

SÉRIE PEIXE VIVO

TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES



COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS - CEMIG

TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES

BELO HORIZONTE

CEMIG

2012

ISBN 978-85-87929-47-1

Copyright: Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig

Presidência: Djalma Bastos de Moraes

Diretoria de Geração e Transmissão: Luiz Henrique de Castro Carvalho

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 da Série Peixe Vivo

João de Magalhães Lopes

Fernanda de Oliveira Silva

	Companhia Energética de Minas Gerais. Transposição de Peixes.
	Belo Horizonte: Cemig, 2012. 172 p. Ilust.
	1. Peixe 2. Água I. Título II. LOPES, João de Magalhães III. SILVA, Fernanda de Oliveira
	CDU: 597 556 639.3

DADOS BIOGRÁFICOS

Alexandre Lima Godinho

Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, pela Universidade Federal de Minas Gerais e doutor em *Wildlife and Fisheries Conservation*, pela Universidade de Massachusetts Amherst. Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Minas Gerais, onde coordena o Centro de Transposição de Peixes. Sua linha de pesquisa é conservação e manejo de peixes.

Carlos Barreira Martinez

Possui graduação em Engenharia Civil, pela Faculdade de Engenharia Civil de Itajubá (1984), mestrado em Engenharia Mecânica, pela Universidade Federal de Itajubá (1988) e doutorado em Planejamento de Sistemas Energéticos, pela Universidade Estadual de Campinas (1994). Atualmente é professor associado III da Universidade Federal de Minas Gerais. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em Hidráulica, atuando principalmente nos seguintes temas: pequenas centrais hidrelétricas, planejamento energético, mecanismo de transposição de peixes, transposição de peixes e avaliação energética. É coordenador do Centro de Pesquisas Hidráulicas e de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (CPH/UFMG). É credenciado pleno como orientador de mestrado e doutorado nos Programas de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMA-RH/UFMG) e de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica (PPGMEC/UFMG).

Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

Biólogo, mestre em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais. Atualmente é responsável técnico pela Bio-Ambiental Consultoria Ltda, biólogo/pesquisador do Projeto Manuelzão da Universidade Federal de Minas Gerais (www.manuelzao.ufmg.br) e membro do Centro de Transposição de Peixes da Universidade Federal de Minas Gerais (www.ctpeixes.ufmg.br). curimata@uai.com.br.

Elisa Duarte dos Santos Mesquita

Bióloga formada pela Universidade Estadual de Minas Gerais, campus Divinópolis, e mestre em Zoologia de Vertebrados de Ambientes Impactados, pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais – Puc Minas. Atualmente ocupa o cargo de professora na rede estadual e municipal da cidade de Divinópolis.

Fernanda de Oliveira Silva

Possui graduação em Ciências Biológicas, pela Universidade Federal de Minas Gerais (2005) e mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, pela Universidade Federal de Minas Gerais (2008). Atualmente é membro da equipe do Programa Peixe Vivo da Cemig, desempenhando atividades relacionadas principalmente ao monitoramento da ictiofauna e transposição de peixes. fernanda.oliveira2@cemig.com.br.

Gilberto Nepomuceno Salvador

Possui graduação em Ciências Biológicas (2003) e mestrado em Zoologia de Vertebrados (2011), pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, onde também atua como biólogo colaborador em pesquisas da área de ecologia, com ênfase em estrutura de comunidades e conservação de peixes de água doce. curimata_gilbert@hotmail.com

Gilmar Bastos Santos

Possui doutorado em Ecologia e Recursos Naturais, pela Universidade Federal de São Carlos (1999). Atualmente é professor adjunto III da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Estrutura de Comunidades de Peixes de Água Doce, atuando principalmente nos seguintes temas: estrutura de comunidades, reprodução e alimentação de peixes.

Hersília de Andrade e Santos

Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (2002), mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pela Universida-

de Federal de Minas Gerais (2004) e doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pela Universidade Federal de Minas Gerais (2007). Atualmente é professora do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em Hidráulica, atuando principalmente nos seguintes temas: renaturalização de cursos d'água e mecanismos de transposição de peixes. Atualmente é revisora dos periódicos: *Ecological Engineering*, *Rivers Research and Applications* e *Hydrobiologia*.

Hugo Pereira Godinho

Possui graduação em Medicina Veterinária, pela Universidade Federal de Minas Gerais (1958) e PhD em *Anatomy*, pela *Iowa State University of Science and Technology* (1968). É professor titular, aposentado, da Universidade Federal de Minas Gerais e professor adjunto da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. É membro titular da Academia Brasileira de Medicina Veterinária. Tem experiência em reprodução e conservação *ex-situ* (criopreservação de sêmen) de peixes neotropicais de água doce, bem como em aspectos de seu manejo e conservação *in-situ*.

João de Magalhães Lopes

Formado em Ciências Biológicas, com bacharelado em Ecologia, pela Universidade Federal de Minas Gerais (1999), mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, pela Universidade Federal de Minas Gerais (2003), MBA em Gestão Empresarial, pela UFU (2007). Foi coordenador técnico da Estação de Piscicultura de Volta Grande de 2003 a 2008. Atualmente faz parte da equipe do Programa Peixe Vivo da Cemig. joaoml@cemig.com.br.

Luiz Gustavo Martins da Silva

Bacharel e licenciado em Ciências Biológicas e mestre em Zoologia de Vertebrados, pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais e doutor em Engenharia Mecânica, pela Universidade Federal de Minas Gerais. Em seus trabalhos de pesquisa conduziu estudo para avaliar o comportamento migratório de peixes na bacia do rio Grande e para o desenvolvimento de bar-

reiras ou sistemas de repulsão para peixes. Atualmente, é professor adjunto da Universidade Federal de São João del Rei, onde atua na área de manejo ambiental e coordena atividades de pesquisa voltadas para a avaliação de impactos de empreendimentos minerários e hidrelétricos sobre a ictiofauna.

Neliana Vilela Rabelo Duarte

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Minas Gerais – INESP e professora de Biologia do 2º grau, efetiva no estado.

Paulo dos Santos Pompeu

Graduado em Ciências Biológicas, mestre em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre e doutor em Hidráulica e Recursos Hídricos, pela Universidade Federal de Minas Gerais. Atualmente é professor adjunto do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Lavras, onde coordena o curso de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada.

Tiago Casarim Pessali

Possui graduação em Ciências Biológicas, pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (2003). É atualmente biólogo colaborador do Programa de Pós-Graduação em Zoologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Atua na área de Ecologia, com ênfase em estrutura de comunidades e conservação de peixes de água doce. tcpessali@hotmail.com.

Volney Vono

Graduação em Ciências Biológicas, pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (1986), mestrado (1995) e doutorado (2002) em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, pela Universidade Federal de Minas Gerais. Fez pós-doutorado no Programa de Pós-Graduação em Zoologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (2003-2005). Participou como biólogo colaborador do Centro de Transposição de Peixes da Universidade Federal de Minas Gerais, com experiência na área de ecologia. Atuou principalmente nos seguintes temas: impacto ambiental em peixes, migração, reprodução e alimentação de peixes e mecanismos de transposição de peixes.

SUMÁRIO

PREFÁCIO	14
CAPÍTULO 1 Metodologia para o planejamento, implantação, definição de objetivos e monitoramento de sistemas de transposição de peixes pela Cemig	19
CAPÍTULO 2 Marcação e recaptura da curimatá-pioa (<i>Prochilodus costatus</i>) em um afluente do rio São Francisco e avaliação da necessidade da transposição de peixes na UHE Gafanhoto	35
CAPÍTULO 3 A ictiofauna e a escada experimental para peixes do rio Paraopeba – UTE Igarapé, bacia do rio São Francisco (Minas Gerais)	59
CAPÍTULO 4 Escada de peixes de Igarapava: modelo de estudos em passagens de peixes neotropicais	83
CAPÍTULO 5 Parâmetros migratórios e transposição de curimatás e mandis-amarelos no médio rio Grande	111
CAPÍTULO 6 Estudo da capacidade natatória de peixes neotropicais	133

PREFÁCIO

A Cemig é um dos mais sólidos e importantes grupos do segmento de energia elétrica do Brasil e da América Latina, com 59 anos de tradição, sendo constituído por 59 empresas e 10 consórcios. Companhia de capital aberto, controlada pelo Governo do Estado de Minas Gerais, a Cemig possui 117 mil acionistas em 40 países. Suas ações são negociadas nas Bolsas de Valores de São Paulo, Nova York e Madri.

A Empresa, fundada em 1952 por Juscelino Kubitschek, é a maior no setor de distribuição de energia elétrica da América do Sul e uma das quatro maiores do mundo, com 460.669 km de redes. No segmento de geração de energia elétrica brasileiro ocupa a terceira posição, com capacidade instalada de 6,7 mil MW (65 usinas), e também é o terceiro maior grupo transmissor, com 9.688 km de rede. Sua área de concessão representa 96,7% de Minas Gerais, atuando também na distribuição e prospecção de gás natural e no segmento de telecomunicações (transferência de dados).

Todas as suas grandes usinas são certificadas no seu Sistema de Gestão Integrado: qualidade, saúde e segurança e gestão ambiental. O Grupo Cemig atua em 19 estados brasileiros e no Chile, atendendo a cerca de 30 milhões de pessoas (10,8 milhões de consumidores) em 805 municípios. Também é a maior fornecedora de energia para consumidores livres do Brasil, com 25% do mercado.

Hoje é uma referência na economia global, reconhecida pela sua atuação sustentável. É a única empresa do setor elétrico nacional a fazer parte do Dow Jones Sustainability World Index (DJSI World) por doze anos consecutivos, desde a sua criação.

O Programa Peixe Vivo surgiu da percepção pela Cemig de que era necessário adotar medidas mais efetivas e em longo prazo para conservar a ictiofauna das bacias hidrográficas onde a empresa possui empreendimentos. O objetivo era minimizar o impacto que as usinas causam sobre os peixes, buscando, em parceria, soluções e tecnologias de manejo que integrem geração de energia com conservação das espécies nativas, promovendo o envolvimento da comunidade nas atividades e metas propostas. Desafio considerável para uma empresa com 65 usinas, sendo 50

hidrelétricas em Minas Gerais, localizadas em sete bacias hidrográficas, com área total de quase 1.230 mil km².

A importância da iniciativa ficou ainda mais evidente após acidentes que resultaram em impactos sobre a ictiofauna durante manobras operativas realizadas na usina de Três Marias (2006 e 2007). Os acidentes também evidenciaram distanciamento em relação à comunidade local e a necessidade de envolver os diversos públicos relacionados ao tema ictiofauna. Dessa forma, a primeira iniciativa do Programa, lançado em junho de 2007, foi promover diagnósticos e consultas públicas e viabilizar a construção conjunta de ações para os anos seguintes.

O planejamento foi feito por equipe interdisciplinar da Cemig (operação, manutenção, comunicação e área ambiental) a partir de propostas das consultas e do conhecimento adquirido pela Empresa, que desenvolve estudos pioneiros desde 1972, quando elaborou um projeto de piscicultura para a bacia do rio Grande, prevendo a instalação de postos e estações para pesquisa e preservação dos peixes. Após as oficinas e avaliações técnicas, o Peixe Vivo organizou sua atuação, sustentada por três pilares: os projetos de manejo e conservação, a produção de conhecimento científico e o envolvimento da comunidade. Para as atividades, entre 2007 e 2013, o investimento previsto foi de R\$ 32 milhões.

O primeiro pilar do Programa refere-se aos projetos de conservação da ictiofauna e das bacias, como a implantação de sistemas de transposição de peixes, a estocagem de peixes, a avaliação e restauração de habitats críticos e a implantação de sistemas de segurança ambiental em usinas da empresa, dentre outros. Esses projetos devem garantir que a intervenção humana seja pautada pelas melhores estratégias para conservação de peixes.

A Cemig também realizou a revisão dos procedimentos operativos de suas usinas, criando uma instrução de serviço que estabelece padrões e modos de atuar. Considerando análises históricas dos principais impactos diretos sobre a ictiofauna, desenvolveu soluções, como uma grade telada, que reduziu cerca de 90% a entrada de peixes na sucção de unidades geradoras, e realizou adequações estruturais nas hidrelétricas que ofereciam maior risco aos peixes. Trabalhando em conjunto com o Centro de Transposição de Peixes de Minas Gerais, órgão da Universidade

Federal de Minas Gerais, promoveu o monitoramento da ictiofauna por biólogos, que vêm subsidiando o planejamento da operação de suas usinas a partir da análise das concentrações de peixes a jusante dos barramentos e análise de índices de segurança ambiental das manobras. O resultado foi uma redução superior a 90% na quantidade de peixes impactados diretamente por suas usinas.

O segundo pilar do Programa diz respeito ao conhecimento científico que sustenta os programas de conservação. A partir da parceria da empresa com centros de pesquisa e universidades é possível gerar conhecimento, utilizado para a criação de estratégias de conservação mais eficientes. A constante troca de experiência entre as equipes técnicas da Cemig e das universidades, além do apoio logístico e disponibilização de recursos para pesquisas científicas críticas, algumas inéditas na América do Sul, está garantindo um grande aumento de conhecimento sobre a biologia, ecologia, fisiologia e comportamento de espécies nativas de nossa ictiofauna, compartilhado com o meio acadêmico, as demais empresas do setor elétrico e com a comunidade.

Parte dos projetos é desenvolvida junto ao Programa de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) da Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica e parte com recursos próprios da Empresa. Os estudos realizados em parceria com universidades avaliam a eficiência das estratégias de manejo adotadas pela Empresa e a necessidade de intervenções, além de trazerem dados importantes sobre as bacias hidrográficas, garantindo que os objetivos das estratégias de conservação da ictiofauna adotadas pelo Programa sejam cientificamente defensáveis.

O terceiro pilar refere-se ao envolvimento da comunidade em todos os passos do Peixe Vivo. A Cemig promove a participação dos diversos públicos no desenvolvimento do Programa, além de divulgar os resultados gerados e estabelecer canais de comunicação, garantindo a transparência das atividades, a difusão do conhecimento e o atendimento às demandas locais, a partir de relações de parceria. As iniciativas englobam trabalhos, em parcerias diretas, com 122 instituições regionais, que promovem o desenvolvimento sustentável das regiões atendidas e fortalecem o conceito de corresponsabilidade, como o projeto criado para capacitar e conscientizar jovens através dos esportes náuticos, que gera oportunidades e

transforma e fomenta o turismo sustentável no lago de Três Marias.

São promovidas ações de educação ambiental em projetos e eventos no estado, inclusive em espaços de referência criados pelo programa, e a integração da população com as atividades da Empresa, como as parcerias inovadoras, que esclarecem e antecipam informações relevantes para os moradores. A Cemig também realiza e apoia diversos eventos (cerca de 450 desde 2007), espaços interativos para a troca de conhecimento e momentos argumentativos e apresentações em diversos estados e países. A divulgação e interação acontecem ainda utilizando material institucional, incluindo brindes com materiais recicláveis e produção mais sustentável, diversas mídias (impressos, rádio, mídias sociais, TV, vídeos, publicações) e subsidiando a imprensa regional e nacional, o que ajudou no aumento de quase 80% de matérias identificadas com o tema peixe.

Em 2010, foram realizadas novas consultas públicas, com o retorno das ações realizadas a partir dos eventos de 2007, e nova coleta de propostas. A avaliação pública confirma os resultados da proposta inicial: evitar acidentes e buscar parcerias para criar e executar medidas eficientes de conservação da ictiofauna e desenvolvimento sustentável da sociedade.

Este livro é um passo importante para a Cemig dentro da estratégia do Programa Peixe Vivo de divulgar informações relevantes para a sociedade. Seus capítulos são formados por estudos realizados pelos mais importantes centros de pesquisa do estado e trazem uma amostra importante do conhecimento existente sobre os principais sistemas de transposição instalados em usinas da empresa e consórcios, além do desenvolvimento de metodologias e experimentos, muitos deles inéditos no país. Esperamos que esta publicação possa contribuir para a divulgação do conhecimento científico, gerado por estudos desenvolvidos no Estado de Minas Gerais, sobre dinâmica migratória e transposição de peixes, além de abrir canais de discussão sobre a gestão ambiental de barragens e a mitigação de seus impactos sobre a ictiofauna nativa de nossas bacias.

Enio Marcus Brandão Fonseca

Superintendente de Gestão Ambiental da Geração e Transmissão da Cemig

SÉRIE PEIXE VIVO

TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES

CAPÍTULO 1

METODOLOGIA PARA O
PLANEJAMENTO, IMPLANTAÇÃO,
DEFINIÇÃO DE OBJETIVOS
E MONITORAMENTO DE
SISTEMAS DE TRANSPOSIÇÃO
DE PEIXES PELA CEMIG

João de Magalhães Lopes
Fernanda de Oliveira Silva

1 – INTRODUÇÃO

A matriz energética brasileira tem forte participação da geração hidrelétrica, permanecendo em terceiro lugar no âmbito mundial em termos de capacidade instalada (AGOSTINHO et al., 2007). Apesar do conceito de energia renovável e limpa, os impactos locais da instalação de hidrelétricas são altos. Os principais efeitos que esses empreendimentos causam são modificações no regime hidrológico, barreiras à migração de espécies aquáticas, aprisionamento de nutrientes, diminuição da fertilidade de planícies (BRATRICH et al., 2004) e destruição de habitats essenciais a diversas espécies da fauna e flora (DYNESIUS & NILSSO, 1994). Conseqüentemente, a implantação de barragens nos rios tem sido uma das principais causas da diminuição de peixes em diversas partes do mundo (GODINHO & GODINHO, 1994; SWALES, 1994; HELFMAN et al., 2009).

Os peixes migradores, também conhecidos no Brasil como de piracema, constituem um dos grupos mais afetados pelas barragens. Para esses peixes, o barramento constitui-se num obstáculo que impede o livre deslocamento entre áreas de alimentação e desova. Com o objetivo de se atenuar esse efeito negativo, têm sido implantados sistemas de transposição de peixes (STPs), que permitem a passagem dos peixes pelas barragens. Os STPs implantados no Brasil têm sido somente aqueles que fornecem movimentos de jusante para montante. Isso, porque ainda não se conhece tecnologia que permita a passagem segura e efetiva, de montante para jusante, dos diversos estágios de vida dos peixes brasileiros.

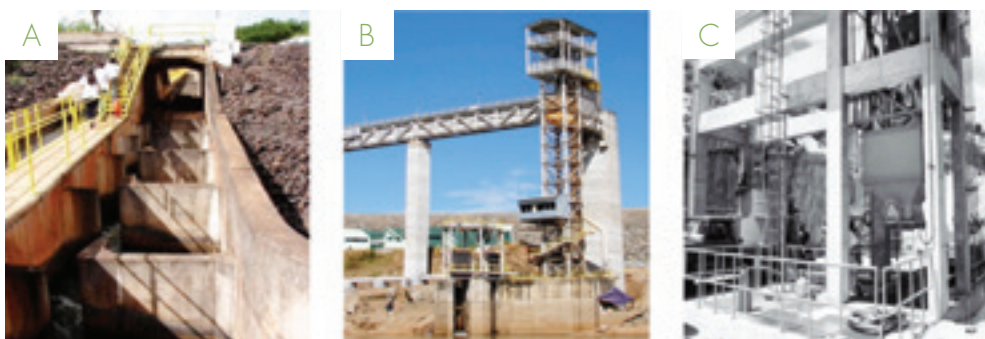


FIGURA 1 – Exemplos de sistemas de transposição de peixes para montante adotados no Brasil: (a) Escada UHE Igarapava – rio Grande, MG; (b) Elevador UHE Funil – rio Grande, MG; (c) Elevador com caminhão-tanque – rio Mucuri, MG.

Fonte: ((figura 1 – (a) e figura 1 – (b): Fernanda Silva; figura 1 – (c): POMPEU et al. (2006)).

Vários são os tipos de STPs que permitem movimentos para montante (figura 1), podendo ser agrupados nas seguintes categorias: escadas, elevadores, elevadores com caminhão-tanque, eclusas, canais naturais e seminaturais. O princípio geral desses sistemas é atrair os peixes para um ponto específico a jusante do barramento e induzi-los ativamente ou passivamente a transporem o obstáculo (LARINIER, 2000). A adoção de qualquer uma das categorias citadas varia conforme as características do barramento e das espécies de peixe locais.

O uso de STPs tem sido a segunda ferramenta de manejo mais utilizada por empresas do setor elétrico brasileiro, permanecendo atrás da estocagem de peixes nativos (AGOSTINHO et al., 2007). Apesar de seu uso disseminado, os STPs começaram a ser utilizados no Brasil sem fundamento teórico ou estudos prévios adequados, sendo diagnosticados dois grandes equívocos no seu processo de implantação: levou-se em consideração um conceito desenvolvido para peixes anádromos¹, como os salmões, que possuem histórias de vida muito diferentes dos peixes potamódromos² brasileiros, e sua construção muitas vezes foi decorrente da obrigatoriedade da legislação (Exemplos: em Minas Gerais, o assunto é regulado pela Lei 12.488, de 9/4/1997, e em São Paulo, pela Lei 9.798, de 7/10/1997) e não de estudos ecológicos que determinassem tecnicamente a necessidade de sua implantação.

Em muitos sistemas de transposição brasileiros não é possível realizar a análise de eficiência (conforme definido por Porcher & Travade, 2002), pois foram construídos sem definição clara de objetivos. Um agravante dessa situação é que, apesar da limitação imposta pela ausência de objetivos, essas análises têm sido feitas sem nenhum critério técnico. Essa afirmação pode ser corroborada pela pesquisa realizada por Agostinho *et al.* (2007), que entrevistou técnicos da área de meio ambiente de diversas empresas do setor elétrico e identificou que menos de 10% dos reservatórios possuem informações básicas e fundamentais sobre os STPs, tais como quantidade de peixes transpostos e seletividade. Nessa mesma pesquisa, a eficiência dos STPs foi considerada como satisfatória, apresentando o melhor resultado dentre as medidas de manejo analisadas. Como ressaltado pelos autores, a eficiência dos STPs tem sido relacionada à percepção dos técnicos da área de meio ambiente das empresas, e não propriamente a resultados de monitoramento.

¹ Peixes que passam parte do ciclo de vida em ambiente de água doce (reprodução e desenvolvimento inicial) e parte em ambiente de água salgada (crescimento).

² Peixes que completam o ciclo de vida em ambientes de água doce, mas que os habitats de alimentação e reprodução podem estar separados por pequenas ou longas distâncias.

2 – METODOLOGIA PARA O PLANEJAMENTO, IMPLANTAÇÃO, DEFINIÇÃO DE OBJETIVOS E MONITORAMENTO DE SISTEMAS DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES PELA CEMIG

Baseando-se na ausência de critérios técnicos para implantação e monitoramento de STPs, foram desenvolvidas metodologias para o planejamento, construção, determinação de objetivos e monitoramento dos STPs implantados ou a serem implantados em usinas da Cemig (CEMIG, 2008; SILVA & LOPES, 2010). Essas metodologias foram criadas para direcionar o uso adequado de STPs como ferramentas de manejo e conservação da ictiofauna. Durante a elaboração dessas metodologias foram organizados seminários, que contaram com a presença de pesquisadores e técnicos da empresa, além de consulta a bibliografia especializada. A seguir serão apresentados os principais aspectos abordados nas metodologias citadas, importantes nos processos de tomada de decisão sobre a adoção de STPs como medida mitigatória de impactos provocados pelos barramentos.

2.1- Planejamento e implantação de sistemas de transposição de peixes pela Cemig

A primeira etapa na elaboração de um sistema de transposição é o seu planejamento. Essa etapa deve ser tratada de forma bastante criteriosa, uma vez que dela dependerá grande parte dos resultados a serem obtidos no futuro. Os estudos da ictiofauna devem ser iniciados, no mínimo, dois anos antes da construção da barragem. Os parâmetros a serem analisados nessa etapa dizem respeito aos requisitos legais que condicionam a construção, características da ictiofauna local, do ambiente, do empreendimento e do próprio STP, que devem ser observados para se obter uma maior eficiência e melhores relações entre custo e benefício no futuro (figura 2).

As informações devem ser obtidas de maneira sistemática pela equipe responsável pelos estudos de viabilidade ambiental do empreendimento. Para a definição acerca da implantação ou não do STP, devem ser avaliadas as questões relativas aos requisitos legais e requisitos da ictiofauna na área de influência da barragem (figura 2).

A equipe deve ter como parâmetros de avaliação legal a política ambiental da Cemig, a legislação estadual e a legislação federal. No entanto, os requisitos legais avaliados não podem ser utilizados por si só para a tomada de decisão acerca da implantação ou não do STP. Esses requisitos devem sempre ser avaliados conjuntamente com requisitos técnicos

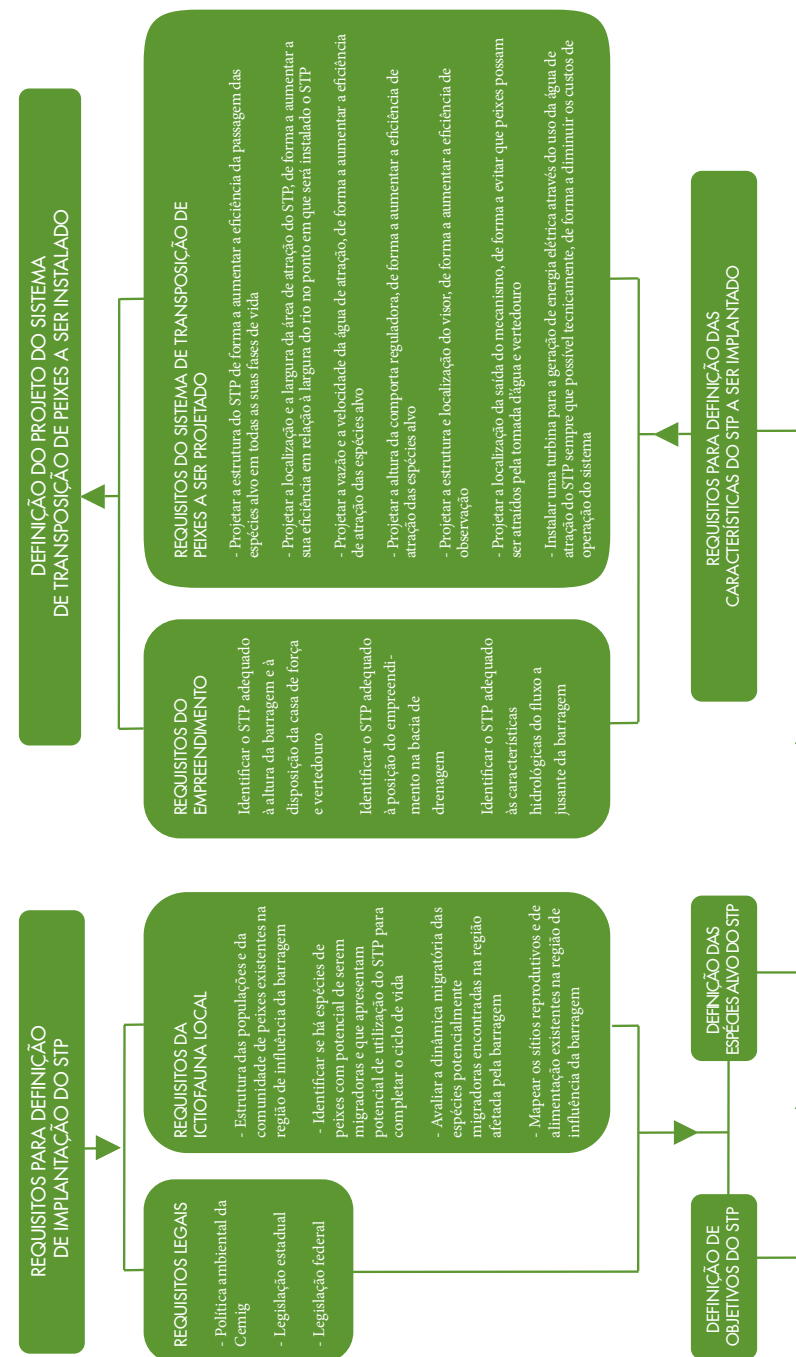


FIGURA 2 – Modelo de avaliação utilizado para a tomada de decisão acerca da implantação e tipo de STP a ser implantado em novas barragens da Cemig.

necessários à tomada de decisão.

A decisão acerca da viabilidade técnica da implantação de STPs em barragens deve ter como base as características da ictiofauna existente na área de influência do empreendimento. Questões como a avaliação da existência de espécies migradoras e a sua dinâmica migratória, dentre outras, devem ser capazes de possibilitar a avaliação da pertinência ou não da instalação do STP. Os dados obtidos com os estudos prévios podem também definir que o STP em questão não deva ser construído. Isso deverá ocorrer nas seguintes situações:

- já existirem obstáculos naturais à transposição na área de implantação da barragem;
- não houver espécies que necessitem transpor a barragem na região de influência do empreendimento;
- a barragem tem influência pouco expressiva na migração dos peixes;
- há espécies a jusante que não são encontradas a montante, principalmente se as espécies de jusante tiverem potencial de impactar negativamente trechos a montante;
- se o STP tiver potencial de funcionar como armadilha ecológica, conforme situações definidas por Pelicice & Agostinho (2008);
- o sistema de transposição de outra barragem puder atender à transposição do empreendimento analisado.

Outro aspecto importante que essas questões devem definir são os objetivos específicos do STP e as espécies às quais ele se destina. Os objetivos definidos para o sistema devem ser alvo do monitoramento após a sua implantação. A existência do STP só fará sentido caso alcance os objetivos propostos no seu planejamento.

Caso as informações obtidas durante o processo de planejamento corroborem a decisão de implantação do sistema de transposição de peixes na barragem, o planejamento e a construção do STP devem ocorrer concomitantemente ao planejamento e construção da barragem. Essa medida propicia um melhor planejamento do sistema, não sendo necessárias mudanças estruturais realizadas após a barragem. Também deve ser implementado um sistema de transposição de peixes provisório durante a construção da barragem, caso os estudos prévios apontem a necessidade de construção de STP, sendo que parte dos peixes transpostos deverá ser marcada e monitorada.

2.2 - Objetivos e espécies alvo dos sistemas de transposição de peixes da Cemig

A adoção de STPs sem o conhecimento prévio da ictiofauna local e sob a pressão de uma legislação pouco embasada em argumentos científicos culminou na utilização desses sistemas com o objetivo básico e intuitivo de permitir a continuidade da migração reprodutiva. No entanto, devido às particularidades de cada empreendimento e dos trechos afetados por eles, objetivos específicos do sistema de transposição de peixes se fazem necessários, conforme as características locais, da ictiofauna e mecânicas dos STPs.

Abaixo são descritos alguns objetivos que podem indicar diferentes usos dos STPs como medida de manejo (EBERSTALLER et al., 1998; PORCHER & TRAVADE, 2002; SANTOS et al., 2005; GODINHO & KYNARD, 2009; POMPEU et al., 2011). Vale ressaltar que esses objetivos só podem ser determinados após o completo entendimento do ciclo de vida das espécies, das características dos sistemas de transposição e das condições do ambiente (posição do barramento em relação aos habitats essenciais ao ciclo de vida das espécies, presença desses habitats a montante e a jusante, presença de outros barramentos na bacia de drenagem, etc.):

1. permitir a livre circulação das diversas espécies de peixe entre trechos a montante e jusante do barramento, evitando o isolamento genético de populações;
2. evitar o acúmulo de peixes a jusante do barramento, que pode ter como consequência o aumento das taxas de predação e de pesca (GODINHO & KYNARD, 2009);
3. propiciar a manutenção de espécies migradoras a montante do barramento, quando essas espécies não mais conseguirem manter populações viáveis nesse trecho (GODINHO & KYNARD, 2009), permitindo:
 - a) *dispersão em uma maior extensão do rio,*
 - b) *manutenção de estoque pesqueiro no reservatório,*
 - c) *desempenho do papel ecológico dessas espécies, importante na cadeia alimentar da comunidade e na ciclagem de nutrientes;*
4. permitir a continuidade da migração reprodutiva e conseqüentemente o acesso a sítios de reprodução. Para aquelas espécies que possuem curto período reprodutivo, um dos objetivos será também o de minimizar o tempo gasto na localização da entrada e na utilização do mecanismo, possibilitando que a espécie alcance os sítios de desova em tempo adequado. Atenção especial na definição de objetivos deve ser dada aos STPs implantados em barramentos que estão localizados a

jusante de vários sítios de desova, que conseqüentemente possuem maior potencial de impacto (PORCHER & TRAVADE, 2002);

5. fornecer habitat para diferentes espécies, dentre elas aquelas dependentes de ambientes específicos (SANTOS et al., 2005);
6. atuar como modelo experimental para diferentes tipos de estudo;
7. atender a outros ambientes que não apenas o reservatório a montante, como no caso de sistemas em cascata. Nessas condições é muito importante a determinação de objetivos para os STPs, uma vez que em sistemas em cascata a taxa de sucesso de cada STP depende do número de barramentos na bacia de drenagem;
8. evitar o isolamento genético de populações (POMPEU et al., 2011).

O primeiro e principal critério adotado na definição de objetivos dos STPs da Cemig foi o de que esses sistemas deverão focar na conservação da ictiofauna nativa da região de influência da barragem com suas características mais próximas das originais. Assim, esses sistemas deverão manter a conectividade de habitats na região de influência da barragem compatível ao que ocorria antes de sua implantação.

A metodologia de análise para determinação de objetivos baseia-se no levantamento de informações sobre as características da área de influência, da ictiofauna local e dos STPs. Cada uma dessas características funciona como um critério para a determinação dos objetivos. A figura 3 apresenta as características utilizadas como critérios (condições de jusante e de montante e seletividade do STP/barramento) e os objetivos, que foram considerados conforme esses critérios. É importante ressaltar que os objetivos propostos pela figura 3 devem ser analisados dentro do contexto específico de cada empreendimento. Alguns empreendimentos hidrelétricos podem prescindir de alguns dos objetivos aqui sugeridos, mesmo possuindo as conformações descritas pelo modelo apresentado na figura 3. É necessário também reforçar a necessidade do monitoramento contínuo do sistema, analisando periodicamente se os objetivos propostos estão sendo alcançados. Ao ser avaliado que o STP não atinge os objetivos propostos, mudanças estruturais ou nos procedimentos de operação devem ser propostas e, caso a ineficiência permaneça, isso poderá levar até mesmo à desativação do sistema.

Uma vez que o principal critério considerado nas avaliações dos objetivos foi a conservação de espécies, as características consideradas como de maior relevância para

a determinação dos objetivos foram a presença de habitats adequados para reprodução e desenvolvimento e a possibilidade de migração para jusante. Apesar da inexistência no Brasil de tecnologia específica que permita a transposição de montante para jusante dos diversos estágios do ciclo de vida dos peixes, essa característica foi considerada. Isso, porque em alguns empreendimentos a altura do barramento é compatível com a descida dos peixes. Outra situação é que o próprio sistema de transposição pode permitir o retorno dos mesmos.

Um fator que deve ser considerado é o custo/benefício de se implantar determinado sistema em operação. Em nossa análise, o custo/ benefício deverá ser considerado principalmente para STPs que possuam o objetivo de manter a troca genética entre trechos de montante e de jusante. Uma vez que um pequeno número de peixes é necessário para manter a conectividade gênica entre os dois trechos (HARTL & CLARK, 1997), podendo ser realizada através de transposição manual, talvez o esforço empregado para manter um STP em funcionamento com esse objetivo não seja viável. Nesses casos, se o sistema de transposição já se encontrar instalado, o mesmo pode funcionar como modelo experimental para estudos sobre funcionamento de STPs, tais como características hidráulicas, manipulação de vazão para atratividade de espécies de interesse, ciclos operacionais, etc.

As espécies consideradas como alvo da transposição deverão ser principalmente as migradoras presentes na área de influência da barragem. Uma vez que os requisitos mínimos exigidos variam entre essas espécies (área de vida, utilização de sítios reprodutivos e de alimentação específicos, etc.), cada caso deverá ser analisado separadamente. Como muitas dessas espécies já se encontram em declínio populacional, os objetivos adotados deverão ser muito bem monitorados, como forma de se evitarem impactos adicionais.

2.3 - Monitoramento de sistemas de transposição de peixes pela Cemig

A ausência de objetivos claros tem sido uma das grandes dificuldades para se avaliar a eficiência dos STPs. Na grande maioria das vezes, a avaliação de eficiência desses sistemas tem se baseado apenas na medida da proporção de peixes presentes a jusante do barramento que é transposta para montante (OLDANI & BAIGÚN, 2002; POMPEU & MARTINEZ, 2007), sendo considerado de baixa eficiência aquele mecanismo que transpõe poucos peixes. No entanto, o conceito de eficiência deve levar em consideração tanto o objetivo quanto as espécies para os quais ele foi proposto (PORCHER & TRAVADE, 2002). Sendo assim, se o objetivo de um determinado STP for transpor espécies

CONDIÇÕES DE JUSANTE	CONDIÇÕES DE MONTANTE	SELETIVIDADE DO STP/BARRAMENTO	POSSÍVEIS OBJETIVOS DO STP
Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Permite a subida e descida de peixes	1; 2; 5; 6; 8
Ausência de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Permite a subida e descida de peixes	2; 4; 6
Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Ausência de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Permite a subida e descida de peixes	2; 3; 6; 7
Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Permite somente a subida de peixes	2; 5; 6; 8
Ausência de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Permite somente a subida de peixes	2; 4; 6
Presença de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Ausência de sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial	Permite somente a subida de peixes	2; 3; 6; 7

FIGURA 3 – Esquema para determinação de objetivos de sistemas de transposição de peixes. Os números dos possíveis objetivos referem-se aos objetivos descritos no texto.

migradoras que possuem o sítio de desova a montante, a quantidade de peixes a ser transposta será diferente daquela necessária para atingir, por exemplo, o objetivo de se evitar a fragmentação de populações (LARINIER, 1998).

A avaliação da eficiência de STPs engloba as atividades relacionadas ao monitoramento do sistema. Essa etapa tem como objetivo a busca de respostas relacionadas ao funcionamento e passagem de peixes. Ela abrange, no plano temporal, os estudos realizados previamente à implantação da barragem e durante a sua construção e, especialmente, toda a área de influência da barragem. O monitoramento do STP deve ocorrer enquanto o sistema for operado. As respostas obtidas nessa etapa subsidiarão melhorias de operação do STP e de sistemas a serem construídos no futuro.

