



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO
E MANEJO DE VIDA SILVESTRE**

**DESLOCAMENTOS E MORTALIDADE DE PEIXES NOS RIOS GRANDE E
PARANAÍBA, MG**

Tese de doutorado apresentada por

ALEJANDRO GIRALDO PÉREZ

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – ECMVS da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientador:

Alexandre Lima Godinho

Belo Horizonte, agosto de 2014

**DESLOCAMENTOS E MORTALIDADE DE PEIXES NOS RIOS GRANDE E
PARANAÍBA, MG**

Tese de doutorado apresentada por

ALEJANDRO GIRALDO PÉREZ

Aprovada pela banca examinadora composta por:

Dr. Alexandre Lima Godinho, orientador.

Dr. Hugo Pereira Godinho, membro.

Dra. Lisiane Hahn, membro.

Dr. Luiz Gustavo Martins da Silva, membro.

Dr. Domingos Garrone Neto, membro

SUMARIO

CAPÍTULO 1	1
1.1. RESUMO	1
1.2. ABSTRACT	1
1.3. INTRODUÇÃO	2
1.4. MATERIAIS E MÉTODOS	4
1.5. RESULTADOS	8
1.5.1. CP, PC e EMG dos mandis marcados	8
1.5.2. Comportamentos dos peixes no local de soltura	8
1.5.3. Sobrevivência dos mandis marcados	8
1.5.4. Padrões de deslocamento	9
1.6. DISCUSSÃO	10
1.7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	17
1.8. BIBLIOGRAFIA	29
CAPÍTULO 2	38
2.1. RESUMO	38
2.2. ABSTRACT	39
2.3. INTRODUÇÃO	40
2.4. MATERIAL E MÉTODOS	41
2.5. RESULTADOS	45
2.6. DISCUSSÃO	48
2.7. RECOMENDAÇÕES	51
2.8. AGRADECIMENTOS	52
2.9. BIBLIOGRAFIA	67
CAPÍTULO 3	69
3.1. RESUMO	69
3.2. ABSTRACT	69
3.3. INTRODUÇÃO	70
3.4. MATERIAIS E MÉTODOS	72
3.5. RESULTADOS	78
3.6. DISCUSSÃO	81
3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
3.8. BIBLIOGRAFIA	102

LISTADO DE TABELAS E FIGURAS

CAPÍTULO 1

TABELAS

Tabela 1.1. Critérios para classificação dos estádios de maturação gonadal do mandi.....	18
Tabela 1.2. Dados biométricos e de rastreamento dos mandis marcados com radiotransmissores	19

FIGURAS

Figura 1.1. Localização geográfica das barragens de Estreito e Jaguará, rio Grande.....	21
Figura 1.2. Mandi, <i>Pimelodus maculatus</i> da bacia do rio Grande.	21
Figura 1.3. Detalhe da coleta de mandis para marcação com radiotransmissores na escada de peixes de Igarapava (EPI), rio Grande	22
Figura 1.4. Detalhe do processo cirúrgico para marcação de mandis com radiotransmissores .	22
Figura 1.5. Frequência de indivíduos por estágio de maturação gonadal (EMG) e sexo dos mandis soltos no reservatório de Jaguará em fevereiro (FER) e outubro (IER) de 2012	23
Figura 1.6. Aglomeração (esquerda) e início de dispersão (direita) no local de soltura dos mandis em fevereiro de 2012	23
Figura 1.7. Deslocamento dos mandis M159 e M164, catalogados como mortos nos rastreamentos realizados entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013. Linhas pontilhadas indicam a posição das barragens de Jaguará (kms 563) e Estreito (kms 587).	24
Figura 1.8. Área de vida linear (AVL) dos mandis rastreados entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013	25
Figura 1.9. Exemplos de padrões de deslocamento dos mandis rastreados no reservatório de Jaguará entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013	26
Figura 1.10. Frequência de mandis localizados a montante, jusante e no ponto de soltura soltos no reservatório de Jaguará em fevereiro (FER) e outubro (IER) de 2012	27
Figura 1.11. Frequência de localização dos mandis rastreados no reservatório de Jaguará entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013	27

Figura 1.12. Número de transmissores localizados (barras escuras) e eficiência de localização de transmissor (ELT - linha cinza) no reservatório de Jaguara entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013 28

CAPÍTULO 2

TABELAS

Tabela 2.1. Sinais usados para classificação dos estádios de decomposição de <i>P. maculatus</i> e <i>P. squamosissimus</i>	53
Tabela 2.2. Informações sobre experimento de marcação e recaptura de carcaças e decomposição de <i>P. maculatus</i>	54
Tabela 2.3. Lista de espécies de peixes incluídas nas vistorias de carcaças durante as quatro temporadas avaliadas	55
Tabela 2.4. Resultados da Análise de Deviance para os modelos de CPUEn e CPUEb gerais, e para a CPUEb de <i>P. maculatus</i>	57
Tabela 2.5. Resultados da ANOVA para o GLM de CPUEn e CPUEb gerais, e para a CPUEb de <i>P. maculatus</i>	58

FIGURAS

Figura 2.1. Área de amostragem de carcaças a deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	59
Figura 2.2. Número de indivíduos e biomassa das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	60
Figura 2.3. CPUEn e CPUEb nas coletas de carcaças a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	61
Figura 2.4. CPUEb das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	62
Figura 2.5. Densidade de peixes em número de indivíduos (A) e biomassa (B) por trecho das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	63
Figura 2.6. Abundância relativa de carcaças por estágio de decomposição das cinco espécies das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	64
Figura 2.7. Porcentagem de ocorrência (%) de sinais nas carcaças frescas das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	65
Figura 2.8. Densidade média de carcaças por horário e trecho à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013	66

CAPÍTULO 3

TABELAS

Tabela 3.1. Critérios para classificação dos estádios de maturação gonadal de barbados e caranhas	89
Tabela 3.2. Localização dos receptores acústicos instalados no baixo rio Paranaíba	90
Tabela 3.3. Caracterização dos tipos de deslocamento de barbados e caranhas	90
Tabela 3.4. Dados biométricos e de rastreamento dos barbados marcados com transmissores acústicos	91
Tabela 3.5. Dados biométricos e de rastreamento das caranhas marcadas com transmissores acústicos	92
Tabela 3.6. Número de barbados e caranhas por tipo de deslocamento e local de soltura	93

FIGURAS

Figura 3.1. Localização geográfica da usina hidrelétrica de São Simão e dos principais tributários a jusante da sua barragem	94
Figura 3.2. Barbado, <i>Pinirampus pinirampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	94
Figura 3.3. Caranha, <i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	95
Figura 3.4. Detalhe do processo cirúrgico para marcação de barbados e caranhas com transmissores acústicos	96
Figura 3.5. Suporte do hidrofone (círculo vermelho) utilizado no rastreamento móvel de barbados e caranhas no baixo rio Paranaíba entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014	97
Figura 3.6. Localização dos receptores acústicos submersos instalados a jusante da UHSS entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014	97
Figura 3.7. Área de vida linear (AVL) dos barbados rastreados no baixo rio Paranaíba entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014	98
Figura 3.8. Exemplos dos tipos de deslocamento dos barbados rastreados no baixo rio Paranaíba entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014	99
Figura 3.9. Exemplos das categorias comportamentais de deslocamento das caranhas rastreadas a jusante da UHSS entre fevereiro de 2013 e fevereiro de 2014	100

Figura 3.10. Área de vida linear (AVL) das caranhas no baixo rio Paranaíba entre fevereiro de 2013 e fevereiro de 2014	101
---	-----

DEDICATÓRIA

A Pepe, meu velho querido, à minha mãe, María Elisa, à minha irmã Lina María e à Johanna, minha parceira sempre!

AGRADECIMENTOS

Foram muitas as pessoas e instituições que estiveram do meu lado durante os mais de quatro anos que tomou esta tese.

Quero aqui expressar a mais sincera gratidão à minha família, pela força e apoio incondicional, não apenas durante o meu doutorado, mas desde sempre. Minha mãe, María Elisa, minha irmã, Lina María e meu tio Juan Carlos acreditaram em mim, o que valoro infinitamente. A Johanna, que encontrei no caminho há vários anos, me fez eles muito felizes e cheios de bons momentos. Ela é meu polo a terra e minha melhor parceira. Para ela toda a gratidão por aguentar as minhas intermináveis falas de peixes, mas sobre tudo, de complicações na tese. Admirável labor!

Quero também agradecer ao meu orientador, Alexandre Godinho, por me oferecer a oportunidade de conhecer o comportamento de peixes e participar da minha formação. Sua receptividade com o estrangeiro, que está fora de casa, mas também do hábitat natural, amenizou a mudança. Estenda por favor essa minha gratidão para a família Godinho, tão especial comigo quando cheguei no Brasil.

Não apenas como financista, mas também como parceiro de pesquisa, a CEMIG foi fundamental. Uma organização é feita pelas pessoas que a integram e quero por isso agradecer à Raquel, que facilitou espaços para eu continuar com a minha tese fazendo parte do Programa Peixe Vivo; ao João e à Fernanda, que foram solícitos e muito preparados para afrontar os múltiplos inconvenientes que surgiram no decorrer do projeto; à Miriam, à Cíntia, ao Ricardão, ao Chico e a todo o pessoal da sede em Belo Horizonte, saibam que fico muito grato com a sua colaboração, oportuna e eficaz. Para o pessoal de Operação & Manutenção da UHSS e especialmente à Manoelina, Erik, Alex e Douglas, meus agradecimentos por permitir os trabalhos de campo.

Ricardo Becker e Thiago Ribeiro participaram de trabalhos de campo. Obrigado a vocês, especialmente ao Thiago por ter realizado uma campanha de campo quando estive fora do país.

Átila de Araújo, Mateus Carvalho e Gregório Kurchevski foram fundamentais na realização desta tese. Eles facilitaram o trabalho de campo, fizeram agradáveis as viagens e foram parceiros nos momentos mais críticos. Gregório também colaborou nas

análises estatísticas. Ivo Prado inicialmente fez e posteriormente ensinou a manejar softwares para a elaboração de gráficos. Raoni colaborou muito com a estatística do segundo capítulo. Para vocês o meu agradecimento. Valeu mesmo!

Genilson Medeiros, Barreira, foi o pescador que mais colaborou nos trabalhos de campo. Ele não apenas pesca, mas faz piadas (o tempo todo!), arruma o que nós estragamos e tem engenho para resolver as mais variadas situações no campo. Obrigado pela colaboração permanente.

Quero também agradecer a Gilberto Morais, da UHE Estreito (FURNAS) por permitir o ingresso na usina para a realização de rastreamentos móveis de radiotelemetria.

Com certeza esqueci muitas pessoas, mas a memória é mais curta do que desejamos. Para todos, os que durante mais de quatro anos me apoiaram, agradecimentos infinitos!

CAPÍTULO 1

Movimentos de mandis (*Pimelodus maculatus* Lacépède 1906) transpostos para o reservatório de Jaguará, rio Grande, Brasil.

1.1. RESUMO

A migração descendente é um fenômeno sobre o qual há pouca informação disponível no Brasil. Não existe no país nenhum Sistema de Transposição de Peixes (STP) desenhado para permitir deslocamentos de peixes em sentido jusante. Portanto, peixes em deslocamentos para as partes mais baixas dos rios barrados devem transitar pelos STPs construídos sem esse propósito, pelas turbinas ou ainda pelo vertedouro de usinas hidrelétricas, com taxas de sobrevivência ainda não determinadas. Visando ampliar esse conhecimento, marquei 36 mandis usando transmissores de rádio e os rastreei entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013. Transpus os mandis desde a Escada de Peixes de Igarapava (IPI), onde os capturei, até o reservatório de Jaguará, onde os liberei. Até o final do período de estudo, nenhum mandi passou pela barragem de Jaguará (turbinas ou vertedouros), embora três deles se aproximaram a menos de 100 m dela. Da mesma maneira, nenhum mandi atingiu o trecho de rio imediatamente a jusante da UHE Estreito, localizada a montante do reservatório de Jaguará. Após curtos deslocamentos (< 14,5 km), os mandis foram predominantemente sedentários, permanecendo no corpo principal do reservatório de Jaguará. Devido às limitações da radiotelemetria em profundidades maiores que 15 m, tive inconvenientes para localizar os mandis que possivelmente estavam nessas profundidades. Recomendo a realização de estudos visando a determinação das variáveis que condicionam os mandis a evitarem a passagem pela barragem de Jaguará.

Palavras chave: mandi, *Pimelodus maculatus*, radiotelemetria, reservatório de Jaguará.

1.2. ABSTRACT

In Brazil, information about downstream migration of fishes is scarce. There are no one Fish Passage Mechanisms (FPM) in the country designed specifically to allow downstream movements of fishes. Therefore, fishes going to lower portions of dammed rivers should transit through FPM built without this purpose, by turbines or by spillways, with survival rates not determined yet. Aiming to enhance this knowledge, I tagged 36 mandis (*Pimelodus maculatus*) with radio tags and tracked them since February of 2012 to September of 2013. I manually

transpose mandis from Igarapava Fish Ladder (IFL), where I captured them, to Jaguará reservoir, where I released them. Until the end of this study, no one pass through Jaguará dam (via turbines or spillways), although three of them were within 100 m of it. Likewise, there were not mandis at the free river stretch immediately downstream of Estreito dam, located upstream of Jaguará reservoir. After short movements (< 14,5 km), mandis were predominately sedentary, remaining into the main channel of the Jaguará reservoir. Due to radiotelemetry limitations at depth bigger than 15 m, I had difficulties to localize mandis probably positioned at these depths. It is very important to execute studies aiming to establish which variables are influencing mandis to avoid passing through Jaguará dam.

Keywords: mandi, *Pimelodus maculatus*, radiotelemetry, Jaguará reservoir.

1.3. INTRODUÇÃO

O barramento de rios com fins hidrelétricos é prática comum nas bacias hidrográficas da América do Sul (Pelicice & Agostinho, 2008). No Brasil, a geração hidrelétrica responde por 63% da matriz energética nacional (ANEEL, 2013), com mais de mil empreendimentos em operação. O grande número de barramentos, na sua maioria por pequenas e médias centrais hidrelétricas, certamente propicia a ocorrência de impactos ambientais inerentes a qualquer represamento e produto, principalmente, do controle do fluxo hidráulico (Agostinho *et al.*, 2008).

Existem diferentes abordagens para estabelecer a magnitude e consequências dos barramentos sobre a ictiofauna. Estudos que determinem a interrupção dos movimentos migratórios (*e.g.* Antonio *et al.*, 2007; Esguícero & Arcifa, 2010) ou o seu atraso (Larinier, 2000), mudanças na composição e abundâncias específicas e na diminuição dos estoques pesqueiros (Agostinho *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2013), na fragmentação por isolamento genético (*e.g.* Jager *et al.*, 2001; Neraas & Spruell, 2001; Morita & Yamamoto, 2002; Yamamoto *et al.*, 2004), entre outros aspectos, podem auxiliar na determinação dos impactos e na proposição de medidas de manejo para a conservação da ictiofauna em ambientes represados.

Uma das alternativas para diminuir o impacto dos barramentos sobre a ictiofauna é a construção de sistema de transposição de peixes (STP), certamente discutidos no que diz respeito à sua eficiência, seletividade e conveniência a longo prazo (Agostinho *et al.*, 2002, 2007; Oldani & Baigún, 2002; Agostinho *et al.*, 2007a, b; Alves, 2007; Pelicice & Agostinho, 2008; Godinho & Kynard, 2009). Os STPs permitem, na sua concepção original, conectar ambientes da

jusante da barragem com os da montante, assim como as populações de peixes que os habitam. O deslocamento de peixes em sentido oposto é pouco provável nas passagens de peixes brasileiras, principalmente por não terem sido desenhadas com esse propósito. No entanto, este fenômeno recebeu pouca atenção até o momento e continua sendo um vazio importante de informação (*e.g.* Godinho & Kynard, 2009; Agostinho *et al.*, 2011).

Embora mais de 40 STPs existem atualmente no Brasil (Martins, 2004), apenas alguns tiveram sua performance avaliada (ver Godinho *et al.*, 1991; Agostinho *et al.*, 2002; Silva, 2004; Pompeu, 2005; Hahn *et al.*, 2007; Makrakis *et al.*, 2007a, b; Pompeu & Martinez, 2007; Silva, 2008; Bizzotto *et al.*, 2009; Volpato *et al.*, 2009; Casali *et al.*, 2010). Estudos de biotelemetria, que subsidiem a tomada de decisões sobre o desenho e funcionamento de STP, vem sendo utilizados na definição da conveniência de implantação deste tipo de estruturas, principalmente, nas grandes usinas hidrelétricas atualmente em construção na Amazônia brasileira (*i.e.* rios Xingú, Madeira e Teles Pires).

Tópicos relacionados aos STPs, igualmente importantes para o sucesso das decisões de manejo (*e.g.* tempo de permanência dos peixes no sopé das barragens, mortalidade durante a passagem, motivação para a migração, etc.), ainda apresentam lacunas de informação ou são desconhecidos (Bizzotto *et al.*, 2009). Estudos no que diz respeito à remoção de barragem, implementação de STPs ou o seu aprimoramento (principalmente no referente à migração descendente) e características natatórias das espécies brasileiras vem chamando o interesse dos pesquisadores (*e.g.* Santos *et al.*, 2007, Suzuki, 2014).

A definição da necessidade de uma passagem de peixes é fundamentada em condicionantes legais, ambientais e financeiras. Conhecer o comportamento migratório das espécies presentes no local (Carosfeld *et al.*, 2003; Godinho & Kynard, 2009, Santos *et al.*, 2012), as características dos ambientes a montante e a jusante do barramento (Silva & Lopes, 2010; Lopes & Silva, 2012) e o estabelecimento de objetivos de manejo claros e atingíveis é de vital importância para o seu sucesso.

Abordagens complementares aos STPs, como a quantificação da mortalidade de peixes nas operações hidrelétricas e sua mitigação, são de vital importância para o manejo da ictiofauna a jusante dos empreendimentos. Essa mortalidade pode ser provocada por fatores decorrentes de impactos físicos com estruturas móveis (pás, ogiva) ou pela descompressão e cavitação (Agostinho *et al.*, 2002), podendo acontecer durante o trânsito dos peixes no sentido montante-jusante ou pelo acesso dos peixes às turbinas desde a jusante da barragem. A passagem por turbinas no sentido montante-jusante, amplamente estudado no hemisfério

norte (e.g. Stephenson *et al.*, 2010; Brown *et al.*, 2012; Colotelo *et al.*, 2012), é ainda uma temática inexplorada no Brasil. O único trabalho realizado no Brasil avaliando este fenômeno é o de Silva (2012), que reportou o trânsito de 28% dos indivíduos através da barragem de Igarapava, passando, em sentido jusante, pelo circuito hidráulico e/ou vertedouro. Pesquisas em ambientes simulados, visando determinar a taxa de mortalidade e os sinais produzidos pelas variações de pressão no sistema gerador (indicativos de barotrauma) são usadas atualmente para avaliar este fenômeno (Luiz Silva, com. pess.).

Os objetivos do presente estudo foram: i) estabelecer padrões de movimentação de mandis transpostos no período reprodutivo (época de chuva), ii) avaliar o eventual trânsito de mandis pelas turbinas e vertedouros e iii) discutir respeito da necessidade de um STP.

