades geradoras: 3

Potência unitária (MW): 70

Tipo de turbina: *Kaplan*

Queda nominal (m): 43,4

Engolimento turbina (m³/s): 170

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: 3 (*Comporta Segmento*)

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): 8.990

Coordenadas (grau decimal): *lat -18,6592101649 e long -48,4374511997*

UHE BAGUARI



Município: *Governador Valadares (MG)*

Início da operação: *2010*

Bacia hidrográfica: *rio Doce*

Rio: *Doce*

Barragem (m): *478 comprimento e 25 altura*

Área do reservatório (km²): *16,06*

Potência instalada (MW): *140*

Nº de unidades geradoras: *4*

Potência unitária (MW): *35*

Tipo de turbina: *Bulbo 5 pás*

Queda nominal (m): *17,3*

Engolimento turbina (m³/s): *224,4*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *6 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *12.800*

Coordenadas (grau decimal): *lat -19,0209278367 e long -42,1249188320*

UHE CAMARGOS



Município: *Itutinga (MG)*

Início da operação: *1960*

Bacia hidrográfica: *rio Grande*

Rio: *Grande*

Barragem (m): *608 comprimento e 36 altura*

Área do reservatório (km²): *73,35*

Potência instalada (MW): *45*

Nº de unidades geradoras: *2*

Potência unitária (MW): *22,5*

Tipo de turbina: *Kaplan*

Queda nominal (m): *25*

Engolimento turbina (m³/s): *118*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *2 (Válvula de Fundo); 6 (Comporta de Fundo)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *2.224*

Coordenadas (grau decimal): *lat -21,3250290791 e long -44,6161147522*

UHE EMBORCAÇÃO



Município: *Araguari (MG)*

Início da operação: 1982

Bacia hidrográfica: *rio Paranaíba*

Rio: *Paranaíba*

Barragem (m): *1.507 comprimento e 158 altura*

Área do reservatório (km²): 408,08

Potência instalada (MW): 1.192

Nº de unidades geradoras: 4

Potência unitária (MW): 298

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): 128,5

Engolimento turbina (m³/s): 239,5

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: 4 (*Comporta Segmento*)

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): 8.200

Coordenadas (grau decimal): *lat -18,4515579784 e long -47,9871301044*

UHE FUNIL



Municípios: *Lavras e Perdões (MG)*

Início da operação: 2003

Bacia hidrográfica: *rio Grande*

Rio: *Grande*

Barragem (m): *420 comprimento e 50 altura*

Área do reservatório (km²): 42,65

Potência instalada (MW): 180

Nº de unidades geradoras: 3

Potência unitária (MW): 60

Tipo de turbina: *Kaplan*

Queda nominal (m): 40

Engolimento turbina (m³/s): 194

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: 4 (*Comporta Segmento*)

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): 8.348

Coordenadas (grau decimal): *lat -21,1436437383 e long -45,0366623360*

UHE IRAPÉ



Municípios: *Berilo e Grão-Mogol (MG)*

Início da operação: 2006

Bacia hidrográfica: *rio Jequitinhonha*

Rio: *Jequitinhonha*

Barragem (m): *540 comprimento e 205 altura*

Área do reservatório (km²): 142,95

Potência instalada (MW): 360

Nº de unidades geradoras: 3

Potência unitária (MW): 120

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): 158,5

Engolimento turbina (m³/s): 260

Tipo de vertedouro: *Ogiva-perfil Creager controlado*

Nº de comportas do vertedouro: 4 (*Comporta Segmento*)

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): 7.503

Coordenadas (grau decimal): *lat -16,7398962206 e long -42,5723005205*

UHE ITUTINGA



Município: *Itutinga (MG)*

Início da operação: *1955*

Bacia hidrográfica: *rio Grande*

Rio: *Grande*

Barragem (m): *550 comprimento e 23 altura*

Área do reservatório (km²): *1,72*

Potência instalada (MW): *52*

Nº de unidades geradoras: *4*

Potência unitária (MW): *2(12,5); 2(13,5)*

Tipo de turbina: *Kaplan (3); Hélice (1)*

Queda nominal (m): *25*

Engolimento turbina (m³/s): *2 (58); 2(63)*

Tipo de vertedouro: *Crista livre e superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *5 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *1.554*

Coordenadas (grau decimal): *lat -21,2917247842 e long -44,6252790628*

UHE JAGUARA



Município: *Rifaina (MG)*

Início da operação: *1971*

Bacia hidrográfica: *rio Grande*

Rio: *Grande*

Barragem (m): *325 comprimento e 40 altura*

Área do reservatório (km²): *34,6*

Potência instalada (MW): *424*

Nº de unidades geradoras: *4*

Potência unitária (MW): *108*

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): *45*

Engolimento turbina (m³/s): *265,5*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *6 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *14.100*