O monitoramento deve ser realizado de acordo com parâmetros metodológicos

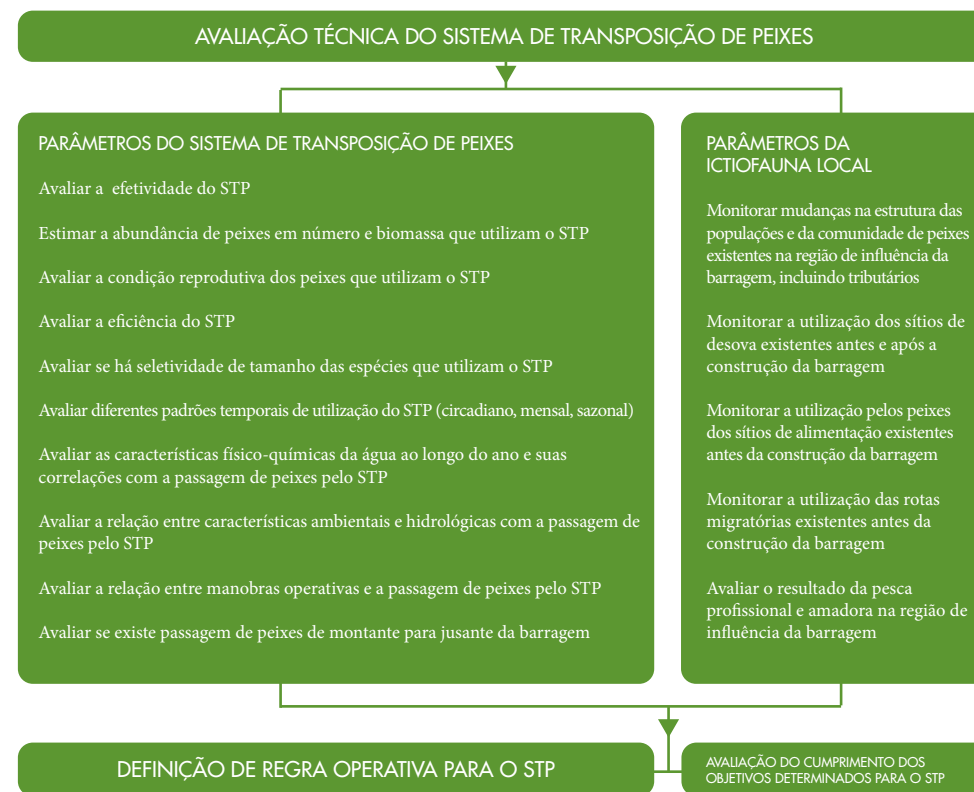


FIGURA 4 – Modelo de avaliação utilizado para se monitorar a eficiência do STP instalado.

pré-definidos. Nessa etapa serão avaliados parâmetros referentes ao próprio sistema de transposição (número, biomassa e estágio reprodutivo de peixes que o transpõem, entre outros) e às populações e comunidades de peixes existentes na área de influência da barragem (utilização dos sítios de reprodução e alimentação existentes) (ver figura 4). As análises desses parâmetros proporcionarão informações que determinarão se os objetivos previamente propostos para o sistema examinado estão sendo alcançados. Essas informações também ajudarão a determinar a regra operativa do STP em questão.

A obtenção de dados durante o planejamento, construção e operação de sistemas de transposição de peixes deve objetivar a elaboração de regras operativas que tornem o STP mais eficiente do ponto de vista ambiental e com custos econômicos menores. Essa regra operativa deve, assim, otimizar o custo/benefício do sistema. Para se obter a regra operativa de utilização do STP é necessário se obter a relação do número de peixes transpostos com variáveis ambientais, a variação sazonal e diária da frequência de passagens de peixes pelo STP e a variação sazonal e diária do custo de operação e do monitoramento da água utilizada pelo STP. A regra operativa será obtida através de um modelo preditivo do número de peixes transpostos mês a mês, de acordo com a relação com variáveis ambientais (ex: vazão, temperatura da água, pH, etc.). Dessa forma poderá ser determinada a variação do custo de operação mês a mês em função da probabilidade de vertimento (disponibilidade de água), custos de operação e monitoramento do STP (POMPEU & MARTINEZ, 2005).

Caso seja avaliado através da análise de indicadores e metas que os objetivos não estão sendo cumpridos, devem ser propostas alterações na forma operativa ou alterações estruturais no STP para que isso ocorra. Importante ressaltar que nas análises de eficiência dos STPs é fundamental considerar outros fatores que regulam o tamanho das populações, como qualidade da água, introdução de espécies, alteração da qualidade da água, etc. Apesar da fragmentação do habitat ser um dos principais causadores da redução de peixes, ela não é a única causa de declínio. Assim, outros fatores devem ser analisados quando se avalia o papel do sistema de transposição como medida mitigatória, pois em muitos casos, apenas a implantação de um STP, mesmo que ele cumpra o seu objetivo, não será suficiente para solucionar o problema da redução de peixes nos rios brasileiros. A transposição de peixes é apenas uma das formas de manejo e conservação da ictiofauna e deve ser agregada a outras, como conservação de habitat e gerenciamento da pesca, para que integre planos de manejo da ictiofauna que possam apresentar resultados de sucesso.

3 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. *Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo*. p. 319–364. In: AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM. Maringá-PR, Brazil. 1997.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, p. 501. 2007.

BRATRICH, C.; TRUFFER, B.; JORDE, K.; MARKARD, J.; MEIER, W.; PETER, A.; SCHENEIDER, M.; WEHRLI, B. Green hydropower: a new assessment procedure for river management. *River Research and Applications*. 20:865–882. 2004.

CEMIG. *Anais do 2º Seminário Interno da Cemig sobre Sistemas de Transposição de Peixes: metodologia para o planejamento, implantação e monitoramento de sistemas de transposição de peixes da Cemig*. 2008.

DYNESIUS, M. & NILSSO, C. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third the World. *Science*. 5186: 753–762. 1994.

EBERSTALLER, J.; HINTERHOFER, M.; PARASIEWIZ, P. *The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river*. In: JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S.; WEISS, S. (Eds). *Fish migration and fish bypasses*. Oxford and London, *Fish News Books*. 1998. 438 p.

GODINHO, A.L; KYNARD, B. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. *Rivers Research and Applications*. 25: 702–712. 2009.

GODINHO, H. P. & GODINHO, A. L. Ecology and conservation of fish in Southeastern Brazilian river basins submitted to hydroelectric impoundments. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 5: 187–197. 1994.

HARTL, D.L. & CLARK, A.G. *Principles of population genetics*. 3rd. ed. Sinauer Associates. Massachusetts. 1997. 542 p.

HELFMAN, G.S.; COLLETTE, B.B.; FACEY, D.E.; BOWEN, B.W. *The diversity of fishes*. 2nd ed. Wiley-Blackwell, New Jersey. 2009. 737 p.

LARINIER, M. *Upstream and downstream fish passage experience in France*. In: JUNGWIRTH, M. SCHMUTZ, S.; WEISS, S. Fish migration and fish bypasses (Eds). Oxford and London, *Fish News Books*. 1998. 438 p.

LARINIER, M. Dams and fish migration. Contributing paper. World Commission on Dams. *Environmental Issues, Dams and Fish Migration, Final Draft*. Jun, 2000.

LUDWIG, D.; HILBORN, R. & WALTERS, C. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lesson from history. *Science*. 260: 17–36. 1993.

OLDANI, N. O. & BAIGÚN, C. R. M. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná River (Argentina-Paraguay). *River Research and Applications*. 18: 171–183. 2002.

PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology*. 22: 180–188, 2008.

POMPEU, P. S. & MARTINEZ, C.B. Estabelecimento da regra operativa de um mecanismo de transposição de peixes do tipo elevador com caminhão-tanque. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 4: 31–42. 2005.

POMPEU, P. S.; VIEIRA, F.; MARTINEZ, C. B. Utilização do mecanismo de transposição de peixes da Usina Hidrelétrica Santa Clara por camarões (Palaemonidae), bacia do rio Mucuri, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23 (1) 293–297. 2006.

POMPEU, P.S. & MARTINEZ, C. B. Efficiency and selectivity of a trap and truck fish passage system in Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 5: 169–176. 2007.

POMPEU, P. S.; AGOSTINHO A. A.; PELICICE, F. M. Existing and future challenges: The concept of successful fish passage in South America. *River Research and Applications*. V.28, p. 504-512. 2011.

PORCHER, J. P. & TRAVADE, F. Fishways. Biological basis, limits and legal considerations. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 364: 9–20. 2002.

PORCHER, J.P. & TRAVADE, F. Fishways : biological basis, limits and legal considerations. In: LARINIER, M.; TRAVADE, F.; PORCHER. 2002: *Fishways: biological basis, design criteria and monitoring*. *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl: 9-20. 2002.

SANTOS, J. M.; FERREIRA, M. T.; GODINHO, F. N.; BOBHECHAS, J. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *J. Appl. Ichthyol.* 21. 381–388. 2005.

SILVA, F.O. & LOPES, J.M. 2010. Metodologia para a definição de objetivos e espécies alvo de sistemas de transposição de peixes já implantados. Informe técnico. *IV Seminário de Meio Ambiente e Responsabilidade Social do Setor Elétrico*. 20 a 22 de junho de 2010. Curitiba, PR.

SWALES, S. *Habitat restoration methods – a synthesis*. In: COWX, I.G. Rehabilitation of freshwater fisheries. Oxford. *Fishing News Books*. P. 133 – 137. 1994.

SÉRIE PEIXE VIVO

TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES

CAPÍTULO 2

MARCAÇÃO E RECAPTURA DA
CURIMBATÁ-PIOA (*Prochilodus costatus*)
EM UM AFLUENTE DO RIO SÃO
FRANCISCO E AVALIAÇÃO
DA NECESSIDADE DA
TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES
NA UHE GAFANHOTO

Gilmar Bastos Santos; Paulo dos Santos Pompeu;
Gilberto Nepomuceno Salvador; Tiago Casarim
Pessali; Neliana Vilela Rabelo; Pedro Henrique
Rios Leal e Elisa Duarte dos Santos Mesquita.

1 – INTRODUÇÃO

Na América do Sul, várias bacias de médio porte parecem possuir espécies que apresentam padrão migratório simples, que consiste no deslocamento do habitat de alimentação, a jusante, para o de desova, a montante (WELCOMME, 1985). Segundo Vazzoler (1996), uma espécie migradora pode ser definida como aquela que detém uma segregação espacial entre os sítios de alimentação, reprodução e crescimento. No sudeste brasileiro, essas migrações ocorrem durante as cheias do rio. Os ovos e as larvas dispersam-se rio abaixo e se desenvolvem, em grande parte, nas várzeas e lagoas marginais. Por esse motivo necessitam de grandes trechos livres de rio. São espécies de médio a grande porte e normalmente apreciadas na pesca esportiva e comercial. Para a bacia do São Francisco, são descritas sete espécies consideradas grandes migradoras. Dentre elas estão a curimatá-pioa (*Prochilodus costatus*) e a curimatá-pacu (*Prochilodus argenteus*) (SATO & GODINHO, 2003).

Ainda comuns nas sub-bacias do sistema do São Francisco, a curimatá-pacu e a curimatá-pioa são espécies endêmicas, sendo a primeira considerada a maior da família Prochilodontidae. No trecho médio do rio São Francisco, a espécie de maior porte sobressai na pesca profissional em relação à segunda (SATO & GODINHO, 2003), porém nos trechos superiores é comum observar maior abundância de curimatá-pioa. Na década de 80 as espécies de *Prochilodus* eram responsáveis por aproximadamente 20% da biomassa de peixes dos rios brasileiros (SATO & GODINHO, 2003).

A construção de barragens provoca profundas alterações no meio ambiente com implicações decisivas sobre a fauna e a flora, em especial, sobre os peixes (BRITSKI, 1994). Agostinho et al. (1992) citam diversos impactos sobre a fauna de peixes decorrentes da construção desses empreendimentos. Os peixes de piracema estão entre os mais afetados com a implantação de usinas hidrelétricas. A criação de uma barragem impede que as rotas migratórias originais sejam mantidas, criando uma barreira entre os sítios de alimentação e reprodução (GODOY, 1975).

Os sistemas de transposição de peixes (STPs) foram desenvolvidos com a finalidade de manter as rotas migratórias e os estoques das espécies de piracema. Esses sistemas normalmente são uma forma de transpor os peixes de jusante para montante da barragem e podem ser de vários tipos, como escadas, eclusas ou elevadores. Porém, a simplificação do problema tem levado empresas a construir STPs sem os devidos estudos.

Agostinho et al. (2002) ponderam que a tomada de decisão sobre a construção de mecanismos de transposição deve levar em conta um amplo levantamento na bacia, a fim de identificar áreas de desova e de crescimento inicial dessas espécies, caso contrário esses sistemas podem se tornar não funcionais, podendo até mesmo prejudicar os estoques já existentes. Pelicice & Agostinho (2008) abordam o tema e ponderam que a construção equivocada de STPs pode produzir armadilhas ecológicas, fazendo com que indivíduos de uma dada população se movam de jusante para áreas de montante com baixa qualidade em termos de recrutamento. Para isso, quatro condições devem ser analisadas: (1) presença de forças atrativas que induzam os peixes a passarem pelo mecanismo; (2) presença de movimentos migratórios rio acima; (3) capacidade de recrutamento do ambiente situado a montante do mecanismo (por exemplo, presença de áreas de desova e lagoas marginais) e (4) ausência de áreas a jusante do mecanismo que sejam propícias para a reprodução e recrutamento dessas espécies (como um afluente com essas características, por exemplo), o qual poderia ser utilizado por esses peixes. A implantação de mecanismos de transposição deve sempre considerar também a possibilidade de passagem de peixes para jusante, inclusive de ovos e larvas oriundos da reprodução. A passagem de peixes em via única (somente para montante) pode ocasionar sério deplecionamento das populações de jusante.

O rio Pará apresenta-se barrado desde a década de 40, com a construção da Usina Hidrelétrica de Gafanhoto em 1946 e mais tarde a de Cajuru. Essas usinas não possuem barragens com sistema de transposição de peixes, o que provavelmente fragmentou a população de curimatá-pioa ali existente desde então. Aparentemente não há indícios de migração reprodutiva dessa espécie a montante da UHE Cajuru (ALVES, 1995; SATO, com. pes.). Hoje em dia, os estoques de curimatá-pioa a montante de Cajuru são provavelmente mantidos por meio da estocagem periódica de indivíduos oriundos da Estação de Hidrobiologia e Piscicultura de Três Marias (CEMIG, com. pes.). O mesmo ocorre com os indivíduos distribuídos no trecho de aproximadamente 33 km entre as UHEs Cajuru e Gafanhoto. A situação atual das espécies migradoras do rio Pará, notadamente da curimatá-pioa, no trecho localizado imediatamente a jusante da UHE Gafanhoto, bem como a existência de recrutamento dessa espécie no rio Itapecerica, principal afluente do rio Pará nessa área, foi avaliada entre julho/2004 e março/2007. Para isso foi executado um estudo sobre a eficiência da construção de um sistema de transposição na barragem de Gafanhoto e a importância dos rios Pará e Itapecerica para a migração

dessas espécies. Os resultados aqui apresentados são parte dos resultados obtidos por essa pesquisa (Projeto Cemig P&D 094), compreendendo basicamente a marcação e soltura de peixes e a coleta de alevinos de espécies de piracema em lagoas marginais desse sistema.

2 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

A bacia do rio Pará, com área aproximada de 12.500 km², está situada entre as coordenadas geográficas 18° 59' 47" - 21° 00' 10" S e 43° 52' 27" - 45° 30' 22" W, no Estado de Minas Gerais. Alonga-se na direção norte-sul, tendo sua origem na região serrana dos municípios de Entre Rios, Piracema e Desterro de Entre Rios e sua foz no rio São Francisco, a montante do reservatório de Três Marias, no município de Pompeu (PELLEGRIN, 2001). É uma das bacias mais importantes do sistema do rio São Francisco a montante de Três Marias, abrangendo 38 municípios, nos quais vivem cerca de 650 mil habitantes, sendo Divinópolis o mais populoso deles, com mais de 213 mil moradores. Por não cortar nenhuma cidade em seu percurso regional, a calha principal é um dos poucos rios cuja água ainda apresenta uma qualidade satisfatória, classe 1 e 2, segundo Deliberação Normativa Copam nº 010/86 (CBH-Pará, 2001).

O rio Itapecerica, por sua vez, que constitui seu principal afluente, apresenta uma área relativamente bem preservada de lagoas marginais. Entretanto, ao entrar na área urbana de Divinópolis, sofre grande degradação, perdendo sua mata ciliar e recebendo *in natura* o esgoto industrial e doméstico e parte do lixo dessa cidade, comprometendo acentuadamente sua qualidade de água, assim como a do rio Pará, no qual deságua logo abaixo.

A área estudada compreendeu um trecho de aproximadamente 2 km de extensão do rio Pará, entre a UHE Gafanhoto e a foz do rio Itapecerica, em Divinópolis, e 27 km entre a foz do Itapecerica e as lagoas marginais deste rio e do ribeirão Boa Vista, a montante de Divinópolis. A região é caracterizada basicamente por vegetação nativa típica do cerrado, pequenas fazendas, na sua maioria com formação de pasto para o gado ou culturas, como plantações de milho; chácaras e sítios (utilizados para o lazer durante fins de semana). O rio Pará apresenta em seu percurso até a confluência com o rio Itapecerica três usinas hidrelétricas: UHE-Cajuru, PCH-São José e UHE-Gafanhoto (CBH-Pará, 2001). Esta última entrou em operação em 1946, possui reservatório com área inundada de 1,52 km² e uma barragem com 25 m de altura (CEMIG, com. pes.).

Para a captura e marcação de peixes foram estabelecidas duas estações amostrais, sendo uma a jusante do canal de fuga da UHE Gafanhoto e outra no rio Itapecerica, na área urbana de Divinópolis. Foi também estabelecida uma área de amostragem na bacia do rio Itapecerica, situada a 18 km a montante de Divinópolis, para a coleta de alevinos de espécies migradoras (figura 1). As áreas amostradas foram assim identificadas:

- **Estação JGF – Jusante de Gafanhoto (20°05'58"S - 44°50'56"W / 20°05'26"S - 44°51'39"W).**

Área situada na calha do rio Pará, estendendo-se imediatamente a jusante do canal de fuga da UHE Gafanhoto até a foz do rio Itapecerica, com extensão de aproximadamente 2 km (figura 2). Foi utilizada para a captura e marcação de peixes.

- **Estação ITA – Ponte do Niterói (20°08'25"S - 44°52'49"W)**

Situada na calha do rio Itapecerica, imediatamente a jusante da ponte do Niterói, dentro da cidade de Divinópolis e cerca de 9 km a montante da foz desse rio (figura 3). Local utilizado para captura e marcação de peixes, por ser área de concentração e passagem de cardumes de espécies migradoras.

- **Estação LMA – Lagoas marginais e áreas de várzeas da bacia do rio Itapecerica**

Área de várzeas e lagoas marginais do rio Itapecerica e do ribeirão Boa Vista, afluente deste, situada aproximadamente a 18 km a montante da estação ITA (figura 4). Dez lagoas e/ou áreas inundáveis foram amostradas nessa estação, para a coleta de alevinos de espécies migradoras.

Mapa de Localização

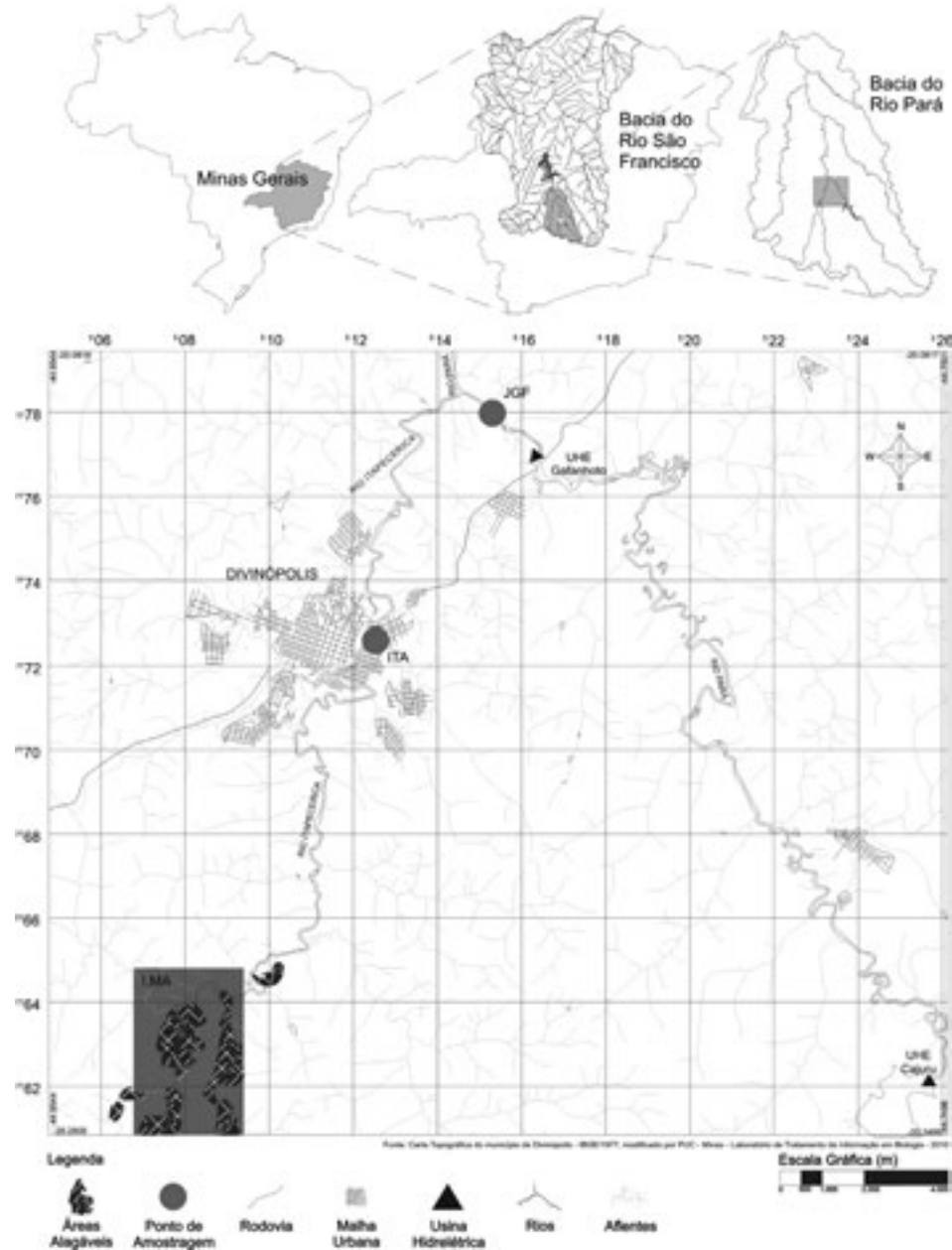


FIGURA 1 – Mapa da região de estudo, com a localização das estações amostradas.



FIGURA 2 – Estação JGF no rio Pará, situada a jusante do canal de fuga da UHE Gafanhoto. Local utilizado para marcação de peixes.
Foto: Gilmar Bastos Santos.



FIGURA 3 – Estação ITA no rio Itapecerica, a jusante da ponte do Niterói, na cidade de Divinópolis (MG). Local utilizado para marcação de peixes e onde foi observada migração ascendente de curimatás.
Foto: Tiago Casarim Pessali.



FIGURA 4 – Estação LMA. Área de lagoas marginais do rio Itapecerica, situada a montante da cidade de Divinópolis.

Foto: Gilberto Nepomuceno Salvador.

3 – METODOLOGIA UTILIZADA

A situação atual da fauna de peixes migradores da bacia do rio Pará na área de influência da UHE Gafanhoto foi caracterizada por intermédio de um programa de marcação e recaptura dessas espécies durante dois ciclos hidrológicos consecutivos (2005/2006 e 2006/2007). Ao longo do primeiro ciclo apenas a estação JGF foi amostrada. Entretanto, ao se tornar evidente o papel desempenhado pelo rio Itapecerica na reprodução e recrutamento da curimatá-pioa, a área amostrada ampliou-se para esse rio através do estabelecimento da estação ITA, no ciclo 2006/2007.

Nos dois ciclos estudados, os peixes foram capturados de segunda a sexta, por intermédio de tarrafas com tamanhos de malha entre 4 e 7 cm (distância entre nós opostos), identificados, medidos (comprimento padrão – CP), pesados, marcados e imediatamente soltos no rio, tendo seus dados registrados em ficha apropriada. O esforço de captura variou entre 5 e 8 horas diárias. Foram utilizadas marcas do tipo LEA, implantadas na região posterior à nadadeira dorsal do peixe, contendo o número do exemplar e um telefone para contato em caso de recaptura do peixe marcado, segundo metodologia usualmente empregada pela Cemig (figura 5).



FIGURA 5 – Exemplar de *P. costatus* marcado e pronto para ser devolvido ao rio.

Foto: Tiago Casarim Pessali

Apenas os indivíduos com CP acima de 12 cm foram marcados, sendo os demais identificados, pesados, medidos e devolvidos ao rio. Devido ao baixo número de peixes encontrados durante o ciclo 2005/2006 na estação JGF, optou-se por marcar todas as espécies capturadas, incluindo-se aí espécimes do gênero *Hypostomus* (cascudos), peixes que normalmente vivem associados ao substrato pedregoso dos rios e não efetuam grandes deslocamentos. No ciclo seguinte, as espécies de *Hypostomus* foram descartadas do processo de marcação em JGF (exceção feita a pouquíssimos exemplares de maior porte), tendo sido feita apenas a biometria dos exemplares capturados. Espécies de *Hypostomus* não ocorreram nas capturas da estação ITA.

Para facilitar o retorno das marcas, bem como estimar o deslocamento das espécies marcadas e recapturadas, foi realizada uma ampla campanha de esclarecimento do projeto junto aos pescadores da bacia do rio Pará e população ribeirinha, com o auxílio de cartazes e matérias no rádio e jornais locais. Cada pescador ganhou como brinde uma camiseta para cada marca devolvida.

A distribuição das capturas de peixes marcados foi correlacionada com as vazões diárias dos rios Pará e Itapecerica no período estudado, bem como com os índices pluviométricos diários da região da UHE Gafanhoto.

O recrutamento da curimatá-pioa na região foi avaliado através da presença de alevinos dessa espécie nas lagoas marginais dos rios Itapecerica e Boa Vista. Para isso, foram re-

alizadas duas excursões às áreas de várzeas e lagoas marginais desses dois rios, entre dezembro de 2006 e fevereiro de 2007. Nessas ocasiões, foram efetuadas capturas de peixes com o auxílio de peneiras e redes de arrasto de tela fina (0,2 mm), bem como de tarrafas com malhas de 4 cm (distâncias entre nós opostos).

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - A ictiofauna da área estudada

Levando-se em conta as capturas com tarrafas, espécies encontradas em poder de pescadores, bem como aquelas capturadas nas lagoas marginais, foram identificadas durante todo o período de estudo 37 espécies, distribuídas em quatro ordens (tabela 1). Incluindo-se nesse inventário as espécies descritas em Fonseca (2003), em levantamento feito no rio Pará entre a UHE Cajuru e a foz do rio Itapecerica, o número sobe para 40 espécies.

Desse total, sete são consideradas como alta ou moderadamente migradoras, sendo elas as curimbas (*Prochilodus costatus* e *Prochilodus argenteus*); a matrinhã (*Brycon orthotaenia*); o piau-verdadeiro (*Leporinus obtusidens*); o dourado (*Salminus hilarii*) e o mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*). Outras três espécies são consideradas introduzidas na bacia do São Francisco: o bagre-africano (*Clarias gariepinus*); o tamboatá (*Hoplosternum littorale*) e a tilápia (*Oreochromis niloticus*).

TABELA 1 – Lista das espécies capturadas nas bacias dos rios Pará e Itapecerica, entre novembro de 2001 e março de 2007.

Espécies	Nome comum
Ordem Characiformes	
<i>Apareiodon hasemani</i> Eigenmann, 1916	Canivete
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	Canivete ⁴
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Lambari-do-rabo-amarelo ^{1,4,5}
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Lambari-do-rabo-vermelho ^{1,4,5}
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	Lambari ⁴
<i>Brycon orthotaenia</i> Günther, 1864	Matrinhã ^{2,5}
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	Piaba ⁴
<i>Characidium</i> sp.	Canivetinho ⁴

Espécies	Nome comum
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	Trairão ^{1,3,5}
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traira ^{1,4,5}
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	Piau-rola ⁵
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	Piau-verdadeiro ^{1,2,5}
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	Piau-gordura ⁵
<i>Leporinus reinhardti</i> Lütken, 1875	Piau-três-pintas ^{1,5}
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	Piau-jejo ^{1,5}
<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)	Pacu ^{1,5}
<i>Parodon hilarii</i> Reinhardt, 1867	Canivete ⁴
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz, 1829	Curimatá-pacu ^{2,5}
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes, 1850	Curimatá-pioa ^{1,2,4,5}
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	Dourado-branco ^{2,4,5}
<i>Salminus franciscanus</i> Lima & Britski, 2007	Dourado ^{2,5}
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Piaba ⁴
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken, 1875	Pirambeba, cavaco ^{1,5}
<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1874)	Sagüiru
Ordem Gymnotiformes	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	Tuvira ¹
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Sarapó ⁵
Ordem Siluriformes	
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	Bagre-africano ^{3,4}
<i>Duopalatinus emarginatus</i> (Valenciennes, 1840)	Mandi-açu
<i>Harttia</i> sp.	Cascudinho ⁴
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Tamboatá ^{3,4,5}
<i>Hypostomus francisci</i> (Lütken, 1874)	Cascudo ⁵
<i>Hypostomus</i> sp. (de Britski <i>et al.</i> , 1986)	Cascudo ^{1,5}
<i>Pimelodella vittata</i> (Lütken, 1874)	Mandizinho
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	Mandi-amarelo ^{1,2,5}
<i>Pseudopimelodus charus</i> (Valenciennes, 1840)	Bagre-sapo ⁵
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre ^{1,5}
Ordem Perciformes	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Acará ^{4,5}
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilápia-do-Nilo ^{1,3,4,5}

¹ Espécie encontrada em poder dos pescadores entrevistados no rio Pará

- 2 Espécie considerada grande ou moderadamente migradora
 3 Espécie introduzida na bacia do rio São Francisco
 4 Espécie capturada nas lagoas marginais do rio Itapecerica
 5 Espécie capturada nas atividades de marcação de peixes nos rios Pará e Itapecerica entre novembro/2005 e março/2007.

Fonte: Fonseca (2003); presente relatório

TABELA 2 – Número de peixes marcados e recapturados* no rio Pará a jusante da UHE Gafanhoto (JGF) e no rio Itapecerica, junto à ponte do Niterói (ITA), nos períodos de cheia dos anos de 2005/2006 e 2006/2007.

Espécies	JGF 1		JGF 2		ITA		Total		Recapturas		
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	S
Acará	7	0,60	15	2,62	1	0,04	23	0,53			
Bagre			1	0,17			1	0,02			
Cascudo	281	24,12	3	0,52			284	6,58	67	39,41	23,59
Cascudo sp. 1	318	27,30	2	0,35			320	7,42	40	23,53	12,50
Cascudo sp. 2 de Britski et al, 1988	77	6,61					77	1,78	19	11,18	24,68
Curimbatá-pacu	2	0,17	3	0,52			5	0,12			
Curimbatá-pioa	80	6,87	185	32,29	2.536	98,45	2.801	64,93	19	11,18	0,68
Dourado	35	3,00	9	1,57	23	0,89	67	1,55	3	1,76	4,48
Dourado-branco	9	0,77	15	2,62			24	0,56			
Lambari-do-rabo-amarelo	1	0,09					1	0,02			
Lambari-do-rabo-vermelho	8	0,69	4	0,70			12	0,28			
Mandi-amarelo	44	3,78	49	8,55			93	2,16			
Mandi-prata	1	0,09					1	0,02			
Matrinchã	1	0,09	1	0,17			2	0,05			
Pacamã			1	0,17			1	0,02			
Pacu	116	9,96	86	15,01	1	0,04	203	4,71	10	5,88	4,93
Piau-gordura	1	0,09	5	0,87	6	0,23	12	0,28			
Piau-jejo	45	3,86	39	6,81			84	1,95	4	2,35	4,76
Piau-rola	7	0,60	12	2,09			19	0,44			
Piau-três-pintas	25	2,15	28	4,89			53	1,23			
Piau-verdadeiro	12	1,03	34	5,93	8	0,31	54	1,25	1	0,59	1,85
Pirambeba	70	6,01	75	13,09			145	3,36	4	2,35	2,76
Sarapó	1	0,09					1	0,02			
Tamboatá			1	0,17			1	0,02			
Tilápia-do-Nilo	7	0,60					7	0,16	2	1,18	28,57
Traíra	4	0,34					4	0,09			
Trairão	13	1,12	5	0,87	1	0,04	19	0,44	1	0,59	5,26
Total	1.165	100	573	100	2.576	100	4.314	100	170	100	3,94

4.2 - Situação atual das espécies migradoras

Durante o programa de marcação foram capturados um total de 5.400 exemplares, distribuídos em 30 espécies distintas. Desse total, 1.588 indivíduos foram capturados no período de 2005/2006 (em JGF) e 3.812 indivíduos no período de 2006/2007 (em JGF e ITA).

Do total capturado, 1.165 indivíduos maiores que 12 cm foram marcados no primeiro período (2005/2006) em JGF. Nesse ciclo hidrológico predominou a captura de peixes do gênero *Hypostomus* (cascudos), os quais representaram 58% do total marcado (tabela 2). Dos peixes marcados, 138 (12%) foram recapturados entre dezembro de 2005 e março de 2006. O alto retorno dessas marcas deveu-se à elevada captura de cascudos (123 indivíduos), peixes que não realizam grandes deslocamentos e que provavelmente utilizam o local imediatamente a jusante da UHE Gafanhoto como área de vida.

No período 2006/2007 foram marcados 3.149 peixes, sendo 2.576 em ITA e 573 em JGF, representados principalmente por curimbatás-pioas (86%). Entre abril de 2006 e março de 2007 foram recapturados 32 exemplares, alguns dos quais tinham sido marcados no ciclo anterior. Curimbatás-pioas, que durante 2005/2006 obtiveram apenas dois registros de recaptura, representaram a maioria dos peixes (65%) recapturados no período 2006/2007 (tabela 2).

Das 30 espécies marcadas, 11 foram recapturadas. A maioria das recapturas ocorreu na região estudada. No rio Pará, todas elas ocorreram a jusante do canal de fuga da UHE Gafanhoto, não havendo registro para recaptura no trecho localizado a montante da barragem de Gafanhoto, indicando a impossibilidade desses peixes transporem o vertedouro da barragem.

Durante 2005/2006, todas as recapturas foram efetuadas por membros da equipe de pesquisa na estação JGF. A partir de abril de 2006, começaram a chegar os primeiros registros de peixes capturados por pescadores da região. Durante o ciclo 2006/2007, com o estabelecimento da estação no rio Itapecerica (ITA) e o incremento das marcações de curimbatás-pioas, o número de peixes dessa espécie recapturados por pescadores locais aumentou, embora o número total de devoluções tenha declinado, como seria de se esperar.

A partir dos dados de vazão dos rios Pará e Itapecerica (figuras 6 e 7), obtidos para o período estudado, percebe-se a influência da regularização do rio Pará feita pela UHE Cajuru e refletida na vazão da UHE Gafanhoto no regime local de cheias. Apesar das precipitações ocorridas notadamente entre dezembro e janeiro serem acompanhadas pelo aumento de vazão do rio Itapecerica (picos de até 320 m/s), o mesmo não ocorreu com o rio Pará, onde os picos de cheia, em torno de 240 m/s, foram atenuados pelos referidos barramentos.

Relacionando-se as capturas de peixes com a vazão desses dois rios, verifica-se que os maiores valores de capturas coincidiram com períodos de maiores vazões do rio Itapecerica durante o ciclo 2006/2007, ao passo que nesse mesmo ciclo, essa relação não está clara em relação ao rio Pará, mesmo levando-se em conta que cerca de 52% dos peixes aí marcados pertenciam às sete espécies consideradas neste estudo como migradoras em grande ou média escala.

A influência da maior vazão do rio Itapecerica no estímulo à migração de espécies de piracema fica evidente quando se comparam as capturas efetuadas no ciclo 2006/2007 nas estações JGF e ITA. Na primeira foram capturados durante esse período 573 peixes, levando-se em conta todas as espécies, ao passo que esse número ficou em 2.576 em ITA (figura 8). Por outro lado, analisando-se apenas a captura da espécie de piracema mais abundante no local, a curimatá-pioa, verifica-se que, enquanto apenas 265 indivíduos foram capturados em JGF, 2.536 peixes foram marcados em ITA durante esse ciclo (figura 9). Mesmo levando-se em conta que o esforço de captura empregado foi maior em ITA, ainda assim o número de curimatás-pioas ali capturados excede em muito aquele obtido em JGF durante o ciclo 2006/2007. Acrescente-se a isso o fato ter sido facilmente observada a subida de centenas de indivíduos durante as atividades de marcação em ITA, fato não constatado em JGF no mesmo período.

Essa discrepância em termos de captura de exemplares de curimatá-pioa nos dois rios estudados, bem como a detecção de atividade migratória ascendente por parte dessa espécie apenas em ITA, resulta provavelmente de sua preferência pelo rio Itapecerica para a realização de migrações reprodutivas anuais. Sato et al. (2005) mostraram que a curimatá-pacu na região à jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias utiliza como rota migratória preferencial o rio Abaeté, um afluente localizado a aproximadamente 30 km dessa barragem. No caso de Três Marias, essa preferência ocorreria devido à temperatura da água, maior nesse afluente do que na água vertida por aquela usina. No caso do rio Itapecerica, a manutenção do ciclo hidrológico natural pode estar atuando como estímulo, a despeito da pior qualidade de suas águas.

Porém, não pode ser descartado o papel das cachoeiras localizadas junto ao barramento da UHE Gafanhoto como obstáculo pelo menos parcial à migração de algumas espécies. Nesse caso, boa parte das populações das espécies migradoras utilizaria o rio Itapecerica como rota migratória.

Entre as espécies migradoras mais capturadas (piauí-verdadeiro, dourado e principalmente curimatá-pioa), os maiores tamanhos foram observados nos exemplares do rio Itapecerica (ITA), mesmo levando-se em conta os dois períodos amostrados para a estação JGF.

Apesar de grande parte dos indivíduos de espécies migradoras marcados terem sido representados por exemplares de pequeno porte, jovens que provavelmente utilizam o local para sua alimentação, a proporção de jovens e adultos não foi similar entre os dois rios amostrados. Para a curimatá-pioa, jovens predominaram no rio Pará (JGF) e adultos foram mais capturados no rio Itapecerica (ITA) (figura 10).