1.4. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Grande, onde encontra-se o reservatório de Jaguará (Figura 1.1), nasce na Serra da Mantiqueira e percorre 1.300 km (Paiva, 1982), constituindo o limite natural, em parte, entre os estados de São Paulo e Minas Gerais. Encontra-se finalmente com o rio Paranaíba para formar o rio Paraná. A sua bacia totaliza cerca de 143 mil km² (CEMIG e CETEC, 2000). Durante as últimas cinco décadas foram construídas 12 barragens no percurso do rio Grande. A barragem de Jaguará, localizada no kmr 547 (sentido foz-nascente), entre as barragens de Estreito, a montante, e Igarapava, a jusante, é a sétima da cascata de barragens do rio Grande. Seu reservatório possui extensão de 25 km e 90 milhões de m³ de volume útil. A sua barragem tem altura de 40 m e 325 m de comprimento. A potência instalada é de 424 MW, com quatro turbinas do tipo Francis (CEMIG, 2006). No reservatório de Jaguará não há tributários de porte considerável, sendo os poucos existentes, córregos com algumas dezenas de centímetros de profundidade. Essa condição, além de profundidades superiores a 20 m a montante da barragem fazem com que as suas águas apresentem alta transparência.

O mandi

O mandi (*Pimelodus maculatus*, Figura 1.2) é um Siluriforme amplamente distribuído nas bacias dos rios Paraná e São Francisco. O reduzido tamanho dos seus ovócitos (429,7 µm, Paschoalini *et al.*, 2013), o que retarda o afundamento em ambientes lênticos, e a necessidade de trechos de rio menores do que outras espécies migradoras para efetuar migrações

reprodutivas, apesar de sua capacidade de migrar mais de 1.000 km para desovar (Bonetto, 1963 *apud* Carosfeld *et al.*, 2003; Godoy, 1967 *apud* Silva, 2004), fazem desta uma das espécies mais abundantes em reservatórios da bacia do rio Paraná. O mandi é onívoro, ingerindo principalmente insetos, moluscos, pequenos peixes e plantas (Lolis & Adrian, 1996; Agostinho *et al.*, 1997; Hahn *et al.*, 1997). Desova de maneira parcelada, durante o período chuvoso, de novembro a janeiro (Agostinho *et al.*, 2003). A sua fecundidade máxima total é calculada em 70 mil ovócitos (Godinho *et al.*, 1977; Lamas, 1993). O maior comprimento padrão registrado para esta espécie é de 37,5 cm. As fêmeas atingem a maturidade em média aos 22 cm, enquanto os machos, aos 18 cm (Dei Tos *et al.*, 2002).

No reservatório de Jaguará o mandi é um dos peixes de maior importância, na pesca experimental, profissional e esportiva. Na primeira, coletas realizadas pelo CTPeixes de junho de 2010 a abril de 2014 (dados não publicados), identificaram o mandi como a espécie mais abundante (26 a 41% do número de indivíduos). Resultado semelhante foi obtido pela Água e Terra (2006), com 36% dos peixes coletados sendo mandis. A pesca esportiva é praticada por pescadores que reúnem-se na ponte que liga MG com SP e nas baías, principalmente da margem esquerda (SP) e durante os meses mais quentes do ano (outubro a março).

Marcação de mandis com radiotransmissores

Capturei os mandis em fevereiro, no final da estação reprodutiva (FER, n = 17) e em outubro, no início da estação reprodutiva (IER, n = 19) de 2012, na escada de peixes de Igarapava (EPI), rio Grande (Figura 1.3), com o intuito de utilizar para o estudo, peixes com notável fenótipo migrador. Usei o código do transmissor implantado em cada peixe e o seu sexo (determinado durante o processo cirúrgico) para identificação de cada peixe marcado.

Marquei cada peixe com um transmissor de rádio codificado da marca Lotek (modelo SR-11-18, frequência = 149.780 MHz, peso no ar = 8 g, diâmetro = 10,8 mm, comprimento = 46,6 mm, vida útil = 496 dias e intervalo entre bips = 7 s.). O peso do transmissor representou entre 0,8 e 3,1% do peso total dos peixes marcados ($1,5 \pm 0,58$, média \pm DP).

Implantei o transmissor na cavidade celomática dos mandis (Figura 1.4). Para isso, posicionei os peixes em decúbito dorsal em tanque com 120 L de água do rio e aeração constante. Acrescentei sete gotas de óleo de cravo da Índia (anestésico) e 15 ml Prime® (protetor de muco) à água do tanque. Medii o comprimento padrão (CP), em cm, e peso do corpo (PC), em gramas. Imobilizei os peixes em eletronarcose com corrente contínua entre 15 e 30 V (Kynard & Lonsdale, 1975; Ross & Ross, 2008; Hudson *et al.*, 2011; Trushenski *et al.*, 2012).

Aumentei a tensão da eletronarcose até o momento em que o peixe apresentou perda total do tônus muscular e equilíbrio, perda de reflexos espinhais e ausência de movimentos operculares (estádio IV de sedação de Summerfelt & Smith, 1990). Posteriormente, reduzi a tensão até os movimentos operculares retornarem ao ritmo constante.

Fiz uma incisão de 4 cm sobre a linha alba do peixe, anterior à cintura pélvica. Examinei órgãos da cavidade celomática para verificar presença de lesões e/ou hemorragia. Determinei o sexo e o estágio de maturação gonadal (EMG) com auxílio de boroscópio Schöolly, modelo FE.04135, acoplado a uma objetiva WO.0430.85 (Kynard & Kieffer, 2002; Godinho & Kynard, 2006), com base nas categorias de Maia *et al.* (2007) (Tabela 1.1). Inseri o transmissor na cavidade celomática e dirigi sua antena para o exterior pela parede corporal por um orifício produzido por trocater saindo 2-3 cm atrás da nadadeira pélvica. Suturei a incisão com três ou quatro pontos usando sutura de poliamida monofilamento não absorvível (Polysuture[®], 3-0). Após a marcação, mantive os peixes numa caixa de 500 L com água do rio, areação e 15 ml de Prime[®] por 2—7 h até a sua soltura no reservatório de Jaguará. Soltei todos da mesma marcação simultaneamente no reservatório de Jaguará num ponto distante 51 km do local de captura e de 6 km a montante da barragem de Jaguará, com tempo aproximado de viagem de 1 h.

Rastreamento de mandis no reservatório de Jaguará

Para o rastreamento dos peixes, usei estações fixas e móveis. Montei uma estação fixa na barragem de Jaguará. Ela tinha um receptor da Lotek[®] modelo SRX_400, firmware W32, e duas antenas Yagi de seis elementos orientadas para montante (tomada d'água e vertedouro) e duas antenas Yagi de quatro elementos voltadas para jusante (canal de fuga e vertedouro). Vistoriei a cada dois meses para descarregar os dados armazenados na sua memória.

Nos nove rastreamentos móveis diurnos, realizados entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013, segui os procedimentos descritos em Godinho (2005), Godinho & Kynard (2006), Cooke *et al.* (2012) e Eiler (2012). Usei receptor Lotek SRX-400, com firmware W5A (sem capacidade de armazenagem de dados) e duas antenas Yagi de três elementos. Rastreei o reservatório de Jaguará, incluindo as proximidades da barragem de Estreito. Nas partes mais largas do reservatório de Jaguará, mantive distância de cerca de 500 m da margem, após determinar que a distância de detecção do sinal no rastreamento manual era de cerca de 800 m. Rastreei também os trechos navegáveis dos tributários do reservatório de Jaguará. Dados de rastreamentos fixos e móveis a jusante da UHE Jaguará, foram cedidos pelo Thiago Ribeiro. Defini a eficiência de localização de transmissores (ELT), da seguinte maneira: ELT = (número de

transmissores localizados * número de transmissores na água⁻¹)*100. Usei-a para determinar a eficiência de cada rastreamento em função do número total de mandis na água durante cada um deles, excluindo os peixes que no final do estudo foram catalogados como mortos. Esta medida me serviu para definir se o aumento no número de peixes marcados (quando realizada a segunda marcação) influenciou na quantidade de peixes localizados nos rastreamentos.

Usei GPS para determinar as coordenadas de cada mandi localizado nos rastreamentos. Transformei as coordenadas das localizações em quilômetros de rio (kmr) no Google Earth, tomando como referência (kmr 0) a confluência do rio Grande com o rio Paranaíba. A partir da coordenada da localização, trouxe uma linha perpendicular ao eixo longitudinal do reservatório de Jaguará, sendo o ponto de corte aquele considerado para a medição do kmr respectivo. Considerei como deslocamento para montante ou jusante localizações com diferença > 1 km. Usei a localização mais a montante e a mais a jusante de cada peixe para estabelecer a área de vida linear (AVL) (Young, 1998; Godinho & Kynard, 2006).

Com as informações obtidas nos rastreamentos móveis, estabeleci dois grupos principais: peixes desaparecidos e peixes rastreados. No primeiro deles incluí os mandis que nunca foram localizados e no segundo, todos os que forneceram pelo menos uma localização durante o período de estudo. Este grupo se subdividiu, a sua vez, em vivos, mortos e pescados, fazendo referência a indivíduos que permaneceram no mesmo local (com precisão de ao menos 100 m) por até 200 dias, que se deslocaram para depois ficar num ponto determinado por mais de 200 dias ou que foram capturados por pescadores que retornaram os transmissores, respectivamente.

Análise de dados

Usei o teste não paramétrico do qui-quadrado (χ^2) para verificar as diferenças na proporção de fêmeas:machos marcados. Para o tempo de permanência na eletronecose e a primeira localização entre as marcações (FER e IER) usei o teste não paramétrico de Mann-Whitney, após determinar a não normalidade dos dados, com base no teste de Shapiro-Wilk (PAST). Comparei o comprimento padrão (CP) e o peso corporal (PC) entre os mandis desaparecidos e vivos usando o teste t de Student, após a confirmação de normalidade (Shapiro-Wilk). Para testar a influência do CP sobre a AVL, utilizei a correlação linear de Pearson. Transformei todos os dados utilizados nos procedimentos estatísticos por meio do logaritmo e adotei significância (α) de 0,05.

1.5. RESULTADOS

1.5.1. CP, PC e EMG dos mandis marcados

Os peixes marcados apresentaram CP = 30,1 ± 3,7 cm (média ± um desvio-padrão aqui e no restante do texto, exceto quando indicado) e PC = 600 ± 200 g. Dados biométricos e de rastreamento dos peixes marcados são apresentadas na Tabela 1.2. Não encontrei diferenças significativas na proporção de fêmeas:machos, que foi de 1,4:1,0 ($\chi^2 = 2,8$). A respeito do EMG, no FER (fevereiro de 2012) encontrei fêmeas em maturação e maduras, enquanto machos em repouso. Já no IER (outubro de 2012) tanto machos quanto fêmeas estavam em repouso ou nos estágios iniciais de maturação (Figura 1.5).

O tempo que os peixes ficaram em eletronarcolese foi significativamente diferente entre o FER (20,11 ± 3,56 min) e o IER (14,52 ± 5,95 min) (Mann-Whitney, U = 63; $p = 0,001$). Os indivíduos do FER ficaram, em média, 335,5 s a mais na cirurgia. Não registrei lesões, hemorragias internas ou óbitos durante a cirurgia e nem durante o transporte.

1.5.2. Comportamentos dos peixes no local de soltura

Quando soltos no reservatório de Jaguará, os peixes se reuniram de maneira adensada por cerca de 15 min (Figura 1.6). Posteriormente, se disgregaram. Registrei três mandis do FER (F155, F167 e F171) no local de soltura no primeiro rastreamento móvel, realizado 18 h após a soltura. Não os encontrei nesse ponto no segundo rastreamento móvel (17 dias após soltura). Encontrei o mandi F156 a 1,5 km a montante do local de soltura no primeiro rastreamento e no ponto de soltura no segundo rastreamento. Localizei o F171 no ponto de soltura aproximadamente 12 h após sua liberação, quando aconteceu o primeiro rastreamento do IER. Não localizei nenhum outro peixe no ponto de soltura no restante do estudo. Até o segundo rastreamento realizado para o FER, nove mandis continuavam a montante do ponto de soltura. No caso do IER, sete dos oito indivíduos rastreados exibiram este comportamento no dia seguinte da sua soltura.

1.5.3. Sobrevivência dos mandis marcados

Ao longo do estudo, 20 mandis permaneceram vivos, 13 desapareceram (não mais foram localizados após a soltura), dois morreram e um foi pescado (Tabela 1.2). O CP e PC dos peixes vivos e desaparecidos não apresentaram diferenças significativas ($t = 0,75$ e $p = 0,45$; $t = 0,55$ e $p = 0,58$, respectivamente), sendo maior para os últimos. O tempo transcorrido entre o

final da cirurgia e a soltura não foi diferente entre os peixes rastreados e os peixes que desapareceram ($t = -0,474$, $p = 0,460$).

Registrei a morte de dois mandis, o M159 e o M164. O primeiro realizou deslocamentos menores e esteve no local por menos tempo (1,7 km e 194 d) que o segundo (14 km e 430 d) (Figura 1.7). Localizei os mandis F155 e F171 apenas uma vez, no dia seguinte à soltura e eles estavam no ponto de soltura (AVL = 0). Localizei o mandi F178 também uma única vez, e também no dia seguinte ao da soltura, 3,8 km a montante. Encontrei o mandi M164 no kmr 583 durante seis rastreamentos, enquanto o F167, no kmr 572,2 em quatro rastreamentos.

1.5.4. Padrões de deslocamento

Localizei 25 peixes (69% do total marcado), pelo menos, uma vez nos rastreamentos móveis. O número de dias de rastreamento variou de 1 - 447 (218 ± 196 d) para o FER e de 1 - 308 (142 ± 83 d) para o IER. A primeira localização dos mandis do FER ocorreu em menos tempo do que os do IER (Mann-Whitney, $U = 54$; $p = 0,186$). Para o FER, gastei $41,6 \pm 58,1$ d, enquanto para o IER foram $94,8 \pm 60,1$ d. A primeira localização ocorreu em $63,5 \pm 73,5$ d para as fêmeas e $76,6 \pm 51,6$ d para os machos (Mann-Whitney, $U = 64,5$; $p = 0,497$).

O deslocamento máximo registrado até o primeiro rastreamento foi diferente para as duas fases da estação reprodutiva e maior para o IER (FER = 1,5 km, IER = 14 km). Os rastreamentos realizados em fevereiro e maio de 2013 foram os que mais transmissores reportaram (13 e 10, respectivamente).

Os mandis realizaram deslocamentos curtos, com AVL entre 0,0–14,5 km ($4,9 \pm 4,7$ km) (Figura 1.8). Não houve relação da AVL com a razão PT/PC, PC, fase da estação reprodutiva, sexo ou EMG.

Os diferentes padrões de deslocamento identificados para os mandis rastreados apresentam-se na Tabela 1.2 e na Figura 1.9. Seis indivíduos realizaram deslocamentos apenas para jusante ($4,3 \pm 2,0$ km), sendo que localizei três deles a menos de 100 m da barragem de Jaguará. Para os dois primeiros, determinei tempo de permanência nas adjacências da barragem em pelo menos 75 d. Nenhum mandi foi registrado na estação fixa da barragem de Jaguará ou localizado em rastreamentos móveis realizados a jusante da mesma (Thiago Ribeiro, comm. pess.).

Dez mandis realizaram deslocamentos de 1,0–14,5 km ($7,6 \pm 6,0$ km) exclusivamente para montante. Três mandis (M164, M166 e F176) alcançaram o limite entre os trechos lântico

e lótico do reservatório de Jaguara (4,8 km a jusante da barragem de Estreito). Localizei o M164 nesse ponto em seis dos nove rastreamentos. Não encontrei nenhum peixe marcado na barragem de Estreito.

Oito peixes deslocaram-se da margem direita (soltura) para a margem esquerda do reservatório. Esse foi o único movimento que registrei para os F153 e F180. Seis mandis realizaram deslocamentos ascendentes e descendentes. A AVL deles foi $3,6 \pm 2,5$ km.

Localizei mais indivíduos do FER (10 mandis) a montante do ponto de soltura e do IER (8 mandis) a jusante do ponto de soltura. No local de soltura, localizei quatro fêmeas, três do FER (Figura 1.10). Não encontrei pontos específicos de acumulação de mandis em função do sexo.

O número de mandis localizados por rastreamento variou, sem padrão aparente. Com a soltura dos peixes do IER, realizada entre o 5º e 6º rastreamentos, o número de mandis marcados no reservatório duplicou, mas o número de transmissores localizados não. Aumento evidente do número de transmissores localizados ocorreu entre o 7º e 8º rastreamentos. No 9º e último rastreamento encontrei apenas um mandi. Três transmissores foram detectados por até 447 dias, tempo máximo de duração da bateria dos transmissores neste estudo.

Detectei a maior parte dos mandis (91% dos localizados) em três ou menos rastreamentos (Figura 1.11). Encontrei F162, M164 e F167 em mais da metade dos rastreamentos. A ELT foi inferior a 50% em todos os rastreamentos (Figura 1.12), chegando a 2,8% no último deles e indicando o esgotamento da bateria dos transmissores.

1.6. DISCUSSÃO

As diferenças no processo cirúrgico entre as fases da estação reprodutiva estiveram restritas ao tempo necessário para as cirurgias e foram o resultado do acúmulo de experiência no manuseio dos peixes durante o IER, assim como do treinamento na identificação do sexo, atividade que demandou a maior quantidade de tempo durante o processo cirúrgico. Não segui a regra de 2% (Winter, 1983) na relação peso transmissor/peso do corpo do peixe por limitações no tamanho dos peixes capturados na EPI e fundamentado nas conclusões de Brown *et al.* (1999, 2006) e Jepsen *et al.* (2004).

A proporção de fêmeas e machos encontrada neste estudo foi congruente com as constatações de Brasil-Sato & Pavanelli (2004) para o rio Paraná, mas diferentes das registradas no reservatório de Jaguara, de 3,5:1,0 no reservatório de Jaguara (Giraldo & Godinho, dados não publicados) e dentro e a jusante da EPI (Casali *et al.*, 2010), de 0,4:1,0. Brasil-Sato & Pavanelli

(2004) apontam que a espécie apresenta variações espaciais na sua proporção sexual como resposta às condições ambientais. As proporções acima listadas confirmam esse postulado.

O local de recrutamento onde são produzidos os indivíduos que habitam o reservatório de Jaguara é desconhecido. Suspeito, porém, que a população de mandis existente no reservatório de Jaguara provem de recrutamento local, devido principalmente a ser essa a espécie mais abundante nas coletas com rede nesse reservatório. Coletas realizadas pelo Centro de Transposição de Peixes entre 2010 e 2014 (dados não publicados) mostram que o mandi foi a espécie mais capturada (29,4%). Dificilmente uma população tão numerosa poder-se-ia manter mediante a deriva de ovos e larvas desde o reservatório de Estreito (a montante do de Jaguara). A inexistência de migração ascendente (por ausência de mecanismo para tal) e o fato do mandi não fazer parte de nenhum programa de estocagem, suportam a minha suspeita.

A permanência dos mandis no local de soltura por algumas horas (< 24 h) foi, possivelmente, uma resposta comportamental ao novo ambiente como consequência do estresse gerado pela captura, marcação e transporte. O posterior abandono desse local sugere que não houve mortalidade imediata resultante da marcação, exceto para um dos mandis, catalogado como morto, que parece ter perecido entre a soltura e o rastreamento realizado 17 dias depois.

Acredita-se que peixes recentemente marcados com transmissores de rádio se deslocam para jusante. Nos trabalhos de Hahn *et al.* (2007) e Silva (2012), atribui-se este comportamento ao estresse pós-cirúrgico ou à migração pós-desova. Não obstante, localizei 41% dos mandis a montante do local de soltura até 17 dias após a marcação. Como nenhum dos mandis marcados apresentava produtos sexuais com perspectivas imediatas de expulsão, descarto esse motivo no presente estudo e acredito que o deslocamento pós-soltura em sentido montante pode-se ter sido devido efetivamente ao estresse pós-cirúrgico indicado pelos autores acima ou à necessidade de estabelecimento de um território no caso de espécies que apresentam comportamento territorial, como observado para o mandi, ao menos em laboratório (obs. pess.).