Coordenadas (grau decimal): *lat -20,0235636944 e long -47,4339493889*

UHE MIRANDA



Município: *Indianópolis (MG)*

Início da operação: *1998*

Bacia hidrográfica: *rio Paranaíba*

Rio: *Araguari*

Barragem (m): *1.050 comprimento e 79 altura*

Área do reservatório (km²): *51,86*

Potência instalada (MW): *408*

Nº de unidades geradoras: *3*

Potência unitária (MW): *136*

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): *67,4*

Engolimento turbina (m³/s): *216,5*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *4 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *9.000*

Coordenadas (grau decimal): *lat -18,9097995895 e long -48,0409225668*

UHE NOVA PONTE



Município: *Nova Ponte (MG)*

Início da operação: *1994*

Bacia hidrográfica: *rio Paranaíba*

Rio: *Araguari*

Barragem (m): *1.620 comprimento e 142 altura*

Área do reservatório (km²): *449,24*

Potência instalada (MW): *510*

Nº de unidades geradoras: *3*

Potência unitária (MW): *170*

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): *96*

Engolimento turbina (m³/s): *190*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *4 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *5.800*

Coordenadas (grau decimal): *lat -19,1330341149 e long -47,6977681528*

UHE PORTO ESTRELA



Municípios: *Joanésia e Açucena (MG)*

Início da operação: *2001*

Bacia hidrográfica: *rio Doce*

Rio: *Santo Antônio*

Barragem (m): *420 comprimento e 61 altura*

Área do reservatório (km²): *0,17*

Potência instalada (MW): *112*

Nº de unidades geradoras: *2*

Potência unitária (MW): *66*

Tipo de turbina: *Kaplan*

Queda nominal (m): *49,3*

Engolimento turbina (m³/s): *125,92*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *3 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *6.157*

Coordenadas (grau decimal): *lat -19,1168052683 e long -42,6628655952*

UHE QUEIMADO



Municípios: *Unai (MG) e Cristalina (GO)*

Início da operação: 2004

Bacia hidrográfica: *rio São Francisco*

Rio: *Preto*

Barragem (m): *1.060 comprimento e 70 altura*

Área do reservatório (km²): 39,43

Potência instalada (MW): 105

Nº de unidades geradoras: 3

Potência unitária (MW): 35

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): 168

Engolimento turbina (m³/s): 21,5

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: 3 (*Comporta Segmento*)

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): 1.959

Coordenadas (grau decimal): *lat -16,2092371832 e long -47,3104184477*

UHE ROSAL



Municípios: *Bom Jesus do Itabapoana (RJ); Guaçuí e São José do Calçado (ES)*

Início da operação: 1999

Bacia hidrográfica: *rio Itabapoana*

Rio: *Itabapoana*

Barragem (m): *159,5 comprimento e 36 altura*

Área do reservatório (km²): 1,91

Potência instalada (MW): 55

Nº de unidades geradoras: 2

Potência unitária (MW): 27,5

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): 170

Engolimento turbina (m³/s): 16,3

Tipo de vertedouro: *Crista livre*

Nº de comportas do vertedouro: *não tem*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): 717

Coordenadas (grau decimal): *lat -20,9538364223 e long -41,7167084540*

UHE SÁ CARVALHO



Município: *Antônio Dias (MG)*

Início da operação: *1951*

Bacia hidrográfica: *rio Doce*

Rio: *Piracicaba*

Barragem (m): *112 comprimento e 15 altura*

Área do reservatório (km²): *1,5*

Potência instalada (MW): *78*

Nº de unidades geradoras: *4*

Potência unitária (MW): *14,7(2), 16,9(1) e 31,5(1)*

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): *110*

Engolimento turbina (m³/s): *83,76*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *2 (Comporta de Fundo) e 5 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *1.138*

Coordenadas (grau decimal): *lat -19,6355751652 e long -42,8061830804*

UHE SÃO SIMÃO



Municípios: *Santa Vitória (MG) e São Simão (GO)*

Início da operação: 1978

Bacia hidrográfica: *rio Paranaíba*

Rio: *Paranaíba*

Barragem (m): *3.440 comprimento e 127 altura*

Área do reservatório (km²): *703,29*

Potência instalada (MW): *1.710*

Nº de unidades geradoras: *6*

Potência unitária (MW): *285*

Tipo de turbina: *Francis*

Queda nominal (m): *72*

Engolimento turbina (m³/s): *425*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *9 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *24.100*