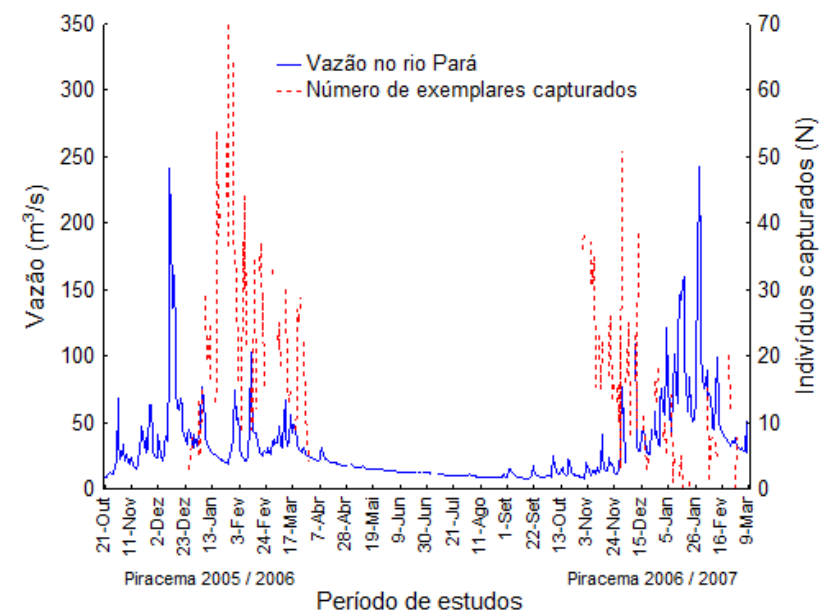


FIGURA 6 – Vazão do rio Pará na região de Divinópolis (MG) entre outubro/2005 e março/2007 e total de peixes capturados na estação JGF nos dois ciclos amostrados.

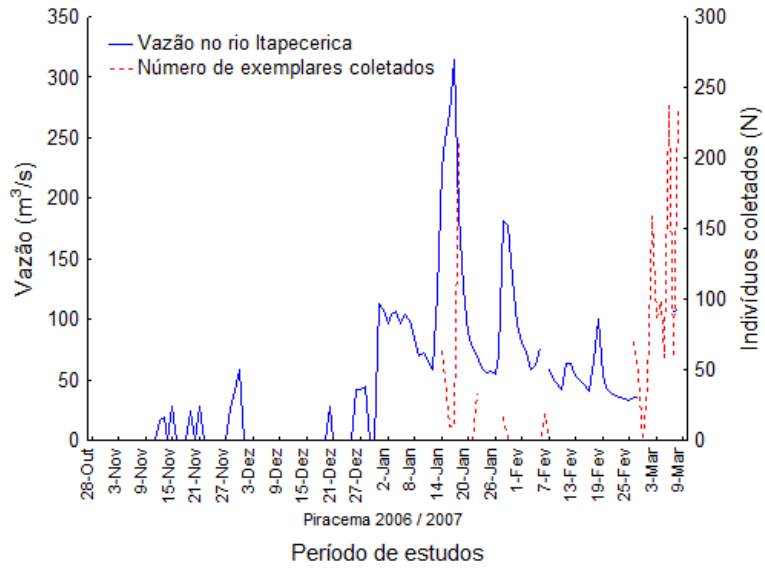


FIGURA 7 – Vazão do rio Itapecerica na região de Divinópolis (MG) entre outubro/2006 e março/2007 e total de peixes capturados na estação ITA, no ciclo 2006/2007.

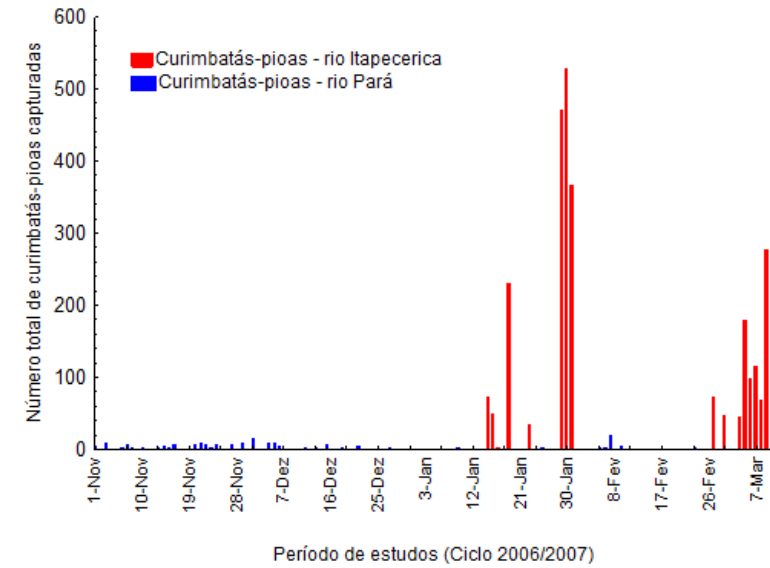


FIGURA 9 – Total de indivíduos capturados de todas as espécies nas estações JGF (rio Pará) e ITA (rio Itapecerica) entre novembro/2006 e março/2007.

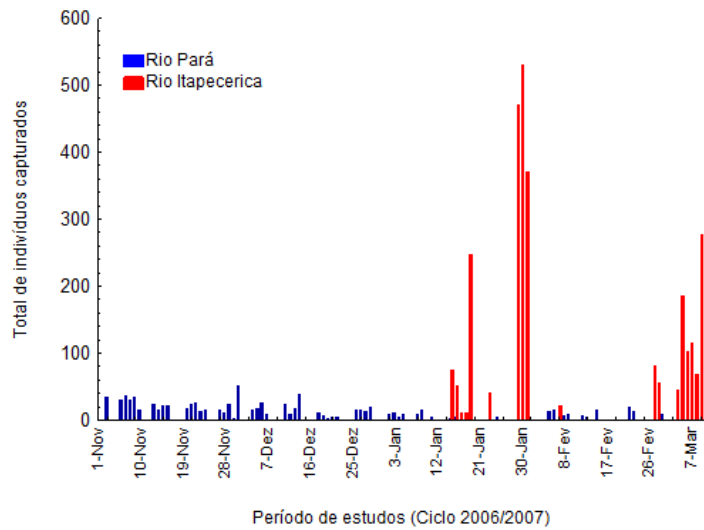


FIGURA 8 – Total de indivíduos de curimatá-pioa capturados nas estações JGF (rio Pará) e ITA (rio Itapecerica), entre novembro/2006 e março/2007.

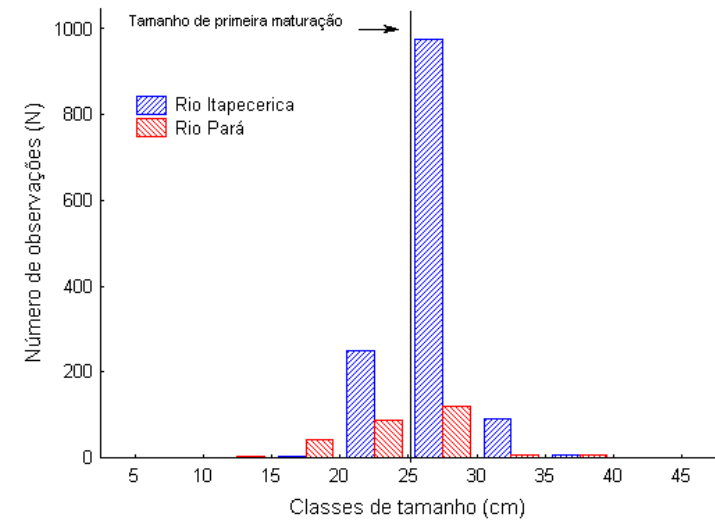


FIGURA 10 – Frequência de comprimento padrão (CP) de curimatás-pioas (*P. costatus*) marcados nas estações JGF e ITA, entre dezembro/2005 e março/2007. A linha preta delimita o tamanho de primeira maturação sexual para a espécie, baseado em Alves *et al.* (1988).

4.3 - Reprodução e recrutamento de espécies migradoras na região

Durante o ciclo 2006/2007, as migrações de curimatás no rio Itapecerica começaram a chamar a atenção em meados de dezembro (figuras 11 e 12) e até 10/03/07, por ocasião do encerramento das marcações, elas ainda ocorriam, embora em menor intensidade.

Durante esse período, foram capturados exemplares de curimatá-pioa e piau-verdadeiro em atividade reprodutiva avançada. Machos dessas espécies espermeando e fêmeas de curimatá-pioa com ventre inchado e volumoso foram detectados entre janeiro e março, por ocasião das coletas em ITA. Esse fato representa um forte indício de que pelo menos uma parte do estoque dessas espécies estaria migrando para se reproduzir em locais da bacia do rio Itapecerica a montante de Divinópolis, onde o ambiente se encontra menos degradado. A função desse rio como local de reprodução e recrutamento de espécies migradoras é reforçada pelos resultados obtidos nas amostragens em algumas de suas lagoas marginais (LMA). Em uma avaliação superficial nesse local, foram coletados 546 indivíduos de 17 espécies, incluindo 130 alevinos de curimatá-pioa (tabela 3, figura 13).

A atual dinâmica hidrológica dos rios Pará e Itapecerica poderia explicar o papel desempenhado por este último na desova e recrutamento de espécies de piracema, bem como o predomínio de jovens, notadamente de curimatá-pioa, observado em JGF. A maior vazão do rio Itapecerica durante os períodos críticos de cheias seria um forte fator de atração para grande parte dos peixes adultos dessas espécies, aptos à reprodução. Ao invés de subir o rio Pará e chegar ao canal de fuga de Gafanhoto, a maior parte dos indivíduos das espécies de piracema subiria preferencialmente o rio Itapecerica e desovar em seu trecho superior. Dessa forma, a área compreendida entre o canal de fuga de Gafanhoto e a foz do Itapecerica seria povoada, no período de cheias, por uma fauna migradora composta basicamente de indivíduos jovens e poucos adultos.

Assim sendo, com base nos resultados obtidos, podemos traçar o seguinte padrão atual para as espécies migradoras desse trecho da bacia do rio Pará:

1. as espécies de piracema ainda conseguem realizar migrações ascendentes periódicas ao longo do rio Itapecerica, mas não ao longo do rio Pará;
2. o ritmo dessas migrações pode variar a cada ano, dependendo de vários fatores, como intensidade dos pulsos de cheia e das vazões resultantes do rio Itapecerica;
3. a tendência observada das espécies de piracema subirem predominantemente o rio Itapecerica e não o rio Pará, por ocasião das cheias, resulta provavelmente da manutenção do ciclo hidrológico natural no primeiro;



FIGURA 11 – Migração ascendente de curimatás no rio Itapecerica imediatamente abaixo da ponte do Niterói (estação ITA), área metropolitana de Divinópolis (MG), durante a piracema de 2006/2007.
Foto: Tiago Casarim Pessali.



FIGURA 12 – Detalhe de um grupo de curimatás em migração ascendente no rio Itapecerica imediatamente abaixo da ponte do Niterói (estação ITA), área metropolitana de Divinópolis (MG), durante a piracema de 2006/2007.
Foto: Tiago Casarim Pessali.



FIGURA 13 – Jovem de curimatá-pioa (*P. costatus*) capturado em lagoa marginal do rio Itapecerica (estação LMA), situada a montante da cidade de Divinópolis (MG).
Foto: Tiago Casarim Pessali.

TABELA 3 – Lagoas marginais do ribeirão Boa Vista e do rio Itapecerica a montante de Divinópolis (Estação LMA), amostradas entre dezembro de 2006 e março de 2007.

Local	Lagoa	Coordenadas	Espécies migradoras ¹
Ribeirão Boa Vista	LMBV1	20°14'279"S - 44°54'598"W	Capturadas (dourado-branco, curimatá-pioa)
	LMBV2	20°16'254"S - 44°54'284"W	Não capturadas
	LMBV3	20°16'124"S - 44°54'243"W	Não capturadas
Rio Itapecerica	LMIT1	20°13'406"S - 44°55'275"W	Não capturadas
	LMIT2	20°13'369"S - 44°55'171"W	Capturadas (dourado-branco)
	LMIT3	20°18'301"S - 44°56'469"W	Capturadas (dourado-branco, curimatá-pioa)
	LMIT4	20°13'227"S - 44°55'154"W	Capturadas (dourado-branco, curimatá-pioa)
	LMIT5	20°13'314"S - 44°55'139"W	Não capturadas
	LMIT6	20°20'479"S - 44°57'487"W	Capturadas (curimatá-pioa)
	LMIT7	20°13'437"S - 44°55'278"W	Capturadas (curimatá-pioa)

- tais migrações seriam, ao menos em parte, de natureza reprodutiva, com a desova ocorrendo ao longo do rio Itapecerica, provavelmente em seu trecho superior. A captura de indivíduos de espécies de piracema em maturação avançada em ITA reforça essa hipótese. Esses indivíduos estariam de passagem pelo local em busca de regiões mais altas do Itapecerica, onde se reproduziriam;
- a captura de alevinos de curimatá-pioa em algumas das lagoas marginais do rio Itapecerica reflete o importante papel ainda desempenhado por esse rio e seus afluentes no recrutamento de, pelo menos, uma das espécies migradoras (curimatá-pioa) da bacia do rio Pará.

4.4 - Viabilidade da construção de um mecanismo de transposição na UHE Gafanhoto e medidas alternativas para a conservação da ictiofauna da região

A construção de um sistema de transposição de peixes em usinas hidrelétricas deve seguir quatro preceitos básicos do ponto de vista biológico e de engenharia:

- interrupção das rotas migratórias pela construção da barragem;
- existência de áreas propícias para reprodução e crescimento das espécies de piracema, que possibilitem a manutenção ou recuperação das populações locais;
- possibilidade de retorno de indivíduos para áreas a jusante;
- relação custo/benefício aceitável.

Todos esses preceitos devem ser analisados e, para cada um deles, cabe uma resposta relacionada à situação da UHE Gafanhoto.

No que diz respeito à interrupção da passagem dos peixes pela barragem, parece ter ocorrido na região um bloqueio das migrações ascendentes dos peixes do rio Pará com a construção da UHE Gafanhoto, o que poderia justificar *a priori* a construção de um STP na área em questão.

Entretanto, quanto à possibilidade da transposição atuar na recuperação das populações locais, o pequeno trecho de rio com características lóticicas a montante do reservatório de Gafanhoto e o pequeno número de exemplares de espécies migradoras capturados em JGF põem em dúvida até que ponto a transposição de peixes em Gafanhoto traria ganhos significativos à ictiofauna local, atuando como medida eficiente na conservação da fauna de espécies migradoras. A possibilidade de retorno dos indivíduos também deveria ser avaliada com cautela, pois tem sido considerada o maior gargalo à

transposição de peixes na América do Sul.

A migração dessas espécies já ocorre naturalmente no rio Itapecerica, fato constatado no presente estudo. Atualmente, por ocasião da época da piracema, os peixes migradores são atraídos preferencialmente para esse rio, possivelmente em virtude de suas vazões não reguladas, ao contrário do que ocorre no rio Pará. Em vista disso, fica difícil visualizar algum ganho ambiental com a construção de um STP em Gafanhoto. É difícil saber, inclusive, se haverá peixes em profusão para utilizar tal mecanismo, caso este seja implantado.

Em relação ao custo/benefício, como todo STP, aquele a ser instalado junto à barragem da UHE Gafanhoto demandaria uma quantidade de recursos significativos, com benefícios duvidosos e de difícil previsão, como discutido acima. Com a construção de tal mecanismo, esforços deveriam ser também implementados para torná-lo eficiente. No caso da UHE Gafanhoto, essa eficiência poderia passar pela implantação de um STP também na usina de Cajuru, bem como pelo estudo da flexibilização das vazões efluentes dessa usina durante o período das cheias. Dessa forma, o custo de um STP em Gafanhoto poderia significar não apenas o custo de sua implantação. Isso é particularmente importante no caso em questão, uma vez que um dos desafios da implantação de um STP seria a necessidade de atrair, ao longo do rio Pará, boa parte dos peixes migradores que atualmente sobem o rio Itapecerica, por um percurso de aproximadamente 1,7 km da foz desse rio até o canal de fuga de Gafanhoto.

Assim, do ponto de vista de conservação da ictiofauna e pelos motivos acima expostos, achamos que não é prioritária a construção de um STP na UHE Gafanhoto. Ao invés disso, ações para a manutenção da integridade física e biótica da bacia do rio Itapecerica, tendo em vista o papel importante desse rio no recrutamento das espécies de piracema, poderiam ser mais efetivas na manutenção em longo prazo dos estoques dessas espécies na área em questão. Algumas dessas ações incluiriam:

- projetos para a proteção da bacia do rio Itapecerica, incluindo suas áreas de lagoas marginais;
- avaliação detalhada dos estoques de espécies de peixe migradoras nos rios Pará e Itapecerica;
- verificação das condições reais de recrutamento de espécies migradoras nesses dois rios a montante de Cajuru e Divinópolis, respectivamente.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. & BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar*, 14. (sup.):89–107. 1992.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; FERNANDEZ, D. R. & SUZUKI, H. I. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, v. 18, p. 299–306. 2002.

ALVES, C. B. M. *Influência da manipulação artificial da época de enchimento na produtividade ictiofaunística em um reservatório de médio porte - UHE Cajuru, rio Pará (MG): uma proposta de manejo*. Dissertação de Mestrado. Programa de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1995. 64 p.

ALVES, C. B. M. ; GODINHO, H. P. ; GODINHO, A. L. & TORQUATO, V. C. A ictiofauna da represa de Itutinga, rio Grande (Minas Gerais - Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v. 58, n. 1, p. 121-129. 1998.

BRITSKI, H. A. A fauna de peixes brasileiros de água doce e o represamento de rios. In: Comase/Eletróbrás. *Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro*. 1: 23–30. 1994.

CBH-Pará. 2001. <www.cbhpara.org.br>, acessado em 10/08/2001.

FONSECA, J. M. V. *Caracterização da pesca e da ictiofauna do alto rio Pará, bacia do rio São Francisco, Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado, PPG – Zoologia de Vertebrados, PUC Minas, Belo Horizonte, 2003. 60 p.

GODOY, M. P. *Peixes do Brasil; subordem Characoidei*. Piracicaba, Ed. Franciscana, 4v. 1975.

PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology*. 22 (1), 180–188. 2008.

PELLEGRIN, L. A. *Técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicadas ao mapeamento do uso do solo: a bacia do rio Pará como exemplo*. Dissertação de Mestrado, PPG em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento, PUC Minas. 2001. 109 p.

SATO, Y. & GODINHO, H. P. *Migratory fishes of the São Francisco River*. In: CAROLSFELDS, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (eds). *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*, IDRC and World Bank: Victoria; p. 195–232. 2003.

SATO, Y.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; BOSCHI, M. B. & MIRANDA, M. O. T. 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*, v. 21, p. 939–950. 2005.

VAZZOLLER, A. E. A. M. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Nupelia, Maringá, PR. 1996. 169 p.

WELCOMME, R. L. River fisheries. *FAO Fish. Tech. Pa*, p. 262–330. 1985.

SÉRIE PEIXE VIVO

TRANSPosição DE PEIXES

CAPÍTULO 3

A ICTIOFAUNA E A ESCADA EXPERIMENTAL PARA PEIXES DO RIO PARAÓPEBA – UTE IGARAPÉ, BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO (MINAS GERAIS)

Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

1 – INTRODUÇÃO

No início da década de 90, atendendo a antigo anseio da comunidade e com o apoio de alguns jornalistas que escreviam colunas sobre pesca em jornais de Minas Gerais, a Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) construiu a escada experimental para peixes do rio Paraopeba (EEPRP) (figura 1). Por motivos de segurança da obra e da própria Usina Térmica de Igarapé, a EEPRP está localizada na margem direita do rio, lado oposto da usina. Poucos metros acima, desemboca o rio Betim, curso d'água extremamente poluído, que há décadas traz os esgotos não tratados de municípios como Betim e Contagem. Certamente esse curso d'água é um fator negativo na eficiência do mecanismo, em função da péssima qualidade da água (figura 2).

2 – ÁREA DE ESTUDOS

Os estudos foram desenvolvidos no rio Paraopeba, que é um dos maiores afluentes da bacia do rio São Francisco (CETEC, 1983). O rio nasce na serra do Veloso, entre as serras das Vertentes e do Espinhaço, no município de Cristiano Ottoni, MG, a 1.140 m de altitude, e deságua no rio São Francisco, no reservatório de Três Marias (figura 3). A área de drenagem dessa sub-bacia é de 13.643 km², com cerca de 500 km de extensão. Seus principais afluentes são os rios Maranhão e Betim e ribeirão Sarzedo (pela margem direita) e rios Camapuã, Manso e Juatuba e ribeirões Águas Claras e Florestal (pela margem esquerda).

Até a década de 1990, nenhum estudo sistematizado de levantamento de sua ictiofauna havia sido realizado. Por ocasião da construção da EEPRP (UTE Igarapé – Cemig), foram conduzidos estudos por Alves & Vono (1995; 1996; 1997; 1998a; 1998b), que demonstraram alta riqueza e diversidade de peixes e a presença de várias espécies migradoras (de piracema). Esses e outros motivos levaram essa sub-bacia a ser determinada como área prioritária para conservação no Estado de Minas Gerais (COSTA *et al.*, 1998; DRUMOND *et al.*, 2005). Além dos trabalhos diretamente relacionados com a EEPRP, informações obtidas em dois de seus principais afluentes (rios Manso e Serra Azul), onde a Copasa possui reservatórios para abastecimento de água, complementaram a lista da sub-bacia (GODINHO & ALVES, 2001; 2002). Pesquisas específicas sobre a migração de espécies iniciaram-se com a marcação externa de exemplares e determinação da passagem através da EEPRP (ALVES, 2007). Atualmente, estudos de radiotelemetria estão em desenvol-

vimento, fornecendo importantes subsídios para a compreensão dos deslocamentos das espécies ao longo da sub-bacia.

3 – METODOLOGIA

Em 1994, quando a Cemig decidiu construir a escada experimental para peixes do rio Paraopeba, na barragem da Usina Térmica de Igarapé, foram iniciados estudos de levantamento da fauna do rio, antes da implantação do mecanismo (ALVES & VONO, 1995; 1998a). Após a conclusão da obra, foram realizados estudos de acompanhamento e monitoramento da composição da ictiofauna (ALVES & VONO, 1996; 1997; 1998b), para então, numa etapa posterior, serem implementados os estudos de marcação e recaptura de espécies migradoras (ALVES, 1999; 2000). Em 2001, dados coletados na área de influência de duas barragens da Copasa, no ribeirão Serra Azul e no rio Manso, ampliaram a área abrangida pelo inventário. Por fim, em 2005 iniciaram-se estudos das migrações com uso de radiotelemetria. Os resultados das pesquisas realizadas desde 1994 são apresentados neste trabalho.

3.1 - Pesca experimental

Entre 1994 e 1997, foram realizadas 12 campanhas de amostragens quantitativas e qualitativas em 10 pontos de amostragem ao longo do rio (figura 4), sendo três deles em lagoas marginais. Nas amostragens quantitativas foram utilizadas redes de emalhar de 3,0 a 16,0 cm entre nós opostos e 20 m de comprimento, armadas ao entardecer e retiradas na manhã seguinte. Para as amostragens qualitativas foram realizados arrastos com redes de tela mosquiteira e/ou multifilamento tipo picaré com malha de 1,2 cm entre nós adjacentes, tarrafas com malhas de 15 e 30 mm entre nós opostos e peneiras. Os afluentes foram amostrados em duas ocasiões (2001 e 2002), em três locais: jusante da barragem, no reservatório próximo à barragem e na porção de remanso, utilizando a mesma metodologia.



FIGURA 1 – Concepção do projeto da escada experimental, antes do início de sua operação em novembro de 1994.
Foto: CBMAIves.



FIGURA 2 – Poluição do rio Betim, próximo à sua foz no rio Paraopeba, influenciando a qualidade da água na própria escada experimental.
Foto: CBMAIves.

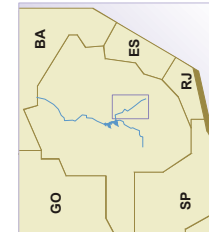


FIGURA 3 – Mapa da sub-bacia do rio Paraopeba, com destaque para a localização da UTE Igarapé e fotografia aérea da escada experimental para peixes do rio Paraopeba.
Foto: CBMAIves; Mapa adaptado de ALVES & YONO, 1997 [Ciência Hoje, 21(126):14-17]

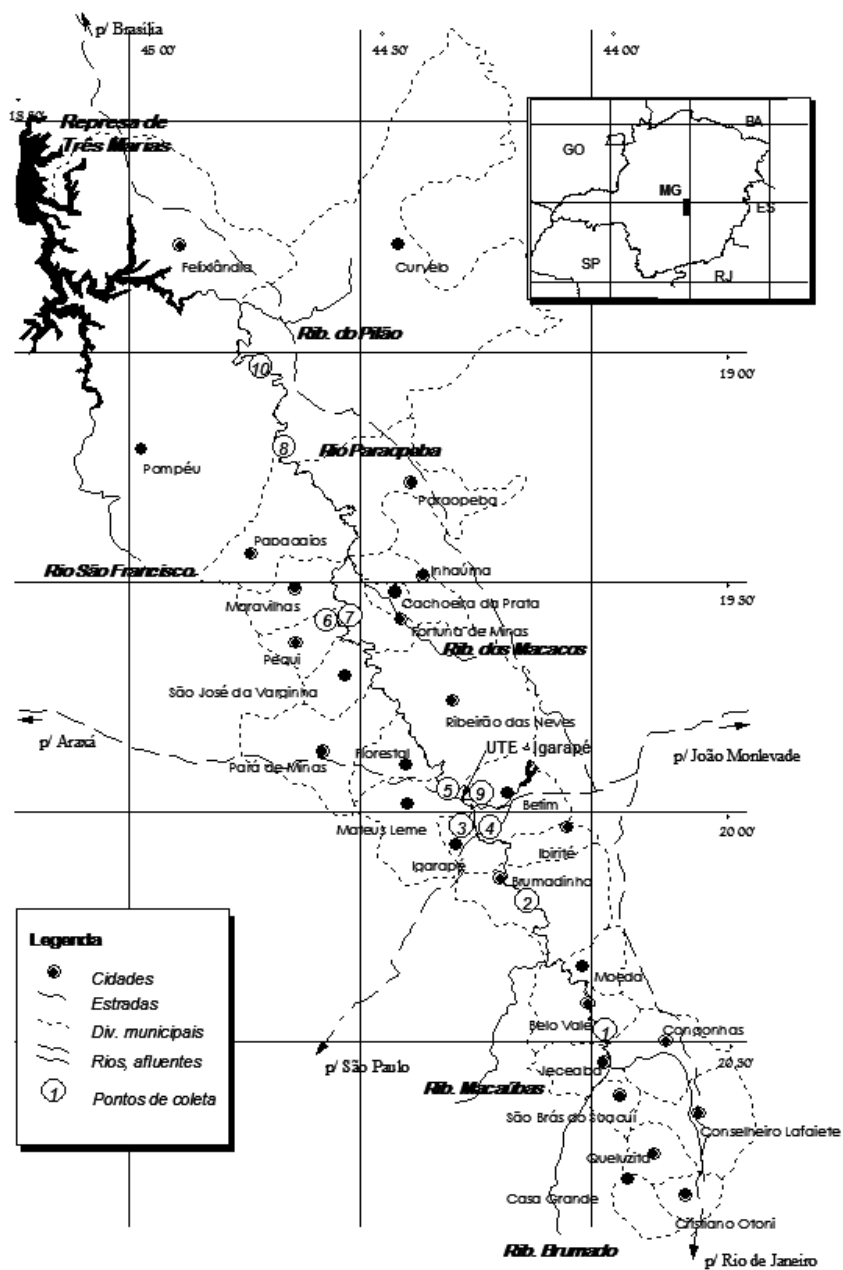


FIGURA 4 – Mapa da sub-bacia do rio Paraopeba, com destaque para os 10 pontos de amostragem ao longo de seu curso.

3.2 Marcação e recaptura

De dezembro de 1996 a novembro de 2000 foram realizadas campanhas para a captura, marcação e soltura dos peixes, imediatamente a jusante da barragem da Usina Térmica de Igarapé, no rio Paraopeba. Os peixes foram capturados através de tarrafas, marcados externamente com marcas hidrostáticas tipo LEA e liberados novamente no rio. As marcas utilizadas não chegaram a ultrapassar o limite de 2,0% do peso corporal dos indivíduos marcados, como sugerido por Nielsen (1992) e Winter (1996). Uma fração dos peixes marcados (497 indivíduos) era de jovens provenientes da Estação de Hidrobiologia e Piscicultura de Três Marias, tendo sido liberados na localidade de Anguereté e a jusante da barragem da UTE Igarapé. Os demais foram capturados e liberados a jusante da barragem.

Cada exemplar foi identificado, pesado, medido e recebeu a marca hidrostática, numerada sequencialmente. Esta foi implantada na porção dorsal, próximo à nadadeira adiposa, através de perfuração transcórporea com agulha cirúrgica, onde foi aplicada solução antisséptica de azul de metileno. Ao final do processo de manejo, os exemplares foram liberados novamente no rio.

Cartazes de divulgação do Programa de Marcação foram distribuídos junto à comunidade, convocando os pescadores a participarem, com as instruções sobre as informações desejadas, bem como o local para envio dos dados solicitados. Os dados sobre as recapturas foram tabulados e analisados para comprovação da passagem de peixes pelo mecanismo.

3.3 - Telemetria

Para os estudos de radiotelemetria foram selecionadas duas espécies: curimatá-pioa (*Prochilodus costatus* – figura 5) e dourado (*Salminus franciscanus* – figura 6). Os exemplares foram capturados a jusante da barragem da UTE Igarapé (entre os municípios de Betim e Juatuba) e na cachoeira do Choro (entre os municípios de Felixlândia e Pompéu) de dezembro de 2005 a janeiro de 2010. Após a captura, os peixes foram mantidos imersos em solução aquosa contendo Stress Coat® e anestesiados com óleo de cravo da Índia. Durante a cirurgia os peixes foram imobilizados através de eletronarcose, ou seja, a criação de uma corrente elétrica de até 30 V, regulada por um conversor, e a água dos tanques cirúrgicos foi oxigenada por meio de bomba de ar. A distribuição das espécies marcadas foi monitorada através de três estações fixas, distribuídas ao longo do rio, por meio de rastreamentos por barco, avião e helicóptero, além de algumas recapturas por pescadores. Essa etapa ainda se encontra em andamento; portanto, os resultados devem ser considerados preliminares.



FIGURAS 5/6 – (5) Procedimento cirúrgico em curimatá-pioa (*Prochilodus costatus*); (6) Dourado (*Salminus franciscanus*) anestesiado e imobilizado (por eletronarcose) para marcação cirúrgica.
Foto: CBMAIves.

4 – RESULTADOS

4.1 - Pesca experimental

No rio Paraopeba já foi detectada a ocorrência de, pelo menos, 96 espécies de peixe (anexo 1). Dentre estas, a maioria das espécies migradoras (de piracema) da bacia do rio São Francisco foram registradas, entre as quais se destacam: o surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*), dourado (*Salminus franciscanus*), curimatá-pacu (*Prochilodus argenteus*), curimatá-pioa (*Prochilodus costatus*), piau-verdadeiro (*Leporinus obtusidens*) e mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*)¹.

Espécies ainda não descritas formalmente também foram registradas, como é o caso de *Bunocephalus* sp. (figura 7) e *Hisonotus* sp. Curiosamente essas mesmas espécies também foram recentemente capturadas na sub-bacia do rio das Velhas (ALVES & POMPEU, 2010). Um exemplar de *Harttia longipinna* capturado na cachoeira do Choro fez parte da série tipo na descrição da espécie por Langeani *et al.* (2001). Outras espécies de pequeno porte têm sido capturadas em trechos de cabeceiras, através de trabalhos para o licenciamento ambiental de empreendimentos, mas essas informações ainda não se encontram disponíveis na literatura científica, somente em relatórios técnicos de difícil acesso.

Entre as espécies relacionadas no anexo 1, ressalta-se a ausência da matrinhã (*Brycon orthotaenia*), comum em outros pontos da bacia do rio São Francisco. Curiosamente essa

¹ O caráter migrador dessa espécie é polêmico, havendo na literatura informações controversas sobre o fato.

espécie tem sido utilizada rotineiramente nos programas de peixamento da bacia e há registro da sua liberação imediatamente à jusante da barragem da UTE Igarapé, próximo à escada e da foz do rio Betim, que historicamente tem trazido grande carga poluidora dos municípios de Betim e Contagem. Essa espécie é tida como sensível à má qualidade da água, desaparecendo de locais muito poluídos. Sua presença pode ser considerada como indicadora de ambientes saudáveis. Outra espécie que merece destaque é o pirá (*Conorhynchos conirostris* – figura 8), espécie considerada ameaçada de extinção, que consta da lista do rio Paraopeba (anexo 1), por ter sido registrada uma única vez em poder de pescador do distrito de Angueretá, município de Curvelo, ainda na década de 1990. Depois disso, tanto nos trabalhos de pesca experimental como nos de marcação e recaptura e de telemetria, a espécie não foi mais coletada.



FIGURAS 7/8 – (7) *Bunocephalus* sp. (Comprimento total = 7 cm); (8) Pirá (*Conorhynchos conirostris*) (Comprimento total = 40 cm). Foto: CBMAIves.

Onze espécies exóticas (11,5%) foram registradas. Calculando-se o índice de contaminação, conforme proposto em Alves *et al.* (2007), proporcionalmente o rio Paraopeba possui mais espécies exóticas que a bacia do São Francisco, em Minas Gerais. O índice foi de 0,11 enquanto no São Francisco foi de 0,09. Algumas dessas espécies, como o bagre-africano, possuem potencial para causar danos irreversíveis nas comunidades de peixes nativos. O bagre-africano, por exemplo, é um carnívoro de grande porte e, juntamente com o tucunaré e com o híbrido de duas espécies do gênero *Pseudoplatystoma* (surubim e cachara²), pode provocar alterações na fauna nativa, aumentando os níveis de predação e competindo com os carnívoros nativos. O híbrido possui, ainda, a possibilidade de se reproduzir com a espécie nativa (*P. corruscans*) e causar a introgressão genética (ALVES *et al.*, 2007). O tambaqui, peixe exótico proveniente da bacia Amazônica que também atinge grande porte, alimenta-se de itens utilizados

² Híbrido entre *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim, pintado) e *Pseudoplatystoma fasciatum* (cachara).

por várias espécies de pias e pelo pacu, por exemplo. Essa competição também pode afetar as populações das espécies nativas. Outro registro interessante foi a piraputanga (*Brycon microlepis*), que pode ter sido introduzida através da compra e transporte de peixes do Pantanal, para serem utilizados em pesque-e-pague. O pacu-cd (*Metynnis maculatus*) foi registrado nos levantamentos entre 1994 e 1997 e tem sido capturado com frequência por pescadores no médio Paraopeba. Recentemente, em entrevista na ponte da Taquara (entre Paraopeba e Papagaios), pescadores relataram o aumento da abundância dessa espécie, que consideram ruim, porque possui pouca carne e “rouba” iscas.

4.2 Marcação e recaptura

Foram marcados 3.642, sendo 222 em 1997, 1.081 em 1998, 1.241 em 1999 e 1.098 no ano de 2000, que alcançaram 1,33 toneladas de biomassa. Três das principais espécies migradoras da bacia do São Francisco (*P. costatus*, *L. obtusidens* e *P. maculatus*) representaram 90% do total marcado. 26 espécies foram utilizadas, representando mais de 27% da riqueza total registrada. A taxa de retorno total foi de 4,37% em quatro anos, atingindo 5,75% no último período (2000-2001). Do total de recapturas, 14% ocorreram a montante da escada.

A passagem dessas três espécies pela EEPRP foi confirmada através das recapturas de indivíduos marcados a montante da escada. Considerando a premissa que os indivíduos de cada espécie pertencem à mesma população, a área de vida (*linear home range*) de *P. maculatus*, *L. obtusidens* e *P. costatus* foi de 15,4, 81,5 e 232,0 km, respectivamente. Para o mandi-amarelo e piau-verdadeiro esse resultado parece inconsistente, se considerarmos deslocamentos dessas espécies ou congêneres em outras bacias hidrográficas. No caso da curimatá-pioa, os resultados foram equivalentes aos obtidos preliminarmente com uso de radiotelemetria. Mais detalhes sobre os resultados de marcação e recaptura estão disponíveis em Alves (2007).

4.3 - Telemetria

Em uma primeira fase (entre dezembro de 2005 e dezembro de 2006) foram marcados 78 peixes, sendo 37 curimatás-pioas e 41 dourados. Entre estes constam alguns exemplares marcados com transmissores, recuperados com pescadores ou em episódio de mortandade no início de fevereiro de 2006. Na segunda fase de marcações (março de 2007 a janeiro de 2010), foram utilizadas 27

curimatás-pioas (um transmissor, recuperado com pescador) e 24 dourados (um transmissor, recuperado com pescador). Ao longo do tempo, desde 2005, as informações estão sendo acumuladas, a fim de se obter um padrão de comportamento para as espécies selecionadas.

Foi determinada a seguinte área de vida linear por espécie, na primeira fase de estudo: curimatá-pioa 150,7 km e dourado 228,8 km. As maiores áreas de uso individuais de curimatás-pioas foram 108,3 e 102,6 km, sendo os únicos indivíduos a se deslocarem por mais de 100 km. Em relação aos dourados, as maiores áreas de uso foram 212,8 e 176,0 km. Porém, outros oito dourados apresentaram área de uso maior que 100 km do rio Paraopeba. A curimatá-pioa foi a espécie que alcançou o ponto mais alto do rio Paraopeba (kmr = 329,0 km)³ e o dourado o ponto mais a jusante (kmr = 72,6 km, a jusante da cachoeira do Choro).

Os dados obtidos na estação fixa instalada próxima à EEPRP demonstraram a passagem de indivíduos das duas espécies. O uso da escada foi predominante durante o período reprodutivo para ambas as espécies em estudo. O mecanismo foi utilizado por trinta e um indivíduos, sendo 19 curimatás-pioas e 12 dourados.

4.4 - Efetividade e eficiência

A questão da efetividade e eficiência de mecanismos de transposição de peixes é complexa e seu entendimento depende necessariamente do estabelecimento dos conceitos. Larinier (2001) define a efetividade como a capacidade de um mecanismo permitir a passagem de uma espécie alvo nas condições ambientais do seu período de migração. Define ainda a eficiência como a proporção da população presente capaz de entrar e passar pelo mecanismo num período de tempo aceitável. A efetividade é um conceito qualitativo e a eficiência uma medida quantitativa.

A EEPRP mostrou-se efetiva para a passagem de quatro espécies: dourado (*Salminus franciscanus*), curimatá-pioa (*P. costatus*), piau-verdadeiro (*L. obtusidens*) e mandi-amarelo (*P. maculatus*). É possível que também o seja para outras espécies, como surubim (*P. corruscans*), curimatá-pacu (*Prochilodus argenteus*), tabarana (*Salminus hilarii*) e outras espécies migradoras e reofilicas registradas na sub-bacia do rio Paraopeba.

Até 2008, com base nos resultados obtidos na primeira fase dos estudos de radiotelemetria, a eficiência absoluta do mecanismo foi próxima dos 40%, considerando que foi registrada a passagem ou a presença a montante do mecanismo de 31 dos 78 peixes

³ kmr = quilômetro de rio, contados a partir da antiga foz do rio Paraopeba no rio São Francisco.

marcados. 19 curimatás-pioas e 12 dourados passaram pela escada. A eficiência absoluta da escada por espécie foi de 54,1% para curimatás-pioas e 29,2% para dourados.