O tamanho do transmissor, representado aqui pela relação PT/PC, foi apontado por Winter (1983) como uma das variáveis que podem afetar o comportamento migratório de peixes marcados. Os resultados do presente estudo sugerem que essa razão não influenciou o fato dos mandis serem ou não localizados (medida indireta do seu deslocamento) ou de não executar migrações descendentes. Considero então que há provas da não necessária aplicação da regra do 2% nesta relação. Apesar das evidências que suportam a sugestão de diversos autores (*i.e.*

Brown *et al.*, 1999, 2006; Cooke & Bunt, 2001; Jepsen *et al.*, 2002, 2004) no sentido de não usar mais essa relação como parâmetro para a definição do tamanho mínimo do peixe a ser marcado, ela continua sendo seguida por boa parte dos pesquisadores. Estudos mais detalhados precisam ser conduzidos para estabelecer outros parâmetros de marcação que influenciam o comportamento dos peixes marcados. Calcular os volumes livre e máximo de expansão da cavidade celomática do peixe, medida direta da capacidade de acomodação do transmissor, é um dos pontos de partida que considero essenciais. Essa informação permitirá inferir sobre a influência do transmissor no crescimento e na capacidade natatória dos peixes, assim como no comportamento migratório de juvenis e adultos.

Cerca de um terço dos mandis marcados não foram mais localizados após a soltura. A ELT não mostrou-se associada à quantidade de indivíduos marcados, pois não houve aumento na quantidade de indivíduos localizados com a soltura dos peixes do IER. Os mandis não localizados nos rastreamentos foram pescados, entraram nos tributários ou preferiram locais mais profundos do reservatório. Pescadores esportivos e artesanais foram avistados em diferentes pontos do reservatório e durante todo o período de estudo, pois o mandi é uma das espécies alvo dos pescadores esportivos da represa de Jaguará. Por outro lado, a radiotelemetria é uma tecnologia que desenvolve seu maior potencial em águas rasas e com condutividades baixas (Cooke & Thorstad, 2012; Cooke *et al.*, 2012, 2013; Koehn, 2012). A calha principal do rio Grande no reservatório de Jaguará possui locais com profundidades maiores a 25 m. Por tanto, os peixes que se refugiaram nestes locais possivelmente ficaram por fora do alcance da metodologia utilizada no presente estudo.

Os mandis transpostos foram predominantemente sedentários ou realizam deslocamentos de poucos quilômetros no novo ambiente, sem se aproximar do canal de fuga da barragem de Estreito. O comportamento migratório para montante (atingindo o sopé de uma barragem) ou jusante (passando pelo conduto hidráulico e/ou vertedouro), reportado por Silva (2004), pode, contudo, existir na população usada no presente estudo, mas por diferenças intrapopulacionais não registrei esse comportamento. Essa condição difere da tendência geral apresentada em estudos migratórios brasileiros (*e.g.* Silva, 2004; Alves *et al.*, 2007; Ribeiro, 2013), nos que se reporta a tendência dos indivíduos transpostos à realização de deslocamentos, tanto em sentido jusante quanto montante, inclusive atingindo o sopé das barragens na parte superior do reservatório onde foram transpostos. Com isso, entendo que o estudo de telemetria de mandis no reservatório de Jaguará é um caso pouco comum que merece verificação fazendo uso de outro tipo de metodologia de telemetria e de outras espécies migradoras da bacia, de preferência com indivíduos do sopé da UHE Jaguará.

A inexistência de tributários de porte considerável no reservatório de Jaguara foi possivelmente um dos fatores para o relativo sedentarismo dos mandis. Este reservatório, que funciona como fio da água, possui apenas pequenos córregos, os quais podem não ser atrativos para peixes como o mandi, que mostrou preferência por locais profundos (> 10 m). Este comportamento foi também exibido no trecho lótico a jusante da barragem de Estreito.

Bonetto (1963) *apud* Carosfeld *et al.* (2003) e Godoy (1967) *apud* Silva (2004) indicaram o mandi como migrador de longa distância no rio Paraná, com deslocamentos de até 1.000 km. Por outro lado, Silva (2004, 2012) aponta o mandi como migrador de curta distância no reservatório de Igarapava (a jusante do de Jaguara). As minhas observações são mais congruentes com os resultados deste último autor e atribuo a diferença entre os estudos antigos e os mais recentes à existência de maiores trechos de rio livres de barramentos na década de 1960, com reservatórios de maior tamanho. Atualmente, no rio Grande, as possibilidades de migração ascendente são reduzidas, enquanto as de migração descendente têm como condicionante o passo pelo circuito hidráulico e/ou vertedouro de usinas não desenhadas para tal. Portanto, a condição de migrador de curta distância identificada no presente estudo pode ser um indicativo de plasticidade comportamental dos mandis em função do ambiente modificado, no nível individual, mais do que uma conduta aplicável à população ou à espécie como um todo.

A teoria de migração parcial (ver Jonsson & Jonsson, 1993; Chapman *et al.*, 2011, 2012a, b) considera a existência de dimorfismo comportamental dentro de uma mesma população, com presença de indivíduos tanto residentes quanto migradores, que podem exibir comportamentos diferenciais em resposta a fatores ambientais e intrapopulacionais. É portanto possível que as populações de mandi, ou parte delas, reajam de maneira diferente ao mesmo conjunto de estímulos migratórios. A fragmentação populacional, consequência da impossibilidade de migração ascendente pela implantação dos diferentes barramentos, pode ter propiciado o desenvolvimento de padrões de deslocamento diferenciais e assíncronos entre os indivíduos de populações antes interconectadas.

A AVL média dos mandis foi pequena e representou apenas 20% da extensão total do reservatório de Jaguara. O fato da maioria dos peixes terem sido localizados poucas vezes ($n < 3$), além do relativo sedentarismo, impediu o estabelecimento de padrões consistentes de migração e/ou deslocamento no reservatório de Jaguara.

Encontrei os mandis predominantemente no corpo central do reservatório de Jaguara e em algumas poucas oportunidades, nas baías ou nas fozes dos córregos tributários. Chama a

atenção o fato dos mandis aqui estudados não terem feito uso do trecho de rio a jusante da barragem de Estreito. Desse comportamento posso inferir duas coisas: primeiro, que a espécie não teve motivação para a migração ascendente e segundo, que o mandi prefere ambientes mais profundos, possivelmente com características de luminosidade mais pobres. O trecho de rio mencionado, apresenta alta transparência e pouca profundidade durante a maior parte do ano (obs. pess.).

Nenhum mandi marcado passou a barragem de Jaguará em sentido jusante. Esse resultado difere do encontrado por Silva (2004) na barragem de Igarapava, que registrou a passagem de 28% dos indivíduos marcados. O número de indivíduos utilizado pelo autor representou 69% dos mandis marcados neste estudo. Assim, parece que o tamanho amostral não é o fator determinante nessa diferença. Curimatás rastreadas concomitantemente com os mandis do presente estudo também não deslocaram-se para jusante da barragem de Jaguará (obs. pess.), pelo que se entende que há algum tipo de impedimento ou desmotivador para esta passagem. Caso similar foi apresentado pelas curimatás estudadas por Silva (2004), nenhuma das quais optou pelo passo para jusante pela barragem de Volta Grande (rio Grande).

A maior profundidade das tomadas da água na UHJG pode ter desmotivado a passagem dos mandis pelo conduto hidráulico. Na UHJG as tomadas estão posicionadas a 18,4 m de profundidade, enquanto na UHIG, a 9,8 m. Embora o mandi é um peixe associado principalmente à parte inferior da coluna da água e ao fundo, a maior profundidade à qual as tomadas da água se encontram na UHJG fazem pouco atrativa a aproximação e posterior passagem dos mandis em sentido jusante. Dados sobre a aproximação e entrada de peixes nas tomadas da água não estão disponíveis em ambas as usinas.

Descartei a incidência de aspectos limnológicos (oxigênio dissolvido e temperatura) sobre a aproximação e passagem de mandis pela barragem de Jaguará, com base nos resultados de monitoramento de água do reservatório de Jaguará (Manna & Toledo, 2013), pois a estratificação térmica aconteceu apenas no período outubro de 2012 - janeiro de 2013, enquanto a evasão dos mandis ao passo pelo conduto hidráulico e vertedouro foi evidente durante todo o período deste estudo. Caso semelhante aconteceu com o oxigênio dissolvido.

Considero que os mandis catalogados como mortos realmente morreram e não apenas rejeitaram o transmissor. O método de implantação do transmissor, que foi “transmissor interno - antena externa” permite a ancoragem do transmissor à parede do corpo do peixe e apresenta menor taxa de rejeição para diferentes espécies (Ross & Kleiner, 1982; Jepsen *et al.*, 2002; Kieffer & Kynard, 2012). O mandi M164, localizado no mesmo ponto durante 430 d, pode ter

perecido por causas associadas à marcação, pois apesar desse indivíduo ter-se deslocado por 13,5 km em sentido montante, atingiu aquele ponto nos 17 d seguintes à soltura (quando aconteceu o rastreamento móvel) e permaneceu nele até o final do estudo.

Conveniência de STP na barragem de Jaguará

São vários os fatores que incidem na determinação da conveniência de um STP em uma barragem já construída, assim como na definição dos seus objetivos específicos (ver Martins, 2004; Pelicice & Agostinho, 2008; Godinho & Kynard, 2009; Silva & Lopes 2010; Lopes & Silva, 2012). A magnitude dos deslocamentos das espécies migradoras (ou AVL), o local de concentração da maior parte da amostra estudada, as condições topográficas, a sucessão de barramentos (represas em cascata), a existência ou não de tributários no trecho interconectado, e claro, o custo de implantação e operação, estão entre os principais.

A conveniência de instalação de um STP está diretamente ligada à sua futura capacidade para manter em níveis adequados as populações de peixes tanto a montante quanto a jusante do empreendimento. Se esta capacidade é afetada em algum dos locais, o STP converte-se numa armadilha ecológica, segundo os critérios de Pelicice & Agostinho (2008). No reservatório de Igarapava existem áreas alagáveis que poderiam funcionar como locais de desova e/ou crescimento, o que não acontece com o reservatório de Jaguará. A ausência ou o baixo número de tributários de grande porte é uma característica compartilhada por ambos reservatórios (ver Godinho & Kynard, 2009). Assim, os peixes que desde o reservatório de Igarapava transpusessem um hipotético STP na barragem de Jaguará, encontrar-se-iam com o reservatório de Jaguará e, a apenas 24 km a montante, com a barragem de Estreito. Este contexto me permite inferir sobre a condição de sumidouro na qual se converteria o reservatório de Jaguará caso se construísse um STP na sua barragem mas não um na barragem de Estreito. Tal situação acarretaria muito provavelmente a diminuição no recrutamento das espécies e por conseguinte, do estoque pesqueiro local, como já aconteceu quando da construção da barragem de Jaguará (informações fornecidas por pescadores profissionais da região).

O represamento em cascata do médio rio Grande é uma condição multiplicadora das possíveis armadilhas ecológicas geradas por cada barramento (i.e. Estreito, Jaguará, Igarapava). Estes ambientes, com regimes hidrológicos altamente modificados, são na sua maior parte ambientes empobrecidos em termos ecológicos, com poucas opções para reprodução, crescimento e deslocamento das espécies migradoras.

Godinho & Kynard (2009) estabeleceram como bem sucedido o caso da EPI na manutenção dos níveis populacionais do mandi no reservatório de Igarapava. Estas conclusões são fundamentadas em aspectos como a espécie ser dominante nas capturas dentro deste STP (Bizzotto, 2006), os mandis marcados por Silva (2004) terem se distribuído por todo o reservatório (um deles atingiu o sopé da barragem de Jaguará) e a possibilidade da EPI permitir a formação de um sistema fonte-sumidouro, que evitou a extinção local da espécie após o barramento. Esta experiência de sucesso poderia ser tomada como base para que outras barragens a montante dela incluam STPs nas suas estruturas de barramento, devolvendo a continuidade ao rio, ao menos em termos de extensão disponível para deslocamento. Abordagens com abrangência regional e considerando aspectos meta-populacionais (rotas migratórias, fluxo gênico, locais de reprodução e alimentação, entre outros) deverão ser consideradas no processo de desenho das estratégias de conservação e manejo do recurso pesqueiro do reservatório de Jaguará.

As populações de peixes no sopé da barragem de Jaguará deverão ser estudadas em profundidade antes de decidir sobre a conveniência de um STP nesta usina. Nos resgates de peixes durante manobras de parada/partida de turbinas, a biomassa resgatada é pequena em comparação com as demais usinas da região (dados do programa Peixe Vivo e com. pess. A. C. L. Rêgo). É necessário definir critérios que evitem a transposição excessiva destas populações em detrimento do estoque pesqueiro a jusante do barramento.

O custo de implementação e operação de um STP numa barragem já construída é, em alguns casos, superior ao investimento necessário para o estabelecimento de opções de manejo que permitiriam manter as populações em níveis adequados (ver Cada & Francfort, 1995; Pompeu & Martinez, 2007). Opções a médio e longo prazo, como estocagem e transposição manual, são alternativas a serem avaliadas no sentido de aumentar a eficiência dos já escassos recursos para conservação ictiofaunística.

O anterior, em conjunção com os limitados deslocamentos dos mandis marcados com radiotransmissores (indicativo de falta de motivação para migração ascendente/descendente), sugere a não conveniência de um STP na barragem de Jaguará caso esta seja a única estratégia de manejo imediato. Abordagens mais abrangentes de manejo e conservação, que incluam a implementação de STPs nas usinas do médio rio Grande (“STPs em cascata”), repovoamento com espécies nativas e o controle do esforço pesqueiro, deverão ser consideradas no futuro próximo, não apenas para o mandi, mas para as várias espécies migradoras da região do médio rio Grande.

1.7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

1. Os dados de telemetria, as variáveis estruturais da barragem de Jaguara e as informações de qualidade de água do reservatório de Jaguara não permitiram determinar os motivos pelos quais os mandis evitaram se deslocar em sentido jusante. Estudos acústicos na tomada d'água assim como de telemetria com maior duração (> 2 anos) poderiam fornecer informações mais robustas sobre a influência da barragem de Jaguara no processo migratório descendente, caso este realmente aconteça.
2. Os mandis apresentaram comportamento relativamente sedentário, com deslocamentos curtos (<14,5 km) e tendência aos locais profundos. Essas podem ser consequências da descontinuidade migratória imposta pelo reservatório de Jaguara sobre as populações de peixes. O trecho de rio a jusante da barragem de Estreito não foi usado por nenhum indivíduo, pelo que concluo que não existe motivação para a migração ascendente.
3. O reservatório de Jaguara é um ambiente artificial com relativamente baixa capacidade de manutenção de populações de peixes, devido principalmente à inexistência de tributários que desaguem nele (limitada produtividade primária). Por esse motivo, a transposição de peixes para este reservatório terá efeitos duradouros e contundentes nas populações de peixes do reservatório apenas se conjugada com estratégias de manejo regionais, que impliquem a instalação de um STP na barragem de Estreito (incremento da continuidade longitudinal) e o monitoramento das populações fonte a jusante das barragens de Jaguara e Igarapava.
4. Baseado na dificuldade de localização dos mandis em áreas com profundidade maior a 15 m, concluo que a radiotelemetria não foi o método mais adequado para monitorar peixes neste trecho do rio Grande. Recomendo então a utilização de alternativas como a telemetria acústica que permitiriam o monitoramento dos indivíduos incluso quando estes estiverem nos locais mais profundos do reservatório.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 1.1. Critérios para classificação dos estádios de maturação gonadal do mandi, modificado de Maia *et al.* (2007) e Casali *et al.* (2010), dos mandis marcados com radiotransmissores.

Estádio	Critério
1 (Repouso)	Ovários delgados e íntegros, translúcidos, sem ovócitos visíveis a olho nu; testículos delgados e íntegros, predominantemente hialinos.
2 (Maturação)	Ovários com discreto a médio aumento de volume e ovócitos vitelogênicos evidentes; testículos com discreto a intermédio aumento de volume e com aparência leitosa.
3 (Maturo)	Ovários com aumento máximo de volume, ovócitos vitelogênicos distribuídos uniformemente; testículos com aumento máximo de volume, túrgidos, leitosos.
4 (Esgotado)	Ovários flácidos e sanguinolentos, com número variável de ovócitos vitelogênicos remanescentes; testículos flácidos, sanguinolentos.

Tabela 1.2. Dados biométricos e de rastreamento dos mandis marcados com radiotransmissores (CP= comprimento padrão, PC= peso do corpo, EMG: estágio de maturação gonadal (1= repouso, 2= maturação, 3= maduro, 4= esgotado), AVL= área de vida linear, Destino: D= desaparecido, V= vivo, M= morto, S= pescado, Padrão deslocamento: M= montante, J= jusante, S= sedentário, C= combinado). Símbolo “-” indica não determinação da variável.

Indivíduo	CP (cm)	PC (g)	EMG	Dias rastreados	Detecções	AVL	Destino	Padrão deslocamento
FER: 09/02/2012								
F151	34,0	760	2	0	0	0,0	D	-
F152	31,6	630	2	17	1	12,0	V	M
F153	34,9	850	3	17	1	1,0	V	M
F154	35,8	760	4	211	3	7,0	V	C
F155	37,5	900	3	1	1	0,0	D	S
F156	35,4	880	3	17	2	1,5	S	C
F158	32,7	710	2	0	0	0,0	D	-
F160	38,2	1030	2	1	1	1,5	V	M
F162	27,5	350	4	211	5	6,0	V	C
F165	26,2	290	2	0	0	0,0	D	-
F167	24,7	260	4	211	8	4,4	V	C
M150	25,5	350	1	0	0	0,0	D	-
M157	33,3	620	1	143	3	11,5	V	M
M159	30,3	500	2	211	3	1,7	M	M
M161	32,5	650	1	0	0	0,0	D	-
M164	30,5	540	1	447	7	14,0	M	M
M166	25,5	310	1	143	2	14,1	V	M

Continua...

Tabela 1.2. Continuação.