Coordenadas (grau decimal): *lat -19,0191994986 e long -50,4993287460*

UHE TRÊS MARIAS



Município: *Três Marias (MG)*

Início da operação: 1962

Bacia hidrográfica: *rio São Francisco*

Rio: *São Francisco*

Barragem (m): *2.700 comprimento e 75 altura*

Área do reservatório (km²): *1.090*

Potência instalada (MW): 396

Nº de unidades geradoras: 6

Potência unitária (MW): 66

Tipo de turbina: *Kaplan*

Queda nominal (m): *46,1*

Engolimento turbina (m³/s): *150*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *7 (Comporta Segmento)*

Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *8.700*

Coordenadas (grau decimal): *lat -18,2131859540 e long -45,2616676323*

UHE VOLTA GRANDE



Município: *Miguelópolis (SP)*

Início da operação: *1974*

Bacia hidrográfica: *rio Grande*

Rio: *Grande*

Barragem (m): *2.329 comprimento e 56 altura*

Área do reservatório (km²): *205*

Potência instalada (MW): *380*

Nº de unidades geradoras: *4*

Potência unitária (MW): *95*

Tipo de turbina: *Kaplan*

Queda nominal (m): *26,2*

Engolimento turbina (m³/s): *450*

Tipo de vertedouro: *Superfície controlada*

Nº de comportas do vertedouro: *10 (Comporta Segmento)*

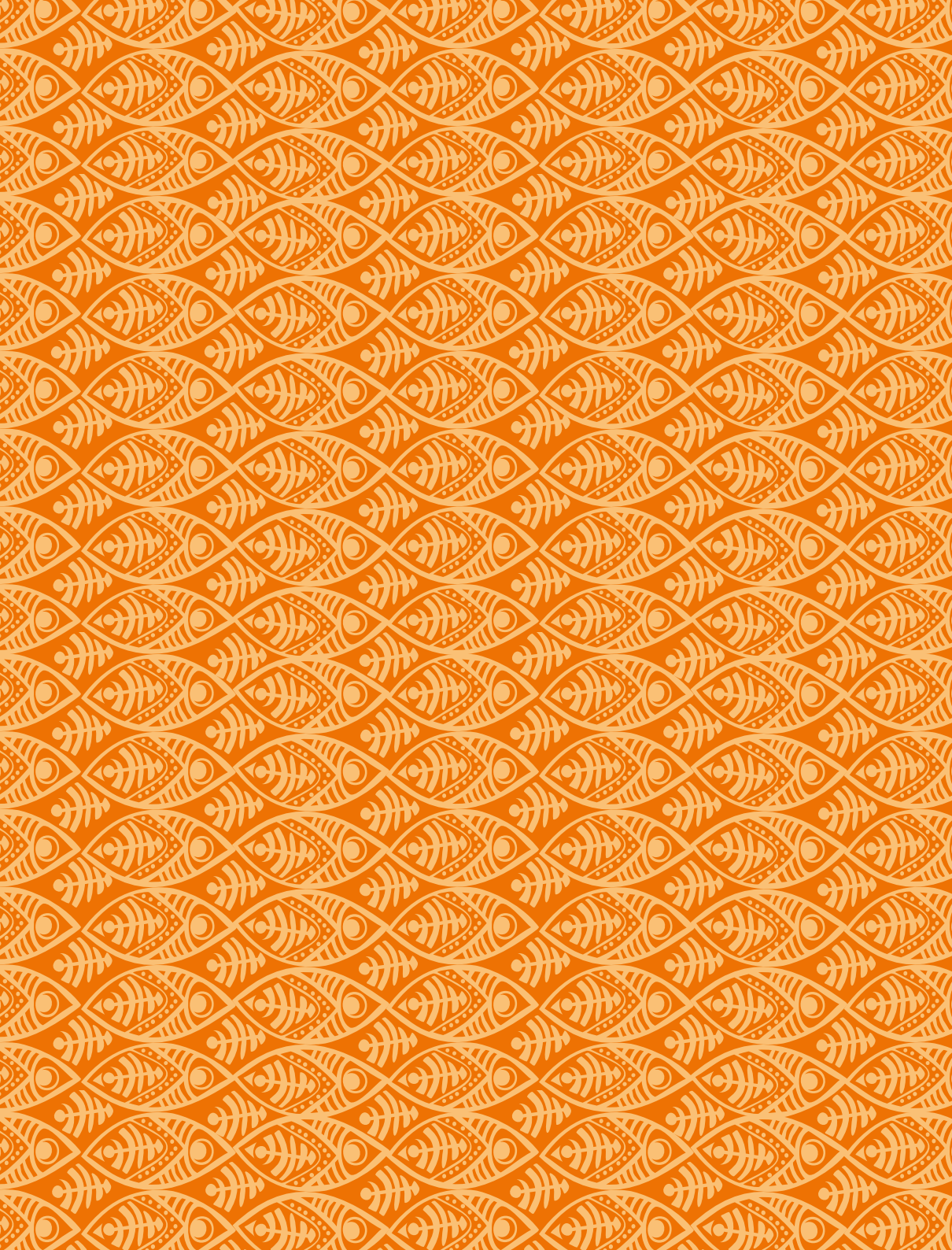
Capacidade máxima de vertimento (m³/s): *12.700*