Em relação ao cálculo de eficiência relativa do mecanismo, deve-se levar em consideração a quantidade de exemplares que realmente estavam disponíveis em relação ao total marcado, ou seja, os que permaneceram vivos. O número de peixes realmente disponíveis (vivos) para migrarem pelo mecanismo variou em função da parcela que morreu e/ou foi pescada e da marcação de 13 novos indivíduos com os transmissores recuperados. Assim, a eficiência relativa variou de 3,3 a 36,7% para o dourado e de 5,7 a 40% no caso da curimatá-pioa. Esses valores foram calculados utilizando o número total disponível de peixes (marcados e vivos) no dia em que foi assinalada a passagem (receptor fixo) ou que houve registro de um indivíduo a montante (rastreamento).

Partindo da premissa de que os indivíduos estudados pertencem a uma única população, ficou demonstrada a capacidade de exploração de boa parte do rio ainda disponível com características lóticis. A passagem de peixes pelo mecanismo da UTE Igarapé e o uso desse trecho livre do rio (386 km entre a Usina de Salto do Paraopeba – em Jeceaba – e o remanso do reservatório de Três Marias) reforçam a importância da conservação dos trechos lóticis existentes. Também é urgente a necessidade de melhoria da qualidade da água do rio Betim, que vem causando frequentes episódios de mortalidade de peixes. O início do tratamento de esgotos das cidades de Betim e Contagem pode ser um fator positivo na conservação de populações viáveis dessas e de outras espécies migradoras.

A manutenção de trechos livres de rio a montante da escada, bem como a conexão desse trecho com as partes baixas, onde se localizam várzeas e lagoas marginais, e com o próprio São Francisco (reservatório de Três Marias), será determinante para a manutenção dessas populações e de sua abundância. A construção de barragens ao longo do rio Paraopeba pode se constituir em um impedimento à migração e causar o declínio dessas populações.

4.5 - Aspectos de conservação

Apesar de ter sido considerada uma área relevante na categoria de importância biológica Alta por apresentar elevada riqueza de espécies e presença de *taxa* representativos (endêmicos) como o pirá (*C. conirostris*), (COSTA *et al.*, 1998; DRUMMOND *et al.*, 2005), a sub-bacia do rio Paraopeba encontra-se em avançado estado de degradação. Mortandades de peixes são frequentes e outros impactos são comuns ao longo do rio (mineração, retirada de areia, poluição doméstica e industrial, desmatamento, implantação de usinas hidrelétricas, etc.).

Poucas unidades de conservação (UCs) estão localizadas na bacia de drenagem do rio Paraopeba. Não há nenhum parque nacional estabelecido nos limites da sub-bacia. As demais UCs existentes limitam-se a algumas categorias de âmbito estadual e municipal, destacando-se o Parque Estadual do Rola Moça e a Estação Ecológica de Fechos. As reservas particulares do patrimônio natural (RPPN) aumentaram em número na última década (CAMARGOS, 2001; DRUMOND *et al.*, 2005), mas ainda há carência de UCs que protejam os biomas (cerrado e mata atlântica) e os corpos d'água naturais na sub-bacia.

Algumas espécies registradas na sub-bacia do rio Paraopeba constam de listas de espécies ameaçadas de Minas Gerais e do Brasil. O pirá (*Conorhynchos conirostris*) consta da *Lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes Ameaçadas de Extinção* (MMA, 2004). Quatro espécies (*Cetopsis gobioides*, *Compsura heterura*, *C. conirostris* e *P. corruscans*) constam das *listas vermelhas das espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais*. Essas e outras espécies já constaram também de listas não oficiais, como as formuladas por Rosa & Menezes (1996) e Lins *et al.* (1997).

A simples presença de espécies ameaçadas sem garantia de preservação em áreas ambientalmente saudáveis ou em unidades de conservação é preocupante no que se refere à sua conservação em longo prazo.

5 – CONCLUSÕES

A sub-bacia do rio Paraopeba possui expressiva fauna de peixes (96 espécies), considerando o total de espécies da bacia do rio São Francisco: 205 espécies (ALVES *et al.*, 2009), à qual pertence.

A EEPRP é efetiva para, pelo menos, quatro espécies migradoras (dourado, curimatá-pioa, piau-verdadeiro e mandi-amarelo) do rio Paraopeba.

Dourados e curimatás-pioas utilizam trecho expressivo dos 386 km livres disponíveis do rio Paraopeba.

As condições ambientais da sub-bacia do rio Paraopeba, determinadas pela poluição trazida pelo rio Betim e pela contribuição negativa de municípios localizados às margens do rio, podem prejudicar os processos biológicos vitais do ciclo de vida dos peixes.

As informações reunidas podem servir para a avaliação da viabilidade de construção de barragens ao longo do rio.

O processo de migração pode ser utilizado como ferramenta de acompanhamento (bio-monitoramento) de uma eventual recuperação da qualidade de suas águas, em função do tratamento dos esgotos de Betim, Contagem e outros municípios da sub-bacia.

6 – AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar agradecimentos aos biólogos Volney Vono, Aloísio Otávio Ferreira e Alexandre Lima Godinho, que auxiliaram os trabalhos nas fases de pesca experimental, marcação e telemetria, respectivamente. Os trabalhos que compuseram as bases de dados do presente trabalho foram financiados pela Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig (pesca experimental, marcação e telemetria), Companhia de Saneamento de Minas Gerais – Copasa (pesca experimental) e Consórcio da UHE Retiro Baixo (telemetria).

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ALVES, C. B. M. *Programa de marcação de espécies migradoras a jusante da escada experimental para peixes do rio Paraopeba - Cemig (UTE Igarapé) – período reprodutivo 2000-2001*. Relatório Final. (Companhia Energética de Minas Gerais). 2001. 68 p.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. *A fauna de peixes da bacia do rio das Velhas no final do século XX*. In: ALVES, C. B. M. & POMPEU, P. S. (Org.). *Peixes do rio das Velhas, passado e presente*. Belo Horizonte, ARVMENTVM. Cap. 3, p. 167-189. 2010.

ALVES, C. B. M.; VONO, V. A ictiofauna do rio Paraopeba, bacia do rio São Francisco, anterior à construção da escada experimental para peixes. *Anais do Seminário Regional de Ecologia*. v. 8, n. 3, p. 1523-1537. 1998a.

ALVES, C. B. M.; VONO, V. *Avaliação da eficiência da escada experimental para peixes do rio Paraopeba, UTE-Igarapé, MG*. Relatório Final. Companhia Energética de Minas Gerais. Relatório Técnico. 1996. 52 p.

ALVES, C. B. M.; VONO, V. *Estudo da composição da ictiofauna do rio Paraopeba, MG*. Relatório Final. Companhia Energética de Minas Gerais. Relatório Técnico. 1995. 40 p.

ALVES, C. B. M.; VONO, V. *Monitoramento da Eficiência da Escada Experimental para Peixes do Rio Paraopeba, UTE-Igarapé, MG*. Relatório Final. Companhia Energética de Minas Gerais. Relatório Técnico. 1998b. 54 p.

ALVES, C. B. M.; VONO, V. O caminho da sobrevivência para os peixes no rio Paraopeba. *Ciência Hoje*. 21(126):14-16. 1997.

CAMARGOS, R. M. F. Unidades de Conservação de Minas Gerais: levantamento e discussão. *Publicações avulsas da Fundação Biodiversitas*, 2. Belo Horizonte. 2001. 67 p.

CETEC (Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais). *Diagnóstico Ambiental do Estado de Minas Gerais*. Série de publicações técnicas / SPT-010. 1983. 158 p.

COSTA, M. R. C.; HERRMANN, G.; MARTINS, C. S.; LINS, L. V. & LAMAS, I. R. (Org.) *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 1998. 94 p. ilust.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. (Org.). *Biodiversidade em Minas Gerais - um atlas para sua conservação*. 2ª ed. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. 2005. 222 p.

GODINHO A. L.; ALVES, C. B. M. *Complementação dos Estudos da Necessidade de Mecanismos de Transposição para Peixes nas Barragens de Serra Azul e Manso* (Segunda Etapa - ano de 2002). Copasa. Relatório Técnico. 2002. 41 p.

GODINHO A. L.; ALVES, C. B. M. *Estudo da necessidade de mecanismos de transposição para peixes nas barragens de Serra Azul e Rio Manso - Copasa*. Relatório Técnico. 2001. 33 p.

LANGEANI, F.; OYAKAWA, O. T. & MONTOYA-BURGOS, J. I. *New species of Harttia (Loricariidae, Loricariinae) from the Rio São Francisco Basin*. Copeia (1):136-142. 2001.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. *Lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes Ameaçados de Extinção*. Instrução Normativa nº 5, de 21 de maio de 2004. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 2004.

NIELSEN, L. A. *Methods of marking fish and shellfish*. American Fisheries Society, Bethesda. 208 p. 1992.

VIEIRA, F.; ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S.; VONO, V. *Peixes ameaçados de Minas Gerais*. In: DRUMMOND, G. M.; MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; MENDONÇA, M.

P.; STEHMANN, J. R. (Org.). *Listas vermelhas das espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais*. 2a. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2008.

WINTER, J. *Advances in underwater biotelemetry*. In: Murphy, B. R. & Willis, D. W. (Eds.). *Fisheries techniques*. Bethesda: Maryland, American Fisheries Society. p. 555-590. 1996.

ANEXO 1 – Lista das espécies de peixe registradas na sub-bacia do rio Paraopeba, entre 1994 e 2010, com respectivos nomes populares e status de conservação.

	Táxon	Nome popular	Espécie Exótica	Categoria IUCN
	ORDEM CLUPEIFORMES			
	Família Engraulidae			
1	<i>Anchoviella vaillanti</i> (Steindachner, 1908)	Sardinha		
	ORDEM CHARACIFORMES			
	Família Parodontidae			
2	<i>Apareiodon hasemani</i> Eigenmann, 1916	Canivete		
3	<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	Canivete		
4	<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	Canivete		
	Família Curimatidae			
5	<i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Manjuba		
6	<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Saguiru		
7	<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1875)	Saguiru		
	Família Prochilodontidae			
8	<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz, 1829	Curimatá-pacu		
9	<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes, 1850	Curimatá-pioa		
	Família Anostomidae			
10	<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	Piau-rola		
11	<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	Piauçu	x	
12	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	Piau-verdadeiro		
13	<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	Piau-gordura		
14	<i>Leporinus reinhardti</i> Lütken, 1875	Piau-três-pintas		
15	<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	Piau-jejo		
16	<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner, 1875)	Piau-campineiro		
	Família Crenuchidae			
17	<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1867	Mocinha		

	Táxon	Nome popular	Espécie Exótica	Categoria IUCN
	Família Characidae			
18	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	Lambari-do-rabo-amarelo		
19	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Lambari-do-rabo-vermelho		
20	<i>Astyanax rivularis</i> (Lütken, 1875)	Lambari		
21	<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	Lambari		
22	<i>Astyanax</i> sp.	Lambari		
23	<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	Lambari		
24	<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	Piaba		
25	<i>Bryconops affinis</i> (Günther, 1864)	Piaba		
26	<i>Brycon microlepis</i> Perugia, 1894	Piraputanga	x	
27	<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	Tambaqui	x	
28	<i>Compsura heterura</i> Eigenmann, 1915	Piaba		DD-MG
29	<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	Piaba		
30	<i>Hysteronotus megalostomus</i> Eigenmann, 1911	Piaba		
31	<i>Metynniscus cf. maculatus</i> (Kner, 1858)	Pacu	x	
32	<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	Piaba		
33	<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)	Pacu		
34	<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther, 1864	Peixe-cachorro		
35	<i>Orthospinus franciscensis</i> (Eigenmann, 1914)	Piaba		
36	<i>Phenacogaster franciscoensis</i> Eigenmann, 1911	Piaba		
37	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Piaba		
38	<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	Piaba		
39	<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1819)	Piranha		
40	<i>Roeboides xenodon</i> (Reinhardt, 1851)	Piaba		

	Táxon	Nome popular	Espécie Exótica	Categoria IUCN
41	<i>Salminus franciscanus</i> Lima & Britski, 2007	Dourado		
42	<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	Tabarana		
43	<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Piabinha		
44	<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	Piabinha		
45	<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken, 1875	Pirambeba		
46	<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829	Piaba-rapadura		
47	<i>Triportheus guentheri</i> (Garman, 1890)	Piaba-facão		
	Família Acestrorhynchidae			
48	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Peixe-cachorro		
	Família Erythrinidae			
49	<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	Trairão		
50	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra		
	ORDEM SILURIFORMES			
	Incertae sedis			
51	<i>Conorhynchus conirostris</i> Valenciennes, 1840	Pirá		VU-MG; VU-BR
	Família Cetopsidae			
52	<i>Cetopsis gobioides</i> Kner, 1858	Babão		DD-MG
	Família Aspredinidae			
53	<i>Bunocephalus</i> sp.n.			
	Família Callichthyidae			
54	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Tamoatá		
55	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Tamoatá, caborja		
	Família Loricariidae			
56	<i>Harttia longipinna</i> Langeani, Oyakawa & Montoya-Burgos, 2001	Cascudinho		
57	<i>Hisonotus</i> sp.n.	Cascudinho		

	Táxon	Nome popular	Espécie Exótica	Categoria IUCN
58	<i>Hypostomus alatus</i> Castelnau, 1855	Cascudo		
59	<i>Hypostomus francisci</i> (Lütken, 1874)	Cascudo		
60	<i>Hypostomus</i> spp.	Cascudo		
61	<i>Otocinclus xakriaba</i> Schaefer, 1997	Cascudinho		
	Família Pseudopimelodidae			
62	<i>Cephalosilurus fowleri</i> Haseman, 1911	Bagre-sapo		
63	<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner, 1876	Pacamã		
64	<i>Pseudopimelodus charus</i> (Valenciennes, 1840)	Bagre-sapo		
	Família Heptapteridae			
65	<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Bagrinho		
66	<i>Imparfinis minutus</i> (Lütken, 1874)	Bagrinho		
67	<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	Chorão		
68	<i>Pimelodella</i> cf. <i>laurenti</i> Fowler, 1941	Bagrinho		
69	<i>Pimelodella</i> sp.	Bagrinho		
70	<i>Pimelodella vittata</i> (Lütken, 1874)	Bagrinho		
71	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre		
	Família Pimelodidae			
72	<i>Bergiaria westermanni</i> (Reinhardt, 1874)	Mandi		
73	<i>Duopalatinus emarginatus</i> (Reinhardt, 1874)	Mandi-açu		
74	<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	Mandi-prata		
75	<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	Mandi-amarelo		
76	<i>Pimelodus pohli</i> Ribeiro & Lucena, 2006	Mandi		
77	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Surubim		NT-MG
78	<i>Pseudoplatystoma</i> sp. (híbrido)	Pintado (híbrido)	x	

	Táxon	Nome popular	Espécie Exótica	Categoria IUCN
	Família Doradidae			
79	<i>Franciscodoras marmoratus</i> (Reinhardt, 1874)	Mandi-serrudo		
	Família Auchenipteridae			
80	<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Cangati		
	Família Clariidae			
81	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	Bagre-africano	x	
	ORDEM GYMNOTIFORMES			
	Família Gymnotidae			
82	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Sarapó, tuvira		
	Família Sternopygidae			
83	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Peixe-espada, Sarapó		
84	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Sarapó		
	Família Apterontidae			
85	<i>Apterontus brasiliensis</i> (Reinhardt, 1852)	Sarapó		
	ORDEM CYPRINODONTIFORMES			
	Família Poeciliidae			
86	<i>Phalloceros uai</i> Lucinda, 2008	Barrigudinho		
87	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Barrigudinho	x	
	ORDEM SYNBRANCHIFORMES			
	Família Synbranchidae			
88	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Mussum		
	ORDEM PERCIFORMES			
	Família Sciaenidae			
89	<i>Pachyurus francisci</i> (Cuvier, 1830)	Corvina		
90	<i>Pachyurus squamipennis</i> Agassiz, 1831	Corvina		

	Táxon	Nome popular	Espécie Exótica	Categoria IUCN
	Família Cichlidae			
91	<i>Australoheros cf. facetum</i> (Jenyns, 1842)	Cará		
92	<i>Cichla</i> sp.	Tucunaré	x	
93	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará		
94	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilápia	x	
95	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Tilápia	x	
	ORDEM CYPRINIFORMES			
	Família Cyprinidae			
96	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa	x	

SÉRIE PEIXE VIVO

TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES

CAPÍTULO 4

ESCADA DE PEIXES DE IGARAPAVA: MODELO DE ESTUDOS EM PASSAGENS DE PEIXES NEOTROPICAIS

Hugo P. Godinho; Volney Vono (*in memoriam*);
Alexandre L. Godinho

1 – INTRODUÇÃO

A principal fonte energética do Brasil é hidrelétrica. Embora o potencial brasileiro seja de 260 GW, apenas cerca de 61 GW estão sendo utilizados (ANEEL, 2002). Em vista do uso crescente de energia elétrica, novos empreendimentos deverão ser construídos, o que acarretará a instalação de novas passagens de peixes. Passagens de peixes no Brasil têm provocado discussões entre cientistas acerca de seu papel na conservação e no manejo de peixes (PELICICE & AGOSTINHO, 2008; GODINHO & KYNARD, 2009). Em recente simpósio internacional realizado no Brasil, ressaltou-se que há muitos aspectos importantes e controversos ainda a serem discutidos nessa área (EDITORS, 2007). Há um conceito errôneo, amplamente difundido, de que passagens de peixes são indicadas apenas para facilitar a migração reprodutiva ascendente. No entanto, esses mecanismos prestam-se para outras modalidades de migração, como, por exemplo, para forragear e dispersar. Todas as migrações, sejam para montante ou para jusante, realizadas pelos peixes durante sua vida, necessitam ser levadas em consideração quando se trata da conservação de recursos pesqueiros (GODINHO & KYNARD, 2009).

No Brasil, as primeiras tentativas de se religarem habitats essenciais dos peixes migradores em rios barrados foram feitas há menos de um século. Desde então, mais de 50 passagens de peixes foram construídas, a maioria delas do tipo tanque-e-vertedouro. Porém, apenas um número reduzido delas foi objeto de avaliação (GODINHO *et al.*, 1991; AGOSTINHO *et al.*, 2002; AGOSTINHO *et al.*, 2007; ALVES 2007; MAKRAKIS *et al.*, 2007; BIZZOTTO *et al.*, 2009). Outros aspectos, igualmente importantes para a gestão adequada de passagens de peixes, não têm sido devidamente abordados, tais como motivação para migração, retardamento na passagem, passagem para jusante, mortalidade na passagem para jusante e efeitos da passagem nas populações de jusante e montante. Em consequência, as informações disponíveis são ainda insuficientes para se avaliar a contribuição das passagens brasileiras na conservação de peixes. Daí, a necessidade de estudos de avaliação das passagens existentes. Esse assunto tem atraído a atenção no Brasil em razão de recente legislação dos estados de Minas Gerais e de São Paulo, que torna obrigatória a construção de passagens de peixes em novos empreendimentos hidroelétricos.

Duas questões complexas desafiam a conservação da notável biodiversidade dos peixes brasileiros frente às alterações ambientais provocadas pelos barramentos hidroelétricos.

Em primeiro lugar, a despeito dos avanços científicos alcançados nos últimos anos (BUCKUP *et al.*, 2007), a biologia de muitas espécies brasileiras continua ainda desconhecida. Em segundo lugar, o Brasil possui limitada experiência em planejamento, operação e monitoramento de passagens de peixes. O monitoramento, frequentemente negligenciado pelos administradores e agências reguladoras, é de capital importância na avaliação da funcionalidade desses mecanismos (BOWEN *et al.*, 2006). Nesse sentido, a escada de peixes de Igarapava (EPI), além de cumprir o papel de permitir a subida de peixes, constitui-se numa importante ferramenta de estudos em passagens de peixes.

Escadas de peixe do tipo ranhura-vertical, cujo modelo foi utilizado para a construção da EPI, têm sido utilizadas com sucesso em diferentes países, especialmente onde há grande diversidade de peixes migradores (LARINIER, 2001). Escadas desse tipo, com baixa declividade, tanques largos e baixa turbulência, permitem a passagem de um conjunto diverso de espécies (STUART & BERGHUIS, 2002). Poucas escadas de peixe do tipo ranhura vertical estão instaladas na América do Sul e apenas a de Igarapava foi avaliada (BIZZOTTO *et al.*, 2009).

2 – MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE PASSAGENS DE PEIXES

A amostragem de peixes em escadas é complexa e pode conduzir a resultados incorretos se realizada de forma inadequada. Na obtenção de dados representativos, as amostragens devem levar em consideração a influência de fatores abióticos, tais como época do ano, hora do dia e fase da lua, no trânsito de peixes pela passagem (BIZZOTTO *et al.*, 2009).

Nos estudos de avaliação de passagem de peixes no Brasil, em geral, corta-se seu suprimento de água e utilizam-se tarrafas ou outros equipamentos para a coleta dos peixes aí aprisionados (GODINHO *et al.*, 1991; BORGHETTI *et al.*, 1994; BRITTO & SIROL, 2005; AGOSTINHO *et al.*, 2007). No entanto, tais técnicas permitem apenas a avaliação momentânea da performance da passagem, tal como no caso de uma fotografia. Consequentemente, a amostragem pode ser viciada no que se refere à ocorrência e à abundância das espécies. Por outro lado, a contagem de peixes a partir de imagens registradas em mídias digital ou magnética tem várias vantagens. A técnica não é invasiva e, portanto, as imagens são feitas sem interferência humana no comportamento dos peixes. Elas podem ser registradas 24 h por dia, 7 dias da semana e, ainda, permitem reavaliações posteriores sempre que necessárias. Todavia, a técnica tem desvantagens, principalmen-

te a morosidade da análise das imagens e seu uso em águas turvas, que podem dificultar ou mesmo impedir a visualização dos peixes. Sonares, como o Didson, que produzem imagens com qualidade próxima de vídeo, são uma alternativa para locais de elevada turbidez. A resolução das imagens desses sonares, porém, não é apropriada para identificação de todas as espécies. Sistemas de contagem automática de peixes que utilizam visão computacional têm grande potencial nesse campo (MORAIS *et al.*, 2005).

3 – O RIO GRANDE

O rio Grande, no qual a EPI se localiza, nasce na serra da Mantiqueira, em Minas Gerais, a 1.250 m de altitude. Ele percorre 1.300 km, predominantemente, no sentido oeste e, após vencer o desnível de 960 m, junta-se ao rio Paranaíba para formar o rio Paraná. É um rio típico de planalto, correndo em grande parte encaixado e com sucessivas corredeiras e cachoeiras (PAIVA, 1982). A partir da década de 1950, diversas barragens hidrelétricas foram instaladas ao longo do seu curso. No total, 13 reservatórios inundam seu leito original, o que corresponde a um reservatório a cada cerca de 100 km. Em consequência, o rio Grande está inteiramente modificado pelo conjunto desses lagos artificiais dispostos em cascata, com variável quantidade de habitats fluviais entre reservatórios e barragens. Embora, do ponto de vista ambiental, o rio tenha sofrido ao longo dos anos com a implantação de aproveitamentos hidrelétricos, 23% do seu potencial hidrelétrico de 9,6 GW ainda estão inexplorados (ANEEL, 2002).

4 – A ESCADA DE PEIXE DE IGARAPAVA

A Usina Hidrelétrica de Igarapava (UHE Igarapava) situa-se no médio rio Grande (19° 59' S, 47° 45' O), no km 425 (a partir da foz), tendo sido inaugurada em 1998. Ela se encontra a 76 km a montante da UHE Volta Grande e a 46 km a jusante da UHE Jaguará (figura 1). Seu reservatório possui 40 km de comprimento e inunda 39 km². Possui cinco turbinas Kaplan do tipo bulbo, que geram 210 MW, sendo a primeira usina com esse tipo de gerador no Brasil.

A EPI, inaugurada em 1999 (figura 2), mede 282 m de comprimento, tem desnível de 17 m e 6% de declividade. Está dotada de canal de entrada com 16,6 m de extensão e de canal de saída com 27 m. Seus 87 tanques (ou degraus), de 3 x 3 x 3 m, são

interligados por ranhura vertical de 40 cm de largura e carga hidráulica de 19 cm (JUNHO, 2004). Em condições normais de operação, a vazão na escada é de 1,5 m³/s (máxima de 1,8 m³/s) e a taxa de dissipação de energia é de 145 W/m³. No canal de entrada da escada, encontra-se a abertura do sistema auxiliar de água, que atua como água de atração dos peixes e cuja vazão máxima é de 6 m³/s (JUNHO, 2004).

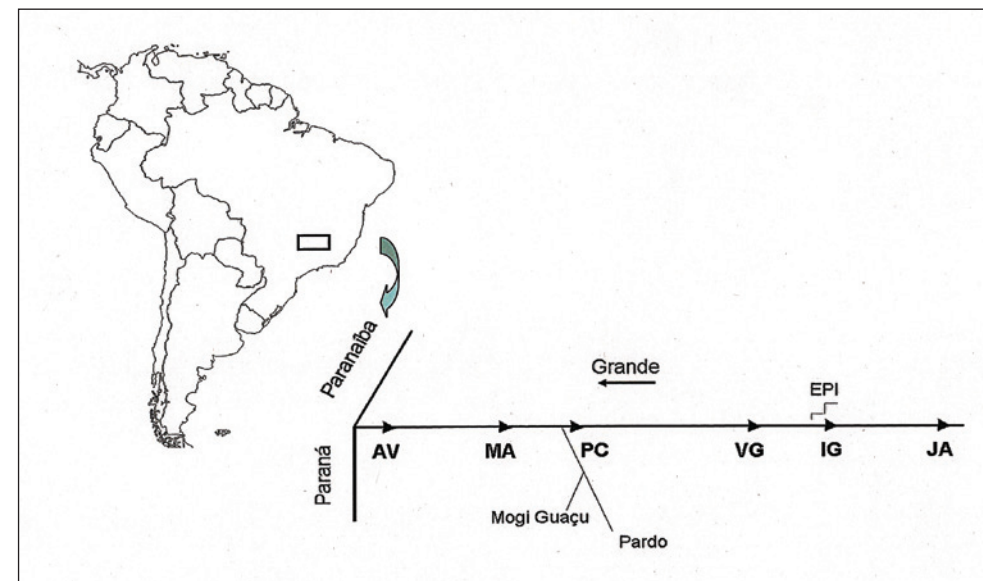


FIGURA 1 – Esquema (localização aproximada no mapa da América do Sul) do trecho do rio Grande situado entre a UHE Jaguará (JA) e sua junção com o rio Paranaíba para formar o rio Paraná. A escada de peixes de Igarapava (EPI), junto à UHE Igarapava (IG), e as demais barragens hidrelétricas desse trecho estão indicadas (AV=UHE Águas Vermelhas, MA=UHE Marimbondo, PC= UHE Porto Colômbia, VG=UHE Volta Grande), bem como os rios Pardo e Mogi-Guaçu (escalas aproximadas; vide texto para informações adicionais).

À época de sua construção, pouco se conhecia sobre a capacidade natatória dos peixes que a utilizariam. Por isso, optou-se por uma escada capaz de atender até peixes com menor capacidade natatória. Desse modo, um maior número de espécies teria melhores chances de ultrapassá-la, tendo em vista que a velocidade da água nas ranhuras verticais estaria entre 1,1-1,9 m³/s (VIANA, 2005). Uma janela de acrílico transparente de 1,5 m de altura e 1,0 m de largura foi instalada numa sala de contagem, pouco antes da saída da escada (figura 3). Ela possibilita o registro dos peixes que chegam

ao topo da escada. O segmento da escada em frente à janela de contagem é estreitado para obrigar os peixes a passarem próximos à janela, de sorte que todos eles possam ser visualizados e registrados (figuras 4 e 5).

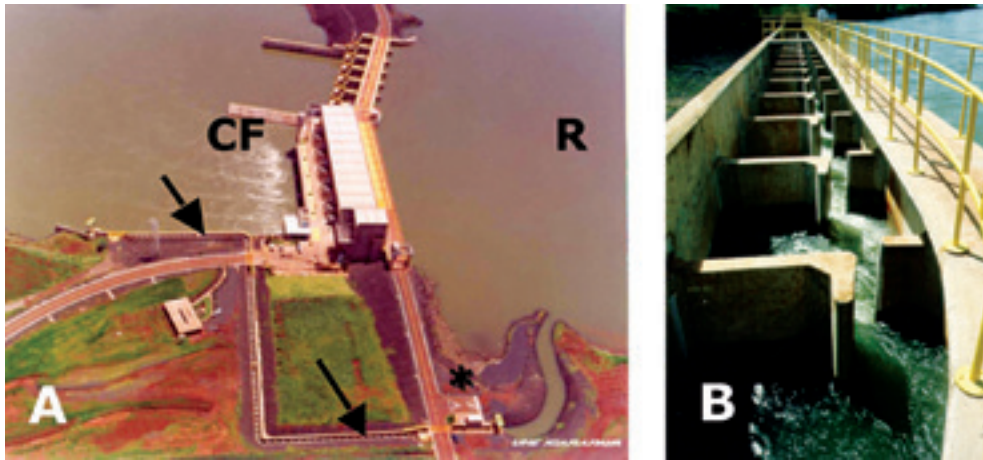
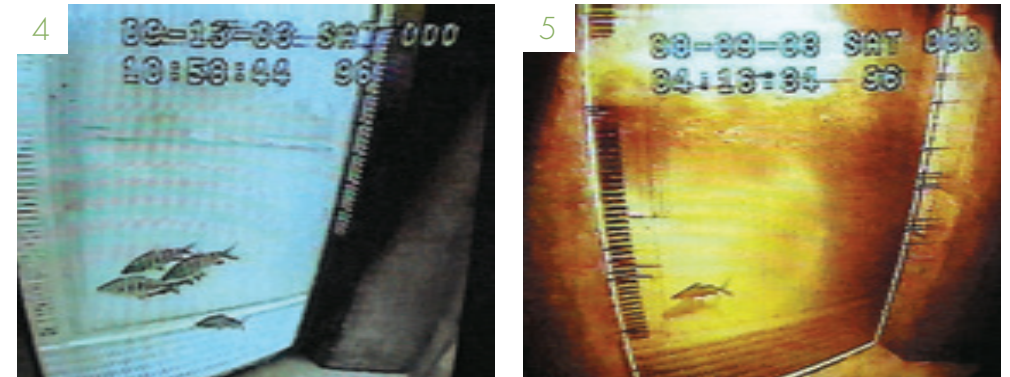


FIGURA 2 – (A) Vista aérea da UHE Igarapava: R (reservatório), CF (canal de fuga, no rio), EPI (setas) e prédio com a sala de contagem (*). (B) Vista do terço inicial da EPI, mostrando tanques e ranhuras verticais que unem os tanques entre si. Fotos: 2A – CEMIG e 2B - Volney Vono.



FIGURA 3 – Sala de contagem da EPI: fotografia da sala de contagem; o sistema de registro de imagens, com a câmera e o videocassete (acima); a janela de acrílico transparente (à direita e ao fundo); a lâmpada infravermelha (no topo da janela). Esquema do trecho da escada (acima); sala de contagem (acima). Fonte: Vono et al., 2004.



FIGURAS 4/5 – (4) Foto de videoimagem diurna tomada da tela do televisor, na qual são vistas as informações registradas na fita relativas à data e hora da tomada (parte superior da imagem). Veem-se também três ferreirinhas e um mandi-amarelo. (5) Foto de videoimagem noturna com a lâmpada infravermelha ligada. Vê-se um mandi-amarelo passando pela janela da EPI. Fotos: 4 – Paula M. Bizzotto e 5 – Paula M. Bizzotto.

5 – OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DE PEIXES NA ÁREA DA EPI

Os estudos da passagem de peixes na área da EPI iniciaram-se em 2000, com a amostragem de peixes no interior dos tanques, no reservatório de Igarapava e imediatamente a jusante da UHE Igarapava. Os primeiros resultados desses estudos foram apresentados em congresso científico da área (VONO, 2001). Posteriormente, técnica de contagem de peixes não invasiva com o uso de videoimagem foi implementada para monitoramento da passagem de peixes na EPI (figuras 4 e 5). Os relatórios, resumos apresentados em encontros científicos e artigos científicos resultantes desses estudos (VONO, 2001, VONO et al., 2004; VONO et al., 2005; BOWEN et al., 2006; MAIA et al., 2007; VONO et al., 2007; BIZZOTTO et al., 2009; GODINHO & KYNARD, 2009; VONO, 2009; CASALI et al., 2010) constituíram a base para a elaboração do presente capítulo.

5.1 - Espécies que ocorrem na área da EPI

Somam-se 70 as espécies coletivamente registradas na área da EPI, que inclui o trecho de 200 m imediatamente a jusante da EPI, na EPI e no reservatório de Igarapava (tabela 1). Elas pertencem às ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes, Cyprinodontiformes e Synbranchiformes, com 21 famílias. Os Characiformes predominam, com cerca de 43% das espécies, seguidos de Siluriformes, com 35%, e Perciformes, com 15%. Das ordens registradas na área, Cyprinodontiformes (barrigudinho – *Phalloceros caudimaculatus*, de pequeno porte)

e Synbranchiformes (representada pelo muçum – *Synbranchus marmoratus*) não foram capturados na EPI; ressalte-se que as espécies dessas ordens não são migradoras.

Cerca de 40 espécies já foram registradas na EPI, o que corresponde a 75% das espécies presentes na área (tabela 1). Pelo menos 11 espécies presentes na EPI não foram registradas imediatamente a jusante dela, provavelmente em razão dos métodos de captura utilizados ou de sua raridade. Das espécies presentes na EPI, algumas são de porte reduzido, tais como canivetes (*Apareiodon affinis* e *A. piracicabae*), piaba (*Bryconamericus stramineus*) e bagrinho (*Cetopsorhamdia iheringi*). Por outro lado, indivíduos adultos de espécies de grande porte, como o jaú (*Zungaro jahu*), ocorrem ocasionalmente.

Dentre as espécies registradas na área, apaiari (*Astronotus crassipinnis*), tucunarés (*Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), tamoatá (*Hoplosternum littorale*), piaçu (*Leporinus macrocephalus*), pacu-cd (*Metynnis maculatus*), corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e cará (*Satanoperca pappaterra*) são oriundas de outras bacias hidrográficas neotropicais (alóctones, *sensu* Langeani *et al.*, 2007) e três (bagre-africano – *Clarias gariepinus*, tilápia – *Tilapia rendalii* e tilápia-do-nilo – *Oreochromis niloticus*) são de outros continentes (exóticas, *sensu* Langeani *et al.*, 2007). Os tucunarés, a corvina e o bagre-africano são piscívoros que causam alterações deletérias nas populações das espécies nativas, como mostram os estudos de Godinho *et al.* (1994), Alves & Vono (1997), Pelicice & Agostinho (2008) e G. B. Santos (comunicação pessoal).

O pacu-caranha, embora nativo do baixo rio Grande, não ocorria originalmente na área da EPI, somente a jusante da cachoeira de Marimondo (GODOY, 1975). Da mesma forma, o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) ocorre no rio Grande, mas somente até a barragem da UHE Porto Colômbia. Originalmente, ele ocorria no rio Grande até a cachoeira de Patos ou Marimondo. O pintado foi introduzido a montante dessas cachoeiras em 1959, quando cerca de 12 indivíduos foram soltos no rio Mogi-Guaçu (SCHUBART, 1964). Como esse autor comenta que não houve registro da recaptura de pintados originados dessa introdução, o seu estabelecimento definitivo a montante daquelas cachoeiras pode ter sido em decorrência da construção da barragem da UHE Marimondo. O pintado não foi registrado nas campanhas experimentais conduzidas na área da EPI.

Todas as espécies migradoras presentes a jusante foram registradas na EPI, com exceção do dourado (*Salminus brasiliensis*). Esses dados indicam a boa performance da EPI quanto à passagem de peixes migradores. O motivo pelo qual o dourado não ocorre na EPI ainda é desconhecido.

O mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*) foi a espécie mais abundante na área da EPI, incluindo a escada. A piaba, o cascudo-abacaxi (*Megalancistrus parananus*), o piaú-três-pintas (*Leporinus friderici*) e os tucunarés ocorreram em mais de 60% das capturas. A piaba é abundante na EPI, enquanto o cascudo-abacaxi, o piaú-três-pintas e os tucunarés são representados por número relativamente baixo de indivíduos. Ressalte-se que o pacu-prata e o jaú estão incluídos em listas oficiais de espécies de peixes ameaçadas.

TABELA 1 – Lista das espécies de peixes registradas a jusante da escada de peixes de Igarapava (J), na escada de peixes de Igarapava (EPI) e no reservatório da UHE Igarapava (R)

Táxon	Família	Nome Popular	J	EPI	R
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Acestrorhynchidae	Peixe-cachorro	X	-	X
<i>Apareiodon affinis</i>	Parodontidae	Canivete	-	X	-
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Parodontidae	Canivete	-	X	X
<i>Astronotus crassipinnis</i> *	Cichlidae	Apaiari	X	-	X
<i>Astyanax altiparanae</i>	Characidae	Lambari-do-rabo-amarelo	X	X	X
<i>Astyanax eigenmaniorum</i>	Characidae	Lambari	X	X	X
<i>Astyanax fasciatus</i>	Characidae	Lambari-do-rabo-vermelho	X	X	X
<i>Astyanax sp.</i>	Characidae	Lambari	-	X	-
<i>Australoheros facetus</i>	Cichlidae	Cará	-	-	X
<i>Brycon orbignyanus</i> ^M	Characidae	Piracanjuba	X	X	X
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Characidae	Piaba	-	X	X
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Heptapteridae	Bagrinho	-	X	-
<i>Cichla kelberi</i> *	Cichlidae	Tucunaré	X	X	X
<i>Cichla piquiti</i> *	Cichlidae	Tucunaré	X	X	-
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Cichlidae	Cará	X	X	X
<i>Clarias gariepinus</i> *	Clariidae	Bagre-africano	-	X	-
<i>Colossoma macropomum</i> ^{M, *}	Characidae	Tambaqui	X	-	-
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	Cichlidae	Jacundá	X	-	X

Continua...