Indivíduo	CP (cm)	PC (g)	EMG	Dias rastreados	Detecções	AVL	Destino	Padrão deslocamento
IER: 30/10/2012								
F169	33,0	860	2	0	0	0,0	D	-
F170	28,0	530	2	183	2	4,7	V	J
F171	31,5	670	2	1	1	0,0	D	S
F175	31,0	840	2	183	1	5,3	V	J
F176	30,5	710	2	308	3	14,5	V	M
F178	28,5	580	3	1	1	3,8	V	M
F179	32,0	750	1	0	0	0,0	D	-
F180	30,5	710	2	183	1	1,9	V	M
F182	31,0	800	2	0	0	0,0	D	-
F190	26,5	390	2	0	0	0,0	D	-
M168	26,0	340	2	108	1	1,7	V	C
M172	28,5	510	NI	108	2	1,4	V	C
M173	28,0	570	2	183	2	6,0	V	J
M174	25,5	450	2	183	2	6,0	V	J
M184	27,5	530	2	0	0	0,0	D	-
M185	27,5	540	2	183	2	2,2	V	J
M186	25,5	350	2	0	0	0,0	D	-
M187	26,0	440	2	108	1	1,5	V	J
M189	27,0	390	2	108	1	0,0	V	-

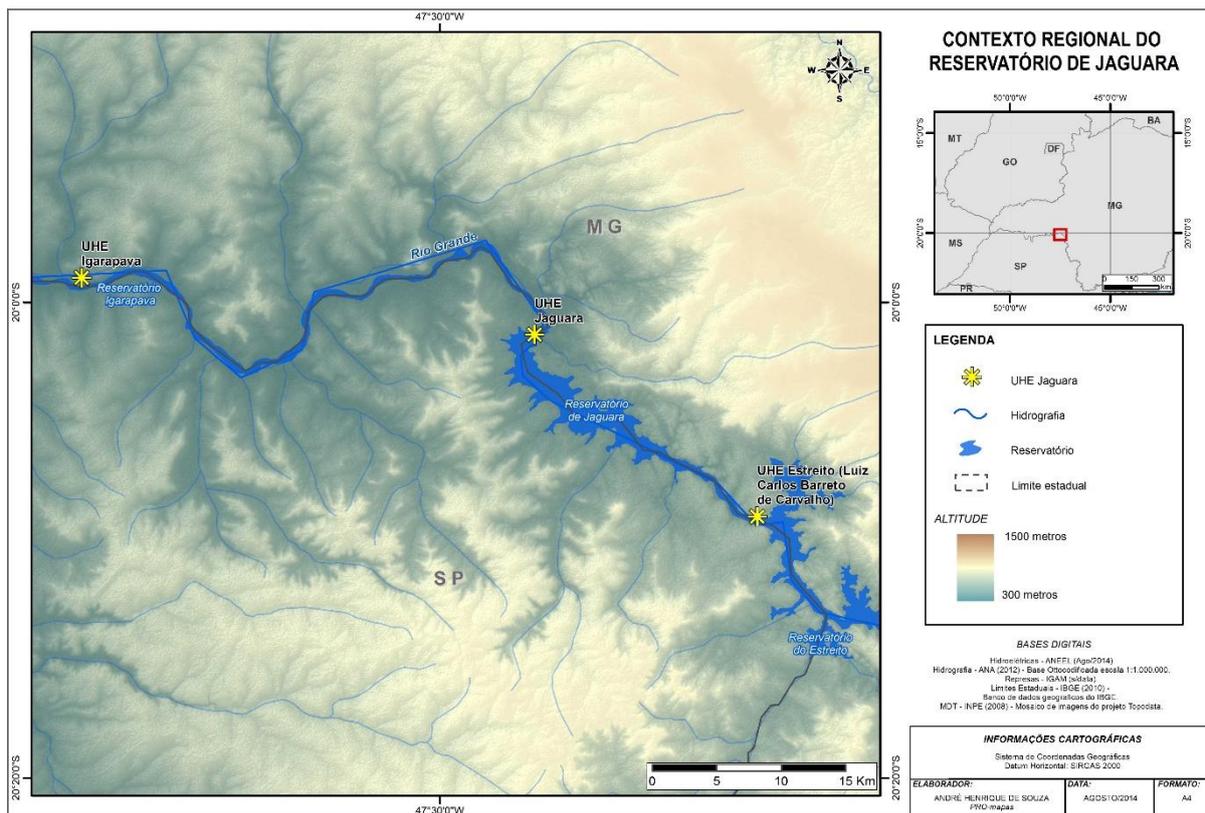


Figura 1.1. Localização geográfica das barragens de Estreito, Jaguará e Igarapava, rio Grande.

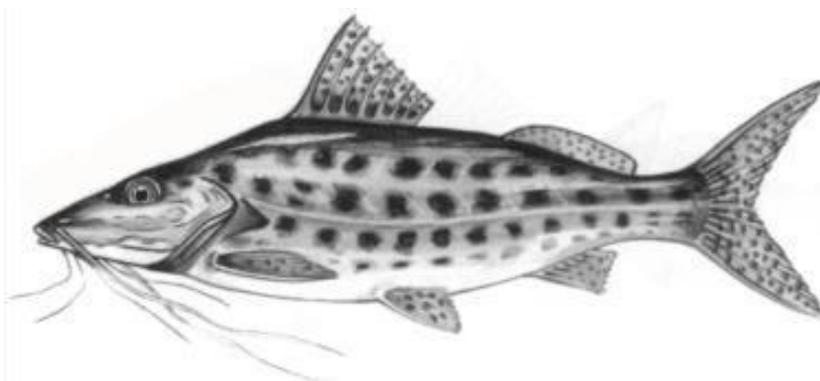


Figura 1.2. Mandi, *Pimelodus maculatus* da bacia do rio Grande. Fonte: www.apta.sp.gov.br/curadoria.

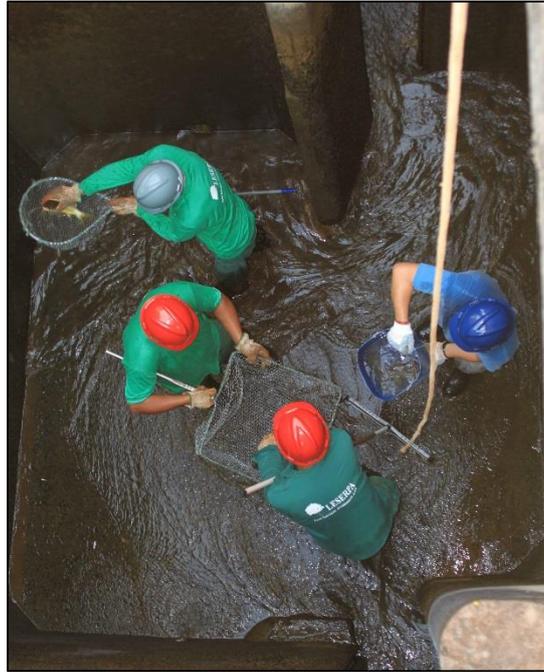


Figura 1.3. Detalhe da coleta de mandis para marcação com radiotransmissores na escada de peixes de Igarapava (EPI), rio Grande.

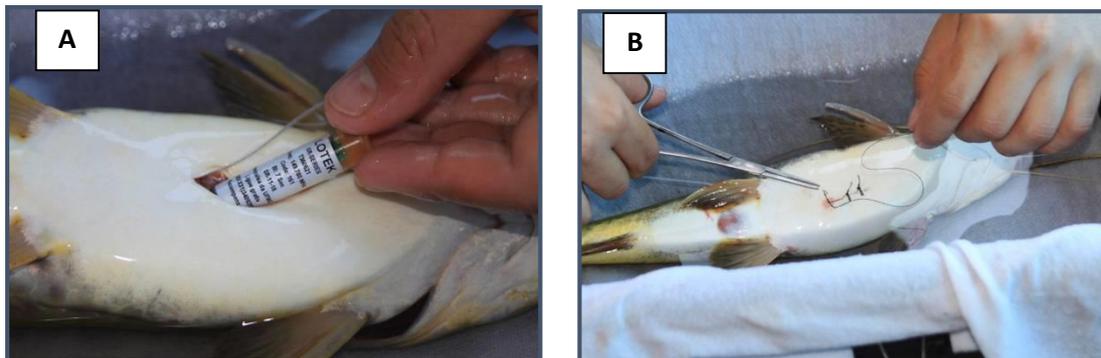


Figura 1.4. Detalhe do processo cirúrgico para marcação de mandis com radiotransmissores. A) implantação do transmissor e B) sutura da incisão.

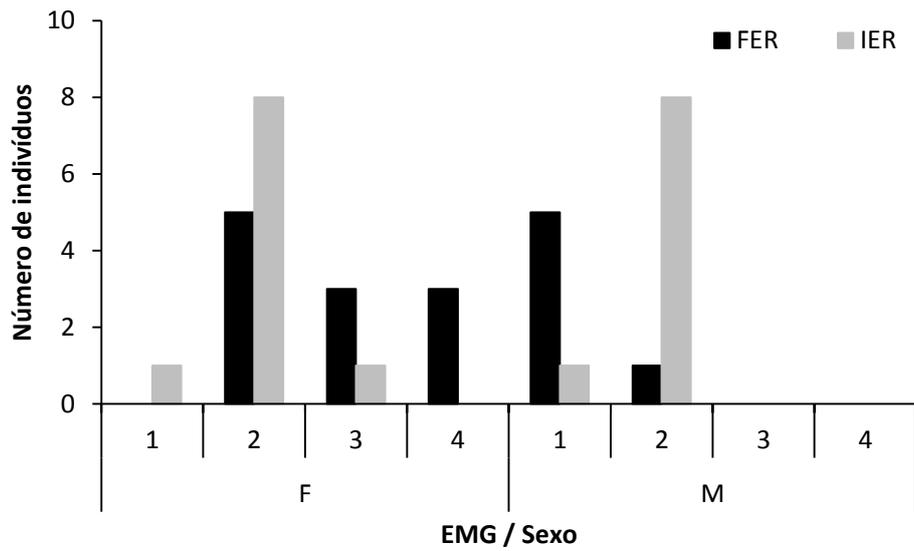


Figura 1.5. Frequência de indivíduos por estágio de maturação gonadal (EMG) e sexo dos mandis soltos no reservatório de Jaguará em fevereiro (FER) e outubro (IER) de 2012.

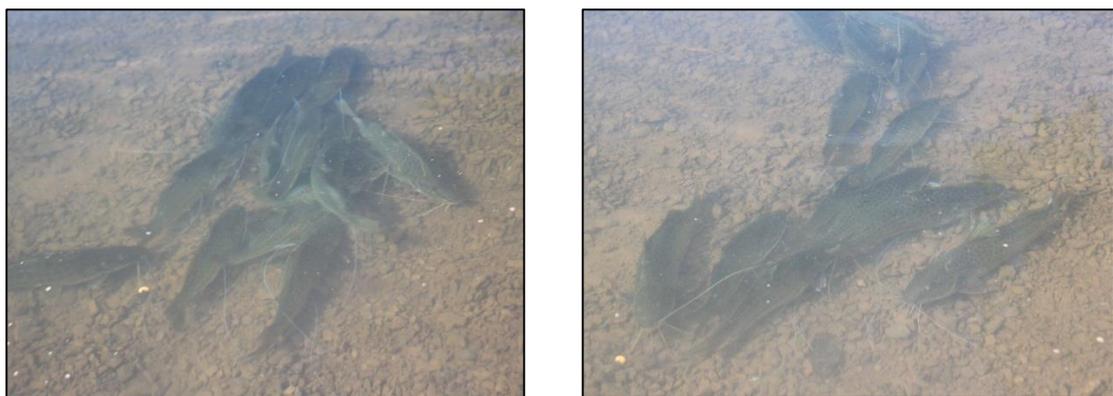


Figura 1.6. Aglomeração (esquerda) e início de dispersão (direita) no local de soltura dos mandis em fevereiro de 2012.

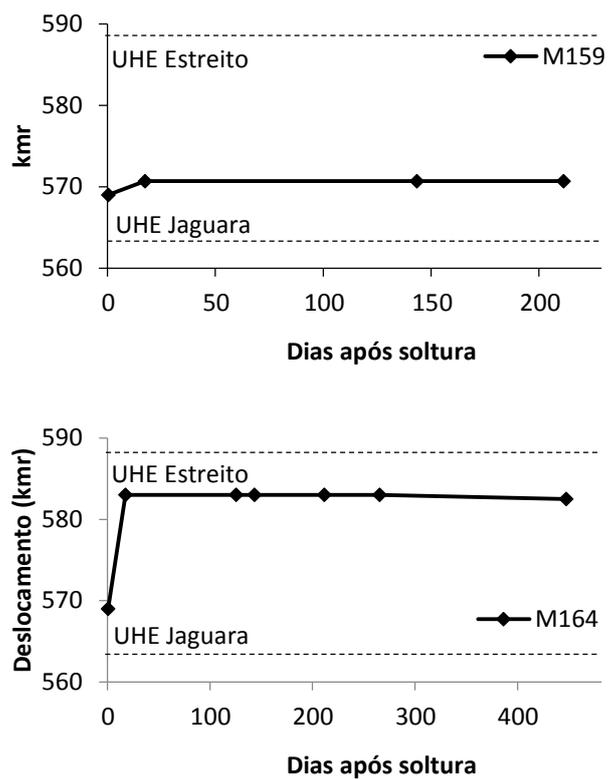


Figura 1.7. Deslocamento dos mandis M159 e M164, catalogados como mortos nos rastreamentos realizados entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013. Linhas pontilhadas indicam a posição das barragens de Jaguará (kmr 563) e Estreito (kmr 587).

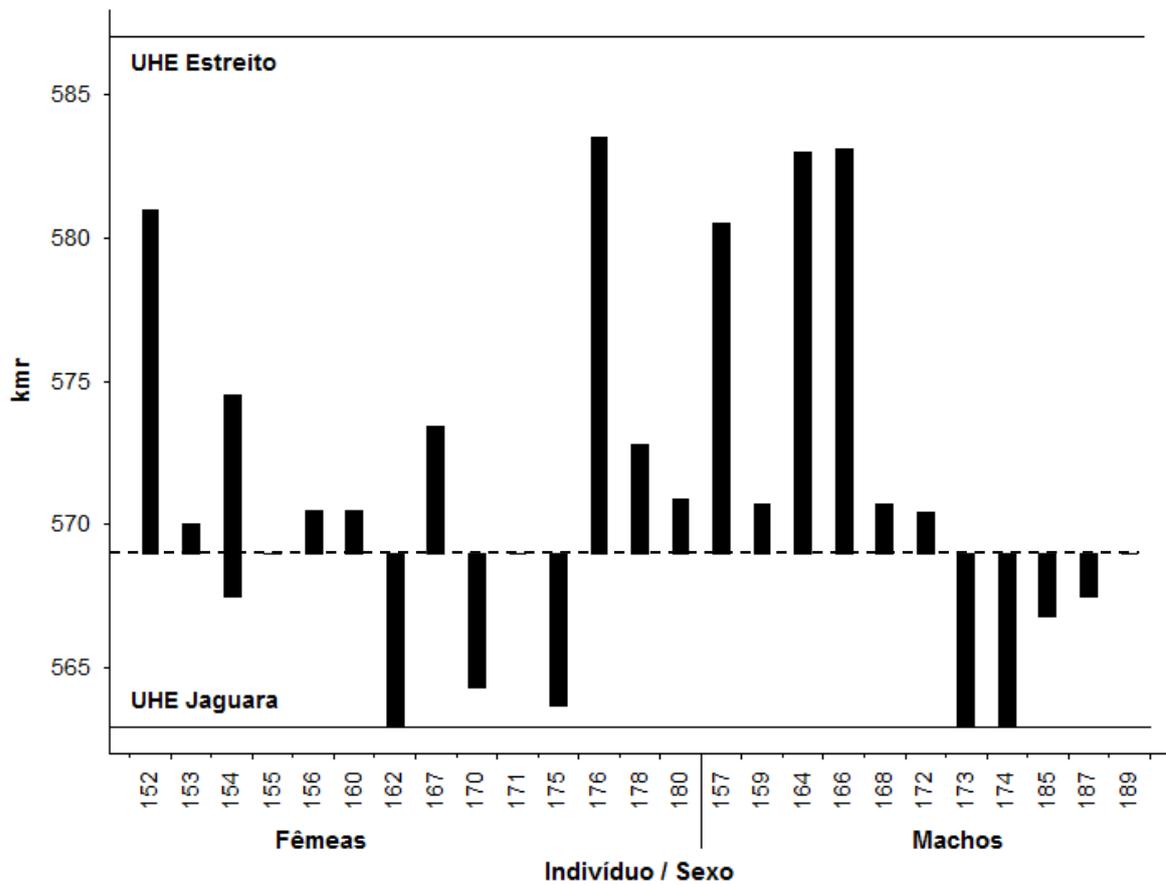


Figura 1.8. Área de vida linear (AVL) dos mandis rastreados entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013. A linha superior indica a posição da barragem de Estreito (kmr 587) e a linha inferior, a barragem de Jaguará (kmr 563). A linha pontilhada indica o local de soltura, na margem direita do reservatório de Jaguará.

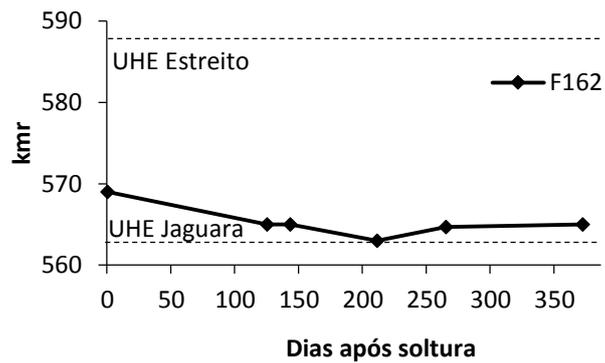
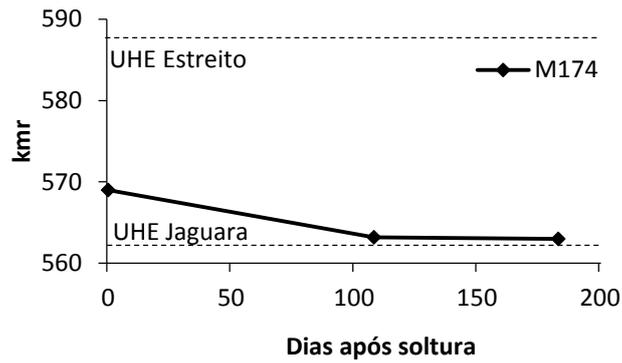
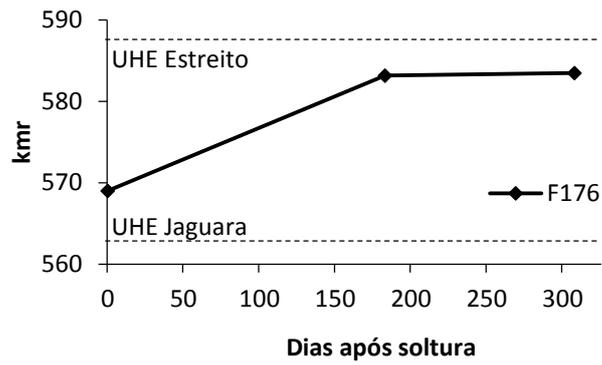


Figura 1.9. Exemplos de padrões de deslocamento dos mandis rastreados no reservatório de Jaguará entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013. F176: deslocamento para montante, M174: deslocamento para jusante e F162: deslocamento combinado (montante e jusante). Linhas pontilhadas indicam a posição das barragens de Jaguará (kmr 563) e Estreito (kmr 587).

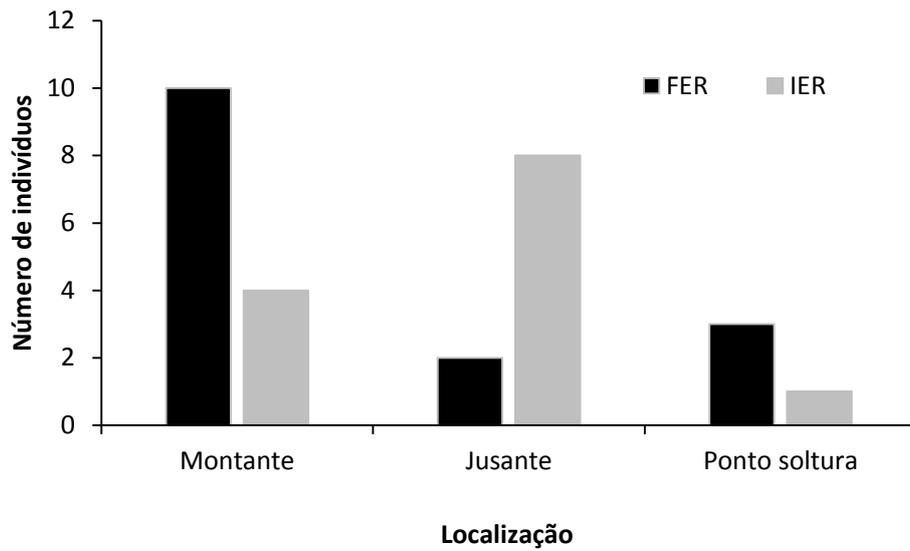


Figura 1.10. Frequência de mandis localizados a montante, jusante e no ponto de soltura soltos no reservatório de Jaguará em fevereiro (FER) e outubro (IER) de 2012.