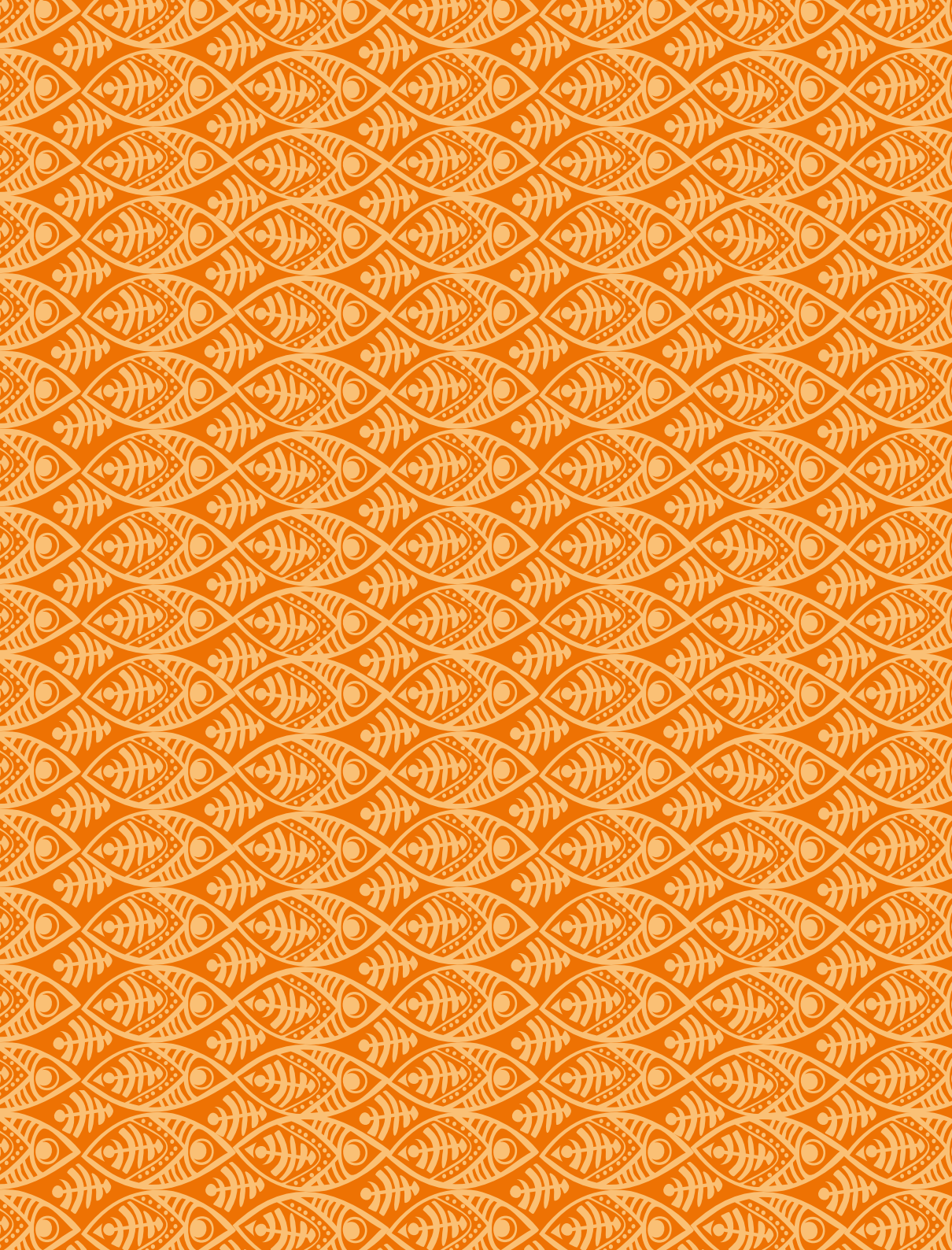
Coordenadas (grau decimal): *lat -20,0333955960 e long -48,2224522408*

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Cachapuz P.B.B. (2006) *Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005*. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 304 pp.

Este livro foi composto nos tipos Minion Pro e Futura Std em agosto de 2016.
A impressão e acabamento foram feitos em papel couché fosco 150g (miolo) e
supremo 300g (capa) pela gráfica Rona Editora.







SÉRIE PEIXE VIVO | AVALIAÇÃO DE RISCO DE MORTE DE PEIXES EM USINAS HIDRELÉTRICAS

CEMIG



A Melhor Energia do Brasil.

ISBN 978-85-87929-62-4