Continuação

<i>Cyphocharax modestus</i>	Curimatidae	Saguiru	-	-	X
<i>Cyphocharax nagelii</i>	Curimatidae	Saguiru	-	-	X
<i>Eigenmania virescens</i>	Sternopygidae	Tuvira	X	X	X
<i>Galeocharax knerii</i>	Characidae	Cigarra	X	X	X
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cichlidae	Cará	X	-	X
<i>Gymnotus carapo</i>	Gymnotidae	Sarapó	-	-	X
<i>Hoplias intermedius</i>	Erythrinidae	Trairão	X	X	X
<i>Hoplias malabaricus</i>	Erythrinidae	Traíra	X	X	X
<i>Hoplosternum littorale</i> *	Callichthyidae	Tamoatá	X	-	X
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Characidae	Mato-grosso	-	-	X
<i>Hypostomus</i> spp.	Loricariidae	Cascudos	X	X	X
<i>Hypostomus tietensis</i>	Loricariidae	Cascudo	-	-	X
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Pimelodidae	Mandi-beiçudo	-	X	X
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	Anostomidae	Timburé	X	X	X
<i>Leporinus elongatus</i> ^M	Anostomidae	Piapara	X	X	X
<i>Leporinus friderici</i> ^M	Anostomidae	Piau-três-pintas	X	X	X
<i>Leporinus lacustris</i>	Anostomidae	Piau-de-lagoa	X	-	X
<i>Leporinus macrocephalus</i> ^{M, *}	Anostomidae	Piauçu	X	X	X
<i>Leporinus octofasciatus</i> ^M	Anostomidae	Ferreirinha	X	X	X
<i>Leporinus striatus</i>	Anostomidae	Timburé	-	-	X
<i>Loricaria lentiginosa</i>	Loricariidae	Cari	X	-	X
<i>Megalancistrus parananus</i>	Loricariidae	Cascudo-abacaxi	X	X	X
<i>Metynnis maculatus</i> *	Characidae	Pacu-cd	X	X	X
<i>Myleus tiete</i>	Characidae	Pacu-prata	-	X	X
<i>Oreochromis niloticus</i> *	Cichlidae	Tilápia-nilótica	-	-	X
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Auchenipteridae	Cangati	-	-	X

Continua...

Continuação

<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Poeciliidae	Barrigudinho	-	-	X
<i>Piaractus mesopotamicus</i> ^{M, *}	Characidae	Pacu-caranha	-	X	-
<i>Pimelodus fur</i>	Pimelodidae	Mandi-prata	X	X	X
<i>Pimelodus maculatus</i> ^M	Pimelodidae	Mandi-amarelo	X	X	X
<i>Pimelodus</i> sp.	Pimelodidae	Mandi	-	-	X
<i>Plagioscion squamosissimus</i> *	Sciaenidae	Corvina	X	X	X
<i>Prochilodus lineatus</i> ^M	Prochilodontidae	Curimba	X	X	X
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	Pseudopimelodidae	Pacamã	-	X	X
<i>Rhamdia quelen</i>	Heptapteridae	Bagre	X	-	X
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	Doradidae	Serrudo	X	-	-
<i>Salminus brasiliensis</i> ^M	Characidae	Dourado	X	-	-
<i>Salminus hilarii</i> ^M	Characidae	Tabarana	X	X	X
<i>Satanoperca pappaterra</i> *	Cichlidae	Cará	X	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	Anostomidae	Taguara	X	X	X
<i>Steindachneridion scriptum</i> ^M	Pimelodidae	Surubim	-	-	X
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Curimatidae	Saguiru	X	-	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Synbranchidae	Muçum	-	-	X
<i>Tatia neivai</i>	Auchenipteridae	Cumbaca	-	-	X
<i>Tilapia rendalii</i> *	Cichlidae	Tilápia	X	X	X
<i>Zungaro jahu</i> ^M	Pimelodidae	Jaú	-	X	-

* = espécie que não ocorria naturalmente na área da escada de peixe de Igarapava;
M = migradora; - = sem registro; (nome das espécies e sua ocorrência no Alto Paraná estão de acordo com Langeani *et al.*, 2007).

5.2 - Tamanho corporal e razão sexual

O tamanho dos peixes presentes na EPI não difere de seus coespecíficos capturados imediatamente abaixo da EPI. As exceções são para o ferreirinha, cujos indivíduos de jusante foram maiores do que os da EPI, e para as fêmeas de tabarana da EPI, que foram maiores do que as de jusante. Tal comparação mostra que a EPI, em geral, não oferece constrangimentos à passagem da maioria dos peixes no que se refere ao seu tamanho.

A razão sexual não diferiu estatisticamente de 1:1 para a maioria das espécies coletadas na EPI, exceto mandi-amarelo (38,5% de fêmeas), tabarana (79,2% de fêmeas), lambari-do-rabo-amarelo – *Astyanax fasciatus* (86,7% de fêmeas) e pacu-cd (63,6% de fêmeas) (CASALI *et al.*, 2010).

5.3 - Presença de juvenis na EPI

Juvenis de piapara (*Leporinus elongatus*), piau-três-pintas, curimba e mandi-amarelo foram capturados imediatamente a jusante da EPI. Contudo, apenas juvenis de curimba e mandi-amarelo foram registrados na EPI (CASALI *et al.*, 2010). A subida de peixes juvenis para montante, possivelmente um movimento de dispersão, está também registrada em outras passagens brasileiras de peixes (GODINHO *et al.*, 1991; FERNANDEZ *et al.*, 2007). A elevada proporção de juvenis de curimba na EPI pode ser resultado do programa de repovoamento conduzido na área. As ausências de juvenis de piapara e piau-três-pintas na EPI, mas não a jusante, estão ainda sem explicação.

5.4 - Comportamento migratório dos peixes que utilizam a EPI

A abundância reduzida de migradores no médio rio Grande era bem conhecida antes mesmo da construção da EPI (BRAGA & GOMIERO, 1997; VONO *et al.*, 1997). Dentre as espécies autóctones (nativas) registradas na EPI, oito são consideradas migradoras ou de piracema (tabela 1). No entanto, a caracterização da capacidade migradora do ferreirinha e do piau-três-pintas ainda não está conclusivamente estabelecida. O comportamento migratório do ferreirinha tem sido mencionado de maneira inconsistente na literatura. Ele é migrador para Godoy (1975), não obrigatoriamente migrador para Lamas (1993) e não migrador para Agostinho & Júlio Jr. (1999) e Santos & Formagio (2007). Quanto ao piau-três-pintas, sua presença na EPI e reprodução em ambiente lótico, Lopes *et al.* (2000) sinalizam no sentido de que ele é um migrador. Ao contrário, Barbieri & Santos (1988) assinalaram sua reprodução em ambiente lêntico. Para resolver essas questões

conflituosas, são necessários estudos que possam avaliar, com metodologias de marcação do tipo biotelemetria, suas características migradoras.

A EPI está localizada na área do antigo sítio de alimentação dos migradores que desovam no rio Mogi-Guaçu, afluente do rio Pardo (GODOY, 1975; CAPELETI & PETRERE, 2006). A foz do rio Pardo encontra-se logo abaixo da UHE Porto Colômbia, no rio Grande, a 139 km a jusante da EPI. Em razão dos vários barramentos hidrelétricos que aí se instalaram, o trecho do rio Grande onde se localiza a área da EPI tornou-se desconectado do sítio de desova do Mogi-Guaçu. Com exceção dos peixes migradores utilizados em programas de repovoamento, aqueles presentes na área da EPI são oriundos de áreas de recrutamento localizadas na bacia do reservatório de Volta Grande (BRAGA, 2001) ou de trechos localizados a montante do reservatório de Igarapava.

Alguns táxons abundantes na EPI, como a piaba e os lambaris (*Astyanax* spp.), têm sido classificados como não migradores. Número relevante de tais espécies também foi registrado em outras passagens de peixes (GODINHO *et al.*, 1991; BORGHETTI *et al.*, 1994; OLDANI & BAIGÚN, 2002; FERNANDEZ *et al.*, 2004; BRITTO & SIROL, 2005; POMPEU & MARTINEZ, 2006). Os indivíduos dessas espécies são, em geral, de pequeno porte e podem habitar rios (FERNANDEZ *et al.*, 2004). O comportamento inato de se deslocarem para montante numa escada de peixes indica que tais espécies devem ser consideradas como migradoras (BIZZOTTO *et al.*, 2009). Do mesmo modo que o caso do ferreirinha e do piau-três-pintas, mais estudos de comportamento da piaba, dos lambaris e do pacu-cd em mecanismos de transposição são necessários para a caracterização de sua condição migradora.

6 – INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS NA PASSAGEM DE PEIXES

Fatores ambientais têm forte interferência na passagem de peixes em mecanismos de transposição. A seguir, são apresentados dados sobre a influência das estações do ano, hora do dia, ciclo lunar, chuvas, vazões da barragem de Igarapava e temperatura da água sobre a passagem de peixes na EPI.

6.1 - Estações do ano

A maioria dos peixes (78%) passa na EPI durante a estação chuvosa (figura 6), que

se estende de outubro a março (BIZZOTTO *et al.*, 2009). Essa época corresponde ao período de atividade reprodutiva dos peixes na região (ANDRADE & BRAGA, 2005). Nessa época, considerando-se as espécies mais abundantes, o número de peixes capturados na EPI em atividade reprodutiva é maior do que aqueles em repouso sexual. Essa condição é mais acentuada no lambari-do-rabo-amarelo, pacu-cd, mandi-amarelo e tabarana (CASALI *et al.*, 2010).

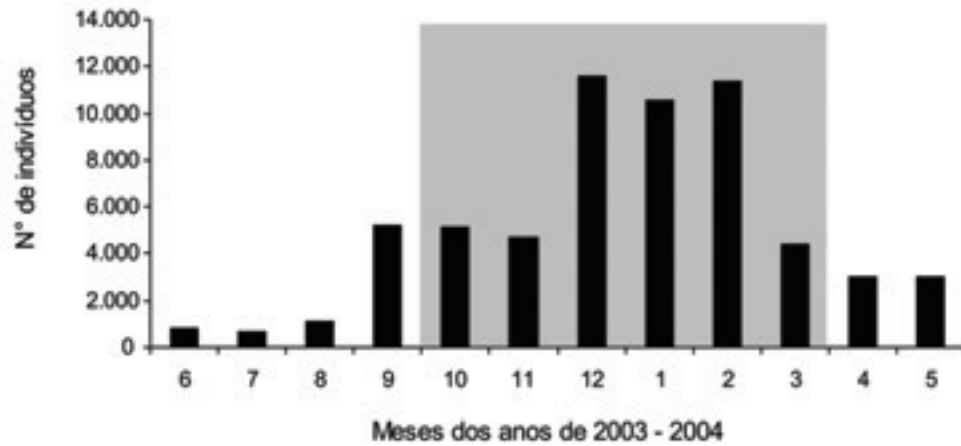


FIGURA 6 – Número mensal de peixes registrados na janela da EPI (área sombreada corresponde ao período de chuvas).

Durante a estação seca (abril a setembro), a passagem pela EPI é distinta daquela registrada na estação chuvosa. Nesse período do ano, os peixes passam pela EPI para se dispersar ou forragear (BIZZOTTO *et al.*, 2009) ou ainda para se dirigir a “áreas de espera” (*staging areas*), que são sítios próximos às áreas de desova e dos quais os peixes deslocam-se para desovar (GODINHO *et al.*, 2007).

6.2 - Variação nictemeral

A EPI permite a ascensão de peixes com variados padrões de comportamento nictemeral (figura 7). Os Siluriformes (cascudos – *Hypostomus* spp. e mandi-amarelo) passaram preferencialmente durante a noite. Já os Characiformes (lambaris – *Astyanax* spp., piaba, pacu-cd e ferreirinha) e os Perciformes (tucunarés) passaram durante o dia (BIZZOTTO *et al.*, 2009). Esse mesmo padrão foi observado em outras passagens de

peixes, com Siluriformes passando durante a noite (POMPEU & MARTINEZ, 2006) e Characiformes (FERNANDEZ *et al.*, 2007), durante o dia. Embora o piau-três-pintas e o curimba tenham passado em grande número durante o dia, sua passagem à noite foi significativa, o que sugere possuírem padrão dualístico de comportamento nictemeral.

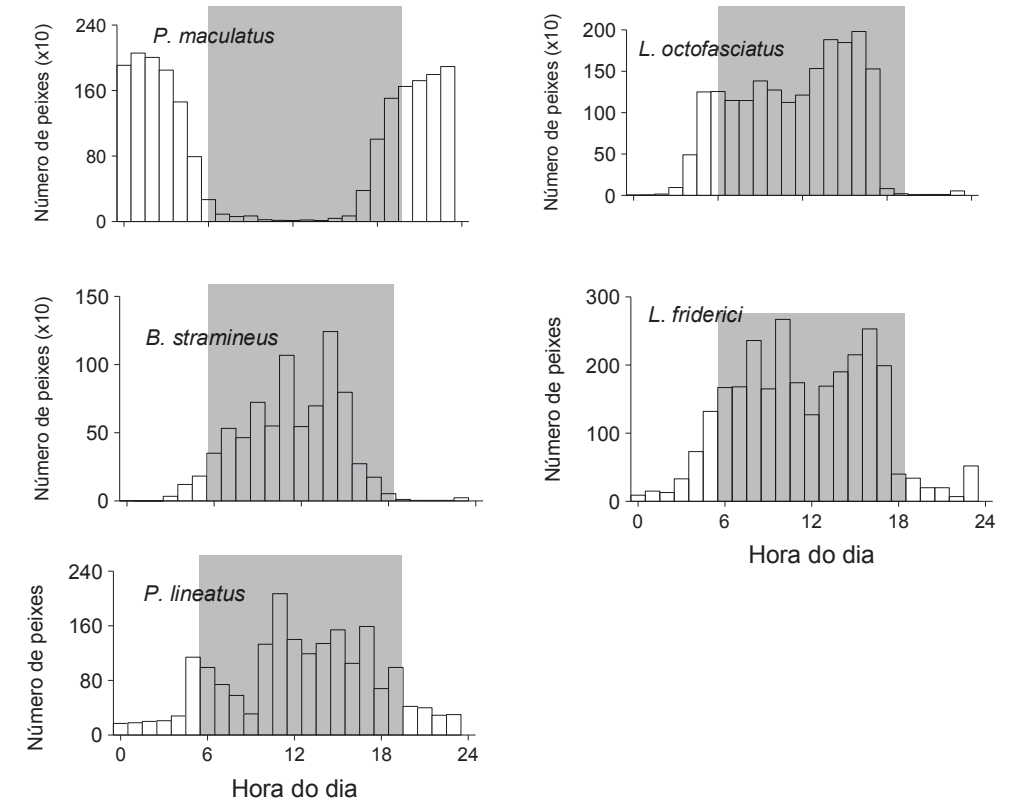


FIGURA 7 – Variação nictemeral dos peixes mais abundantes registrados na janela da EPI (área sombreada corresponde ao período diurno).

6.3 - Ciclo lunar

O número de peixes que sobe a EPI varia significativamente em razão do ciclo lunar, com pico na lua cheia (figura 8). Padrão semelhante foi também observado tanto nas espécies mais abundantes (figura 9; mandi-amarelo, ferreirinha, piau-três-pintas e curimba) quanto em outras (piaba e lambaris).

Migração e desova têm sido relacionadas com o ciclo lunar em algumas espécies

tropicais. O número de curimbas (*Prochilodus platensis* = *P. lineatus*) que subiu o rio Pilcomayo, Bolívia, durante a migração reprodutiva, aumentou significativamente na lua cheia (BAYLEY, 1973). Esse fenômeno foi igualmente observado no Pantanal. A migração dos peixes que deixam os lagos dessa região para entrar nos rios ocorre durante a lua cheia (PETRERE, 1989). A migração reprodutiva de peixes do rio Mekong, sudeste da Ásia, também foi fortemente influenciada pelo ciclo lunar correspondente ao quarto crescente e lua cheia (WELCOMME, 1979).

A locomoção nos peixes é mediada pela melatonina (LÓPEZ-OLMEDA *et al.*, 2006). Considerando-se que o mandi-amarelo, um peixe noturno, aumenta sua atividade locomotora durante a lua cheia, é possível que ocorra uma sincronização entre produção de melatonina e fases da lua. Para esse peixe, de olhos proporcionalmente grandes e, portanto, visualmente orientado, é possível que seja vantajoso movimentar-se à noite durante a lua cheia nas águas claras desse segmento do rio Grande.

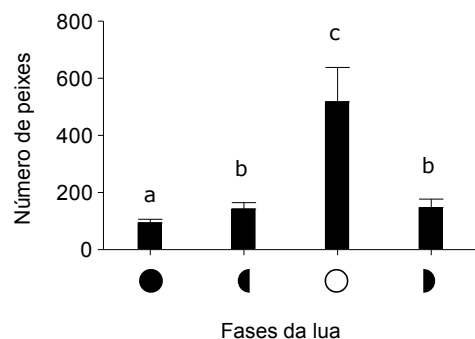


FIGURA 8 – Média (barra) e erro padrão (traço horizontal) do número de peixes/dia/fase da lua registrado na janela da EPI: nova (●), quarto crescente (◐), cheia (○) e quarto minguante (◑). (Letras sobreescritas diferentes indicam diferenças significativas entre as principais fases lunares (Teste tipo Tukey; $p=0,05$).

Quatro espécies diurnas (piaba, peixe-cachorro, curimba e tabarana) do rio Grande sofreram influência do ciclo lunar (BIZZOTTO *et al.*, 2009). No caso desses peixes, não há razão aparente para a sincronização de seus movimentos diurnos com a lua cheia.

6.4 - Chuvas e vazões da barragem

Migração e desova de peixes fluviais neotropicais também têm sido relacionadas com variações das vazões dos rios em razão de chuvas (GODINHO *et al.*, 2007). Essa condição

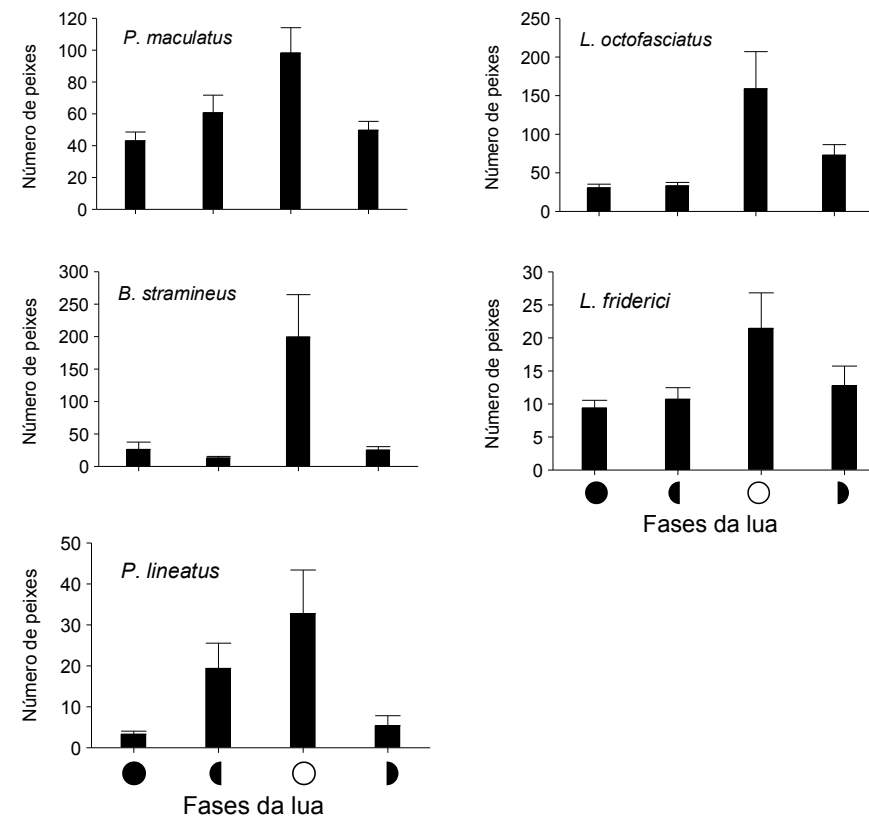


FIGURA 9 – Média (barra) e erro padrão (traço horizontal) do número de peixes/dia/fase da lua das espécies mais abundantes registradas na janela da EPI: nova (●), quarto crescente (◐), cheia (○) e quarto minguante (◑).

parece não ocorrer na EPI, pois nenhum táxon foi fortemente influenciado pelas vazões da barragem de Igarapava (BIZZOTTO *et al.*, 2009). Uma possível explicação para essa condição é que essas vazões são altamente reguladas pela barragem e a pequena área de drenagem da represa de Igarapava não coleta água suficiente para alterar drasticamente as vazões da barragem.

6.5 - Temperatura da água

As variações da temperatura da água na EPI induzem alterações significativas na subida dos peixes, que é mais intensa nas temperaturas mais altas (BIZZOTTO *et al.*, 2009).

A maioria dos peixes sobe quando a temperatura é $\geq 25^{\circ}\text{C}$ e a subida é muito reduzida quando ela é $\leq 21^{\circ}\text{C}$. O pico da passagem dos peixes varia entre as espécies. Para o mandi-amarelo e o curimba, ele ocorreu nas temperaturas de $22\text{-}24^{\circ}\text{C}$ e para a piaba, a $25\text{-}27^{\circ}\text{C}$. Para o ferreirinha e piau-três-pintas, o pico ocorreu na mais alta das temperaturas registradas.

6.6 Influência hierárquica dos fatores ambientais

Para se avaliar a influência hierárquica dos fatores ambientais sobre a passagem de peixes na EPI, Bizzotto et al. (2009) classificaram esses fatores de acordo com a seguinte escala: influência de longo termo (meses), médio termo (dias) e curto termo (1 dia ou horas). Estação do ano foi classificada como de longo termo, fases da lua como de médio termo e os demais fatores ambientais (i.e., nictemeral, chuva, vazão e temperatura da água) como de curto termo. Em geral, a influência da estação do ano determina fortemente a passagem da maioria dos táxons e, dentro da estação preferida, a passagem deles ocorre à noite ou durante o dia. Para algumas espécies, um terceiro fator ambiental (fases da lua) também tem importante papel na determinação da passagem. Apenas três espécies (mandi-amarelo, pacu-caranha e taguara) não seguiram esse padrão, porque foram influenciados apenas por fatores ambientais de curto termo.

7 – COMPORTAMENTO MIGRATÓRIO DE CURIMBAS NA ÁREA DA EPI

A migração de curimbas adultos foi estudada com o uso de radiotelemetria (SILVA, 2004). Trinta curimbas, capturados no sopé da barragem de Volta Grande, foram soltos a poucos quilômetros a montante desse barramento. Apenas quatro indivíduos marcados não forneceram informações. Logo após terem sido soltos no reservatório, a maior parte dos peixes (76,2%) nadou em direção à barragem de Volta Grande, onde ficaram por intervalo de tempo de algumas horas a até cerca de 40 dias. Dez curimbas migraram até a barragem de Igarapava. Ao alcançarem a barragem de Igarapava, eles ficaram na área do canal de fuga e da bacia de dissipação da usina por períodos de 26 a 445 dias. A maioria deles (70%) subiu a EPI. A passagem ocorreu, principalmente, durante o crepúsculo e à noite. Os curimbas levaram em média 3,5 h para percorrer a escada. Assim que alcançaram o reservatório, eles continuaram seu deslocamento ascendente após

permanecerem de 12 min a 5 h próximos à barragem de Igarapava. Esse deslocamento ocorreu até atingir o canal de fuga da UHE Jaguara, onde tenderam a permanecer. Na maior parte, esses deslocamentos ocorreram durante o período reprodutivo, sugerindo serem migrações reprodutivas.

8 – COMPORTAMENTO MIGRATÓRIO DE MANDIS-AMARELOS NA ÁREA DA EPI

A migração de mandis-amarelos no reservatório de Igarapava foi também estudada com radiotelemetria (SILVA, 2004). Os peixes foram capturados na EPI e, após a marcação, foram soltos no reservatório de Igarapava a 4 km do local de marcação. Do total de 14 peixes marcados, 11 (78,6%) forneceram dados acerca de seus deslocamentos. Após a soltura, os mandis-amarelos deslocaram-se por distâncias variáveis. A maioria (64%) permaneceu no reservatório de Igarapava e poucos (18%) subiram até alcançar o trecho de rio de, aproximadamente, 5 km próximo à barragem de Jaguara, chegando à área de seu canal de fuga.

9 – PASSAGEM DE MANDI-AMARELO PELAS TURBINAS DA UHE IGARAPAVA

Apesar de sua importância para a engenharia hidráulica e para a conservação, estudos sobre passagem de peixes em turbinas hidrelétricas são quase inexistentes no Brasil. Pela primeira vez, esse tipo de pesquisa foi conduzido com uma espécie neotropical, utilizando-se radiotelemetria. Três dos 11 peixes avaliados por Silva (2004) passaram pela barragem de Igarapava, em deslocamento descendente, através das turbinas. A passagem ocorreu em tempos variáveis após a chegada junto à área da tomada d'água. O tempo de passagem pelas turbinas variou de 5-6 min. Um peixe continuou vivo após a passagem e o outro, possivelmente, morreu. O destino do terceiro não pode ser determinado.

10 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

A EPI permite a passagem, de jusante para montante, de número relativamente grande de espécies de tamanho corporal variado e com características migradoras e comportamentais distintas.

Além de outras funções exercidas por passagens de peixes para montante, duas podem ser consideradas como particulares, quais sejam: i) evitar extinções locais e ii) prover recursos pesqueiros para reservatórios considerados como sumidouros (habitats sem acesso a áreas de desova ou sem berçários qualificados) se a população de jusante está num habitat fonte (habitat onde o recrutamento excede a mortalidade). A EPI, ao conceder a passagem de peixes para montante, evita a possível extinção de espécies no reservatório de Igarapava, onde habitats adequados a essas espécies são inexistentes. Além disso, ela provê recursos pesqueiros para o reservatório de Igarapava ao estabelecer um sistema fonte–sumidouro, no qual o reservatório de Volta Grande é o habitat fonte e o de Igarapava é o habitat sumidouro (GODINHO & KYNARD, 2009).

11 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR.; H. F. *Peixes da bacia do Alto Paraná*. P. 374–400. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP. 1999.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; FERNANDEZ, D. R.; SUZUKI, H. I. Efficiency of fish ladders for Neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18: 299–306. 2002.
- AGOSTINHO, C. S.; AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F.; ALMEIDA, D. A.; MARQUES, E. E. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, 5: 205–213. 2007.
- ALVES, C. B. M. Evaluation of fish passage through the Igarapé Dam fish ladder (rio Paraopeba, Brazil) using marking and recapture. *Neotropical Ichthyology*, 5: 233–236. 2007.
- ALVES, C. B. M.; VONO, V. A ictiofauna do córrego Gameleira, afluente do rio Grande – Uberaba (MG). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 9: 23–31. 1997.
- ANDRADE, P. M.; BRAGA, F. M. S. Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande River, high Paraná River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65: 387–394. 2005.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. *Atlas de energia elétrica do Brasil*. ANEEL: Brasília. 2002. 152 p.
- BARBIERI, G. & SANTOS, E. P. Análise do crescimento e de aspectos reprodutivos da piava *Leporinus friderici* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Anostomidae) da represa do Lobo e do rio Mogi-Guaçu, SP. *Ciência e Cultura*, 40: 693–697, 1988.
- BAYLEY, P. B. Studies on the migratory characin, *Prochilodus platensis* Holmberg, 1889 (Pisces, Characoidei) in the river Pilcomayo, South America. *Journal of Fish Biology*, 5: 25–40. 1973.

BIZZOTTO, P. M.; GODINHO, A. L.; VONO, V.; KYNARD, B.; GODINHO, H. P. Influence of seasonal, diel, lunar, and other environmental factors on upstream fish passage in the Igarapava Fish Ladder, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 461–472. 2009.

BORGHETTI, J. R.; NOGUEIRA, V. S. G.; BORGHETTI, N. R. B.; CANZI, C. The fish ladder at the Itaipu Binational Hydroelectric complex on the Paraná River, Brazil. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9: 127–130. 1994.

BOWEN, M. D.; MARQUES, S.; SILVA, L. G. M.; VONO, V.; GODINHO, H. P. Comparing on site human and video counts at Igarapava fish ladder, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4: 291–294. 2006.

BRAGA, F. M. S. Reprodução de peixes (Osteichthyes) em afluentes do reservatório de Volta Grande, rio Grande, sudeste do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 91: 67–74. 2001.

BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M. Análise da pesca experimental realizada no reservatório de Volta Grande, rio Grande (MG–SP). *Boletim Instituto Pesca*, 24: 131–138. 1997.

BRITTO, S. G. C.; SIROL, R. N. *Transposição de peixes como forma de manejo: as escadas do complexo Canoas, Médio Rio Paranapanema, bacia do Alto Paraná*. [P. 285–304. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: RiMa. 2005.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 195 p. 2007.

CAPELETI, A. R.; PETRERE JR.; M. Migration of the curimbatá *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall “Cachoeira de Emas” of the Mogi–Guaçu River – São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 651–659, 2006.

CASALI, R. C. V.; VONO, V.; GODINHO, H. P.; LUZ, R. K.; BAZZOLI, N. Passage and reproductive activity of fishes in the Igarapava Fish Ladder, Grande River, Southeastern Brazil. *River Research and Applications*, 26: 157–165. 2010.

EDITORS. Fish passages in South America. *Neotropical Ichthyology*, 5: 87. 2007.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. Selection of an experimental fish ladder located at the dam of Itaipu Binacional, Paraná River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47: 579–586. 2004.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M.; GOMES, L. C. Environmental factors related to entry into and ascent of fish in the experimental ladder located close to Itaipu Dam. *Neotropical Ichthyology*, 5: 153–160. 2007.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M.; PELICICE, F. M. Diel variation in the ascent of fishes up an experimental fish ladder at Itaipu Reservoir: fish size, reproductive stage and taxonomic group influences. *Neotropical Ichthyology*, 5: 215–222, 2007.

GODINHO, A. L.; FONSECA, M. T.; ARAÚJO, L. M. *The ecology of predator fish introductions: the case of the Rio Doce valley lakes*. P. 77–83. In: PINTO–COELHO, R. M.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. (Eds.). *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*. Belo Horizonte: SEGRAC. 1994. 193 p.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B. Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications*. 25: 702–712. 2009.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; GODINHO, H. P. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 80:421–433. 2007.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L.; FORMAGIO, P. S. & TORQUATO, V. C. Fish ladder efficiency in a Southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura* 43: 63–67. 1991.

GODOY, M. P. *Peixes do Brasil, subordem Characoidei*; bacia do rio Mogi-Guaçu, vol. 3. Piracicaba: Franciscana. 1975. p. 400–627.

JUNHO, R. A. C. Recent fish passes at three hydroelectric dams in Southeastern Brazil. Pages 1041–1045. In: *5th International Symposium on Ecohydraulics*, Madrid. 2004.

LAMAS, I. R. *Características reprodutivas de peixes brasileiros de água doce, com ênfase no local de desova*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 1993. 72 p.

LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S. & CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7 (3): 181–197, 2007 (<http://www.biotaneotropica.org.br>)

LARINIER, M. *Environmental issues, dams and fish migration*. P. 45–90. In: MARMULLA, G. (Ed.). *Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution*. FAO Fisheries Technical Paper 419: 166p. 2001.

LOPES, C. A.; BENEDITO–CECILIO, E. & AGOSTINHO, A. A. The reproductive strategy of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in the Paraná river basin: the effect of reservoirs. *Revista Brasileira de Biologia*, 60: 255–266. 2000.

LÓPEZ–OLMEDA, J. F.; MADRID, J. A.; SÁNCHEZ–VÁZQUEZ, F. J. Melatonin effects on food intake and activity rhythms in two fish species with different activity patterns: diurnal (goldfish) and nocturnal (tench). *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part A, 144: 180–187. 2006.

MAIA, B. P.; RIBEIRO, S. M. F.; BIZZOTTO, P. M.; VONO, V.; GODINHO H. P. 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. 2007.

MAKRAKIS, S.; MAKRAKIS, M. C.; WAGNER, R. L.; DIAS, J. H. P.; GOMES, L. C. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology*, 5:197–204. 2007.

MORAIS, E. F.; CAMPOS, M. F. M.; PÁDUA, F. L. C.; CARCERONI, R. L. Particle filter–based predictive tracking for robust fish counting. P. 367–374. In: *XVIII Brazilian Symposium on Computer Graphics and Image Processing (SIBGRAP'05)*, Natal. 2005.

OLDANI, N. O.; BAIGÚN, C. R. M. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana river (Argentina–Paraguay). *River Research and Applications*, 18: 171–183. 2002.

PAIVA, M. P. *Grandes barragens do Brasil*. Brasília: Editerra, 304 p. 1982.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish–passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology*, 22: 180–188. 2008.

PETRERE JR.; M. River fisheries in Brazil: a review. *Regulated Rivers: Research & Management*, 4: 1–16. 1989.

POMPEU, P. S.; MARTINEZ, C. B. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 340–349. 2006.

SANTOS, G. B.; FORMAGIO, P. S. Caracterização da ictiofauna e da pesca artesanal do reservatório de Furnas. In: PINTO-COELHO, R. M. (Coord.). *Estudo técnico-científico visando à delimitação de parques aquícolas nos lagos das usinas hidroelétricas de Furnas e Três Marias – MG*. Relatório, Convênio 8713, SEAP/SECTES/ FUNDEP-UFMG: Parques aquícolas, 2007.

SCHUBART, O. Duas novas espécies de peixes da família Pimelodidae do rio Mogi-Guaçu (Pisces, Nematognathi). *Boletim do Museu Nacional*, 244: 1–22. 1964.

SILVA, L. G. M. *Migração de mandis- amarelos Pimelodus maculatus e curimbas Prochilodus lineatus no rio Grande, bacia do Alto Paraná*. Dissertação (Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais). 2004. 73 p.

STUART, I. G.; BERGHUIS, A. P. Upstream passage of fish through a vertical-slot fishway in an Australian subtropical river. *Fisheries Management and Ecology*, 9: 111–122. 2002.

VONO, V. Primeira avaliação da eficiência do mecanismo de transposição para peixes na UHE Igarapava (rio Grande – MG/SP). In: *Resumos do XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia, XIV, Universidade do Vale do Rio dos Sinos*. São Leopoldo, RS. 2001.

VONO, V. *Monitoramento da ictiofauna na área sob influência da UHE Igarapava*. Relatório técnico. Leserpa. 42 p. 2009.

VONO, V.; ALVES, C. B. M.; MAGALHÃES, A. L. B. A ictiofauna dos cursos d'água tributários do reservatório da futura UHE Igarapava – Rio Grande. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 9: 33–43. 1997.

VONO, V.; BIZZOTTO, P. M.; CUNHA, V. A.; GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L.; KYNARD, B. Avaliação da passagem de peixes pela escada da UHE Igarapava, rio Grande, Paraná Superior. In: *Anais do XVI Encontro Brasileiro de Ictiologia*, João Pessoa, PB. 2005.

VONO, V.; BIZZOTTO, P. M.; GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. KYNARD, B. Fish passage at the Igarapava Fish Ladder, River Grande, Brazil. In: *Anais do VI Congresso Internacional de Biologia de Peixes*. Manaus: American Fisheries Society, 2004.

VONO, V.; GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. Fishway effect on the fishes in a Brazilian Reservoir. In: *Anais do Simpósio Internacional de Passagens de Peixes na América do Sul*, Lavras, MG. 2007.

WELCOMME, R. L. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. New York: Longman. 1979. 317 p.

**SÉRIE
PEIXE VIVO**

**TRANSPOSIÇÃO
DE PEIXES**

CAPÍTULO 5

PARÂMETROS MIGRATÓRIOS E
TRANSPOSIÇÃO DE CURIMBATÁS
E MANDIS-AMARELOS NO
MÉDIO RIO GRANDE

Luiz Gustavo Martins da Silva

1 – INTRODUÇÃO

O constante crescimento populacional humano contribui, de forma considerável, para aumentar a demanda por diferentes tipos de recursos em diversos países do mundo. Dentre esses recursos, a energia elétrica figura entre aqueles cuja demanda tem aumentado muitíssimo, desencadeando, por consequência, a expansão do setor elétrico. A geração de eletricidade envolve desde a queima de combustíveis fósseis até o aproveitamento hídrico para transformação em potencial elétrico. De acordo com Cada & Zadroga (1982) o decréscimo no suprimento e aumento nos custos de combustíveis fósseis para geração de eletricidade levou a uma ampla procura e desenvolvimento de técnicas para exploração dos recursos considerados como renováveis. Dessa forma, a energia hidrelétrica passou a ter papel importante como fonte para a geração de eletricidade em vários países (CADA & ZADROGA, 1982).

No Brasil, o potencial hídrico desencadeou a exploração e geração de energia hidrelétrica como principal fonte de eletricidade para o país. Segundo a ANEEL (2008), cerca de 85,6% da energia elétrica gerada no país no ano de 2006 resultaram da hidreletricidade. Nessa perspectiva, estimativas recentes apontam que no Brasil mais de 700 barragens foram construídas para produção de eletricidade (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Para o Estado de Minas Gerais, o seu potencial hidrelétrico levou-o a ser foco de grande expansão de usinas hidrelétricas a partir da década de 1950 (DRUMMOND *et al.*, 2005). Figuram entre as principais bacias hidrográficas do estado, em termos de aproveitamento hidrelétrico, as dos rios Paranaíba, Grande, São Francisco e Doce (ANEEL, 2008).

Tendo em vista que o parque elétrico brasileiro concentra-se em usinas hidrelétricas, a ANEEL (2008) considera que o setor elétrico do país possui uma matriz energética “limpa”, já que não são gerados resíduos tóxicos através da operação das usinas, apesar de gases de efeito estufa serem liberados pela decomposição de material orgânico nos reservatórios. Além disso, a construção de barramentos em cursos d’água gera uma série de impactos sobre a biota aquática e constitui uma das principais ameaças à manutenção da biodiversidade de ecossistemas aquáticos (AGOSTINHO *et al.*, 2005). Atualmente, os impactos causados por hidrelétricas relacionados ao meio ambiente têm sido amplamente discutidos e tornaram-se um dos maiores entraves à expansão desse setor no país, juntamente com problemas de natureza legal (ANEEL, 2008).

O Brasil apresenta uma biodiversidade de organismos de água doce considerável e,

para os peixes, o número é estimado em 2.122 espécies (BUCKUP & MENEZES, 2003). Para o Estado de Minas Gerais a estimativa é de cerca de 354 espécies e a instalação de usinas hidrelétricas tem sido um dos grandes fatores contribuintes para o empobrecimento da fauna aquática, especialmente a riqueza ictiofaunística (DRUMMOND *et al.*, 2005).

Os impactos causados por barramentos sobre a ictiofauna podem ser notados tanto a jusante quanto a montante da barragem. Jackson & Marmulla (2001) apontam a substituição do ambiente lótico para lântico como o impacto mais óbvio da construção de barramentos em rios. A montante do barramento a reestruturação das comunidades, inundação de planícies alagáveis, modificações das condições físico-químicas da água, eutrofização e deterioração da qualidade da água (AGOSTINHO *et al.*, 1992) podem ser citados como impactos à ictiofauna. Já a jusante dos barramentos, o controle do regime de cheias (AGOSTINHO *et al.*, 2005), o bloqueio do fluxo de nutrientes para trechos mais baixos da bacia, a concentração de peixes a jusante das barragens (JACKSON & MARMULLA, 2001) e a interrupção de rotas migratórias (PELICICE & AGOSTINHO, 2008; GODINHO & KYNARD, 2008) são alguns dos impactos notados, sendo o último aquele que mais afeta os peixes que necessitam realizar deslocamentos.