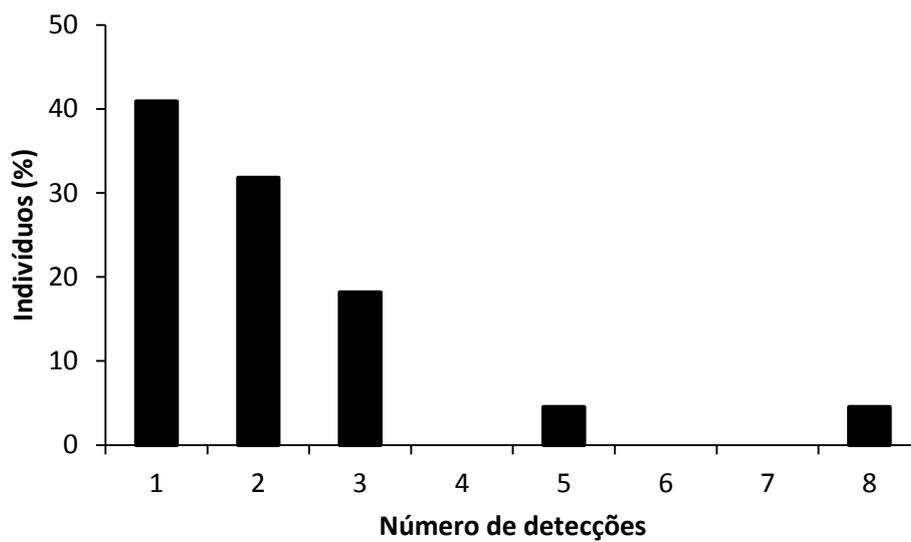


Figura 1.11. Frequência de localização dos mandis rastreados no reservatório de Jaguará entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013.

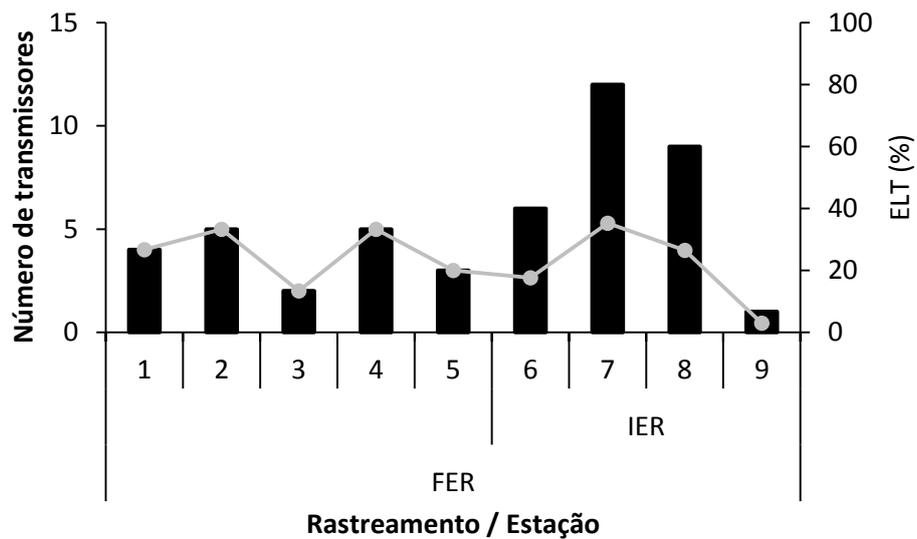


Figura 1.12. Número de transmissores localizados (barras escuras) e eficiência de localização de transmissor (ELT - linha cinza) no reservatório de Jaguará entre fevereiro de 2012 e setembro de 2013.

1.8. BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, A. A., Júlio Jr., H. F., Gomes, L. C., Bini, L. M. & Agostinho, C. S. 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. p. 179-208. *In*: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, EDUEM, 460 p.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Fernandez, D. R. & Susuki, H. I. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications* 18: 299-306.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Fernandez, D. R. & Susuki, H. I. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18: 299-306.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Susuki, H. U. & Júlio Jr. H. F. 2003. Chapter 2: Migratory Fishes of the Uper Paraná River Basin, Brazil. *In*: Carosfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A. (eds.). 2003. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. IDRC/World Bank. 372 p.
- Agostinho, A. A., Marques, E. E., Agostinho, C. S., Almeida, D. A., Oliveira, R. J. & Melo, J. R. B. 2007. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 121-130.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M. & Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.*, 68(4, Supl.): 1119-1132.
- Agostinho, C. S., Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Almeida, D. A. & Marques, E. E. 2007a. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 205-213.
- Agostinho, C. S., Pereira, C. R., Oliveira, R. J., Freitas, I. S. & Marques, E. E. 2007b. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 161-167.
- Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., Marques, E. E., Soares, A. B., Almeida, D. A. A. 2011. All that goes up must come down? Absence of downstream passage through a fish ladder in a large Amazonian river. *Hydrobiologia* 675: 1-12.
- Água e Terra, 2006. Monitoramento anual de ictiofauna Usina Hidrelétrica de Jaguará, Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG. Patos de Minas. 75 p.

- Alves, C. B. M. 2007. Evaluation of fish passage through the Igarapé Dam fish ladder (rio Paraopeba, Brazil), using marking and recapture. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 233-236.
- Alves, C. B. M., Silva, L. G. M. & Godinho, A. L. 2007. 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.
- ANEEL. 2013. <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Consulta ao site no dia 06-11-2013.
- Antonio, R. R., Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Bailly, D., Okada, E. K., Dias, J. H. P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 177-184.
- Bizzotto, P. M. 2006. Trânsito de peixes na escada da UHE-Igarapava, rio Grande, Alto Paraná. Dissertação de Mestrado, PUC Minas, 53 p.
- Bizzotto, P. M., Godinho, A. L., Vono, V., Kynard, B. & Godinho, H. P. 2009. Influence of seasonal, diel, lunar, and other environmental factors on upstream fish passage in the Igarapava Fish Ladder, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 18(3): 461-472.
- Bonetto, A. A. 1963. Investigaciones sobre migraciones de peces en los ríos de la cuenca del Plata. *Ciencia e Investigación*, 19(1-2): 12-26.
- Brasil-Sato, M. C. B. & Pavanelli, E. G. C. 2004. Digenea de *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) das bacias dos rios São Francisco e Paraná, Brasil. *Parasitologia Latino americana*, Santiago, 59(3-4): 123-131.
- Brown, R. S., Cooke, S. J., Anderson, W. G. & McKinley, R. S. 1999. Evidence to Challenge the “2% Rule” for Biotelemetry. *North American Journal of Fisheries Management*, 19: 867-871.
- Brown, R. S., Geist, D. R., Deters, K. A. & Grassell, A. 2006. Effects of surgically implanted acoustic transmitters >2% of body mass on the swimming performance, survival and growth of juvenile sockeye and Chinook salmon. *Journal of Fish Biology*, 69:1626 – 1638.
- Brown, R. S., Pflugrath, B. D., Colotelo, A. H., Brauner, C. J., Carlson, T. J., Deng, Z. D. & Seaburg, A. G. 2012. Pathways of barotrauma in juvenile salmonids exposed to simulated hydroturbine passage: Boyle’s law vs. Henry’s law. *Fisheries Research* 121-122: 43-50.
- Cada, F. G. & Francfort, J. E. 1995. Examining the benefits and costs of fish passage and protection measures. *Hydro Review*, 14(1): 47-55.

- Carosfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A. (eds.). 2003. Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status. IDRC/World Bank. 372 p.
- Casali, R. C. V., Vono, V., Godinho, H. P., Luz, R. K. & Bazzoli, N. 2010. Passage and reproductive activity of fishes in the Igarapava fish ladder, Grande River, Southeastern Brazil. *River Research and Applications*, 26: 157-165.
- CEMIG e CETEC. 2000. Guia ilustrado de peixes da bacia do rio Grande. Companhia Energética de Minas Gerais e Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais, Belo Horizonte, 141 p.
- CEMIG, 2006. Usinas da CEMIG: 1952-2005. Coordenador: Paulo Brandi de Barros Cachapuz. Centro de Memória da Eletricidade no Brasil. 304 p.
- Chapman, B. B., Brönmark, C., Nilson, J.-A. & Hansson, L.-A. 2011. The ecology and evolution of partial migration. *Oikos*, 120: 1764-1775.
- Chapman, B. B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L.-A. & Brönmark, C. 2012a. Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of Fish Biology*, 81: 456-478.
- Chapman, B. B., Skov, C., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Hansson, L.-A. & Brönmark, C. 2012b. Partial migration in fishes: definitions, methodologies and taxonomic distribution. *Journal of Fish Biology*, 81: 479-499.
- Colotelo, A. H., Pflugrath, B. D., Brown, R. S., Brauner, C. J., Mueller, R. P., Carlson, T. J., Deng, Z. D., Ahmann, M. L. & Trumbo, B. A. 2012. The effect of rapid and sustained decompression on barotrauma in juvenile brook lamprey and Pacific lamprey: Implications for passage at hydroelectric facilities. *Fisheries Research*, 129-130: 17-20.
- Cooke, S. J. & Bunt, C. M. 2001. Assessment of internal and external antenna configurations of radio transmitters implanted in smallmouth bass. *N. Am. J. Fish. Mgmt.*, 21: 236-241.
- Cooke, S. J. & Thorstad, E. B. 2012. Is Radio Telemetry Getting Washed Downstream? The Changing Role of Radio Telemetry in Studies of Freshwater Fish Relative to Other Tagging and Telemetry Technology. Pages: 349-369. *In: McKenzie, J. R., Parsons, B., Seitz, A. C., Kopf, R. K., Mesa, M. & Phelps, Q. (eds.). Advances in Fish Tagging and Marking Technology. American Fisheries Society. Symposium 76. Bethesda, Maryland.*
- Cooke, S. J., Hinch, S. G., Lucas, M. C. & Lutcavage, M. 2012. Biotelemetry and Biologging. Pages: 819-881. *In: Zale, A. V., Parrish, D. L. & Sutton, T. M. (eds.). Fisheries techniques, 3rd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.*

- Cooke, S. J., Midwood, J. D., Thiem, J. D., Klimley, P., Lucas, M. C., Thorstad, E. B., Eiler, J., Holbrook, C. & Ebner, B. 2013. Tracking animals in freshwater with electronic tags: past, present and future. *Animal Biotelemetry*, 1: 5.
- Dei Tos, C., Barbieri, G., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Susuki, H. I. 2002. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium*, 26(4): 275-282.
- Eiler, J. H. 2012. Section 5.3: Tracking aquatic animals with radio telemetry. Pages: 163-204. In: Adams, N. S., Beeman, J. W. & Eiler, J. H. (eds.). *Telemetry Techniques. A user guide for fisheries research*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Esguícero, A. L. H. & Arcifa, M. S. 2010. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiologia*, 638: 41-53.
- Godinho, H. M., Basile-Martins, M. A., Fenerich, N. A. and Narahara, M. Y. 1977. Fecundidade e tipo de desova do mandi, *Pimelodus maculatus* Lac. 1803 (Pisces, Siluroidei). *Revista Brasileira de Biologia*, 37(4):737-744.
- Godinho, A. L. 2005. Life history movements and spawning of São Francisco River fishes, Brazil. PhD. Dissertation. University of Massachusetts Amherst. 163 p.
- Godinho, A. L. & Kynard, B. 2006. Migration and spawning of radio-tagged Zulega *Prochilodus argenteus* in a dammed Brazilian river. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 811-824.
- Godinho, A. L. & Kynard, B. 2009. Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications*, 25(6): 702-712.
- Hahn, L., English, K. K., Carosfeld, J., Silva, L. G. M., Latini, J. D., Agostinho, A. A. & Fernandez, D. R. 2007. Preliminary study on the application of radio-telemetry techniques to evaluate movements of fish in the Lateral Canal of Itaipu Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 103-108.
- Hahn, N. S., I. F. Andrian, R. Fugi, and V. L. L. Almeida. 1997. Ecologia trófica. In: Vazzoler, A. E. A. de M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.). *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringa, Parana, EDUEM, 209-228 p.
- Hudson, J. M., Johnson, J. R. & Kynard, B. 2011. A Portable Electronarcosis System for Anesthetizing Salmonids and Other Fish. *North American Journal of Fisheries Management* 31: 335-339.

- Jager, H. I., Chandler, J. A., Lepla, K. B. & Winkle, W. V. 2001. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 347-361.
- Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E. V. & Baras, E. 2002. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia*, 483: 239-248.
- Jepsen, N., Schreck, C., Clements, S. & Thorstad, E. B. 2004. A brief discussion on the 2% tag/bodyweight rule of thumb. *In*: Spedicato, M. T., Marmulla, G. & Lembo, G. (eds.). *Aquatic telemetry: advances and applications*. p: 1-5. FAO – COISPA, Rome.
- Johnsson, B. & Jonsson, N. 1993. Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3: 348-365.
- Kieffer, M. & Kynard, B. 2012. Chapter 12: Long-term Evaluation of Telemetry Tagging on Shortnose Sturgeon. Pages: 297-320. *In*: Kynard, B., Bronzi, P. & Rosenthal, H. (eds.). *Life History and Behavior of Connecticut River Shortnose and Other Sturgeons*. World Sturgeon Conservation Society: Special Publication n° 4. 320 p.
- Koehn, J. D. 2012. Designing studies based on acoustic or radio telemetry. Pages: 21-44. *In*: Adams, N. S., Beeman, J. W. & Eiler, J. H. (eds.). *Telemetry Techniques. A user guide for fisheries research*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Kynard, B. & Lonsdale, E. 1975. Experimental study of galvanonarcosis for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) immobilization. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 32: 300-302.
- Kynard, B. & Kieffer, M. 2002. Use of a borescope to determine the sex and egg maturity stage of sturgeons and the effect of borescope use on reproductive structures. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 505-508.
- Lamas, I. R. 1993. Análise de características reprodutivas de peixes brasileiros de água doce, com ênfase no local de desova. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 72 p.
- Larinier, M. 2000. Dams and fish migration. Institut de Mecanique des Fluides, Toulouse, France. 30 p.
- Lolis, A. A. & Andrian, I. F. 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *B. Inst. Pesca*, 23 (único): 187-202.

- Lopes, J. M. & Silva, F. O. 2012. Capítulo 1: Metodologia para o planejamento, implantação, definição de objetivos e monitoramento de sistemas de transposição de peixes pela CEMIG. *Em*: Lopes, J. M. & Silva, F. O. (organizadores). Transposição de peixes. Série Peixe Vivo. CEMIG.
- Maia, B. P., Ribeiro, S. M., Bizzotto, P. M., Vono, V. & Godinho, H. P. 2007. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5(2): 147-152.
- Makrakis, S., Gomes, L. C., Makrakis, M. C., Fernandez, D. R. & Pavanelli, C. S. 2007a. The Canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 185-195.
- Makrakis, S., Makrakis, M. C., Wagner, R. L., Dias, J. H. P. & Gomes, L. C. 2007b. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 197-204.
- Manna & Toledo, 2013. Relatório de monitoramento da qualidade das águas – UHE Jaguará. Araxá/MG. 187 p.
- Martins, S. L. 2004. Transposição de peixes neotropicais em barragens. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Anhembí Morumbi. 81 p.
- Morita, K. & Yamamoto, S. 2002. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology*, October, v. 16, n. 5, p. 1318-1323.
- Neraas, L. P. & Spruell, P. 2001. Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system. *Molecular Ecology*, 10(5): 1153-1164.
- Oldani, N. O & Baigún, C. R. M. 2002. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná River (Argentina – Paraguay). *River Res. Aplic.*, 18: 171-183.
- Paiva, M. P. 1982. Grandes barragens do Brasil. Brasília. Editerra. 304 p.
- Paschoalini, A. L., Perini, V. D., Ribeiro, D. M., Formagio, P. S., Rizzo, E. & Bazzoli, N. 2013. Reproduction of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes: Pimelodidae) in three section of the Grande River basin, downstream Porto Colombia dam, south-eastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(3): 615-623.

- Pelicice, F. M. & Agostinho, A. A. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology* 22(1): 180-188.
- Pompeu, P. S. 2005. Estudo da Regra Operativa e avaliação de um Mecanismo de Transposição de Peixes do tipo Elevador com Caminhão Tanque. Tese de doutorado Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. 164 p.
- Pompeu, P. S. & Martinez, C. B. 2007. Efficiency and selectivity of a trap and truck fish passage system in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 169-176.
- R Core Team, (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, T. C. 2013. Migração de peixes neotropicais em rio com barramentos sucessivos. Tese de doutorado Programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 103 p.
- Ross, M. J. & Kleiner, C. F. 1982. Shielded needle technique for surgically implanting radio-frequency transmitters in fish. *Prog. Fish-Cult.* 44: 41-43.
- Ross, L. G. & Ross, B. 2008. Anaesthetic and Sedative Techniques for Aquatic Animals. Third Edition. Blackwell Publishing. 222 p.
- Santos, A. B. I., Albieri, R. J. & Araujo, F. G. 2013. Influences of dams with different levels of river connectivity on the fish community structure along a tropical river in Southeastern Brazil. *J. Apl. Ichthyol.*, 29: 163-171.
- Santos, G. B., Pompeu, P. S., Salvador, G. N., Pessali, T. C., Rabelo, N. V., Leal, P. H. R. & Mesquita, E. D. S. 2012. Capítulo 2: Marcação e recaptura da curimatá-pioa (*Prochilodus costatus*) em um afluente do rio São Francisco e avaliação da necessidade da transposição de peixes na UHE Gafanhoto. Páginas: 35-58. Em: Lopes, J. M. & Silva, F. O. (organizadores). Transposição de peixes. Série Peixe Vivo. CEMIG.
- Santos, H. S., Pompeu, P. S. & Martinez, C. B. 2007. A importância do estudo da capacidade natatória de peixes para a conservação de ambientes aquáticos neotropicais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 12(3): 141-149.
- Silva, F. 2008. Transposição de peixes pelo elevador de Funil, rio Grande, MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. 62 p.

- Silva, F. O. & Lopes, J. M. 2010. Metodologia para a definição de objetivos e espécies alvo de sistemas de transposição de peixes já implantados. IV Seminário Brasileiro de Meio Ambiente e Responsabilidade Social no Setor Elétrico. Curitiba-PR.
- Silva, L. G. 2004. Migração de mandis-amarelos *Pimelodus maculatus* e curimbas *Prochilodus lineatus* no rio Grande, bacia do Alto Paraná. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Belo Horizonte. 63 p.
- Silva, L. G. 2012. Capítulo 5: Parâmetros migratórios e transposição de curimatás e mandis-amarelos no médio rio Grande. Páginas: 111-132. Em: Lopes, J. M. & Silva, F. O. (organizadores). Transposição de peixes. Série Peixe Vivo. CEMIG.
- Stephenson, J. R., Gingerich, A. J., Brown, R. S., Pflugrath, B. D., Deng, Z., Carlson, T. J., Langeslay, M. J., Ahmann, M. L., Johnson, R. L. & Seaburg, A. G. 2010. Assessing barotrauma in neutrally and negatively buoyant juvenile salmonids exposed to simulated hydro-turbine passage using a mobile aquatic barotrauma laboratory. *Fisheries Research*, 106: 271-278.
- Summerfelt, R. C. & Smith, L. S. 1990. Anesthesia, surgery, and related techniques. P. 213 – 272. In: Schreck, C. B. & Moyle, P. B. (eds). *Methods for fish biology*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Suzuki, F. M. 2014. Estudo do comportamento de peixes na área do canal de fuga da Usina Hidrelétrica de Três Marias utilizando telemetria acústica. Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras.
- Trushenski, J. T., Bowker, J. D., Guase, B. R. & Mulligan B. L. 2012. Chemical and Electrical Approaches to Sedation of Hybrid Striped Bass: Induction, Recovery, and Physiological Responses to Sedation. *Transactions of the American Fisheries Society* 141: 455-467.
- Volpato, G. L., Barreto, R. E., Marcondes, A. L., Moreira, P. S. A. & Ferreira, M. F. B. 2009. Fish ladders select fish traits on migration – still a growing problem for natural fish populations. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 42(5): 307-313.
- Winter, J. D. 1983. Underwater biotelemetry. P. 371-395. In: Nielsen, L. A. & Johnson, D. L. (eds.). *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Yamamoto, S., Morita, K., Koizumi, I. & Maekawa, K. 2004. Genetic differentiation of white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) populations after habitat fragmentation: Spatial-temporal changes in gene frequencies. *Conservation Genetics*, 5: 529-538.