Como forma de minimizar os impactos causados pela interrupção de rotas migratórias, mecanismos de transposição de peixes começaram a ser projetados para instalação junto às barragens. Dentre esses mecanismos citam-se as escadas, elevadores, transposição com caminhão-tanque, eclusas e canais seminaturais (ROSCOE & HINCH, 2010). No Brasil, as experiências com passagens de peixes iniciaram-se na década de 30, baseadas nos modelos norte-americanos (GODINHO, 1998). O principal objetivo dos mecanismos projetados associa-se à manutenção da conectividade entre os trechos de rio a jusante da barragem com aqueles localizados a montante, permitindo a continuidade dos deslocamentos migratórios realizados rio acima pelos peixes.

A migração é um comportamento que pode ser entendido como o deslocamento entre dois ou mais sítios disjuntos, que ocorre com periodicidade regular e envolve a maior parte da população (NORTHCOTE, 1978). Os peixes apresentam vários padrões migratórios (LUCAS & BARAS, 2001), sendo o mais básico deles aquele que inclui o deslocamento entre os sítios de reprodução e de alimentação. Desse modo, existem dois tipos básicos de migração: migração reprodutiva (que ocorre em direção aos sítios reprodutivos) e migração trófica (que ocorre em direção aos sítios de alimentação). Considerando-

se as espécies de peixe de água doce das bacias brasileiras, Godinho & Kynard (2008) adaptaram um modelo conceitual geral para os deslocamentos migratórios, mostrando a sua complexidade, com deslocamentos ascendentes e descendentes ocorrendo em praticamente todas as fases de vida.

No Brasil, os peixes que realizam migrações reprodutivas são, genericamente, chamados “peixes de piracema” e incluem os curimatás, dourados, piaus, surubins e jaús. Estão entre os mais conhecidos popularmente e possuem grande importância comercial em função do porte alcançado. Infelizmente, apesar de toda a importância incontestável, pouco se sabe a respeito do comportamento migratório dessas espécies.

Estudos sobre comportamento migratório dos peixes de piracema foram realizados para espécies da bacia do rio Amazonas (BARTHEM & GOULDING, 1997; ARAÚJO-LIMA & RUFFINO, 2003), bacia do rio Paraná-Paraguai (AGOSTINHO *et al.*, 2002; AGOSTINHO *et al.*, 2003; RESENDE, 2003) bacia do rio Uruguai (ZANIBONI FILHO & SCHULZ, 2003), bacia do rio São Francisco (GODINHO *et al.*, 2006; GODINHO & KYNARD, 2006; ANDRADE NETO, 2008) e bacia do rio Grande (GODOY, 1959; ALVES *et al.*, 2007). Os estudos sobre migração de peixes na bacia de drenagem do rio Grande iniciaram-se na década de 1950, utilizando-se a técnica de marcação e recaptura (GODOY, 1959), que permitiu aos pesquisadores da época obterem informações acerca da localização dos indivíduos marcados ao longo das drenagens estudadas, sendo possível determinar a distância de deslocamento. Com o passar do tempo e a evolução dos sistemas de marcação, estudos conduzidos nesse mesmo sistema utilizando-se radiotelemetria permitiram a obtenção de novas informações acerca do comportamento migratório de algumas espécies, sendo possível a obtenção de dados quanto à velocidade de deslocamento, tempo de permanência em determinadas áreas e periodicidade de deslocamento ao longo do trecho estudado. Através do uso dessa nova tecnologia de marcação, as informações obtidas tornaram possível a avaliação dos parâmetros migratórios de duas espécies do rio Grande, destacando-se a curimba – *Prochilodus lineatus* e o mandi-amarelo – *Pimelodus maculatus*.

Sendo assim, neste capítulo serão apresentadas informações históricas sobre o deslocamento de peixes ao longo do rio Grande, assim como informações recentes (período 2002-2004) sobre padrões migratórios de curimatás e mandis-amarelos no trecho compreendido, atualmente, entre a UHE Volta Grande e UHE Jaguará, incluindo dados sobre a transposição dessas espécies através da escada da UHE Igarapava.

2 – HISTÓRICO DA MIGRAÇÃO DE PEIXES NO RIO GRANDE

Os primeiros estudos conduzidos na bacia do rio Grande foram realizados pelo pesquisador Manuel Pereira de Godoy por volta da década de 1950. Nessa época, Godoy marcou algumas espécies migradoras com uma marca plástica externa, conhecida como LEA, e realizou um considerável esforço de marcação para a época, tendo sido marcados mais de 5.400 espécimes no caso do curimatá (GODOY, 1959). Em seus estudos Godoy capturou os peixes no rio Mogi-Guaçu, marcando-os e soltando-os no próprio local de captura. Para obter informações a respeito dos deslocamentos realizados pelos peixes, Godoy dependia da recaptura dos indivíduos marcados. Os estudos conduzidos geraram informações acerca de deslocamentos de peixes ao longo de todo o sistema dos rios Mogi-Guaçu, Pardo e Grande.

Trabalhando com mandis-amarelos, Godoy (1967) observou deslocamentos de mais de 1.000 km de extensão ao longo das drenagens estudadas (rios Mogi-Guaçu, Pardo e Grande) e considerou a espécie como sendo grande migradora para essa bacia.

Uma das espécies cujo comportamento migratório foi mais intensamente estudado por Godoy foi o curimatá (Godoy, 1954, 1957, 1959, 1967, 1972 e 1975). Para essa espécie, o autor identificou dois sítios biológicos distintos, sendo o rio Mogi-Guaçu considerado sítio de desova e o rio Grande considerado como sítio de alimentação. Nessa época, o trecho do rio Grande em discussão disponível para deslocamento dos peixes estudados, limitava-se a montante pela antiga UHE Peixoto (atualmente UHE Marechal Mascarenhas de Moraes) e a jusante pela cachoeira de Marimbondo, onde, atualmente, encontra-se a UHE Marimbondo. Portanto, nessa época os peixes poderiam se deslocar livremente por um trecho de cerca de 350 km nesse rio. Dessa forma, Godoy registrou para curimbas deslocamentos de até 1.300 km anualmente, indicando uma área de vida de cerca de 665,7 km entre o local onde hoje se encontra a barragem de Jaguará, no rio Grande, e o salto do Pinhal, no rio Mogi-Guaçu. Ao longo desse trecho os curimatás deslocavam-se em cardumes com a mesma intensidade durante o período diurno e noturno, em velocidades de 5 a 16 km/dia, ou seja, de 0,2 km/h a 0,7 km/h (GODOY, 1957, 1959, 1972, 1975).

Ainda para os curimatás, os estudos conduzidos por Godoy indicaram que durante o período reprodutivo da espécie (outubro a março) os peixes realizavam deslocamentos descendentes ao longo do rio Grande até a foz do rio Pardo, de onde iniciavam deslocamentos ascendentes até seus locais de desova no rio Mogi-Guaçu. Após o período

reprodutivo, os curimatás retornavam ao rio Grande, descendo através dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, onde permaneciam até o período reprodutivo seguinte. Dessa forma, para Godoy as migrações ascendentes e descendentes do curimatá nessas drenagens ocorriam com certa periodicidade. De fato, Toledo Filho *et al.* (1986) traçaram uma curva de migração para os curimatás do sistema Mogi-Guaçu/Pardo/Grande, indicando deslocamentos ascendentes e descendentes para a espécie. Esses mesmos autores salientaram que possíveis alterações poderiam ocorrer na curva traçada em decorrência da implantação dos barramentos previstos para o rio Grande ao longo do tempo.

Após a construção das cinco barragens previstas no trecho do rio Grande entre a cachoeira de Marimbondo e a UHE Marechal Mascarenhas de Moraes (figura 1) as rotas migratórias dos peixes que utilizavam o sistema Mogi-Guaçu/Pardo/Grande foram bloqueadas e Toledo Filho *et al.* (1986) já previam possíveis alterações nos parâmetros migratórios dessas espécies em função desse bloqueio.

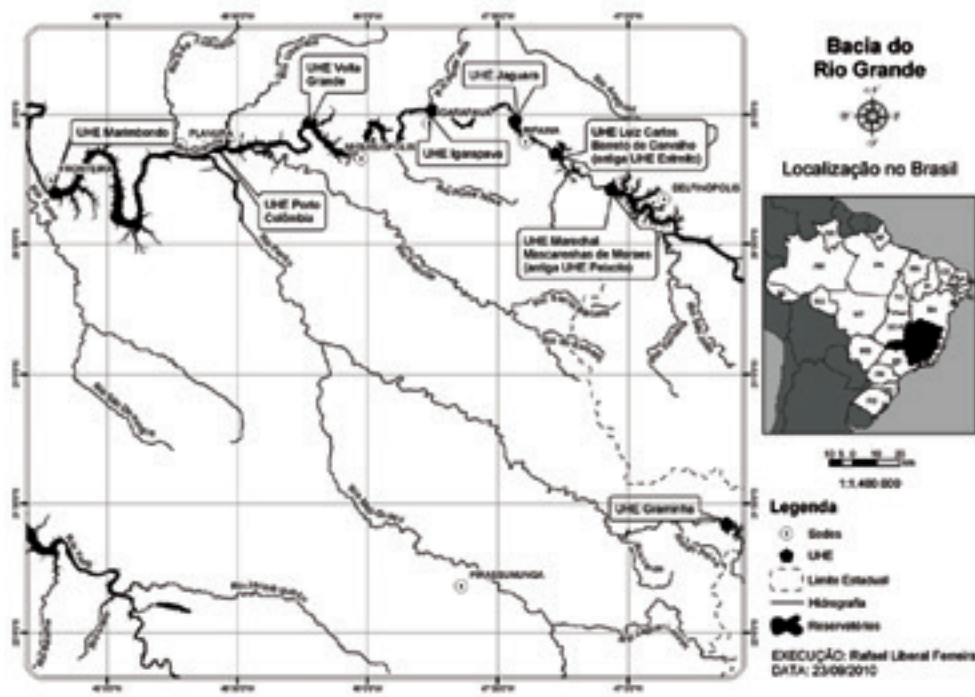


FIGURA 1 – Sistema dos rios Mogi-Guaçu/Pardo/Grande, mostrando as áreas de estudo referentes aos trabalhos de migração de peixes realizados na bacia do rio Grande.

Em sequência, cinco dessas usinas hidrelétricas entraram em operação na década de 1960/70 (UHE Luiz Carlos Barreto de Carvalho – 1969, UHE Jaguará – 1971, UHE Porto Colômbia – 1973, UHE Volta Grande – 1974 e UHE Marimbondo – 1975) sem qualquer sistema que permitisse a continuidade dos deslocamentos dos peixes no rio Grande. No ano de 1998 entrou em operação a UHE Igarapava, sexta usina instalada no trecho descrito, sendo que para essa barragem uma escada para a transposição de peixes foi construída e entrou em operação em 1999 (figura 2). Desde então, nenhum estudo tinha sido conduzido para avaliar os parâmetros migratórios dos peixes diante da nova condição de ambiente imposta pelos barramentos. Cerca de 50 anos após a realização dos estudos de Godoy, o presente estudo avaliou o comportamento migratório de curimatás e mandis-amarcelos no trecho do rio Grande entre a UHE Volta Grande e UHE Jaguará, obtendo novos dados acerca dos deslocamentos dessas espécies.



FIGURA 2 – Visão geral do canal de fuga da UHE Igarapava, mostrando a escada (setas brancas) construída e que permite deslocamentos dos peixes de jusante para montante. Foto: Luiz Gustavo M. Silva.

3 – METODOLOGIA UTILIZADA

Para estudar a migração de curimatás e mandis-amarelos na região do médio rio Grande lançou-se mão da radiotelemetria como tecnologia disponível. A radiotelemetria consiste na marcação dos peixes com radiotransmissores e o rastreamento dos indivíduos marcados através da área de estudo. Uma das grandes vantagens dessa ferramenta é que ela permite a obtenção de informações acerca do deslocamento dos peixes em tempo real, a partir do momento que algum indivíduo marcado é encontrado nos rastreamentos. Em suma, os radiotransmissores implantados nos peixes emitem sinais de rádio que são captados por antenas posicionadas fora da água e codificados em receptores específicos. Esses receptores identificam o radiotransmissor localizado em uma determinada área, de modo que se torna possível a identificação individual dos peixes marcados.

Para o rastreamento, duas técnicas foram empregadas para acompanhar os deslocamentos dos peixes: i) o rastreamento através de estações fixas/automáticas e ii) rastreamento manual. Para o rastreamento automático, estações fixas de rastreamento foram instaladas nas barragens de Volta Grande, Igarapava e Jaguará, utilizando-se receptores Lotek W32 SRX 400. Esses receptores foram conectados a antenas, sendo que nas duas primeiras barragens foram instaladas quatro antenas. Duas antenas foram direcionadas para montante, voltadas para a entrada do vertedouro e a tomada d'água, e duas direcionadas para jusante, voltadas para a saída do vertedouro e para o canal de fuga (figura 3). Na UHE Jaguará, foram instaladas duas antenas apenas, apontadas para jusante, uma em direção à saída do vertedouro e a outra para o canal de fuga (figura 4). As antenas usadas foram do tipo Yagi de 4 e 6 elementos a jusante e a montante, respectivamente.

O rastreamento manual foi feito de barco (figura 5) ou helicóptero, utilizando-se um receptor Lotek W5 SRX 400. No rastreamento de barco, percorreu-se o trecho do rio Grande entre as barragens de Volta Grande e Jaguará nos meses de dezembro de 2002, janeiro, fevereiro, julho, setembro, novembro e dezembro de 2003, janeiro, abril, setembro e dezembro de 2004 e janeiro, março e maio de 2005. Em cada rastreamento, o trecho foi percorrido no sentido de montante em uma margem e no sentido de jusante na margem oposta. Esse mesmo trecho do rio Grande, compreendido entre as represas de Volta Grande e Jaguará, bem como seus tributários, foi rastreado de helicóptero em abril de 2004. Todos os peixes localizados durante o rastreamento tiveram o código do seu transmissor anotado e a sua localização geográfica determinada, utilizando-se GPS.



FIGURA 3 – Estação automática de rastreamento com antenas Yagi de 6 elementos instalada na UHE Volta Grande. Foto: Luiz Gustavo M. Silva.



FIGURA 4 – Estação automática de rastreamento com antenas Yagi de 4 elementos instalada na UHE Jaguará. Foto: Luiz Gustavo M. Silva.



FIGURA 5 – Rastreamento manual dos peixes feito por barco. Foto: Bernardo do Vale Beirão.

A captura e marcação dos peixes a serem estudados ocorreram em dois locais distintos. Os curimatás, no total de 30 indivíduos, foram capturados com tarrafas e redes de emalhar no primeiro quilômetro a jusante da barragem de Volta Grande. Já os mandis-amarelos foram capturados na escada da UHE Igarapava, totalizando 25 indivíduos marcados. A implantação do radiotransmissor nos peixes ocorreu através de método cirúrgico, com pequenas variações para as duas espécies.

Os curimatás capturados foram imediatamente transportados em caixa de isopor contendo água para a margem do rio ou da represa, onde a cirurgia para implantação do transmissor foi realizada. A técnica cirúrgica para a implantação do transmissor na cavidade celomática do curimatá iniciou-se com a imobilização do peixe através de eletronarcose. Nessa técnica, o peixe é imerso em um tanque com água energizada utilizando-se corrente contínua em 30 volts. Após a imobilização do peixe a corrente foi reduzida para 15–25 volts, permanecendo nessa faixa durante todo o procedimento cirúrgico. Nos curimatás, o corte cirúrgico de 5–6 cm foi realizado na parede lateral do corpo, atrás das nadadeiras pélvicas, a cerca de 1–2 cm da borda ventral do corpo do animal. Todos os peixes marcados foram soltos no reservatório de Volta Grande a menos de 10 km de distância da barragem.

Os peixes foram transportados até o local de soltura de barco ou de carro. O procedimento cirúrgico encontra-se ilustrado na figura 6.

A técnica utilizada para implantação dos radiotransmissores nos mandis foi semelhante à empregada para os curimatás, exceto pelo fato de que a incisão, de 4–5 cm foi feita na linha mediana ventral imediatamente acima da cintura pélvica. Após a cirurgia, os peixes foram mantidos em banho de Labprotec (concentração de 8 ml/l) durante 30 min para diminuir o estresse causado pela captura e manuseio. Os mandis-amarelos marcados foram soltos a cerca de 5 km a montante da barragem da UHE Igarapava.

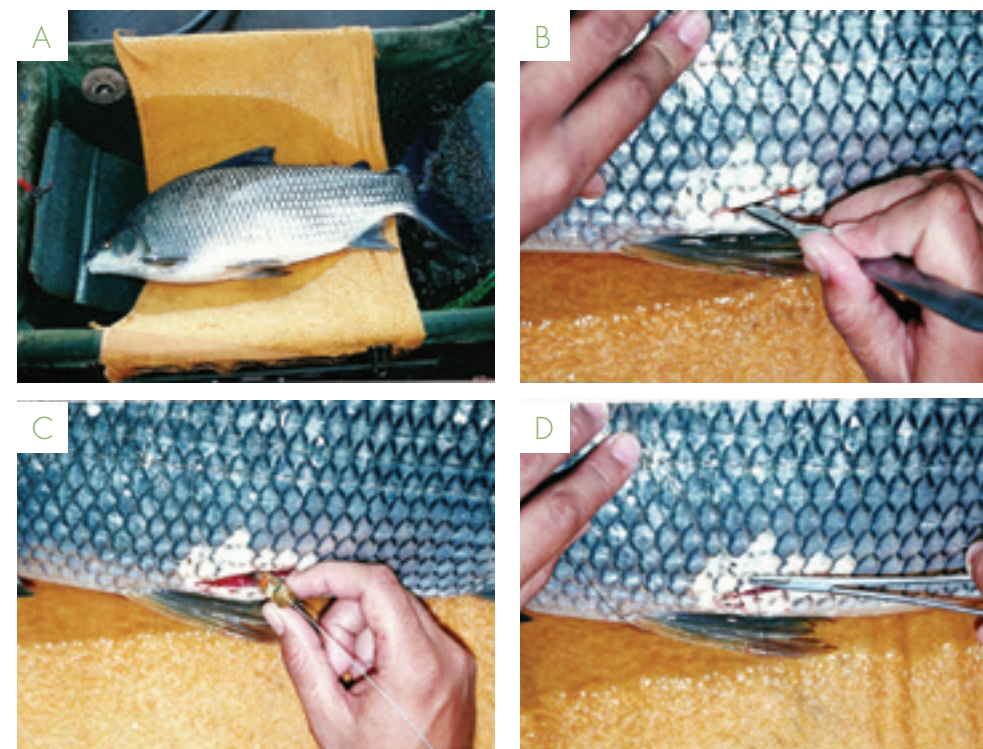


FIGURA 6 – Procedimento cirúrgico para implantação de radiotransmissores em curimatás:

- A) imobilização com eletronarcose;
- B) incisão realizada na parede lateral do corpo;
- C) implantação do radiotransmissor na cavidade celomática do peixe;
- D) realização de sutura no local da incisão.

Fotos: Luiz Gustavo M. Silva.

4 – MIGRAÇÃO DE CURIMBATÁS – *Prochilodus lineatus*

Dos 30 curimatás soltos na represa foi possível a obtenção de dados sobre deslocamento de 22 peixes. Registrou-se movimento de descida até a região da tomada da água da barragem para 16 deles, imediatamente após a soltura. Esse movimento pode ter ocorrido devido ao estresse decorrente da captura e marcação. Eles permaneceram de 1–40 dias próximos à tomada d'água, sendo que nenhum deles passou para jusante.

Após esse período vários peixes dispersaram-se ao longo do reservatório de Volta Grande, realizando movimentos ascendentes. Dentre todos os curimatás marcados que iniciaram deslocamentos ascendentes, cerca de 45% deles (10 indivíduos) migraram rio acima até o canal de fuga da UHE Igarapava, onde permaneceram por períodos que variaram entre 26 a 445 dias.

Dos 10 peixes que chegaram à UHE Igarapava, sete subiram a escada, sendo que a passagem pelo mecanismo ocorreu no mesmo dia para todos os indivíduos. Eles passaram entre 2 h da tarde e 8 h da noite e levaram de 1–6 h para transpor toda a escada, cujo comprimento é de 282 m. Após a passagem, eles migraram até a barragem de Jaguará (sem escada), onde permaneceram até a última detecção pelos rastreamentos. Dos três indivíduos restantes, um deslocou-se para jusante, permanecendo no reservatório da UHE Volta Grande, e os outros dois permaneceram no canal de fuga da UHE Igarapava até o último rastreamento realizado.

Movimentos dos curimatás para jusante foram detectados apenas após a soltura e de um único indivíduo que alcançou a UHE Igarapava. Nenhum curimatá passou de montante para jusante pelas barragens de Volta Grande ou Igarapava em movimentos descendentes. Além disso, a análise das distâncias percorridas por machos e fêmeas mostra não haver diferenças significativas entre os sexos (figura 7).

Atualmente, pode-se propor o seguinte modelo conceitual para o deslocamento de curimatás transpostas para o reservatório da UHE Volta Grande. Após captura e transposição na barragem de Volta Grande, alguns curimatás tendem a se deslocar para jusante em direção à barragem, enquanto outros se dispersam ao longo do reservatório. Boa parte desses peixes desloca-se rio acima até alcançar a barragem de Igarapava, onde permanece por períodos de tempo que variam entre 26 a 445 dias. A maioria dos peixes que chegam ao canal de fuga da UHE Igarapava tende a transpor a barragem através da escada para peixes existente, sendo que a passagem pela escada, aparentemente, ocorre

de forma sincronizada e durante o crepúsculo. Curimatás que transpõem a barragem de Igarapava continuam seu deslocamento ascendente até alcançarem a barragem da UHE Jaguará, onde permanecem por longo tempo. Aparentemente, os curimatás transpostos no rio Grande não apresentam deslocamentos descendentes e as áreas de vida de machos e fêmeas não diferem entre si.

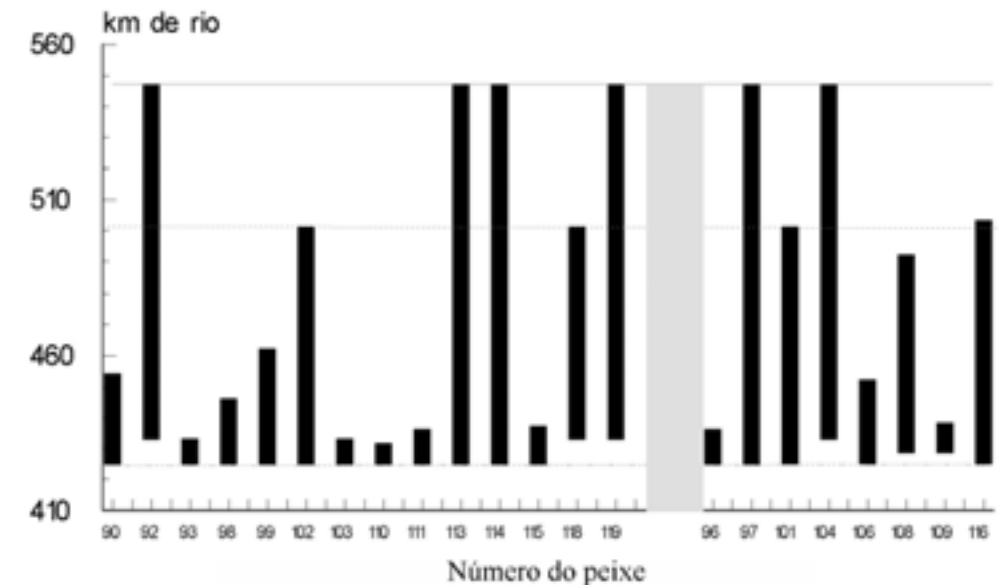


FIGURA 7 – Área de uso de curimatás – *Prochilodus lineatus* no médio rio Grande entre as UHEs Volta Grande e Jaguará, no período de novembro de 2002 a maio de 2005. As linhas horizontais indicam a posição das barragens de Volta Grande (tracejada), Igarapava (pontilhada) e Jaguará (contínua). À esquerda são mostrados os machos (90-119) e à direita as fêmeas (96-116).

5 – MIGRAÇÃO DE MANDIS-AMARELOS – *Pimelodus maculatus*

Conforme indicado, a migração de mandis-amarelos foi estudada a partir do reservatório de Igarapava, local de soltura dos indivíduos marcados. Do total de peixes marcados, foram obtidos dados sobre deslocamento de 23 deles. O rastreamento mostrou que a maioria dos mandis foi localizada nos primeiros 8 km a montante da barragem de Igarapava. Migrações ascendentes foram registradas apenas para dois indivíduos que se deslocaram até as proximidades da barragem de Jaguará (46 km a montante de Igarapava), sendo que somente um chegou até o canal de fuga.

Fato interessante observado para os mandis-amarelos foi que cerca de 52% dos peixes capturados e marcados na escada da UHE Igarapava retornaram à barragem após permanecerem de 2–8 semanas no reservatório dessa usina. Ao todo, sete indivíduos realizaram esse tipo de deslocamento e todos eles, em períodos distintos, transpuseram a barragem no sentido de montante para jusante. Desses, dois passaram, aparentemente, pelos vertedouros e cinco passaram pelas turbinas. Dos peixes que passaram pelas turbinas, quatro foram localizados imóveis a jusante da barragem, possivelmente mortos. Um deles foi capturado vivo por pescador no rio Grande cerca de 36 km a jusante da UHE Igarapava.

Em função dos deslocamentos observados, sugere-se o seguinte modelo conceitual para migração de mandis-amarelos que passam pela escada de peixes da IHE Igarapava no médio rio Grande. No trecho do rio Grande compreendido entre a UHE Volta Grande e a UHE Jaguará o mandi-amarelo pode ser considerado como um migrador de curta distância. A maioria dos mandis-amarelos após passarem pela escada permanece na área do reservatório, enquanto uma pequena parcela desses peixes alcança o trecho do rio Grande, cerca de 40 km a montante da barragem de Igarapava, podendo chegar ao canal de fuga da UHE Jaguará. Estima-se que cerca de 30% da população de mandis-amarelos que transpõem a escada de peixes da UHE Igarapava, após permanecerem no reservatório por até dois meses, migram para jusante até a barragem, onde continuam a migração

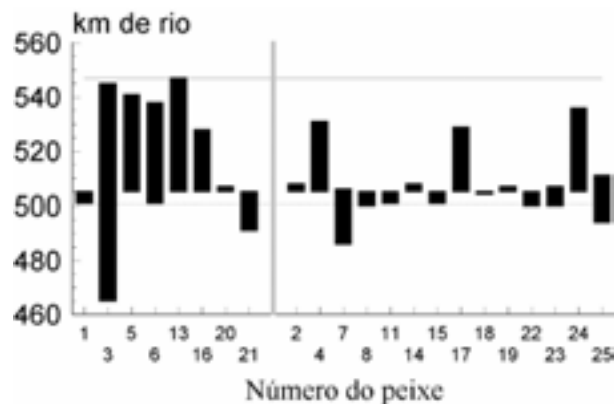


FIGURA 8 – Área de uso de mandis-amarelos no médio rio Grande entre as UHEs Volta Grande e Jaguará, no período de novembro de 2002 a maio de 2005. As linhas horizontais indicam a posição das barragens de Igarapava (pontilhada) e Jaguará (contínua). À esquerda são mostrados os machos (1-13) e à direita, as fêmeas (2-14).

descendente, passando pelas turbinas ou vertedouros. A probabilidade de morte dos peixes que passam pelas turbinas é razoável, estimando-se a mortalidade em torno de 26%. Os demais mandis permanecem na represa por, pelo menos, mais um ano. A figura 8 ilustra os padrões migratórios registrados para os mandis-amarelos no trecho do rio Grande estudado, indicando a área utilizada, atualmente, para machos e fêmeas.

6 – CONCLUSÕES

Comparando-se os estudos realizados por Godoy na década de 1950 com o presente trabalho, observa-se que a mudança na estrutura do ambiente e sua fragmentação pela construção dos barramentos para geração de energia elétrica podem ter alterado os padrões migratórios para algumas espécies na bacia do rio Grande. De fato, Toledo-Filho *et al.* (1986) já comentavam e alertavam acerca de possíveis alterações na curva de migração de curimatás em razão da implantação dos barramentos previstos para o rio Grande.

De forma semelhante aos resultados dos estudos desenvolvidos atualmente, na década de 1950, Godoy (1959) registrou que curimatás capturados e marcados no rio Mogi-Guaçu e transplantados para o rio Grande tenderam a ficar por meses próximos ao local de soltura, enquanto outros logo partiram em deslocamentos ascendentes. Para os curimatás que atualmente encontram-se a jusante da barragem de Volta Grande, quando transpostos para montante, observa-se tendência desses organismos de migrarem rio acima e distribuírem-se entre os reservatórios da UHE Volta Grande, o canal de fuga da UHE Igarapava e o canal de fuga da UHE Jaguará.

Fato curioso é que os deslocamentos ascendentes registrados atualmente ocorreram, em sua maior parte, durante o período reprodutivo do curimatá. Há cerca de 50 anos, durante o período reprodutivo, aqueles curimatás que se localizavam a montante da foz do rio Pardo iniciavam migração descendente ao longo do rio Grande (GODOY, 1959), para ascenderem o sistema rios Pardo/Mogi-Guaçu em direção ao sítio reprodutivo. Hoje, a foz do rio Pardo encontra-se a jusante da UHE Porto Colômbia e os peixes que estão a montante dessa barragem não acessam mais o sistema Pardo/Mogi-Guaçu. Possivelmente, em decorrência do barramento dessas rotas migratórias no rio Grande, não se percebe mais deslocamentos descendentes de curimatás nesse trecho.

Observando-se a área de vida dos curimatás transpostos na UHE Volta Grande, percebe-se que, para boa parte desses peixes, esta se encontra a montante da barragem.

Para alguns peixes, em decorrência da presença da escada de peixes da UHE Igarapava, a área de vida estende-se até a jusante da UHE Jaguará. Infelizmente, não é possível avaliar até o momento se a área de vida para essa espécie poderia se estender além do reservatório da barragem de Jaguará. Sabe-se que para as populações estudadas na década de 1950 a área de vida de curimatás no rio Grande estendia-se para trechos a montante da UHE Jaguará, até o canal de fuga da UHE Mascarenhas de Moraes.

Em se tratando dos mandis-amarelos, poucas informações existiam disponíveis acerca dos deslocamentos migratórios dessa espécie ao longo do rio Grande. O que se observa para os mandis-amarelos marcados e transpostos pela escada de peixes da UHE Igarapava é que eles se distribuem amplamente pelo reservatório e alguns deles alcançam o canal de fuga da UHE Jaguará. Além disso, notam-se movimentos ascendentes e descendentes dos mandis-amarelos ao longo do trecho estudado, inclusive de passagem pela barragem da UHE Igarapava no sentido montante e jusante. Talvez a passagem tenha sido registrada pelo fato da área de vida dos mandis-amarelos que transpõem a escada da UHE Igarapava estar localizada a montante e jusante dessa barragem.

A passagem registrada ocorre, na grande maioria dos casos, através das turbinas e taxa de mortalidade de 26% pode ser estimada. Esse fato traz à tona a necessidade da realização de estudos acerca da passagem de peixes de montante para jusante através de barragens de usinas hidrelétricas durante movimentos de descida. Além disso, entender os mecanismos e os efeitos da passagem de peixes por turbinas hidráulicas constitui informações fundamentais para se discutir mecanismos mais eficientes e que busquem reduzir a mortalidade causada por esse tipo de passagem.

Há de se considerar que, conforme indicado por Bizzoto *et al.* (2009), cerca de 5.200 indivíduos de mandis-amarelos transpõem a escada da UHE Igarapava por ano. De acordo com as estimativas feitas, 26% desse total retornam à barragem de Igarapava e a transpõem via turbinas, morrendo durante a passagem. Essa estimativa indica, portanto, que cerca de 1.350 mandis-amarelos podem morrer por ano em decorrência de sua migração de descida registrada para o reservatório de Igarapava. Esse fato, portanto, necessita de melhor avaliação e estudo específico para definição.

Em suma, torna-se evidente que novos estudos deverão ser conduzidos ao longo do rio Grande para melhor elucidar alguns aspectos da história de vida e do comportamento migratório das espécies que atualmente se encontram entre os ambientes fragmentados pelos diversos barramentos instalados nesse sistema. O uso de novas

tecnologias para desenvolvimento desses estudos pode contribuir sobremaneira para a consolidação das informações obtidas. Espera-se que com o ganho de informações seja possível traçar estratégias para a conservação de alguns grupos de peixes migradores ao longo do rio Grande.

7 – AGRADECIMENTOS

À Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig), ao Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (Funbio) e ao World Wildlife Fund (WWF) nossos agradecimentos pelo financiamento do trabalho e pela bolsa concedida. Nossos sinceros agradecimentos também aos biólogos Vasco Torquato e Norma Dulce pela coordenação do projeto; aos funcionários da Estação de Piscicultura e Desenvolvimento Ambiental de Volta Grande (EPDA), Daniel, Rubens e Sônia, pelo auxílio na captura dos curimatás; ao biólogo Bernardo do Vale Beirão pelo auxílio nos rastreamentos; ao biólogo João de Magalhães Lopes pelo apoio junto à EPDA e aos funcionários das usinas em que o trabalho foi realizado pelo apoio na instalação dos equipamentos.

8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO-JR, H. F. & BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*. Maringá, 14 (suplemento), out; 89–107. 1992.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; FERNANDEZ, D.R. & SUZUKI, H.I. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*. 18: 299–306. 2002.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SUZUKI, H.I. & JULIO Jr; H.F. *Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil*. P. 19–98. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C. & BAER, A. (Eds.) *Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status*. Victoria, Canada: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 372 p. 2003.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M. & GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. In: *Conservation International*. Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil, 1:1, junho, 1–21. 2005.

AGOSTINHO, A. A; GOMES, L. C; PELICICE, F. M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 501 p. 2007.

ALVES, C.B.M.; SILVA, L.G.M.& GODINHO, A.L. Radiotelemetry of a female jaú, Zungaro jahu (Ihering, 1898) (Siluriformes: Pimelodidae), passed upstream of Funil Dam, rio Grande, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5:2, 229–232. 2007.

ANDRADE-NETO, F.R. *Migração e conservação do dourado (Salminus franciscanus, Lima & Britski 2007) em um trecho do São Francisco*. Universidade Federal de Minas Gerais, Dissertação de Mestrado, 64 p. 2008

ANEEL. *Atlas da energia elétrica no Brasil*. Agência Nacional de Energia, Brasília, 3ª Ed, 236 p. 2008.

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. & RUFFINO, M.L. *Migratory fishes of the Brazilian Amazon*. P. 233–302. In: CAROLSFELD, J; B. HARVEY, C. ROSS & A. BAER (Eds.) *Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status*. Victoria, Canada: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 372 p. 2003.

BARTHEM, R; & GOULDING, M. *Os bagres balizadores. Ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos*. Tefé: Sociedade Civil Mamirauá. 1997.

BIZZOTTO, P.M.; GODINHO, A.L.; VONO, V.; KYNARD, B. & GODINHO, H.P. 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. 2009.

BUCKUP, P.A. & MENEZES, N.A. (Eds.). *Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil*. 2ª Ed. Disponível em: <http://www.mnrj.ufrj.br/catalogo/> (acessado em 20 de março de 2009). 2003.

CADA, G.F. & ZADROGA, F. Small-scale hydroelectric power for developing countries: methodology of site-selection based on environmental issues. *Environmental Conservation*. 9: 4; 329–338. 1982.

DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C.S.; MACHADO, A.B.M.; SEBATO, F.A. & ANTONINI, Y. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte–MG 2ª Ed. 2005. 222 p.

JACKSON, D.C. & MARMULLA, G. *The influence of dams on river fisheries*. In: MARMULLA, G. *Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution*. FAO, Rome, 1–44. 2001.

GODINHO, A.L.; KYNARD, B. & GODINHO, H.P. *Migration and spawning of female surubim (Pseudoplatystoma corruscans, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil*. DOI: 10.1007/s10641-006-9141-1. 2006.

GODINHO, A.L. & KYNARD, B. Migration and Spawning of Radio-Tagged Zulega *Prochilodus argenteus* in a Dammed Brazilian River. *Transactions of the American Fisheries Society* 135:811–824. 2006.

GODINHO, A.L. & KYNARD, B. Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.1180. 2008.

GODINHO, H.P. Fisheries management and conservation in Southeastern Brazil: Current status and needs. p.187-203. In: HARVEY, B.; ROSS, C.; GREER, D. & CAROSFELD, J. *Action before extinction – an international conference on conservation of fish genetic diversity*. Vancouver, British Columbia, Canada, February, 259 p. 1998.

GODOY, M.P. Locais de desova de peixes num trecho do rio Mogi-Guaçu, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 14:4, 375–396. 1954.

GODOY, M.P. Marcação de peixes no rio Mogi-Guaçu – Nota prévia. *Revista Brasileira de Biologia*. 17:4, 479–490. 1957.

GODOY, M.P. Age, growth, sexual maturity, behavior, migration, tagging and transplanted of the Curimbatá (*Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881) of the Mogi-Guaçu River, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 31:3, 447–477. 1959.

GODOY, M.P. Dez anos de observações sobre a periodicidade migratória de peixes do rio Mogi-Guaçu. *Revista Brasileira de Biologia*, maio, 27:1, 3–12. 1967.

GODOY, M.P. Brazilian tagging experiments, fishes migration, and upper Paraná River Basin eco-system. *Revista Brasileira de Biologia*, 32:4, 473–484. 1972.

GODOY, M.P. *Peixes do Brasil – subordem Characoidei. Bacia do rio Mogi-Guaçu*. 1:216 p. 1975.

LUCAS, M.C. & BARAS, E. Migrations of freshwater fishes. *Blackwell Science*, Oxford. 2001.

NORTHCOTE, T.G. *Migratory strategies in production in freshwater fishes*. In: GERKINS, S.D. (Ed.). *Ecology of freshwater fish production*. Oxford, *Blackwell Scientific Publications*, 3–18. 1978.

PELICICE, F.M. & AGOSTINHO, A. A. Fish-Passages facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology*. 22: 180–188. 2008.

RESENDE, E.K. *Migratory fishes of the Paraguay-Paraná Basin, excluding the Upper Paraná Basin*. P. 99–156. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C. & BAER, A. (Eds.) *Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status*. Victoria, Canada: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 372 p. 2003.

ROSCOE, D.W. & HINCH, S.G. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 11: 12–33. 2010.

TOLEDO-FILHO, S.A.; GODOY, M.P. & SANTOS, E.P. Curva de migração do curimbatá, *Prochilodus scrofa* (Pisces, Prochilodontidae) na bacia superior do rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 46:2, 447–452, 1986.

ZANIBONI, F. E. & U. H. SCHULZ. *Migratory fishes of the Uruguay River*. P. 157–194. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C. & BAER, A. (Eds.) *Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status*. Victoria, Canada: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 372 p. 2003.

**SÉRIE
PEIXE VIVO**

**TRANSPOSIÇÃO
DE PEIXES**

CAPÍTULO 6

ESTUDO DA CAPACIDADE
NATATÓRIA DE PEIXES
NEOTROPICAIS

Hersília de Andrade e Santos
Carlos Barreira Martinez

1 – INTRODUÇÃO

O início dos estudos da capacidade natatória dos peixes remonta aos anos de 1600 com estudos sobre física de natação. O desenvolvimento de aparatos e metodologias de levantamento de velocidade natatória permitiu a normatização dos procedimentos experimentais e contribuiu para a disseminação da pesquisa pelo mundo inteiro.

Essencial para o dimensionamento de mecanismos de transposição de peixes e para tomadas de decisão quanto à operação de estruturas hidráulicas em barragens, a capacidade natatória é uma importante característica a ser conhecida, objetivando a conservação das espécies alvo.

A falta de dados na literatura a respeito da capacidade natatória de espécies neotrópicas motivou o estudo das velocidades críticas e prolongadas de três espécies da bacia do rio São Francisco: *Pimelodus maculatus* (mandi-amarelo), *Prochilodus costatus* (curimatá ou curimba) e *Leporinus reinhardti* (piauí-três-pintas).

Os resultados mostraram que proporcionalmente ao comprimento total, as espécies neotrópicas apresentam velocidades superiores às das espécies encontradas em áreas temperadas, podendo a temperatura ser um importante fator de influência. Este capítulo reúne as principais metodologias utilizadas atualmente para estudo das velocidades críticas e prolongadas de peixe, bem como os principais resultados encontrados para as espécies estudadas.

2 – APLICAÇÃO DOS ESTUDOS NO PROJETO PARA ESCADAS PARA PEIXES

Desde as mais remotas civilizações, os cursos d'água têm sofrido os efeitos da ação antrópica, direta ou indiretamente. Interrupções como as provocadas pelas barragens afetam diretamente as espécies migradoras, que necessitam deslocar-se ao longo do rio em alguma fase de seu ciclo de vida. Para solucionar esse problema ambiental, foram desenvolvidas estruturas hidráulicas que permitem ao peixe a transposição desses obstáculos. Conhecidas como mecanismos de transposição de peixes (MTPs), tais estruturas passaram a ser amplamente utilizadas em todo o mundo.

No Brasil, a construção desses dispositivos foi impulsionada por algumas leis estaduais. Entretanto, avaliações recentes de tais mecanismos têm revelado uma alta seletividade,

principalmente para escadas de peixes (AGOSTINHO *et al.*, 2007), que se basearam em modelos desenvolvidos em países da América do Norte e Europa (QUIRÓS, 1989).

O projeto de escadas para peixes consiste no estabelecimento de estruturas de dissipação de energia, internas ao canal, de forma a atender às necessidades das espécies que farão o seu uso.

Objetivando a simplificação do dimensionamento das escadas e, conseqüentemente, a popularização do procedimento, foram estabelecidas relações entre as principais variáveis hidráulicas, o que possibilita a inferência inicial de apenas alguns parâmetros. No caso das escadas com aberturas, como, por exemplo, a do tipo ranhura vertical, três variáveis hidráulicas devem ser estabelecidas inicialmente: abertura da ranhura (bo), altura da lâmina d'água (yo) e inclinação da escada (So), sendo as duas primeiras relacionadas às características da ictiofauna e a última relacionada às características do obstáculo a ser transposto (figura 1).

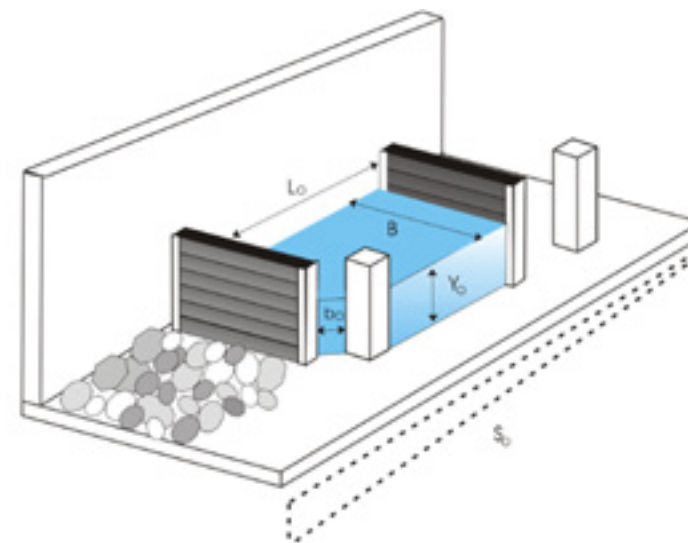


FIGURA 1 – Variáveis hidráulicas das escadas do tipo ranhura vertical

A abertura b_0 é o local onde ocorre a passagem do escoamento dentro da escada. O estabelecimento desse parâmetro permite a determinação das outras dimensões da piscina (RAJARATNAM, VAN DER VINNE E KATOPODIS, 1986), L e B , através das relações obtidas em escoamentos com condições ótimas de dissipação de energia.

A determinação da condição ótima de dissipação de energia é baseada em espécies de peixes de clima temperado, não existindo estudos para espécies neotropicais. O mesmo se aplica aos valores de abertura, b_0 , e de profundidade mínima, Y_0 , que dependem da largura do peixe e do comportamento natatório de cada espécie na coluna d'água, respectivamente. Assim, são propostos na literatura valores de abertura da ranhura entre 15 e 17 cm e uma profundidade mínima de 50 cm para as trutas, enquanto para o salmão, b_0 varia entre 30 e 60 e Y_0 entre 75 e 130 cm (GEBLER, 1991 e LARINIER, 1992).

A inclinação das escadas S_0 (figura 2) é determinada pelo arranjo do impedimento a ser transposto. No entanto, devido à influência desse parâmetro na velocidade do escoamento, que por sua vez deve ser compatível com a do peixe, é aconselhado que a inclinação não seja muito alta, estando entre 10 e 15% (KATOPODIS, 1992 e LARINIER 2002).

A determinação das três variáveis, b_0 , Y_0 e S_0 , permite a obtenção da vazão da escada, além da velocidade máxima e da dissipação de energia, cujos valores devem ser comparados com os demandados pelos peixes do local (LARINIER, 2002).

Portanto, nesse ponto do dimensionamento de um mecanismo tipo escada, os valores de velocidade máxima do escoamento devem ser comparados com as capacidades natatórias das principais espécies alvo da transposição.

Muitos estudiosos utilizam a velocidade prolongada para esse tipo de comparação. Entretanto, estudos recentes mostram que, quando submetido a um escoamento, o peixe tenta otimizar a distância percorrida, independentemente do valor de velocidade da água (CASTRO-SANTOS, 2005). Com isso, a comparação da velocidade máxima do escoamento com um tipo de velocidade do peixe não representa muito a realidade em um processo de negociação de passagem. Entretanto, esse critério constitui a atual simplificação que os engenheiros utilizam para projeto de mecanismos compatíveis com as características natatórias dos peixes que irão utilizá-los.

Com o estabelecimento dos valores iniciais das variáveis de b_0 , Y_0 e S_0 para o modelo de escada vertical, caso não haja o atendimento de uma das duas condições (velocidade ou dissipação de energia), devem ser estabelecidos novos valores até que se obtenha o atendimento das demandas (figura 2).

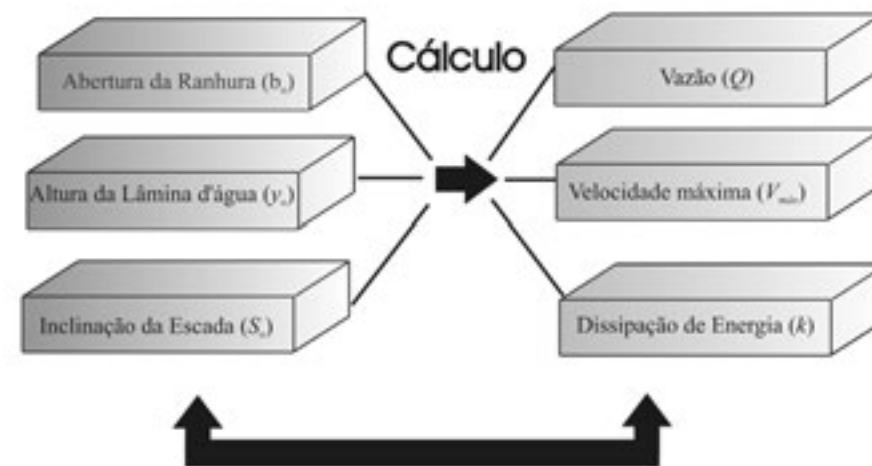


FIGURA 2 – Fluxograma do dimensionamento de uma escada do tipo ranhura vertical

3 – VELOCIDADES NATATÓRIAS

As velocidades de natação são importantes indicadores do comportamento e da atividade dos peixes. O levantamento das mesmas possibilita o conhecimento de muitos aspectos comportamentais e até o manejo das espécies estudadas. Um exemplo disso é a aplicação da determinação das velocidades natatórias para o dimensionamento de mecanismos de transposição de peixes (MTP).

Utilizando seu sistema propulsor, os peixes conseguem desenvolver várias velocidades e compor, com as mesmas, diferentes padrões de locomoção. Na realidade, segundo Webb (1993), mais do que simplesmente a velocidade, é a cinemática dos propulsores que condiciona esses padrões. Por exemplo, existe um único movimento cinemático onde o peixe alterna a natação de velocidades altas, no caso a chamada velocidade prolongada, com natação sem movimentos (como se o mesmo estivesse planando). É a combinação desse movimento cinemático com o uso de um determinado sistema propulsor que determina um padrão de deslocamento. Portanto, para Webb, o fator condicionante da mudança de padrão de deslocamento é a cinemática dos propulsores, não a velocidade desenvolvida pelos peixes.

Apesar disso, antes mesmo de se conhecer essa cinemática natatória, muitas vezes

complexa, os pesquisadores se concentraram no estudo das velocidades, criando uma classificação que considera algumas peculiaridades, como a fadiga. Dessa forma, as principais velocidades desenvolvidas pelos peixes podem ser divididas em (BEAMISH, 1978):

a) Sustentável, velocidade mantida por longos períodos (maiores que 200 min) sem resultar na fadiga do peixe. Dentro desse grupo ainda existem duas subcategorias específicas de velocidades:

- velocidade de cruzeiro, que representa a velocidade mais econômica do peixe, isto é, a velocidade cujo gasto de energia é muito pequeno comparado com a distância percorrida;
- velocidade em cardumes, desenvolvida quando o cardume se encontra num arranjo regular. Os vórtices formados pela batida da cauda do peixe, na parte posterior do escoamento, anulam os vórtices desfavoráveis à propulsão do animal. Assim, alguns peixes aproveitam dessa diminuição do arrasto, posicionando-se no arranjo indicado na figura 3.

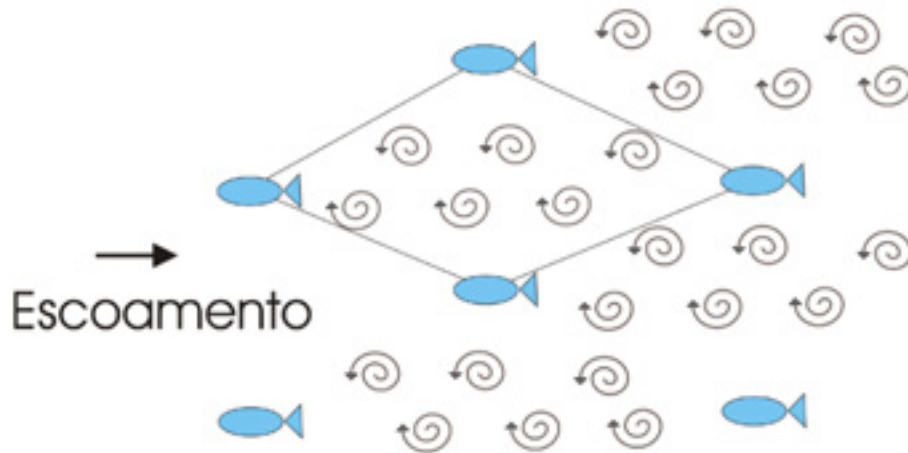


FIGURA 3 – Arranjo regular de um cardume.
FONTE: Adaptado de SFAKIOTAKIS, LANE e DAVIES, 1999. p. 243

b) Prolongada, velocidade mantida por um período de tempo menor que a sustentável (de 20 seg. a 200 min) e que resulta em fadiga muscular do peixe, devido ao acúmulo de ácido láctico nos tecidos musculares. A produção desse ácido decorre da respiração anaeróbia, que é realizada na medida em que a atividade física do músculo requer mais oxigênio do que o disponível. A velocidade prolongada é a velocidade mais medida em laboratório e sua principal subcategoria é:

- velocidade crítica, que foi primeiramente definida e empregada por Brett (1964) e corresponde à velocidade máxima (U_{max}) que um peixe poderia manter num escoamento, cuja velocidade é aumentada (ΔU) num período de tempo predeterminado (t_f). Como a fadiga do peixe muitas vezes não ocorre no final desse período, uma interpolação é feita com o tempo (t_p) que o mesmo nadou dentro intervalo. Assim, a velocidade crítica é dada pela EQ. 1:

$$\text{EQ.1} - V_{crit} = U_{max} + \frac{t_f}{t_i} \times \Delta U$$

c) De explosão, correspondente às maiores velocidades desenvolvidas pelos peixes e asseguradas por curto intervalo de tempo (menor do que 20 seg.). Resulta em grande fadiga do animal e seu emprego está relacionado a casos extremos, como caça a presas e fuga de predadores. A capacidade de explosão é, para muitas espécies, o pré-requisito para sobreviver. O sucesso de uma migração para desova de muitas espécies, que devem transpor trechos rápidos dos rios, depende da capacidade de explosão (BEAMISH, 1978).

4 – PROCEDIMENTOS E APARATOS INTERNACIONAIS

De uma forma geral, os procedimentos para levantamento de velocidade de nado podem ser agrupados em duas categorias: as realizadas em campo, no *habitat* do animal, e as realizadas em laboratório. A obtenção dessas velocidades pode ser feita de várias maneiras, desde a utilização de equipamentos de pesca até a colocação de transmissores no animal, os chamados radiotransmissores. Os primeiros levantamentos de velocidade em campo consistiam em físgar o peixe em um anzol e medir a distância através da linha juntamente com o tempo gasto no percurso (BEAMISH, 1978).

A medição em campo é capaz de fornecer uma série de informações a respeito do

comportamento do peixe, mas, dentro da faixa de velocidades, sua principal contribuição está no levantamento das velocidades sustentáveis de cruzeiro e de cardume (BEAMISH, 1978). Isso acontece porque esses tipos de velocidade, principalmente as sustentáveis de cruzeiro, são empregados pelos peixes durante longo período de tempo. Além disso, elas só são desenvolvidas em determinadas situações, como na presença de outros peixes, no caso da velocidade de cardume, e sob certas condições físicas (do ambiente) e biológicas (do peixe), no caso da velocidade de cruzeiro.

Um dos problemas principais da medição em campo é o fato de esta apenas fornecer a velocidade do peixe e não possibilitar o monitoramento das linhas de fluxo da água nas proximidades do peixe. Dessa forma, a análise dos dados de campo torna-se um pouco comprometida, uma vez que não se sabe o verdadeiro valor da velocidade desenvolvida pelo animal. Porém, não deixam de ser significativas as informações obtidas através das medições em campo. Quase todos os métodos desse tipo de observação envolvem a captura do peixe para posterior soltura (BEAMISH, 1978).

O segundo tipo de observação abrange todas as metodologias empregadas dentro de laboratórios e consiste basicamente em confinar o peixe em um aparato, sendo o animal forçado ou não a nadar. As principais velocidades estudadas com essas metodologias são as velocidades prolongadas e as de explosão, podendo, em alguns casos, serem obtidas algumas velocidades sustentáveis (sem ser de cruzeiro ou de cardume) (KATOPODIS, 2005).

Como mencionado, o processo da medição dessas velocidades em laboratório necessita de um aparato, que pode assumir inúmeras características e formas de operação. Dentro do grupo de experimentos que forçam a natação dos peixes, utiliza-se um aparato que mantém semelhanças com câmaras de natação. Essas câmaras são utilizadas para visualização do deslocamento do peixe. As câmaras permitem classificar os aparatos em dois grupos: os com câmara móvel e os com câmara fixa (BEAMISH, 1978).

Um exemplo clássico do primeiro grupo foi o canal circular (figura 4), primeiramente descrito por Fry e Hart em 1948, segundo Beamish (1978) e que posteriormente foi adaptado e empregado por muitos outros pesquisadores, entre eles Baindrige e Brown (1958). O princípio básico de funcionamento desse mecanismo é bastante simples, consistindo em rotacionar o canal a uma velocidade igual à desenvolvida pelo peixe, permanecendo esse último estático em relação a um referencial externo ao canal. No entanto, para que esse funcionamento fosse possível foi necessário desenvolver inúmeras adaptações no aparato.

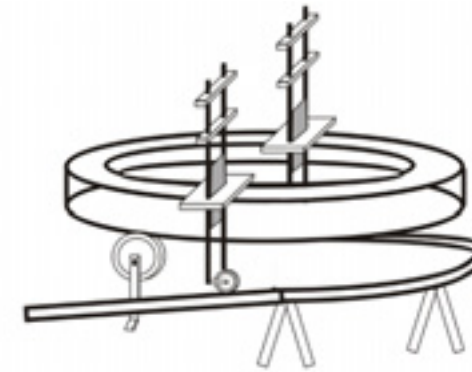


FIGURA 4 – Perspectiva da roda de peixe.
FONTE: Adaptado de BAINDRIDGE e BROWN, 1958. p. 114

Um dos problemas encontrados foi fazer a água mover com a mesma velocidade da roda. Para isso foram colocadas comportas ao longo do canal, que, ao serem fechadas e abertas, imprimiam à água um movimento igual ao da roda. A rotação do equipamento era feita por um motor localizado abaixo da mesa que sustenta a roda. O diagrama transversal de todo o aparato aparece indicado na figura 5.

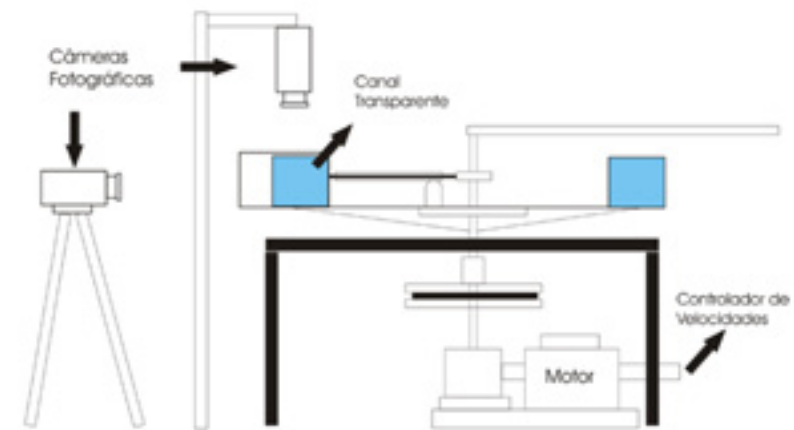


FIGURA 5 – Diagrama transversal do aparato de canal circular móvel.
FONTE: Adaptado de BAINDRIDGE, 1958. p.136

O segundo grupo de aparatos reúne todos aqueles que apresentam câmaras estáticas, podendo estas funcionarem como canal ou conduto forçado. O escoamento da água pode acontecer através da gravidade ou pelo acionamento de bombas ou hélices (BEAMISH, 1978).

O esquema da figura 6 mostra um conjunto de tubulações, nas quais é criado um escoamento gravitacional, que pode ser controlado por válvulas. Já o aparato da figura 7 consiste de dois cilindros concêntricos, nos quais a água é direcionada para o cilindro interno através de uma hélice, retornando pela parte externa do mesmo. Um dos principais problemas desse mecanismo é a turbulência criada pela hélice no escoamento.



FIGURA 6 – Aparato desenvolvido por Bishai em 1960.
FONTE: Adaptado de BEAMISH, 1978. p. 124

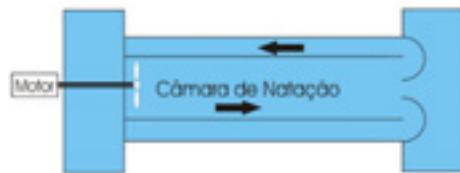


FIGURA 7 – Aparato desenvolvido por Blazka, Volf e Cepala em 1960.
FONTE: Adaptado de BEAMISH, 1978. p.124

Já o respirômetro de Brett é um dos mais utilizados para determinação de velocidades. Seu funcionamento é bastante simples, constituindo basicamente de um conduto forçado, cujo escoamento é produzido pelo acionamento de uma bomba centrífuga. Por ser um dos mais estudados, esse tipo de equipamento sofreu várias adaptações, à medida que foi sendo usado, por diversos pesquisadores.

O aparato desenvolvido por Thomas, Burrows e Chenoweth em 1964 (figura 8) tem seu funcionamento muito parecido com o aparato de Brett, diferenciando-se pela presença de dois tanques, sendo um deles pressurizado, unidos por dois condutos. O escoamento se dá através dos mesmos e é produzido pelo acionamento de uma bomba centrífuga.

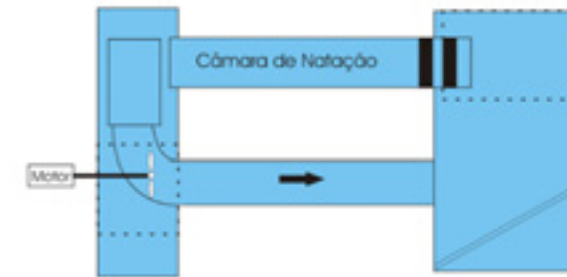


FIGURA 8 – Aparato desenvolvido por Thomas, Burrows e Chenoweth em 1964
FONTE: Adaptado de BEAMISH, 1978. p. 124

No entanto, à medida que os estudos de laboratório se aprofundaram, houve a necessidade de se compreenderem as habilidades natatórias voluntárias, as estratégias de nado e as performances dos peixes sobre determinadas situações de turbulência (KATOPODIS, 2005). Com isso novas tecnologias foram adaptadas às medições em laboratório, como o *pit-tag* e a radiotelemetria.

Assim, como era permitido ao peixe o uso voluntário do modo de natação, a utilização de canais hidráulicos para realização dos testes tornou-se uma opção mais interessante, já que a vantagem dos chamados respirômetros limita-se às facilidades na produção de altas velocidades do escoamento, no qual o peixe é forçado a nadar. Além disso, com os canais cria-se uma condição mais próxima da encontrada naturalmente nos rios (PEAKE, 2004), livre de pressões decorrentes do escoamento de bombas e de alguns efeitos, como

o decorrente da proximidade das paredes (WEBB, 1993).

Dessa forma, passou a ser inevitável uma comparação entre as velocidades obtidas nos testes voluntários (em canais abertos) e forçados (em condutos forçados – respirômetros). Essa comparação revelou um menor valor para os dados coletados em respirômetros. Segundo Peake (2004), a explicação para isso está em duas razões: a primeira, na recusa do peixe confinado em nadar até a sua completa exaustão fisiológica, já demonstrada por vários autores, e a segunda, nas diferenças de custos energéticos associados à natação confinada (cujo procedimento obriga o peixe a nadar contra o escoamento) e à não-confinada (cujo procedimento permite ao peixe desenvolver a natação espontânea).

Apesar dessas constatações, ainda se faz necessária a realização de mais estudos com espécies confinadas em respirômetros, uma vez que a quantidade de informações sobre velocidade obtidas nessas condições permite comparações poderosas. Além disso, são necessários novos dados para comprovar que estudos com natação forçada geram dados subestimados em relação à capacidade de nado voluntário (PEAKE, 2004).

5 – PROCEDIMENTOS UTILIZADOS PARA OS TESTES NO BRASIL

5.1 - Velocidade crítica

Os testes de velocidade crítica foram realizados com base no procedimento experimental descrito por Brett em 1964. Os testes com mandi ocorreram entre outubro de 2004 e fevereiro de 2005; os com piauí, entre fevereiro e abril de 2005 e os com curimba, entre janeiro e fevereiro de 2006. Todos os períodos correspondem à época de piracema na região.

Após o transporte dos peixes para o laboratório, os mesmos permaneceram 24 horas no sistema de manutenção antes de serem testados.

Para não ocorrer choque térmico, cada espécime era aclimatado antes dos ensaios por meio da mistura gradual da água do aparato à água existente dentro do recipiente de transporte.

Os testes eram iniciados com baixas velocidades após a introdução do peixe no aparato. Cada velocidade do escoamento na seção de teste estava relacionada com uma rotação da bomba, o que foi determinado previamente, através de uma calibração, que utilizava um medidor de vazão, e do controle de velocidade da bomba/vazão, por meio de conversores de frequência.

No início dos testes os peixes permaneciam na velocidade inicial de 20 cm/s por 10 minutos para se adaptarem ao fluxo. A partir desse ponto, a cada 5 minutos a velocidade sofria um incremento de 5 cm/s. Esse intervalo de tempo foi escolhido com base nas observações de Santos (2004), que percebeu um melhor comportamento dos peixes e um ajuste melhor dos dados nos testes cujos incrementos temporais eram de 5 minutos. Já quanto aos valores de aumento da velocidade, seguiram-se as análises de Farlinger e Beamish (1977), que constataram um valor de velocidade crítica maior para os ensaios realizados com incrementos de velocidade entre 10 cm/s e 5 cm/s. Assim, optou-se por 5 cm/s para uma melhor adaptação do peixe à variação de fluxo.

O tempo de cada intervalo era controlado por meio de um cronômetro. Após sucessivos incrementos de 5 cm/s na velocidade, chegava-se a um ponto onde o peixe não resistia ao escoamento. Durante todo o processo de medição, os espécimes evitam permanecer próximos à grade de jusante. No entanto, a partir de um valor de velocidade, isso não era possível, sendo o peixe levado para o fundo da seção de teste. Iniciava-se então o processo de utilização da velocidade de explosão para retornar à posição anterior.

No caso do aparato para indivíduos de porte pequeno (diâmetro da seção de teste de 150 mm), quando o indivíduo era levado ao fundo da seção de teste iniciava-se um procedimento visando ao seu retorno à posição anterior. Esse processo utilizava-se da velocidade de explosão. A fadiga do peixe era considerada quando o mesmo, após várias tentativas de uso da velocidade de explosão, não conseguia permanecer na seção de acrílico do aparato de DN 150 mm.

No aparato para indivíduos de porte médio (diâmetro da seção de teste de 250 mm), como o peixe permanecia visível durante todo o ensaio, a fadiga era considerada quando o mesmo não conseguia permanecer longe da grade de jusante (da seção de teste) por mais de 5 minutos.

Os parâmetros de qualidade da água (oxigênio dissolvido, temperatura e pH) foram monitorados durante todo o ensaio de velocidade crítica.

Após a retirada do peixe do aparato, pesava-se o mesmo e media-se seu comprimento total e padrão, altura máxima e largura máxima (figura 9).

Encerrado o teste, o peixe retornava para o sistema de manutenção e ficava em observação. Devido à perda de capacidade natatória e à própria fadiga criada durante o ensaio, cada exemplar era testado apenas uma vez.



FIGURA 9 – *Leporinus reinhardtii* com indicações dos tipos de comprimento medidos.
Fotos: Paulo dos Santos Pompeu

A perda de capacidade natatória também ocorre quando o peixe permanece por muito tempo no sistema de manutenção. Dessa forma, a partir de observações, adotou-se o tempo limite para testes de 7 dias para mandis e 15 dias para piaus após a sua captura no campo.

Na medição da velocidade crítica procurou-se obter mais de 20 testes bem sucedidos, utilizando-se de indivíduos com tamanho o mais variado possível. Os valores de velocidade crítica foram calculados com base na fórmula abaixo:

$$\text{EQ.2} - V_{crit} = U_{max} + \frac{t_f}{t_i} \times \Delta U$$

onde U_{max} é a velocidade máxima; ΔU , o incremento de velocidade; t_p , o intervalo de tempo e t_f , o tempo que o peixe nadou dentro do último intervalo de tempo.

5.2 - Velocidade prolongada

Os primeiros testes de velocidade prolongada desenvolvidos com as espécies de peixe neotropicais foram baseados na metodologia utilizada por Brett (1967) e Jones e colaboradores (1974), tendo como parâmetro balizador os resultados obtidos nos ensaios de velocidade crítica.

Conhecidos também como testes de velocidade fixa, tal medição consiste basicamente em colocar o peixe em um escoamento com uma determinada velocidade e

verificar o tempo de permanência do mesmo nesse fluxo. Dessa forma, para determinação de um procedimento experimental prático e simples, escolheram-se valores de velocidade fixa, através da velocidade crítica da espécie para o comprimento de primeira maturação e do comprimento total médio dos indivíduos capturados nos testes dessa última velocidade.

A opção por esse tamanho de peixe foi feita tendo em vista a aplicação do presente estudo em MTPs, que devem ser construídos para atender, como primeiro objetivo, mas não único, à demanda dos peixes no período de reprodução e a possibilidade de captura dos indivíduos na natureza. Assim, nos testes de velocidade prolongada os peixes foram submetidos a porcentagens da velocidade crítica.

No caso do piaú, optou-se por utilizar o comprimento total de 16 cm (próximo ao valor obtido por Rizzo *et al.* (1996)). Para a curimba, foi utilizado o comprimento de 29 cm, uma vez que dados bibliográficos indicam que o comprimento padrão de primeira maturação é 25 cm para machos e 27 cm para fêmeas (SATO & GODINHO, 1988). Já no caso do mandi, o tamanho de primeira maturação é 19 cm de comprimento total (SATO & CARDOSO, 1988). No entanto, diante da dificuldade de capturar indivíduos próximos a 19 cm optou-se por utilizar o comprimento total médio dos indivíduos testados na velocidade crítica, ou seja, 23 cm.

Assim, entrando com esse valor na equação de velocidade crítica (obtida através da regressão entre a velocidade e o comprimento total) para a espécie, sabe-se que um exemplar de X cm deve nadar um valor Y (m/s) no modo prolongado crítico. Feito isso, foram escolhidas porcentagens da velocidade crítica.

Após o período de adaptação a baixas velocidades do escoamento, o fluxo dentro do aparato era aumentado até o valor predeterminado de velocidade para o ensaio. O tempo que o indivíduo permanecia nadando, sem encostar na tela de jusante, era então medido através de um cronômetro.

Nos testes com velocidades mais elevadas, alguns peixes não conseguiam atingir a velocidade predeterminada para o ensaio, fadigando durante o período de aceleração de escoamento. Quando essa fadiga ocorria muito próxima do valor de velocidade desejado, considerava-se que o tempo de fadiga era igual à zero.

Já quando a velocidade era muito baixa, os peixes permaneciam nadando por muito tempo. Dessa forma, foi utilizado tempo de corte de 200 minutos, no qual o teste era encerrado caso não houvesse fadiga do peixe. Esse valor é adotado como o limite entre

a velocidade prolongada e a velocidade sustentável (BEAMISH, 1978). A determinação do mesmo foi realizada por Brett em 1964, que percebeu que, para esse tempo, a reta velocidade *versus* tempo de fadiga sofria uma inflexão para o salmão.

Os parâmetros de qualidade da água (oxigênio dissolvido, temperatura e pH) eram registrados durante todo o ensaio de velocidade prolongada.

Após a retirada do peixe do aparato, pesava-se o mesmo e media-se seu comprimento total e padrão, altura máxima e largura máxima, sendo finalmente encaminhado ao sistema de manutenção.

Da mesma forma que a velocidade crítica, para a determinação da velocidade prolongada os peixes permaneciam 24 horas no sistema de manutenção antes de serem testados e não eram ensaiados quando sua permanência no laboratório superava sete dias para mandis e 15 dias para piaus. O levantamento dessa velocidade foi realizado entre abril e maio de 2005 para o mandi, entre outubro e dezembro de 2005 para o piau e em fevereiro de 2006 para a curimba. A diferença de temperatura entre esses períodos de teste pode influenciar as velocidades obtidas.

6 – APARATOS EXPERIMENTAIS DESENVOLVIDOS NO CPH

O respirômetro de Brett vem sendo usado desde 1964 para determinação da capacidade natatória. Dessa forma, optou-se por utilizar um sistema semelhante, mas de maior dimensão e com maior controle dos valores de velocidade do que os canais abertos. Esses equipamentos serão chamados de túneis hidrodinâmicos (TH).

Assim, foram construídos dois túneis hidrodinâmicos, um com diâmetro nominal de 150 mm e outro de 250 mm. O primeiro possibilita o estudo de indivíduos com pequeno porte, enquanto o segundo, além de permitir o estudo de peixes maiores, foi desenvolvido para realizar também testes em campo.

6.1 - Túnel hidrodinâmico com diâmetro nominal de 150 mm

O primeiro TH utilizado no levantamento da capacidade natatória do piau e do mandi foi um túnel hidrodinâmico alimentado por duas bombas centrífugas com baixa altura de recalque. Esse aparato possui uma seção de teste transversal circular. O esquema geral desse aparato é apresentado na figura 10.

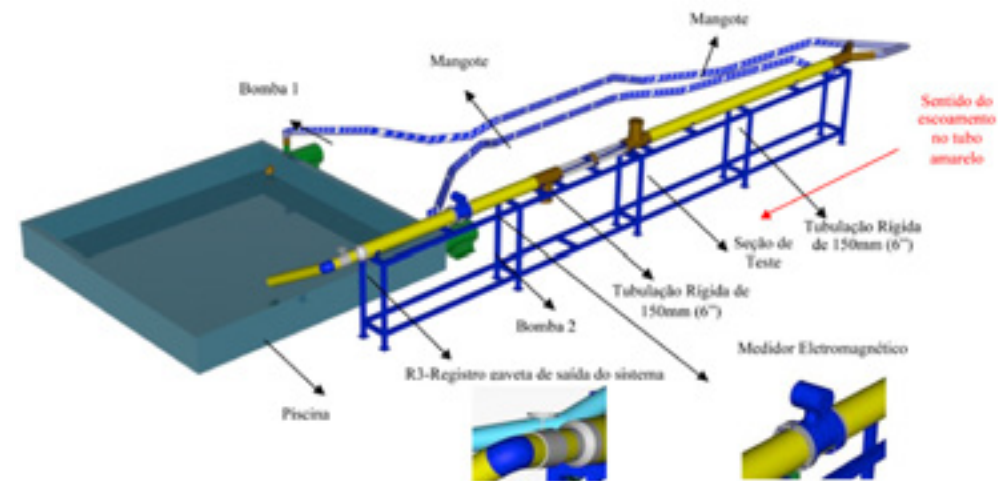


FIGURA 10 – Esquema do aparato de DN 150 mm.

O sentido do escoamento, indicado na figura 10 com uma seta, é determinado pelas bombas que, alimentadas por uma caixa de 5.000 litros, recalcam uma vazão de até 0,042 m³/s para o aparato.

A ligação entre as bombas e o TH é feita por meio de tubulação flexível (mangote) de 101,6 mm (4") e de uma conexão do tipo Y, feita de fibra de vidro e PVC. A partir dessa conexão inicia-se a tubulação rígida, que é constituída por três trechos. O primeiro é feito em PVC e possui 150mm (6") de diâmetro interno e 3.500 mm de extensão (23 diâmetros a montante da seção de teste). O segundo trecho é a seção de teste de acrílico, com diâmetro interno de 144 mm, espessura da parede de 4mm e comprimento de 1.120 mm. A seção final possui um diâmetro interno de 150 mm (6") e extensão de 2.300 mm (15 diâmetros a jusante da seção de teste) e também é feita de PVC. Nessa última seção encontra-se acoplado o medidor eletromagnético de vazão.

Os trechos a jusante e a montante da seção de testes operam como redutores de interferência tanto da bomba como do registro gaveta (R3), posicionado na saída do sistema.

Além do tubo de acrílico, a seção de teste também possui, acoplada a essa tubulação, conexões de PVC do tipo Tê nas duas extremidades, que servem para entrada e retirada dos peixes a serem ensaiados. O trecho de acrílico permite a visualização do animal, que é confinado na mesma através de telas colocadas entre as conexões Tê e os tubos de PVC.

As duas conexões Tê são vedadas por tampas e possuem um “soquete” que conduz o peixe para a seção de teste. Esse componente também é responsável por conformar a confluência do Tê, fazendo com que seção de teste não tenha locais onde o escoamento possa desviar.

6.2 - Túnel hidrodinâmico com diâmetro nominal de 250 mm

O segundo TH experimental utilizado foi baseado nos mesmos princípios do primeiro. O objetivo da sua construção foi possibilitar a medição da capacidade natatória de espécies maiores, como a curimba, *Prochilodus costatus*.

Dessa forma, o sistema consiste em uma seção de teste cujo diâmetro nominal é de 250 mm. Para facilitar seu transporte, a estação de bombeamento é separada do conjunto onde está assentado o túnel (figura 11). Duas bombas centrífugas de 20 cv, instaladas de forma paralela, geram individualmente escoamentos que, após passarem por registros gaveta, são unificados em um barrilete. A junção do sistema de bombeamento com a tubulação rígida é feita por meio de um mangote, cujo diâmetro é 8” (200 mm).

Logo no início do TH, um laminador foi construído para reduzir os movimentos helicoidais do fluxo gerados pelas bombas.

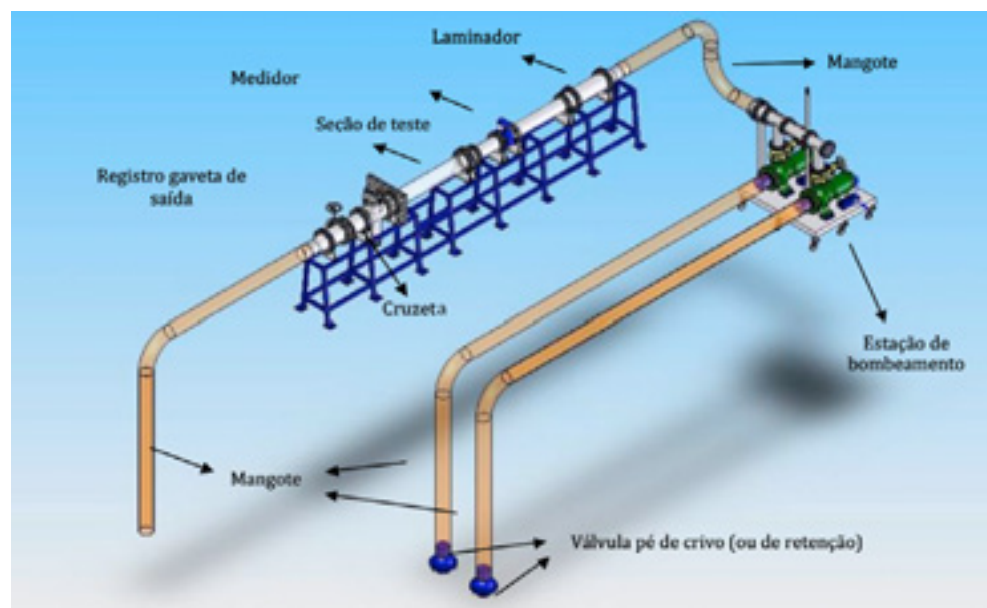


FIGURA 11 – Esquema do aparato de DN 250 mm




Após passar pelo laminador, o escoamento é conduzido por um trecho reto de tubulação, de DN igual a 8”, até um medidor eletromagnético de vazão. Logo em seguida, o diâmetro é aumentado para 10” (250 mm), através de uma ampliação. Após essa ampliação tem-se o início da seção de teste, delimitada por uma tela, que evita a saída do peixe da área visualizável. A partir desse ponto tem-se uma tubulação de acrílico, cujo comprimento é 1.500 mm. Para confinar os peixes apenas no acrílico, a tela de montante da seção de teste é móvel.