Young, M. K. 1998. Absence of autumnal changes in habitat use and location of adult Colorado River cutthroat trout in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 147-151.

CAPÍTULO 2

Ocorrência espaço-temporal de carcaças flutuantes a jusante da usina hidrelétrica de São Simão, rio Paranaíba

2.1. RESUMO

Peixes mortos à deriva são recorrentes nos rios a jusante de barragens hidrelétricas brasileiras. Contudo, estudos sobre o fenômeno são praticamente inexistentes, dificultando a adoção de ações para reduzi-lo. Neste trabalho, avaliei a relação entre a quantidade de carcaças à deriva no rio Paranaíba com variáveis operativas da usina hidrelétrica de São Simão (UHSS), MG. Coletei carcaças (peixes mortos/moribundos) num trecho de 10 km do rio Paranaíba a jusante da UHSS na estação chuvosa (dezembro a maio) de 2009 a 2013, totalizando 449 dias de amostragens. Houve vistorias de barco em todo o trecho duas vezes ao dia (manhã e tarde) para recolher todas as carcaças avistadas na superfície da água. Em experimentos de marcação e recaptura utilizei 300 carcaças de *Pimelodus maculatus* marcados no canal de fuga da UHSS para estimar a porcentagem de carcaças à deriva recolhidos nas vistorias. Na amostragem de carcaças, e durante as quatro temporadas avaliadas, foram recolhidas 5.842 carcaças de 34 espécies, que pesaram 4.136,2 kg. Ocorreu forte queda na quantidade de carcaças recolhidas na temporada 2011–2012, com volta às quantidades anteriores na temporada seguinte. As cinco espécies mais coletadas foram *Pimelodus maculatus* (3.857 carcaças; 1.164,6 kg), *Plagioscion squamosissimus* (1.163; 570,6), *Zungaro jahu* (69; 695,1), *Pseudoplatystoma corruscans* (112; 830,2) e *Pirirampus pirinampu* (118; 230,9). As quantidades de carcaças foram maiores no período da manhã. Nas carcaças das espécies de maior tamanho (*Z. jahu* e *P. corruscans*), predominaram sinais de choque mecânico, devido a impactos com as partes móveis da turbina, e a decomposição intermediária ou avançada. Nas das espécies menores (*P. maculatus* e *P. pirinampu*), por outro lado, dominaram o barotrauma, que associa com descompressão de peixes do canal de fuga durante partida das turbinas ou à passagem pelas turbinas de peixes vindo do reservatório, e a decomposição inicial. O número de partidas de turbinas foi a variável operativa que mais influenciou a quantidade de carcaças. A redução na ocorrência de carcaças durante a temporada 2011–2012 foi, mais provavelmente, por causa do menor número de partidas das turbinas durante este período. Apenas 1,7% das carcaças marcadas foi recapturada, sugerindo que a mortalidade real é bem superior à estimada pela amostragem de carcaças apenas na superfície. Recomendo a amostragem na época seca, bem como o uso de métodos

passivos de captura para a amostragem de carcaças à deriva não superficial, assim como a identificação de sinais internos mediante necropsias.

Palavras chave: carcaças, deriva, rio Paranaíba, usina.

2.2. ABSTRACT

Drifting dead fishes are recurrent in rivers, downstream of Brazilian hydroelectric dams. Nevertheless, studies addressing this issue are almost inexistent, with negative consequences for mitigating actions. In this study, I evaluate the relationship between amount of drifting fish carcasses in the Paranaíba River and operative variables of São Simão hydro electrical dam (SSHD), MG. I collected carcasses (dead/dying fishes) in a 10 km Paranaíba river stretch, downstream of SSHD, in the rainy season (December to March) of 2009 to 2013, with a total of 449 days of sampling. There were boat inspections in all the stretch twice a day (morning and afternoon) to recovery all carcasses sighted in the water surface. In mark and recapture experiments, I used 300 tagged mandi (*Pimelodus maculatus*) carcasses, released in the tailrace of SSHD in order to estimate the percentage of drifting carcasses picked up in the inspections. In carcasses sampling, and during four season evaluated, we collected 5,842 fish carcasses, from 34 species, weighing 4,136.2 kg. In 2011-2012 season, the amount of carcasses decrease, returning to previous values in the next season. Five dominant species were *P. maculatus* (3,857 individuals; 1,164.6 kg), *Plagioscion squamosissimus* (1,163; 570.6), *Zungaro jahu* (69; 695.1); *Pseudoplatystoma corruscans* (112; 830.2), and *Pirinampus pirinampu* (118; 230.9). Amounts of carcasses were higher in morning inspection. For bigger species (*Z. jahu* and *P. corruscans*), signals of mechanical injury, due to impacts with mobile components of the turbines, and intermediate decomposition were prevalent. In smaller species (*P. maculatus* and *P. pirinampu*), on the other hand, barotrauma, associated with decompression of fishes from tailrace during turbine starting or passage through turbines by fishes coming from the reservoir, and initial decomposition were dominant. Number of turbine starts was the operative variable most related to the carcasses amount. Reduction in carcasses during 2011-2012 season was probably more due to the lower number of turbine starts in this period. Just 1.7% of tagged carcasses were recaptured, suggesting that real mortality is much higher than that estimated by carcasses inspections only in the water surface. I recommend to sampling carcasses in dry season, use passive capture methods to sampling submersed drifting carcasses as well as internal signals identification by necropsies.

Keywords: carcasses, drifting, Paranaíba River, dam.

2.3. INTRODUÇÃO

Mortalidades de peixes são constatadas eventualmente em barragens hidrelétricas brasileiras (Agostinho *et al.*, 2007) e são decorrentes da passagem dos peixes pelas turbinas e/ou vertedouro, ou da atração e confinamento no tubo de sucção durante as paradas de turbinas para sua manutenção. A Usina Hidrelétrica de São Simão (UHSS) não escapa dessa realidade e apresenta, desde a sua implantação, mortalidades de peixes de magnitude variável, principalmente durante a estação chuvosa, quando numerosas populações de peixes se aglomeram no seu sopé. Embora protocolos de proteção à ictiofauna foram estabelecidos, a mortalidade de peixes no local é crônica.

Eventos de mortalidade massiva de peixes produto das operações hidrelétricas e/ou outros acidentes ambientais (*e.g.* Hackett, 2005) são abordados de maneira predominantemente diagnóstica, e no Brasil, consistem principalmente na estimativa do número de indivíduos mortos ou próximos à morte, com aferimento da biomassa morta, mas sem incluir indivíduos submetidos a impactos subletais, que afetam seus sistemas sensoriais e os tornam susceptíveis à predação ou à ação de patógenos no trecho a jusante (Agostinho *et al.*, 2007). Esse fenômeno, conhecido como mortalidade com atraso (tradução livre de “delayed mortality”, Čada, 2001; Ferguson *et al.*, 2006), pode conduzir à subestimação da mortalidade real de peixes após operações hidrelétricas. A mortalidade com atraso, pouco estudada até o momento no Brasil, já mostrou-se associada à modificação do regime operativo (vazões turbinadas diferenciais) no hemisfério norte, particularmente em barragens do rio Columbia (Oregon-USA; Ferguson *et al.*, 2006).

São inexistentes os estudos na literatura especializada que quantifiquem carcaças flutuantes como método de avaliação da mortalidade de peixes produzida pela operação de usinas hidrelétricas. É então evidente a necessidade de monitoramento da mortalidade associada às operações hidrelétricas, visando a obtenção de informações que permitam o entendimento do fenômeno e a proposição de alternativas para a sua redução.

Mortalidades de peixes decorrentes da operação de usinas hidrelétricas no Brasil ocorrem principalmente durante partidas das turbinas (Andrade *et al.*, 2012), sendo variáveis em termos quantitativos e indo desde alguns indivíduos, com poucos quilogramas de peso, até várias toneladas deles. Essa amplitude é motivada pela variedade de desenhos turbina/vertedouros e de procedimentos operacionais, além das peculiaridades de cada rio e ictiofauna, o que dificulta a obtenção de padrões gerais sobre a mortalidade, dada sua natureza local-específica (Agostinho *et al.*, 2007). Variações na magnitude e temporalidade da

mortalidade são também aspectos a serem considerados. A mortalidade pode então ser aguda, com morte de grande quantidade de peixes, às vezes dezenas de toneladas num curto período de tempo ou, como no caso da usina hidrelétrica de São Simão (UHSS), crônica, com morte de pequenas quantidades de peixes, mas relativamente constante ao longo do tempo.

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

Adequações nos procedimentos de operação, principalmente com restrição de manobras de partida de turbinas em horários e épocas determinadas, foram implementadas mediante documentos instrutivos internos, com intuito de reduzir a mortalidade crônica na UHSS (Instrução de Serviço - IS47, CEMIG, 2010). A padronização da operação das turbinas nos procedimentos com potencial para causar morte de peixes, bem como o monitoramento da ictiofauna, viva e de carcaças (definida aqui como o corpo de um peixe, agonizante ou em qualquer estágio de decomposição – inclusive fresco – que apresentou-se flutuando na superfície da água, estão entre as iniciativas adotadas na UHSS para reduzir a morte de peixes.

O objetivo deste trabalho foi determinar a dinâmica de carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS. Para isto, estabeleci a variação temporal (diária e sazonal) do número e biomassa das carcaças de peixes encontradas flutuando à deriva; determinei quais variáveis ambientais e operativas que mais influenciaram essa variação e calculei a taxa de recaptura de carcaças flutuantes à deriva. Acompanhei também o processo de decomposição em *Pimelodus maculatus* e *Plagioscion squamosissimus*.

2.4. MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1. Acompanhamento da decomposição

P. maculatus

Usei a pesca ativa com anzol para capturar os peixes no canal de fuga da UHSS. Como a captura simultânea de todos os indivíduos necessários para o experimento não foi possível, optei por resfriá-los, tomando cuidado para controlar o efeito do resfriamento sobre o processo de decomposição das carcaças. Identifiquei cada carcaça com uma abraçadeira plástica colorida afixada pela boca-opérculo para diferenciação de tratamentos. Dessa forma, usei 11 carcaças resfriadas (e sacrificadas) em gelo durante 10-20 h e 11 frescas (sacrificadas com 200 gotas de

óleo de cravo da Índia em 30 L de água durante 20-30 minutos). Coloquei todas as carcaças simultaneamente em tanque-rede de 2 x 2 x 2 m com tela de malha de 2 mm na baía adjacente ao canal de fuga da UHSS. A cada 12 h, recolhi e classifiquei as carcaças que estavam na superfície em um dos seguintes estádios de decomposição: inicial (carcaças ainda frescas), intermediário e avançado, com base nos sinais da Tabela 2.1. As carcaças voltaram à água após cada observação. Realizei observações de sinais até 60 h após o início do experimento. A determinação dos sinais foi feita sempre pela mesma pessoa.

P. squamosissimus

Capturei os peixes com rede de emalhar nas áreas de águas mansas localizadas à direita e à esquerda do canal de fuga da UHSS (nicho das turbinas 7 a 10 e baía para desembarque). Posicionei as redes no final da tarde e as retirei na manhã seguinte, ficando expostas por cerca de 14 h. Coloquei as carcaças de *P. squamosissimus*, 12 no total, no mesmo tanque referido para *P. maculatus*. Identifiquei cada carcaça com uma abraçadeira plástica numerada, que entrou pela boca e saiu pelo opérculo. As observações de sinais seguiram o procedimento descrito para *P. maculatus*. As observações finalizaram após 72 h do início do experimento. O período de observação para *P. squamosissimus* foi diferente ao de *P. maculatus* devido à velocidade de decomposição diferencial entre essas espécies.

2.4.2. Marcação e recaptura de carcaças flutuantes e a deriva de *P. maculatus*

Realizei experimento de marcação e recaptura de carcaças marcadas com três réplicas (i) janeiro de 2012; ii) março de 2012 e iii) fevereiro de 2013) e dois tratamentos (fundo e superfície) para a determinação da taxa de recaptura de carcaças de *P. maculatus* a deriva na área amostrada (Tabela 2.2). No canal de fuga da UHSS e na usina hidrelétrica de Amador Aguiar II, no rio Araguari, tributário do rio Paranaíba, localizado a montante da UHSS, coletei os peixes para marcação usando anzol. Sacrifiquei os peixes em gelo imediatamente após a sua captura e os mantive resfriados durante 24–48 h, até o momento da marcação e soltura. Marquei cada exemplar na boca com abraçadeira plástica colorida (uma cor para cada tratamento) e measurei o comprimento padrão (CP) e o peso do corpo (PC).

Liberei as carcaças marcadas na superfície e no fundo do rio (tratamentos) no centro do canal de fuga da UHSS a cerca de 100 m da casa de força. Para a soltura no fundo do rio, usei um balde com furo no fundo atrelado a uma corda por uma pedra. Introduzi os peixes no balde e cobrimos sua boca com saco plástico. O peso dos peixes, da pedra e mais a água nos espaços livres do balde permitiu que este afundasse rapidamente quando no rio. Ao atingir o fundo do

rio, puxei a corda para liberar a boca do balde e os peixes. Cada tratamento contou com cerca de 50 indivíduos. A recaptura das carcaças marcadas ocorreu durante a amostragem das carcaças descritas anteriormente. De cada carcaça recapturada, determinei a data, a hora, o trecho e o tratamento ao qual pertencia.

2.4.3. Ocorrência espaço-temporal de carcaças flutuantes

A amostragem de carcaças foi realizada por pessoal técnico embarcado, com dois integrantes em todas as vistorias. Eles amostraram carcaças em quatro estações chuvosas consecutivas (2009 a 2013) nos primeiros 10 km do rio Paranaíba a jusante da UHSS a partir do seu canal de fuga (Figura 2.1). A amostragem aconteceu entre dezembro de 2009 e março de 2010 (57 dias), outubro de 2010 e abril de 2011 (92 dias), novembro de 2011 e abril de 2012 (137 dias) e novembro de 2012 e maio de 2013 (163 dias), para um total de 449 dias. A amostragem foi diária, exceto aos domingos e feriados. A área de amostragem foi percorrida de barco, de manhã, a partir das 7 h, e à tarde, iniciando às 14 h. A velocidade de navegação foi de 8-10 km/h, próximo à margem esquerda no sentido jusante e à margem oposta em sentido montante. A área amostrada se dividiu em quatro trechos: trecho 1 (1,5 km de extensão e 67 ha de área), trecho 2 (1,8 km, 70 ha), trecho 3 (2,8 km e 72 ha) e trecho 4 (4,2 km, 112 ha). Informação sobre a localização das carcaças em cada um dos trechos pré-estabelecidos foi disponível para 16 dos 24 meses em que houve vistorias (janeiro-abril e dezembro de 2011, janeiro-abril e novembro-dezembro de 2012 e janeiro-maio de 2013).

Todas as carcaças visualizadas na superfície d'água foram recolhidas. De cada uma, se determinou a espécie, o comprimento padrão (CP, com precisão de 1 mm), o peso corporal (PC, com precisão de 10 g), o trecho, o estágio de decomposição (inicial, intermediário ou avançado) e os sinais.

Estabeleci a captura por unidade de esforço em número (CPUE_n) como o número de carcaças recolhidas por dia de amostragem. Defini também a captura por unidade de esforço em biomassa (CPUE_b) como a biomassa de carcaças recolhidas por dia de amostragem. Utilizei a biomassa como variável para a hierarquização das espécies. Calculei a densidade de carcaças por hectare para cada trecho amostrado.

2.4.4. Análises estatísticas

Considere cada vistoria como uma réplica. Assumi que a proporção entre as carcaças a deriva e as amostradas nas vistorias foi igual ao longo do tempo.

Usei modelos lineares generalizados (GLM) para verificar a relação da CPUE_n e CPUE_b com as variáveis ambientais (temperatura da água e pluviosidade) e operativas da UHSS (vazão turbinada – Qt, vazão vertida – Qv, nível de água de jusante – NAj, geração da usina e número de partidas de turbinas – PartidaN). Informações das variáveis ambientais e operativas foram fornecidas pela CEMIG. Quando dados de precipitação não estavam disponíveis, usei dados do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. Para a temperatura, usei os valores medidos às 12 h. Eliminei da análise os dias em que não havia dados de todas as variáveis preditoras (ambientais e operativas). Fiz as análises GLM com *time-lag* de 1 dia entre as CPUEs e variáveis preditoras. Assim, a CPUE do dia foi relacionada com as variáveis preditoras do dia anterior.

Fiz modelos para todas as carcaças amostradas, independentemente da espécie, e separadamente para *P. maculatus*, *P. corruscans* e *Z. jahu*. Para a análise independentemente da espécie e para *Z. jahu*, não houve correlação entre CPUE_n e CPUE_b. Assim, criei modelo para cada CPUE. Para *P. maculatus* e *P. corruscans*, usei apenas a CPUE_b, já que as duas CPUEs foram altamente correlacionadas ($r > 0,89$). Não encontrei correlação entre as variáveis preditoras, exceto entre Qt e geração da usina. Excluí, por isso, geração da usina das análises. Testei ainda a interação entre as variáveis ambientais e a interação entre as variáveis operativas. Não testei interação entre variáveis ambientais e operativas.

Para todos os modelos, a melhor distribuição foi a binomial negativa. Avaliei a significância do modelo completo em relação ao modelo nulo (variável resposta explicada por um número fixo), usando análise de deviance, seguido do teste de χ^2 . No caso de modelo significativo, passei à simplificação do modelo com retirada das variáveis não significativas, tendo como base a significância do coeficiente e a proporção de deviance explicada. Ao obter o modelo mínimo, fiz análise de contraste para testar diferenças entre as temporadas. A adequação do modelo foi feita pela análise de resíduos e do parâmetro de dispersão da deviance residual.

Realizei as análises estatísticas com as funções `glm.nb` (pacote MASS, Venables & Ripley, 2002) e ANOVA (pacote STATS) do R (R Core Team, 2014).

2.5. RESULTADOS

2.5.1. Estádios de decomposição

P. maculatus

Todas as carcaças afundaram imediatamente ao serem colocadas na água. As primeiras carcaças flutuaram em cerca de 12 h. Em 48 h, todas elas flutuaram e não mais afundaram até o final do experimento.

Sinais indicativos de estágio avançado de decomposição (*i.e.* vísceras e ossos aparentes, nadadeiras desintegradas, perfurações dérmicas - Tabela 2.2) foram aparentes a partir das 24 h após início do experimento. As carcaças frescas flutuaram entre 12 e 36 h, enquanto que as resfriadas entre 12 e 24 h. Sinais de desintegração da massa corporal (principalmente nadadeiras, pele e musculatura) foram evidentes a partir de 36 h para carcaças frescas e de 48 h para resfriadas. Ao término das 60h de acompanhamento, as carcaças haviam perdido a maior parte da pele e musculatura ou estavam em estágio avançado de decomposição, com apenas esqueleto e pele presentes.

P. squamosissimus

Todas as carcaças permaneceram na superfície d'água quando colocadas no tanque-rede pela primeira vez. A partir das 48h as carcaças começaram a afundar, com 58,3% delas precipitadas quando encerrado o experimento (72h após início).

Sinais indicativos de decomposição avançada foram identificados a partir das 24 h após o início do experimento.