7 – CAPACIDADE NATATÓRIA DE TRÊS ESPÉCIES MIGRADORAS

A América do Sul apresenta uma grande diversidade de peixes de água doce e, devido à sua história biogeográfica, boa parte dos gêneros das espécies migradoras está distribuída pelas principais bacias do continente. Assim, para os primeiros estudos de capacidade natatória no CPH, foram escolhidas algumas espécies cujos gêneros se encontram bem distribuídos pelos rios sul-americanos, ou seja, gêneros que possuem pelo menos uma espécie em praticamente todas as bacias sul-americanas.

Dentro desses gêneros optou-se por escolher as espécies presentes na bacia do São Francisco. Essa escolha deve-se à proximidade dos afluentes desse rio à cidade de Belo Horizonte, local onde os testes estão sendo realizados, e à existência de estudos para construção de MTP em barragens localizadas em alguns desses afluentes. Dessa forma foi escolhida uma espécie da Ordem Siluriforme: *Pimelodus maculatus* (mandi-amarelo) e duas da Ordem Characiforme: *Prochilodus costatus* (curimatá ou curimba) e *Leporinus reinhardti* (piauí-três-pintas) (tabela 1). Essas duas Ordens apresentam o maior número de espécies de migradoras do ambiente neotropical.

TABELA 1 – Espécies escolhidas para estudos


<p>Espécie: <i>Pimelodus maculatus</i> (mandi-amarelo) Família: Pimelodidae Distribuição: Bacias do Paraná e do São Francisco</p>

<p>Espécie: <i>Leporinus reinhardti</i> (piauí-três-pintas) Família: Anostomidae Distribuição: Bacia do rio São Francisco</p>

<p>Espécie: <i>Prochilodus costatus</i>. (curimatá) Família: Prochilodontidae Distribuição: Bacia do rio São Francisco</p>

Fotos: Paulo dos Santos Pompeu

Nos testes de velocidade crítica, para cada uma das espécies procurou-se distribuir equitativamente o número de indivíduos testados por cada classe de tamanho, sendo que para o mandi o tamanho dos exemplares testados variou de 19 a 26 cm (figura 12); para o piauí, de 12,5 a 17,5 cm (figura 13) e para a curimbatá, de 26,5 a 38 cm (figura 14).

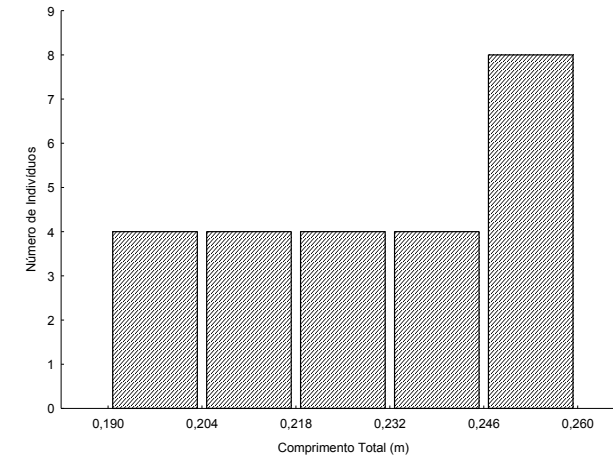


FIGURA 12 – Classe de tamanho para o mandi.

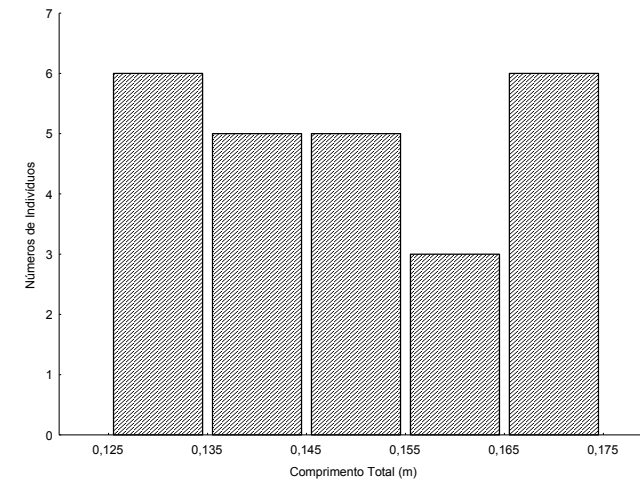


FIGURA 13 – Classe de tamanho para o piauí.

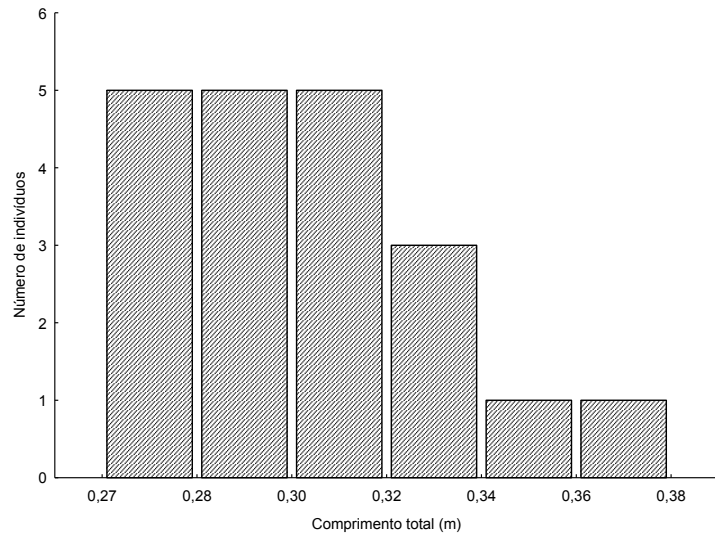


FIGURA 14 – Classe de tamanho para a curimba.

Para as três espécies, observaram-se relações significativas entre a velocidade crítica e os comprimentos totais e padrão e o peso corporal. O comprimento total foi a variável com maior poder explicativo para a velocidade crítica (figura 15), seguida do comprimento padrão e o peso. Para todas essas relações, fica clara a maior velocidade crítica do piau em relação ao mandi e à curimba, para um mesmo comprimento padrão. Percebe-se também que termos relativos, isto é, dividindo a velocidade absoluta pelo comprimento, a curimba apresenta velocidade crítica inferior à do mandi.

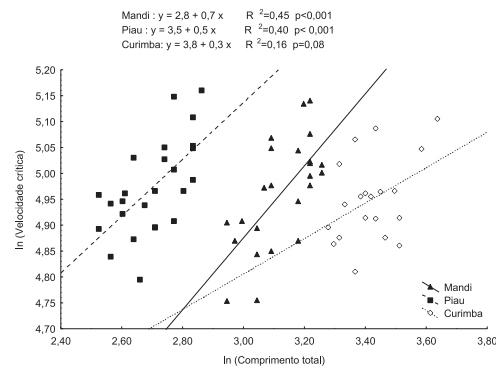


FIGURA 15 – Ln (Velocidade crítica) x Ln (Comprimento total).

Quando comparadas com as demais espécies para as quais se encontram disponíveis dados acerca da velocidade crítica, observa-se que as três espécies testadas apresentam, para um mesmo comprimento, velocidade bem superior (figura 16). É importante ressaltar que as curvas obtidas para os peixes de clima temperado mostradas na figura 16 utilizam o comprimento furcal. Assim, como não foi coletado esse comprimento para o piau e para o mandi, utilizou-se nesse gráfico o comprimento médio entre o total e o padrão. Porém, quando se utiliza a equação obtida para a relação entre a velocidade crítica do piau para o comprimento total e a temperatura, para se obter uma projeção das velocidades desenvolvidas por essa espécie para temperaturas inferiores, observa-se uma aproximação dos valores desenvolvidos pelo salmão para esse mesmo rol de temperaturas (figura 17).

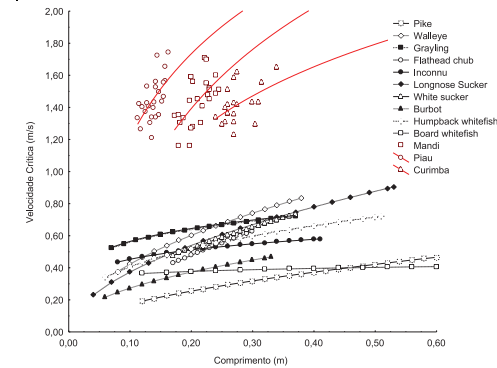


FIGURA 16 – Curvas de velocidade crítica x comprimento para espécies neotropicais e as encontradas em clima temperado.

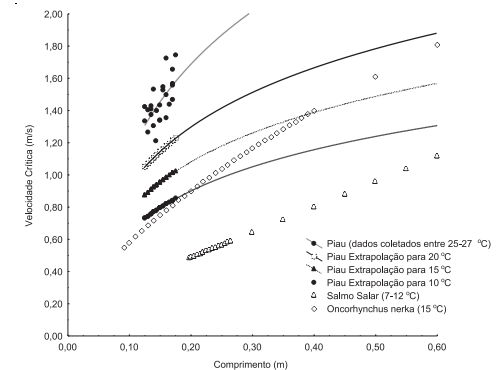


FIGURA 17 – Curvas de velocidade crítica x comprimento para piau em diferentes temperaturas e para salmões (*Salmo salar* e *Oncorhynchus nerka*).

Para a velocidade prolongada, o tamanho dos indivíduos testados variou em torno de 16 cm para o piau (figura 18) de 24 cm para o mandi (figura 19) e de 29 cm para a curimba (figura 20).

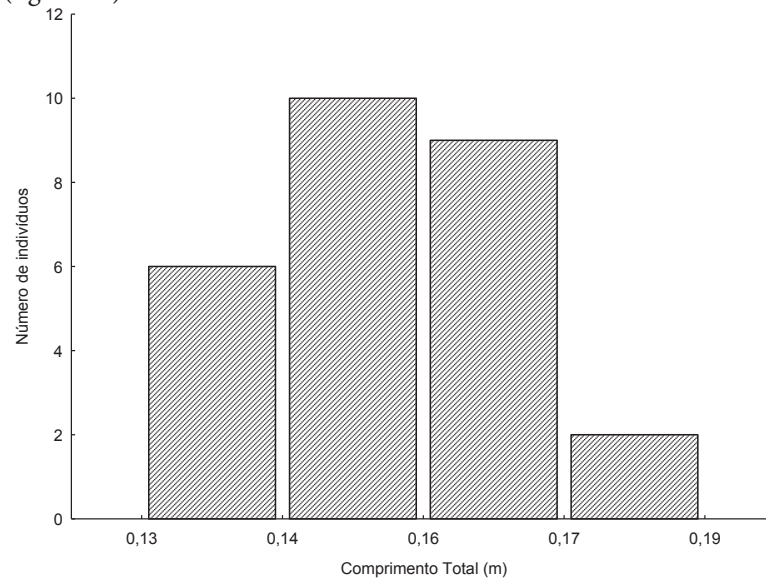


FIGURA 18 – Classes de tamanho do piau.

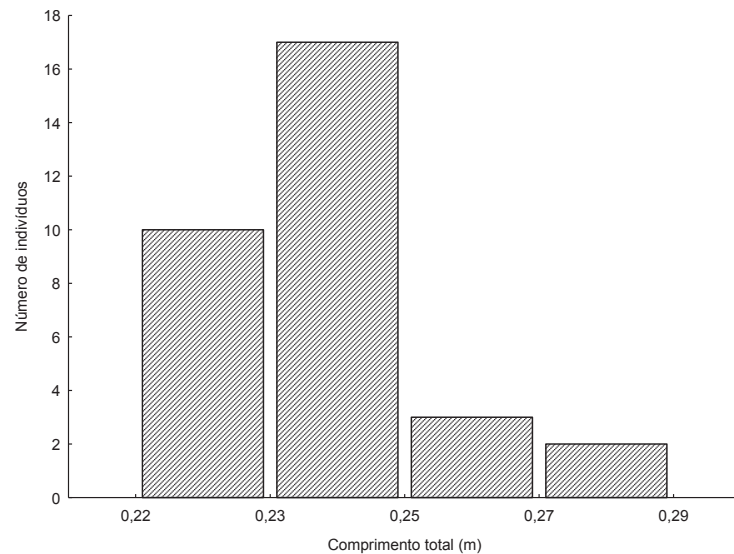


FIGURA 19 – Classes de tamanho do mandi.

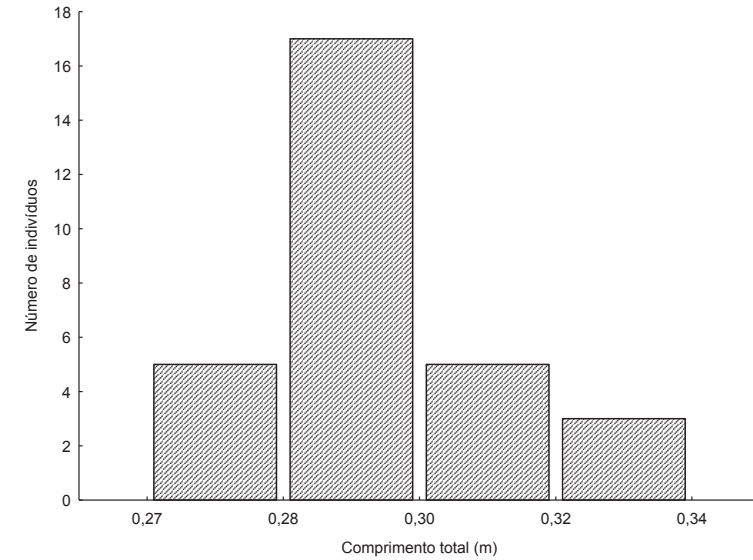


FIGURA 20 – Classes de tamanho da curimba.

Para o piau, a mudança do modo prolongado para o sustentável foi estimada em 7 comprimentos por segundo (figura 21); para o mandi, em 5 comprimentos por segundo (figura 22) e para a curimba, em 4 comprimentos por segundo (figura 23). Relações significativas foram obtidas entre a velocidade prolongada e o tempo de fadiga, sendo que, para uma mesma velocidade em comprimentos por segundos, o piau apresentou tempo de fadiga bastante superior ao mandi e à curimba.

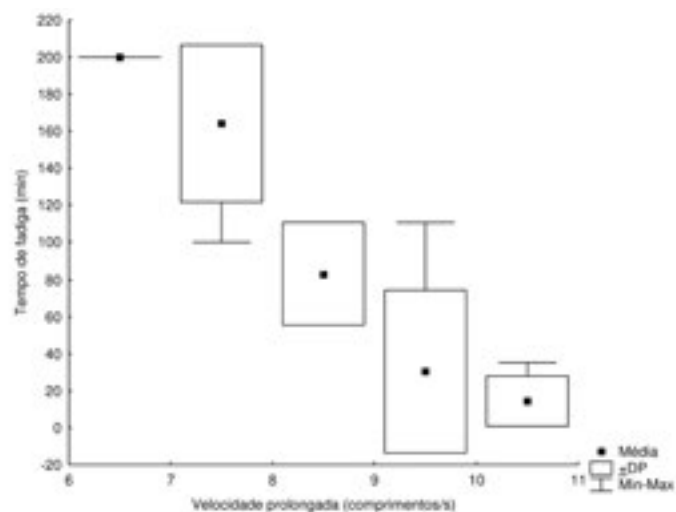


FIGURA 21 – Tempo de fadiga x velocidade prolongada para o piau.

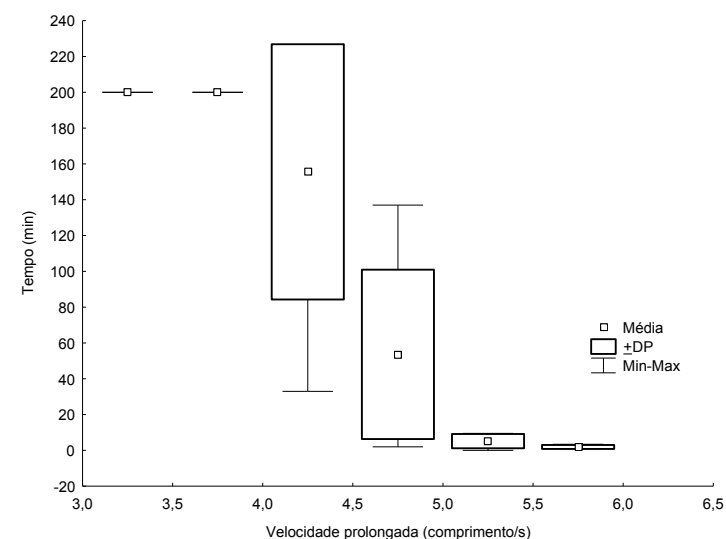


FIGURA 23 – Tempo de fadiga x velocidade prolongada para a curimba.

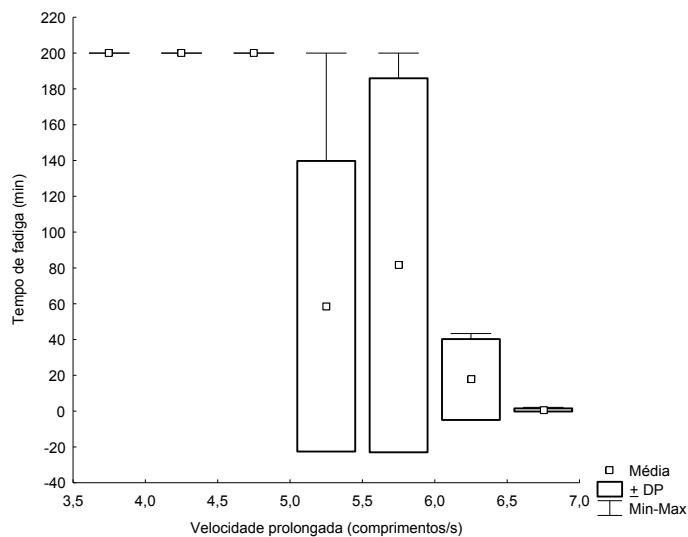


FIGURA 22 – Tempo de fadiga x velocidade prolongada para o mandi.

A aquisição da velocidade crítica é condicionada por diversos fatores, destacando-se entre eles o tipo de procedimento experimental e a temperatura. Segundo Hammer (1995), essa dependência em relação a determinados fatores torna comparações de velocidades críticas suscetíveis a erros. Variações no incremento de velocidade (ΔV) e de tempo (Δt) são modificações na metodologia capazes de influenciar significativamente os valores obtidos. Entretanto, as diferenças entre os processos experimentais (TAB. 2) mostraram-se incapazes de explicar a grande diferença observada entre os valores de velocidade crítica encontrados para as espécies testadas e os apresentados por espécies de clima temperado. Segundo Farlinger e Beamish (1977), se adotássemos Δt de 60 min e ΔV de 10 cm/s, a velocidade encontrada seria apenas 6% inferior, enquanto, se Δt fosse 10 min e ΔV 10 cm/s, a velocidade crítica deveria ser superior à encontrada com Δt 5 min e ΔV de 5 m/s (valores utilizados nos testes para as três espécies). Portanto, os procedimentos experimentais não explicam a diferença observada entre as três espécies neotropicais e as espécies de clima temperado, uma vez que, em média, as primeiras apresentam uma velocidade crítica 50% superior àquelas de clima temperado, para um mesmo comprimento.

TABELA 2 – Aspectos experimentais e estatísticos de curvas de velocidade crítica conhecidas

Espécie	n	Equação (Velocidade em m/s)	DV (cm/s)	Dt (min)	Autor
Pike	192	$V = 4,9L^{0,55}$	10	10	Jones et al. (1974)
Walleye	54	$V = 13,07L^{0,51}$	10	10	Jones et al. (1974)
Grayling	94	$V = 36,23L^{0,19}$	10	10	Jones et al. (1974)
Flathead chub	28	$V = 6,42L^{0,67}$	10	10	Jones et al. (1974)
Inconnu	22	$V = 30,3L^{0,75}$	10	10	Jones et al. (1974)
Longnose sucker	169	$V = 11,03L^{0,53}$	10	10	Jones et al. (1974)
White sucker	20	$V = 10,03L^{0,55}$	10	10	Jones et al. (1974)
Burbot	56	$V = 30,6L^{0,07}$	10	10	Jones et al. (1974)
Humpback whitefish	159	$V = 18,2L^{0,35}$	10	10	Jones et al. (1974)
Broad whitefish	33	$V = 9,7L^{0,45}$	10	10	Jones et al. (1974)
Atlantic salmon	55	$V = 0,173 + 1,57L$	5	5	McCleave e Stred (1975)
Sockeye salmon	6	$V = 2,5L^{0,6345}$	10	60	Brett e Glass (1973)
Curimba	20	$V = 1,78L^{0,3}$	5	5	
Mandi	24	$V = 4,13L^{0,7}$	5	5	
Piau-três-pintas	25	$V = 3,12L^{0,5}$	5	5	

Já a temperatura é, provavelmente, um importante condicionante, já que explica 30% do valor da velocidade crítica medida para o piau. Esse parâmetro vem sendo considerado o principal fator ambiental relacionado à capacidade natatória dos peixes (VIDELER, 1993). Os efeitos da temperatura sobre a natação podem ser divididos em físicos e fisiológicos. Os primeiros dizem respeito às mudanças nas propriedades da água, como massa específica e viscosidade, capazes de alterar a cinemática natatória através da força de arrasto (WHITE, 2002). Já os efeitos fisiológicos são atribuídos às diferenças na cinética molecular e nas taxas de reações bioquímicas, que convertem energia química em propulsão (BEAMISH, 1978). A relação encontrada entre temperatura e velocidade do piau é compatível com as variações encontradas para testes realizados com espécies de clima temperado. Em geral, a diminuição de aproximadamente 10 °C na temperatura da água proporciona uma redução de 24 a 37% na capacidade natatória (GIBSON & FRY, 1953; BRETT, 1964; OTTO & RICE, 1974; GLOVA & MCINERNEY, 1977).

Os chamados efeitos físicos da temperatura normalmente são relevantes quando o peixe nada em regimes hidrodinâmicos viscosos e podem ser negligenciados em regimes inerciais (FUIMAN AND BATTY, 1997). As velocidades natatórias, presentes na rotina da maioria dos peixes adultos, os colocam no regime hidrodinâmico inercial com $Re_L > 10^4$ (WU, 1977). Dessa forma, os efeitos fisiológicos foram os prováveis responsáveis pela diferença significativa entre a velocidade do piau, que nada em temperaturas mais altas, e as demais espécies de clima temperado.

Assim, embora as velocidades obtidas para o piau sejam superiores àquelas das espécies de clima temperado, elas são compatíveis com as velocidades esperadas para a faixa de temperatura em que foram realizados os testes.

Apesar de a velocidade crítica ser uma poderosa ferramenta para comparação da capacidade natatória entre as espécies (HAMMER, 1995), o seu emprego em critérios de dimensionamento de passagens de peixes é limitado, uma vez que essa velocidade é menor que a velocidade desenvolvida em canais abertos (PEAKE, 2004) e possui pouco significado biológico. Testes de resistência permitem medir, mais precisamente, a habilidade do peixe em nadar durante um determinado tempo numa dada velocidade (KOLOK, 1992). Assim, para o dimensionamento de mecanismos de transposição de peixes é mais usual o emprego da velocidade prolongada (KATOPODIS, 2005),

a qual permite obter, de forma específica, quanto tempo (tempo de resistência) ou quão longe (distância nadada) um determinado peixe resiste em um dado escoamento (KATOPODIS, 1992).

Para o mandi, velocidades entre 5 e 6,2 comprimentos por segundo corresponderiam ao modo prolongado, enquanto velocidades inferiores a 5 comprimentos por segundo corresponderiam ao modo sustentável. Assim, para um indivíduo com tamanho próximo ao de primeira maturação (19 cm), valores inferiores a 0,95 m/s e entre 0,95 e 1,23 m/s corresponderiam às velocidades sustentável e prolongada, respectivamente.

Já para o piaui, o modo prolongado está compreendido entre 7 e 10,5 comprimentos por segundo, o que para um indivíduo de primeira maturação (16 cm) corresponderia a velocidades entre 1,12 m/s e 1,68 m/s.

Dessa maneira, percebe-se claramente que o piaui apresenta velocidade superior ao mandi, suspeita antes levantada, tendo em vista o comportamento das espécies na coluna d'água. O mandi normalmente nada no fundo, enquanto o piaui nada no meio da coluna.

Frente a uma barreira de velocidades, os peixes negociam sua passagem nos pontos cujas velocidades do escoamento são menores ou próximas à sua capacidade natatória.

Esse mesmo comportamento confere, muitas vezes, uma separação das espécies frente ao perfil transversal de velocidade de um curso d'água. Assim, estudos indicam que, apesar das velocidades dos peixes de fundo serem tipicamente inferiores às apresentadas por peixes de coluna, a progressão migratória de ambos os grupos, em relação às margens do rio, podem ser equivalentes (PAVLOV, 1989).

Para a curimba, as velocidades de 4 a 5,7 comprimentos por segundo correspondem ao modo prolongado. Portanto, quando comparados em termos de comprimento por segundo, o mandi e o piaui seriam mais rápidos que a curimba. Entretanto, para o comprimento de primeira maturação (29 cm), a curimba apresenta o modo prolongado entre 1,16 e 1,60 m/s. Esses valores são superiores aos encontrados para um mandi e bastante próximos aos encontrados para um piaui, para o comprimento de primeira maturação. Como o piaui e a curimba devem vencer o perfil de velocidades na mesma região da coluna d'água, provavelmente indivíduos das duas espécies com tamanho próximo ao de primeira apresentam a mesma capacidade natatória em termos absolutos.

Além disso, é possível que outros fatores, como capacidade de saltar, condicionem a capacidade natatória da curimba. Através de observações nos pontos de coletas dos indivíduos testados, percebeu-se que a curimba utiliza muito esse tipo de propulsão, diferentemente do piaui, que salta em menor frequência, quando encontra altas velocidades. Essa observação também pode ser constatada nos testes de velocidade de explosão, onde foram testados piauis e curimbas.

Os testes de velocidade de explosão também indicaram que o piaui apresenta velocidades em comprimentos por segundo superiores às da curimba, em comprimentos por segundo. Entretanto, em termos absolutos, as velocidades de explosão foram muito próximas.

A maior velocidade de explosão medida para o piaui foi de 13 comprimentos por segundo, enquanto para a curimba foi de 9,5 comprimentos por segundo. Segundo Beach (1984), a velocidade máxima que um peixe com 16 cm (tamanho de primeira maturação do piaui) pode atingir numa temperatura de 20°C são 15,6 comprimentos por segundo, enquanto um indivíduo com 29 cm, tamanho de primeira maturação da curimba, atinge 13,3 comprimentos por segundo. Isso, quanto maior o peixe, maior é a energia necessária para contrair o músculo rapidamente e desenvolver a explosão. Portanto, levando em consideração o maior porte da curimba, era esperado que a mesma apresentasse uma velocidade de explosão em comprimentos por segundo inferior à do piaui.

Os resultados de capacidade natatória obtidos se constituem nas primeiras velocidades determinadas em laboratório para peixes neotropicais. Até o presente momento, eram conhecidas apenas algumas observações qualitativas como, por exemplo, a de um *Leporinus friderici*, que realizou sua passagem numa queda d'água com velocidade de escoamento de 13,8 m/s (GODOY, 1985). Apesar das limitações dessa constatação, já que não se sabe o tamanho do peixe nem o tipo de velocidade empregado para vencer tal barreira de velocidade do escoamento, o valor verificado por Godoy constitui a única referência até então para a capacidade natatória de peixes neotropicais.

8 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido à ausência de informações básicas sobre a biologia de nossas espécies migradoras, algumas características dessas espécies não têm sido levadas em

conta quando do projeto de mecanismos de transposição de peixes na América do Sul. Esses mecanismos têm se baseado, principalmente, naqueles construídos para passagens de montante de salmão (QUIRÓS, 1989). A significativa capacidade natatória observada para as três espécies testadas poderia explicar o fato de que dispositivos de transposição já construídos no Brasil parecem não representar obstáculos para as três espécies testadas, as quais se mostram mais abundantes do que outras espécies migradoras, como o dourado (*Salminus spp.*) (FERNANDEZ, *et al.*, 2004; VONO *et al.*, 2004; BIZZOTO, 2006; POMPEU E MARTINEZ, 2006).

No caso do piau, sua alta capacidade natatória pode justificar a eficiência do gênero em transpor o canal de entrada do elevador da UHE Santa Clara. Nesse mecanismo, 16,1% dos indivíduos de *Leporinus conirostris* que se encontravam a jusante da barragem passaram pelo mesmo, contra 5,7 % de *Prochilodus vimboides* e 3,1 % da comunidade de peixes como um todo (POMPEU, 2005).

Como, em geral, os rios brasileiros encontram-se significativamente alterados pela presença de usinas hidrelétricas, os mecanismos de transposição de peixes devem permitir o livre movimento tanto dos peixes jovens como dos adultos. Se a transposição não possibilitar isso, haverá uma concentração de cardumes logo a jusante do barramento. A presença de grandes cardumes de mandi a jusante de usinas hidrelétricas tem causado sérios problemas ambientais no Brasil. Na bacia do rio Paraná, eventos de mortandade de peixes, devido à entrada dos mesmos nos canais de sucção das turbinas, têm se tornado frequente. O comportamento do mandi, o qual nada preferencialmente próximo às paredes e ao fundo do canal, e sua grande capacidade natatória, quando comparada aos peixes de clima temperado, devem contribuir para esses eventos de mortandade. Entretanto, a construção de mecanismos de transposição eficientes pode ser apontada como uma das possíveis soluções para esse problema.

A eficácia de um dispositivo de transposição está relacionada às características migratórias das espécies em questão. Estudos com curimbas, gênero que em número e em biomassa é o mais abundante em todos os rios da América do Sul (WELCOMME, 1985), mostraram que a mesma migra rio acima numa velocidade de 5 a 8 km/dia (BARTHEM & GOULDING, 1997). Considerando a velocidade média da água de 1m/s, a velocidade de migração da curimba seria 1,09 m/s, o que, para o comprimento de primeira maturação, corresponderia à velocidade sustentável. Esse valor é um

parâmetro que pode auxiliar na escolha do tipo de velocidade natatória a ser empregado no dimensionamento de MTP.

De uma forma geral, os resultados dessa pesquisa fornecem importantes conclusões sobre a interação do peixe com o escoamento dentro da escada. No entanto, para que novos critérios de dimensionamento realmente eficientes sejam propostos e validados, são necessárias pesquisas sobre a capacidade natatória de outras espécies, bem como estudos do comportamento voluntário de peixes dentro de escadas.

9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, C. S.; AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F.; ALMEIDA, D. A. e MARQUES, E. E. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, v. 5 (2), p. 205–213. 2007.

BAINDRIGDE, R. Problems of fish locomotion. Symp. Zool. Soc. London, v. 5, 1961, p. 13–32 apud LINDSEY, C. C. Form, function and locomotory habits in fish. In: HOAR, W. S.; RANDALL D. J; 1978, *Fish Physiology*, 1. ed. Londres: Academic Press, 1978. v. 7, cap.1, p. 1–100.

BAINDRIGDE, R.; BROWN, R. H. J. An apparatus for the study of the locomotion of fish. *Journal of experimental biology*, v. 35, p. 134–137. 1958.

BARTHEM, R. & GOULDING, M. The catfish connection– ecology, migration and conservation of Amazon predators. New York: *Columbia University Press*. 144 p. 1997.

BEACH, M. H; *Fish pass design–criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food – Directorate of Fisheries Research, v.78, p.1–46. 1984.

BEAMISH, F. W. H. Swimming capacity. In: HOAR, W. S. ; RANDALL D. J; 1978, *Fish Physiology*, 1. ed. Londres: Academic Press. v. 7, cap. 2, p. 101–187. 1978.

BIZOTTO, P. M. Trânsito de peixes na escada da UHE–Igarapava, Rio Grande, Alto Paraná. 52f. Dissertação (Pós–graduação em Zoologia de Vertebrado), Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2006.

BRETT, J. R. The respiratory metabolism and swimming performance and sustained swimming speed of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Journal Fish. Res. Board Can*; v. 23, p. 1183–1226. 1964.

BRETT, J. R. Swimming performance of Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) in relation to fatigue time and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 21, vol. 8, p. 1731–1741. 1967.

BRETT, J. R.; GLASS, N. R.. Metabolic rates and critical swimming speeds of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in relation to size and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 30, p. 379–387. 1973.

CASTRO SANTOS, T. Optimal swim speeds for traversing velocity barriers: an analysis of volitional high–speed swimming behavior of migratory fishes. *Journal of Experimental Biology*, v. 208, p. 421– 432. 2005.

FARLINGER, S.; BEAMISH, F. W. H. Effects of time and velocity increments on the critical swimming speed of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Transaction american fisheries society*, n. 106, v. 5, p. 436– 439, 1977.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. Selection of an experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, n. 4, p. 579–586. 2004.

FUIMAN, L. A.; BATTY, R. S. What a drag it is getting cold: partitioning the physical and physiological effects of temperature on fish swimming. *The Journal of Experimental Biology*, v. 200, p. 1745–1755. 1997.

GEBLER, R. –J. *Naturgemässe Bauweisen von Sohlenbauwerken und Fischaufstiegen zur Vernetzung der Fliessgewässer*. 1991. 145 f. Tese, Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe, Karlsruhe

GIBSON, E. S.; FRY. F. E. The performance of the lake trout, *Salvelinus namaycush*, at various levels of temperature and oxygen pressure. *Canadian Journal of Zoology*, v. 32, p. 252–260. 1954.

GLOVA, G. J.; MCINERNEY, J. E. Critical swimming speeds of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) fry to smolt stages in relation to salinity und temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 34, p. 151–154. 1977.

GODOY, M. P. *Aquicultura. Atividade multidisciplinar. Escadas e outras facilidades para passagens de peixes. Estações de piscicultura*. Florianópolis: Eletrosul. 1985. 77 p.

HAMMER, C. Fatigue and exercise tests with fish. *Comparative Biochemistry and Physiology*, v.112, n.1, p. 1–20. 1995.

JONES, D. R.; KICENIUK, J. W. ; BAMFORD, O. S. Evaluation of the swimming performance of several fish species from the Mackenzie River. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 31, n. 10, p. 1641–1647. 1974.

KATOPODIS, C. *Introduction to Fishway Design*. Winnipeg: Freshwater Institute. 67 p. 1992.

KATOPODIS, C. Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat Works. *Journal of Hydraulic Research*, v. 43, n. 5, p. 451–467, 2005.

KOLOK, A. S. The swimming performance of individual largemouth bass (*Micropterus salmoides*) are repeatable. *Journal of Experimental Biology*, v. 170, p. 265–270, 1992.

LARINIER, M. Passes à bassins successifs, prébarrages et rivières artificielles. *Bulletin Fr. Pêche Piscic.* n. 326 e 327, 1992, p. 45–72.

MCCLEAVE, J. D. e STRED. K. 1975. Effect of dummy telemetry transmitters on stamina of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 32, n.4, p. 559–563.

OTTO, R. G.; RICE, J. O. Swimming speeds of Yellow Perch (*Perca flavescens*) following an abrupt change in environmental temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 31, p. 1731–1734. 1974.

PAVLOV, D. S. *Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR*. Copescal Technical Paper, n°. 308, FAO, 1989. 97 p.

PEAKE, S. An evaluation of the use of critical swimming speed for determination of culvert water velocity criteria for smallmouth bass. *Transaction american fisheries society*, v. 133, p. 1472–1479, 2004.

POMPEU, P. S. *Estudo da regra operativa e avaliação de um mecanismo de transposição de peixes do tipo elevador com caminhão-tanque*. Tese (Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2005. 190 p.

POMPEU, P. S.; MARTINEZ, C. B. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n. 2, p. 340–349, 2006.

QUIRÓS, R. *Sctructures assisting the migrations of non-salmonid fish: Latin America*. Copescal Technical Paper n. 5, Roma: FAO. 1989. 41 p.

RAJARATNAM, N; VAN DER VINNE, G. e Katopodis, C. Hydraulics of vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 112, p. 909–927. 1986

RIZZO, E.; SATO Y.; FERREIRA, R. M. A.; CHIARINI-GARCIA, H.; BAZZOLI, N. Reproduction of *Leporinus reinhardti* (Pisces: Anostomidae) from the Três Marias Reservoir. São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. *Ciência e Cultura*, v. 48, n. 3, p. 189–192, 1996

SANTOS, H. A. *Metodologia de Medição de Velocidade Prolongada Crítica e de Explosão das Espécies de Peixes Migradores do Brasil*. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2004. 140 f.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. A questão do tamanho de primeira maturação dos peixes de Três Marias, MG. In: ENCONTRO ANUAL DE AQUICULTURA DE MINAS GERAIS *Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aquicultura; 1982–1987*. Brasília: Codevasf. 1988. P. 93–94

SFAKIOTAKIS, M.; LANE, D. M.; DAVIES, B. C. Review of fish swimming modes for aquatic locomotion. *IEEE Journal of oceanic engineering*, v. 24, n 2, p. 237–252. Abril, 1999.

THE FIELD MUSEUM, *The Field Museum*. Disponível em: <http://www.fieldmuseum.org>. Acesso em : 29 nov. 2005

VIDELER, J. J. *Fish swimming*, 1 ed; Londres: Chapman & Hall. 1993. 260 p.

VONO, V.; BIZZOTTO, P. M.; GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L.; KYNARD, B. Fish passage at the Igarapava Fish Ladder, River Grande, Brazil. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON THE BIOLOGY OF FISH. *Annals of the ... Manaus: American Fisheries Society*. P. 1–5. 2004.

WEBB, P. W. Swimming. In: EVANS, David H. *The physiology of fishes*, 1 ed. Londres: CRC, 1993. cap.2, p. 47–73.

WELCOMME, R. L. *River fisheries. Copescal Technical Paper n. 262*. Roma: FAO Fisheries. 1985. 330 p.

WHITE, F. M. *Mecânica dos Flúidos*, 4 ed. Rio de Janeiro: McGraw–Hill, 2002, 570p.

WU, T. Y. Introduction to the scaling of aquatic animal locomotion. In: PEDLEY, T. J. (Ed). *Scale Effects in Animal Locomotion*. New York: Academic Press. 1977. p. 203–232.

Este livro foi composto nos tipos Minion Pro e Futura Std em maio de 2012.
A impressão e acabamento foram feitos em papel couché fosco 150g (miolo) e
supremo 300g (capa) pela gráfica Rona Editora.

CEMIG
A Melhor Energia do Brasil.



ISBN 978-85-87929-47-1