2.5.2. Recaptura de carcaças de *P. maculatus*

Recuperei cinco carcaças marcadas, todas na parte da manhã, entre 24 e 96 h após a soltura. Estavam nos estádios intermediário (três carcaças) e avançado (duas carcaças) de decomposição, sendo que apenas uma delas apresentou os sinais estabelecidos nas vistorias (particularmente exoftalmia - EX e escoriações - ES, sendo o primeiro deles efeito de decomposição). As carcaças estavam nos trechos 2, 3 e 4. A velocidade de deriva das carcaças variou de 3–10 km/dia. A porcentagem média de recaptura das carcaças foi de 1,7% (Tabela 2.2).

2.5.3. Ocorrência espaço-temporal de carcaças flutuantes

Registrei carcaças em 96,2% dos dias amostrados. Foram 5.842 carcaças de 34 espécies de peixes (Tabela 2.3), que pesaram 4.136 kg. A maioria das carcaças (70% do número e 71% da

biomassa) era de Siluriformes, embora apenas 11 espécies (32,3%) pertenciam a essa ordem. Characiformes (18 spp.) e Perciformes (5 spp.) contribuíram com 10% e 20%, respectivamente, do número e 14,4% e 14,6% respectivamente da biomassa de carcaças.

As espécies com maior biomassa de carcaças foram: *Pimelodus maculatus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Zungaro jahu*, *Plagioscion squamosissimus* e *Pinirampus pirinampu* (Figura 2.2). Essas espécies contribuíram com 90,1% do número de carcaças e 84,4% da biomassa. Com 3.853 exemplares (66,0% das carcaças) e 1.164,6 kg (28,1% da biomassa), *P. maculatus* foi a espécie dominante nas amostras. A segunda espécie em número de indivíduos foi *P. squamosissimus* (19,9%) enquanto que em biomassa, foi *P. corruscans* (20,0%). As demais espécies tiveram cada uma menor participação no número de carcaças (14,1 % em conjunto) que na biomassa (51,9% em conjunto).

As CPUE_n das temporadas 1 e 4 foram próximas, enquanto CPUE_b foi próxima nas temporadas 2 e 4 (Figura 2.3). Na temporada 3 houve considerável redução nas CPUEs, que retornam na temporada seguinte aos patamares das temporadas 1 e 2. Dezembro de 2009 e abril de 2013 foram os meses com maior número de indivíduos e biomassa de carcaças da série temporal. Os valores foram decorrentes, em dezembro de 2009, da morte de grande número de *P. maculatus*, enquanto em abril de 2013, da morte de bagres de grande porte (*i.e.* *P. corruscans*, *P. pirinampu* e *Z. jahu*, Figura 2.4). *P. maculatus* registrou a maior CPUE_n e CPUE_b em todas as temporadas, exceto na temporada 2, quando a CPUE_b de *P. corruscans* foi maior, devido a maior mortalidade ocorrida em abril de 2011. Nenhuma carcaça de *Z. jahu* foi amostrada na temporada 3.

Pimelodus maculatus foi a espécie com maior densidade em todos os trechos, exceto para a densidade em biomassa no trecho 1 (Figura 2.5). Nesse trecho a densidade da biomassa de *P. corruscans* foi maior. As suas maiores CPUEs ocorreram em dezembro de 2009 (Figura 2.4). A maioria das carcaças de *P. maculatus* (73%) estava em estágio inicial de decomposição (Figura 2.6). Registrei sinais de barotrauma (exoftalmia e reversão estomacal) e choque mecânico (escoriações, mutilação e fraturas) (Figura 2.7), mas os associados à barotrauma foram mais frequentes.

Pseudoplatystoma corruscans foi a espécie com a segunda maior biomassa de carcaças. Coletamos mais carcaças dessa espécie em abril de 2011 e 2013, especialmente nos trechos 1 e 3 (Figura 2.5). Prevaleram carcaças em estágio intermediário de decomposição (Figura 2.6). Sinais de choque mecânico foram predominantes nas carcaças de *P. corruscans*.

A CPUE_n do *Z. jahu* foi a menor entre as cinco espécies dominantes nas carcaças, enquanto a CPUE_b a terceira maior (Figura 2.2). As maiores CPUE_b dessa espécie ocorreram em março de 2010 e janeiro e março de 2011, com valores de até 13,7 kg/d. As maiores densidades em biomassa ocorreram nos trechos 1 e 3, respectivamente, 2,8 e 1,4 kg/ha. Carcaças em estágio avançado de decomposição foram as mais numerosas (55,1%). Carcaças desta espécie com sinais de choque mecânico (principalmente fraturas e escoriações) foram os mais comuns (64,5 e 46,8% de ocorrência; Figura 2.7).

Plagioscion squamosissimus foi a segunda espécie com mais carcaças coletadas (Figura 2.2). Outubro e dezembro de 2010 e março de 2011 foram os meses com as maiores CPUE_b (Figura 2.4). As maiores densidades em número e biomassa de carcaças de *P. squamosissimus* ocorreram no trecho 1 (Figura 2.5). A maioria (65,8%) das carcaças estava no estágio inicial de decomposição, com predominância de sinais de barotrauma (Figura 2.7).

Pinirampus pirinampu foi incluído no grupo das cinco espécies dominantes entre as carcaças por causa das CPUEs ocorridas na temporada 4 (Figura 2.4). Carcaças em estágio intermediário de decomposição foram as predominantes (82,2%) (Figura 2.6) e com ocorrência de barotrauma em todas as carcaças amostradas (Figura 2.7). Elas foram encontradas, principalmente, no trecho 1.

Os trechos 1 e 3 registraram as maiores densidades de carcaças no que ao número de indivíduos se refere (29,7 e 11,6 ind/ha, respectivamente), enquanto que para a densidade em biomassa foram os trechos 1 e 4 (21,4 e 9,9 kg/ha, respectivamente).

Foram recolhidas mais carcaças (66% do total tanto em número de indivíduos quanto em biomassa) no período da manhã ($\chi^2 = 304,73$). Essa diferença foi mais acentuada na última temporada, quando se amostraram três vezes mais carcaças na manhã do que na tarde. A prevalência matutina também ocorreu para as cinco espécies mais amostradas. A maior densidade em ambos os horários ocorreu no trecho 1, sendo semelhante em número de indivíduos e biomassa (Figura 2.8).

Nas carcaças frescas, os sinais de choque mecânico (escoriações, mutilações e fraturas) foram mais frequentes nas espécies de maior porte (*i.e.*, *Z. jahu*, *P. corruscans* e *P. pirinampu*) do que nas menores (*i.e.*, *P. maculatus* e *P. squamosissimus*) (Figura 2.7). Essas últimas exibiram, predominantemente, sinais associados a barotrauma.

2.5.4. Influência das variáveis operativas e ambientais nas CPUEs

A variável que mais influenciou as CPUEs de carcaças foi o número de partidas (PartidaN), como indicado pelos resultados da ANOVA. As relações positivas mais importantes foram entre o número de partidas e a temporada 2, tanto para a CPUEn como para a CPUEb. A temporada 4 foi a que mais negativamente se associou com a CPUEn, enquanto para a CPUEb, foi a temporada 3 (Tabelas 2.4 e 2.5).

No modelo para *P. maculatus*, onde usei apenas a CPUEb como variável resposta, todas as variáveis inseridas no modelo, exceto Qv, foram significativas. A temporada 4 e o NAj influenciaram negativamente a CPUEb. Encontrei relação positiva entre a CPUEb de *P. maculatus* e a interação entre número de partidas e a temporada 2. Essa mesma interação, mas com a temporada 4, também apresentou-se positivamente relacionada à CPUEb da espécie (Tabelas 2.4 e 2.5).

Não detectei nenhuma relação entre as variáveis preditoras e as CPUEs de *Z. jahu* e *P. corruscans*.

2.6. DISCUSSÃO

2.6.1. Estádios de decomposição

A definição do *time-lag* na análise estatística da amostragem de carcaças foi proveniente do experimento de decomposição realizado com *P. maculatus* e *P. squamosissimus*. Como os resultados de ambos os experimentos foram discrepantes no referente à temporalidade de aparição dos sinais de decomposição intermediária e avançada, decidi utilizar apenas os de *P. maculatus*, pois acredito que nas carcaças de *P. squamosissimus* já tinha-se iniciado o processo de decomposição quando do início do experimento.

O desenho experimental do teste de decomposição, com exclusão de necrófagos (peixes e aves) e na ausência quase total de escoamento proveniente da operação da UHSS, provavelmente superestimou o tempo que as carcaças de *P. maculatus* permaneceram na superfície d'água (24-96 h), supondo que os necrófagos e/ou o impacto com rochas ou galhos perfurem a pele das carcaças, fazendo com que elas afundem. Da mesma maneira, pode ser que foi subestimado o momento de aparição dos sinais do estágio avançado de decomposição, já que escoriações e ciclos de flutuação e afundamento puderam ser limitados devido à falta de escoamento.

2.6.2. Marcação e recaptura de carcaças

A reduzida porcentagem de carcaças marcadas recuperadas sugere que a maior parte das carcaças de *P. maculatus* à deriva no rio Paranaíba não foi amostrada. Por isso, a quantidade de *P. maculatus* mortos a jusante da UHSS deve ser muito superior àquela observada. Embora não tenha feito o mesmo estudo com outras espécies (principalmente pela dificuldade de captura do número necessário de indivíduos), suspeito que essa situação possa ocorrer para elas também.

As amostragens das carcaças duraram de 4-6 h por dia, mas as carcaças, muito provavelmente, derivam as 24 h por dia. Considerando que as carcaças podem se deslocar por até 10 km/dia (segundo resultados do experimento de marcação e recaptura), é possível que elas passem pela área de amostradas sem serem coletadas. Alternativas de amostragem passiva deverão ser avaliadas visando a obtenção de dados em escala horária.

2.6.3. Ocorrência espaço-temporal de carcaças Amostragem de carcaças

Carcaças em estágio inicial de decomposição (frescas) foram predominantemente de peixes de menor porte (*P. maculatus* e *P. squamosissimus*), enquanto os estágios intermediário e avançado de decomposição foram dominados por espécies maiores, como *Z. jahu*, *P. corruscans* e *P. pirinampu*. Esse fato estaria associado à necessidade de acumulação de gases dentro do corpo do peixe como condicionante para sua flutuação e conseguinte coleta.

Como a primeira vistoria de carcaças aconteceu após as 7h, não possuo dados referentes à deriva de carcaças antes desse horário. Contudo, a maior incidência de carcaças durante o período da manhã pode ser devida ao aumento da Qt quando partidas as turbinas no início do horário comercial (ao redor das 7 h), colocando em suspensão carcaças que estavam no fundo do rio ou que estavam em processo de ascensão na coluna d'água. Por outra parte, o tempo entre vistorias (14 h entre as amostragens vespertina e matutina, e 4 h entre amostragens matutina e vespertina) pode ter permitido que mais carcaças se acumulassem nas margens do rio, aumentando o número de carcaças recolhidas nas amostragens matutinas. Não possuo dados detalhados de localização perpendicular ao escoamento das carcaças coletadas, pelo que serão necessárias informações adicionais e com maior nível de detalhe sobre o local de coleta de cada carcaça para confirmar o acima apontado.

O fato de que o trecho 4 seja o segundo a apresentar as maiores CPUEs de carcaças, sugere que carcaças derivam além dos limites da área de estudo sem serem coletadas. O baixo número de carcaças coletadas durante o experimento de recaptura permite inferir que um

número indeterminado de carcaças deriva não superficialmente ou o faz nos horários entre vistorias. Esses dois aspectos me levam a acreditar na necessidade de aprimoramento do método atualmente utilizado para a coleta de carcaças a jusante da UHSS.

Pimelodus maculatus foi a espécie mais frequente e com as maiores CPUEs. Essa espécie, numerosa em reservatórios e rios, e com notável dominância no sopé de usinas hidrelétricas e mecanismos de transposição de peixes, é a mais afetada na operação de usinas hidrelétricas (Andrade *et al.*, 2012). Mortalidades por acidentes ou na operação de usinas hidrelétricas fazem dessa a espécie de maior ocorrência no registro de óbitos (*e.g.* Andrade *et al.*, 2012 para a UHE Três Marias). Agostinho *et al.* (2003) estabelecem a época de desova da espécie entre novembro e janeiro, coincidindo com a temporada de maior abundância de mandis no sopé da UHSS (obs. pess.). Portanto, associo o incremento na densidade de mandis na área de defluência da UHSS durante a temporada reprodutiva com o possível aumento da mortalidade. No caso da UHSS, a CPUEb das carcaças de *P. maculatus* tem apresentado flutuações mensais e interanuais (entre as temporadas avaliadas), pelo que posso inferir que mortalidades consideráveis têm potencial de serem recorrentes.

O número de partidas foi a variável operativa que mais influenciou o número de carcaças a deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS. A temporada 4, com valores de CPUEs semelhantes aos da temporada 2, foi marcada pela escassa pluviosidade na região centro-sul brasileira. O baixo nível do reservatório de São Simão na temporada 4 forçou a execução de maior número de paradas (e por conseguinte, de partidas) das turbinas para permitir a recuperação do volume de água armazenado no reservatório ou por restrições na operação das turbinas. Na temporada 3, por outro lado, as turbinas funcionaram na maior parte do tempo e as partidas foram esporádicas. Como consequência, houve diminuição na quantidade de carcaças à deriva, sendo relevante a ausência de carcaças de *Z. jahu* durante esta temporada.

O maior número de partidas durante a temporada 4 propiciou o aumento das CPUEs de carcaças. Associo esse fenômeno ao fato de que peixes já concentrados no canal de fuga da UHSS adentraram nos tubos de sucção, com o consequente aumento do número de carcaças a deriva durante essa temporada em comparação à imediatamente anterior. Peixes reofílicos são atraídos pelo escoamento das turbinas para o tubo de sucção (Agostinho *et al.*, 2007; Junho, 2008), principalmente durante paradas de turbinas. Isso favorece o acontecimento de eventos de mortalidade por confinamento, asfixia ou turbulência excessiva no tubo de sucção (Silva, 2010), assim como pela ação das partes móveis das turbinas durante a sua partida.

Acredito que a inexistência de relações estatísticas entre as variáveis preditoras e as CPUEs de *Z. jahu* e *P. corruscans* deva-se à mortalidade aguda que caracterizou essas espécies. Houve morte intensa em períodos curtos, sendo que a análise de toda a série temporal não consegue captar os efeitos das variáveis medidas sobre a mortalidade dessas duas espécies.

A saída do tubo de sucção da turbina da UHSS está posicionada no fundo do canal de fuga, a cerca de 25 m de profundidade. É esperado, então, que peixes de hábitos bentônicos sejam mais afetados pela operação da UHSS. No caso da UHSS, essa premissa foi cumprida, pois além de quatro das cinco espécies mais coletadas serem de hábitos bentônicos, elas contribuíram com 71% das carcaças coletadas.

A predominância de sinais associados a choque mecânico nas espécies de maior porte é um indicativo claro de acidentes acontecidos no interior do sistema hidráulico da UHSS. Espécies de menor porte (*P. maculatus* e *P. squamosissimus*) tiveram indicativos de barotrauma, o que sugere que estes indivíduos sofreram descompressão quando a turbina entrou novamente em funcionamento. Outra possibilidade é que entre as carcaças dessas espécies hajam peixes provenientes do reservatório de São Simão. Essa hipótese deverá ser verificada com estudos que avaliem a passagem pelas turbinas, caracterizem os sinais apresentados por cada espécie no trajeto entre o reservatório e a área de defluência da UHSS (ver Brown *et al.*, 2012 e Colotelo *et al.*, 2012) e permitam determinar a taxa real de mortalidade.

Devido à escassa disponibilidade de estudos sobre deriva de carcaças, encontrei dificuldades para comparar e verificar os resultados obtidos neste estudo. Esse é mais um indicativo, não apenas da novidade dele, mas também da relevância de ampliar o conhecimento respeito da mortalidade de peixes nas usinas brasileiras. A continuidade deste estudo permitirá aumentar a quantidade e abrangência das informações obtidas, possibilitando o refinamento dos resultados e as suas conclusões.

2.7. RECOMENDAÇÕES

1. Manter o regime operativo atual da UHSS, que considera a execução de manobras de parada/partida fora da estação chuvosa. Evitar ao máximo, paradas/partidas por conveniência operativa na estação chuvosa, principalmente entre os meses de dezembro e abril, quando acontecem a maior quantidade de mortes de peixes na UHSS.
2. Continuar com as vistorias de carcaças, incluindo a estação seca na amostragem, visando estabelecer a variação horária e sazonal das carcaças. Com os dados obtidos, elaborar um

modelo preditivo que permita estimar a mortalidade a partir de amostragens em escalas espaciais e temporais menores.

3. Experimentos de flutuação, deriva não superficial e dinâmica hidráulica das carcaças são recomendáveis. A documentação *in situ* do processo de decomposição das espécies mais coletadas (especialmente *P. corruscans* e *P. mesopotamicus*) ajudará no estabelecimento de causas e tempo de ocorrência do óbito. Experimentos em laboratório podem ajudar a determinar a influência de variáveis ambientais e operativas sobre a flutuação e deriva de carcaças. Necropsias das carcaças são necessárias para determinar a ocorrência de lesões internas e determinar sinais de difícil observação, como embolias gasosas, ruptura ou distensão da bexiga natatória e hemorragias. Validar a operação “desvia-peixes” como alternativa para redução da mortalidade de peixes na UHSS é uma das prioridades de pesquisa no local.
4. Ênfase na pertinência de estudos que determinem a proveniências das carcaças, avaliando o trânsito pelo circuito hidráulico desde a montante e as taxas de mortalidade. Alternativas como marcas “balloon”, telemetria, marcação-recaptura e sonar Didson, são opções a avaliar. A informação obtida subsidiará a determinação da procedência das carcaças coletadas, assim como a estruturação de planos de ação que considerem as áreas de montante e jusante da UHSS.

2.8. AGRADECIMENTOS

Agradeço de maneira especial a Átila de Araújo e Mateus Carvalho pela coleta de dados durante boa parte do estudo e a cessão dos mesmos para a realização deste capítulo. A Raoni Rodrigues pela execução dos testes estatísticos. À equipe de operação da UHSS pelo apoio durante a realização dos experimentos *in situ*. Aloísio de Carvalho e Miriam de Castro (CEMIG) colaboraram na obtenção de dados ambientais e operativos. À UHE Amador Aguiar II do Consórcio Capim Branco Energia por permitir a coleta de peixes na área de defluência da usina. Ao pescador profissional Genilson Medeiros pela assistência em campo.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 2.1. Sinais usados para classificação dos estádios de decomposição de *P. maculatus* e *P. squamosissimus*. *sinais avaliados apenas em *P. maculatus*.

Estádio de decomposição	Sintoma	Descrição
Inicial	Flutuação	Peixe flutuando na superfície da água
	Olho opaco	Olhos com perda de brilho e coloração esbranquiçada
	Pele cinzenta*	Perda da cor amarelada em mais de 50% da superfície corporal
Inicial / Intermediário	Exoftalmia	Olho(s) conspicuamente fora da órbita
Intermediário	Abdômen distendido	Abdômen notavelmente distendido pelo acúmulo de gases
	Flacidez muscular	Perda do tônus muscular com separação da pele e a musculatura
	Brânquia esbranquiçada	Perda da cor vermelha viva das brânquias
Avançado	Vísceras projetando-se pela abertura urogenital e/ou opérculo	Estômago e intestino projetados para fora pelo ânus e/ou opérculo
	Ossos aparentes	Osso visível devido à perda de pele
	Nadadeiras desintegradas	Nadadeiras sem membranas ou com raios facilmente quebradiços
	Perfurações dérmicas	Rompimentos de pele decorrente da decomposição muito avançada

Tabela 2.2. Informações sobre experimento de marcação e recaptura de carcaças e decomposição de *P. maculatus*. F= fundo, S= superfície, CP= comprimento padrão e PC= peso corporal.

Réplica	Tratamento		Recaptura		CP (média ± DP)	PC (média ± DP)	Tempo máximo de resfriamento (h)
	F	S	F	S			
1	50	50	1	3	25,6 ± 2,1	319,6 ± 86,7	48
2	49	51	1	0	23,7 ± 2,2	206,5 ± 53,5	24
3	50	50	0	0	23,4 ± 2,3	224,4 ± 70,1	48

Tabela 2.3. Lista de espécies de peixes incluídas nas vistorias de carcaças durante as quatro temporadas avaliadas.

Espécie	Temporada			
	1	2	3	4
CHARACIFORMES				
Anostomidae				
<i>Leporinus elongatus</i>	+	+	+	
<i>Leporinus friderici</i>	+	+	+	+
<i>Leporinus macrocephalus</i>	+		+	+
<i>Leporinus obtusidens</i>				+
<i>Leporinus octofasciatus</i>			+	
<i>Leporinus</i> sp.		+		
<i>Leporinus tigrinus</i>			+	
<i>Schizodon nasutus</i>		+		
Bryconidae				
<i>Brycon</i> sp.			+	
<i>Salminus brasiliensis</i>		+		
Characidae				
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	+	+	+	+
Cynodontidae				
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	+	+	+	+
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i>	+			+
Prochiolodontidae				
<i>Prochilodus lineatus</i>	+	+	+	+
Serrasalminidae				
<i>Metynnis maculatus</i>	+	+	+	
<i>Serrasalmus maculatus</i>	+	+	+	+
<i>Serrasalmus marginatus</i>	+	+		
SILURIFORMES				
Doradidae				
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	+	+	+	
Heptapteridae				
<i>Rhamdia quelen</i>				+
Loricariidae				
<i>Hypostomus</i> sp. A	+			
<i>Hypostomus</i> sp.				+
Pimelodidae				
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>				+
<i>Pimelodus maculatus</i>	+	+	+	+
<i>Pinirampus pirinampu</i>	+	+	+	+
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	+	+	+	+
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>		+	+	
<i>Zungaro jahu</i>	+	+		+

Espécie	Temporada			
	1	2	3	4
Pseudopimelodidae				
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	+			
PERCIFORMES				
Cichlidae				
<i>Cichla kelberi</i>		+		
<i>Cichla piquiti</i>	+		+	
<i>Cichla</i> sp.		+		+
<i>Geophagus proximus</i>		+	+	
<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	+	+
Sciaenidae				
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	+	+	+	+

Tabela 2.4. Resultados da Análise de Deviance para os modelos de CPUEn e CPUEb gerais, e para a CPUEb de *P. maculatus*. PartidaN: número de partidas das turbinas; Qv: vazão vertida; NAj: nível de água de jusante. Valores em negrito indicam significância estatística.

CPUEn					
	GL	Deviance	GL residual	Deviance residual	p
Nulo			283	402,59	
PartidaN	1	37,953	282	364,63	0,00
Temporada	3	1,293	279	363,34	0,73
Qv	1	3,978	278	359,36	0,05
NAj	1	8,24	277	351,12	0,00
ParadaN*Temporada	3	39,73	274	311,39	0,00
CPUEb					
Nulo			283	434,41	
PartidaN	1	56,002	282	378,4	0,00
Temporada	3	13,331	279	365,07	0,00
Temperatura	1	12,739	278	352,33	0,00
ParadaN*Temporada	3	12,822	275	339,51	0,01
<i>Pimelodus maculatus</i> (CPUEb)					
Nulo			236	375,62	
PartidaN	1	17,0582	235	358,56	0,00
Temporada	3	19,9384	232	338,62	0,00
Pluviosidade	1	4,8668	231	333,76	0,03
Temperatura	1	2,0815	230	331,67	0,15
NAj	1	28,1484	229	303,53	0,00
Temporada*Temperatura	3	13,4488	226	290,08	0,00
PartidaN*Temporada	3	20,8621	223	269,21	0,00

Tabela 2.5. Resultados da ANOVA para o GLM de CPUE_n e CPUE_b gerais, e para a CPUE_b de *P. maculatus*. PartidaN: número de partidas das turbinas; Qv: vazão vertida; NAj: nível de água de jusante. Valores em negrito indicam significância estatística.

	Coefficiente	Erro padrão	p
CPUE_n			
Intercepto	159,1000	41,9300	0,00
PartidaN	-1,2600	0,2727	0,00
Temporada2	-1,1880	0,3827	0,00
Temporada3	-1,2910	0,3772	0,00
Temporada4	-1,3980	0,3650	0,00
Qv	0,0007	0,0002	0,00
NAj	-0,4754	0,1283	0,00
PartidaN:Temporada2	1,7330	0,2993	0,00
PartidaN:Temporada3	1,4220	0,3904	0,00
PartidaN:Temporada4	1,7170	0,2808	0,00
CPUE_b			
Intercepto	12,9458	1,0416	< 2e-16
PartidaN	-0,2723	0,2637	0,30
Temporada2	-0,7186	0,4348	0,10
Temporada3	-1,1645	0,4370	0,01
Temporada4	-0,7554	0,4268	0,08
Temperatura	-0,1319	0,0366	0,00
PartidaN:Temporada2	1,0727	0,2988	0,00
PartidaN:Temporada3	0,0422	0,4281	0,92
PartidaN:Temporada4	0,7994	0,2784	0,00
<i>Pimelodus maculatus</i> (CPUE_b)			
Intercepto	267,1139	46,4072	0,00
PartidaN	-0,7667	0,2278	0,00
Temporada2	-0,4494	3,9959	0,91
Temporada3	6,6890	4,0031	0,09
Temporada4	-5,8165	2,8494	0,04
Pluviosidade	0,0060	0,0051	0,24
Temperatura	-0,2125	0,1002	0,03
NAj	-0,7723	0,1406	0,00
Temporada2:Temperatura	-0,0335	0,1511	0,82
Temporada3:Temperatura	-0,3103	0,1531	0,04
Temporada4:Temperatura	0,1772	0,1080	0,10
PartidaN:Temporada2	1,2064	0,2644	0,00
PartidaN:Temporada3	0,1280	0,3808	0,74
PartidaN:Temporada4	1,0057	0,2421	0,00



Figura 2.1. Área de amostragem de carcaças a deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013. Imagem: Google Earth.

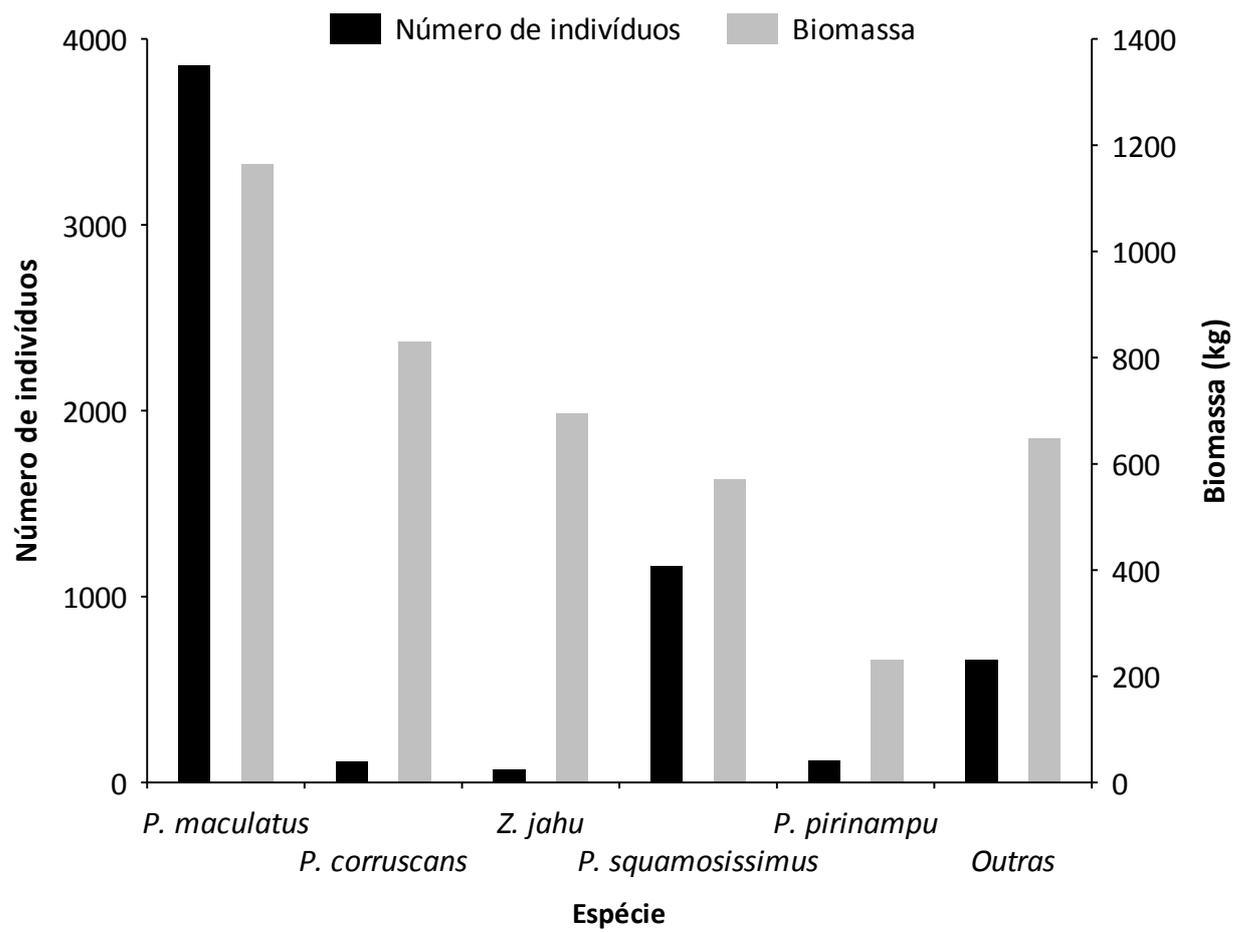


Figura 2.2. Número de indivíduos e biomassa das cinco espécies dominantes nas carcaças a deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013.

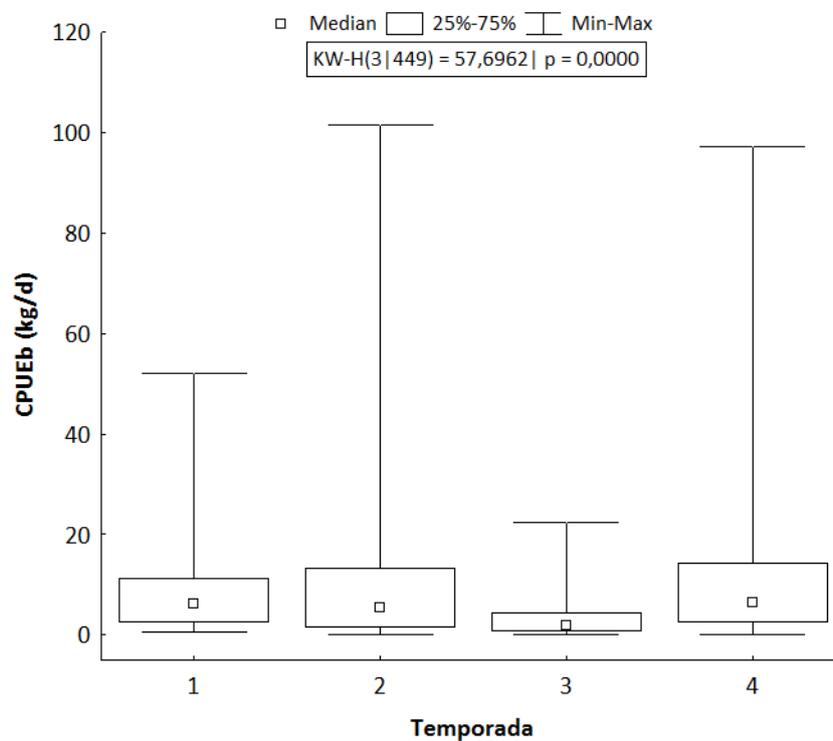
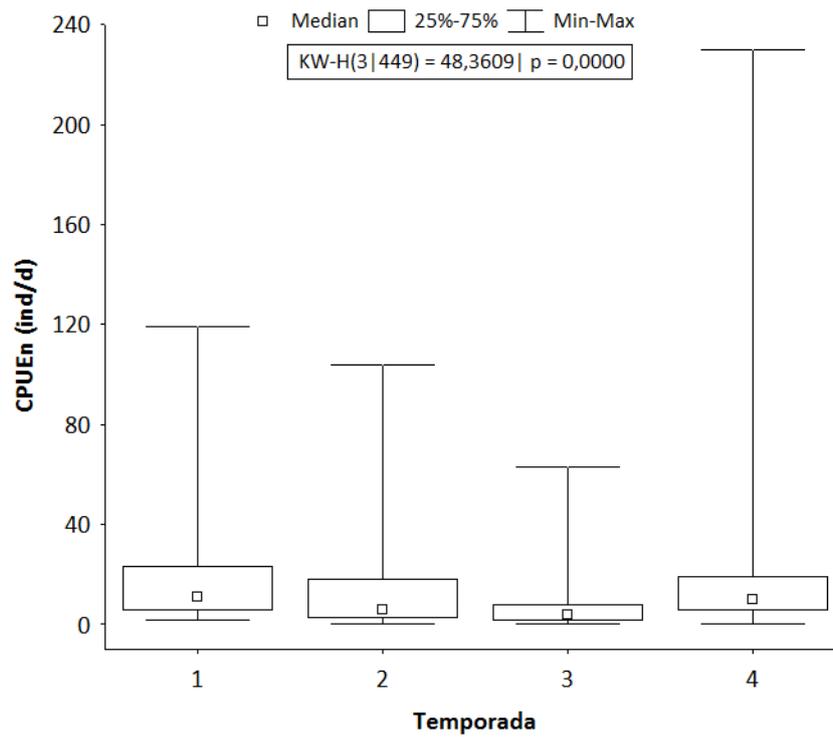


Figura 2.3. CPUE_n (painel superior) e CPUE_b (painel inferior) nas coletas de carcaças a jusante da UHSS entre 2009 e 2013.

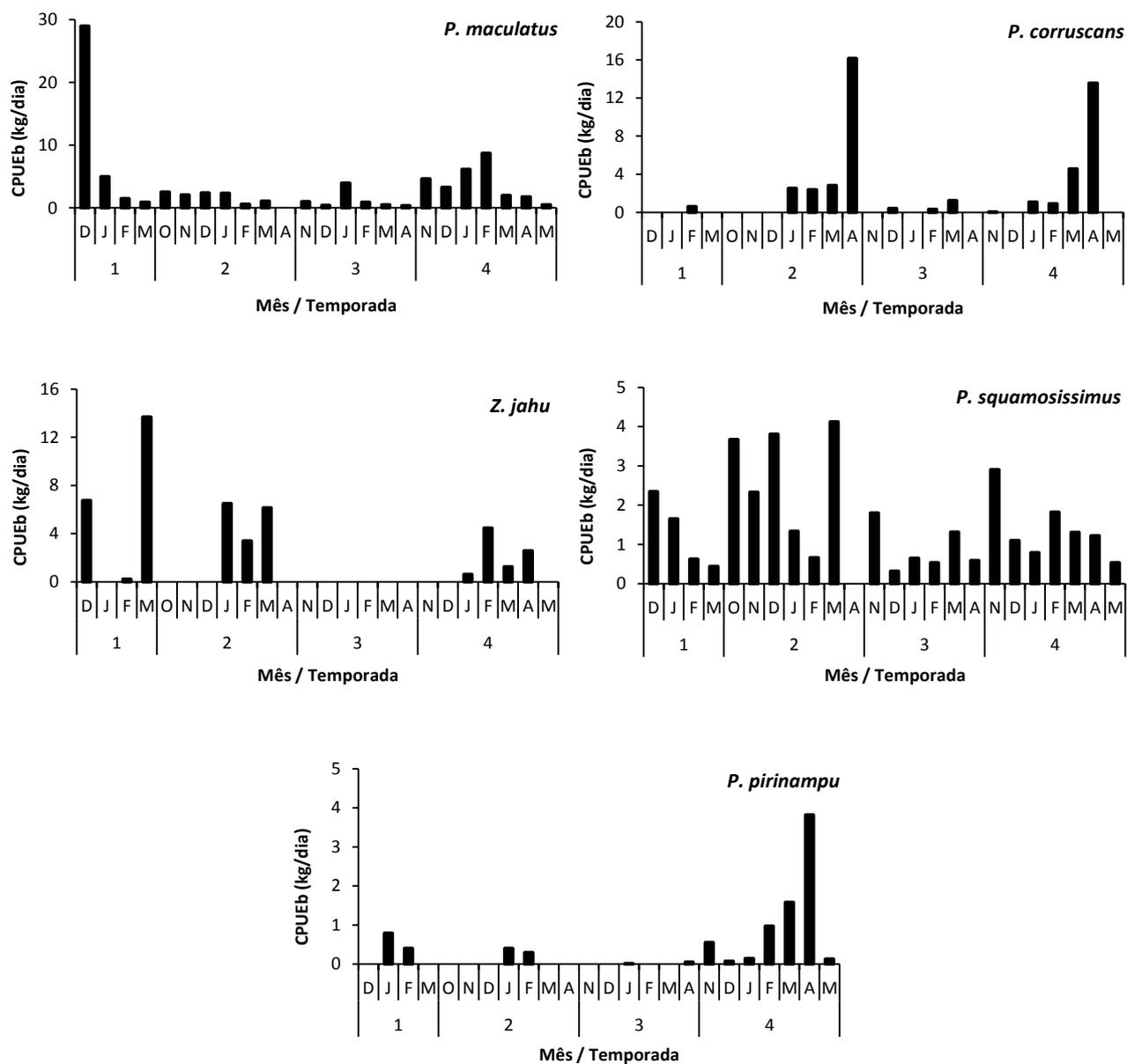


Figura 2.4. CPUEb das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013.

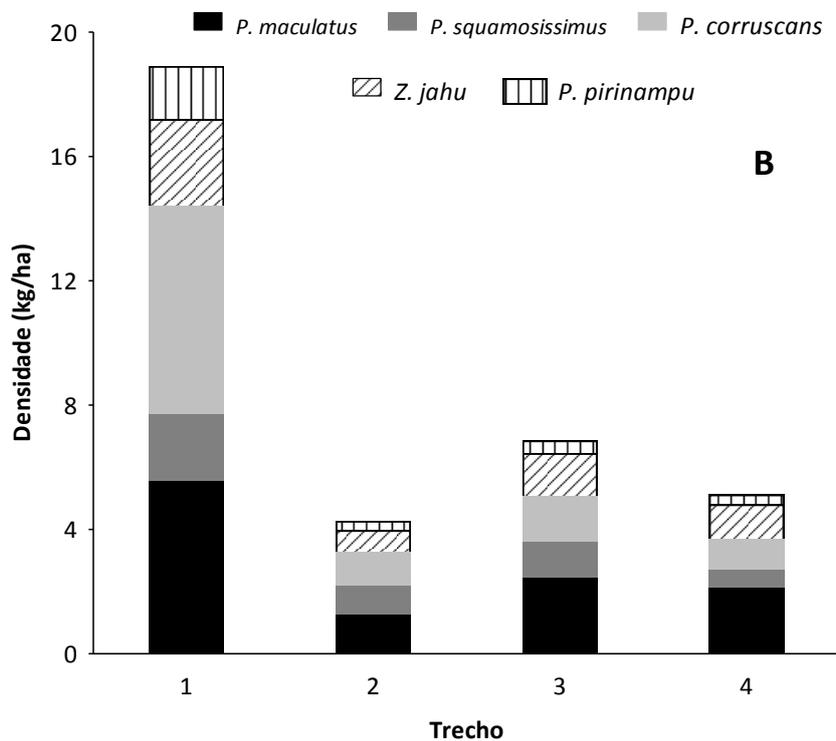
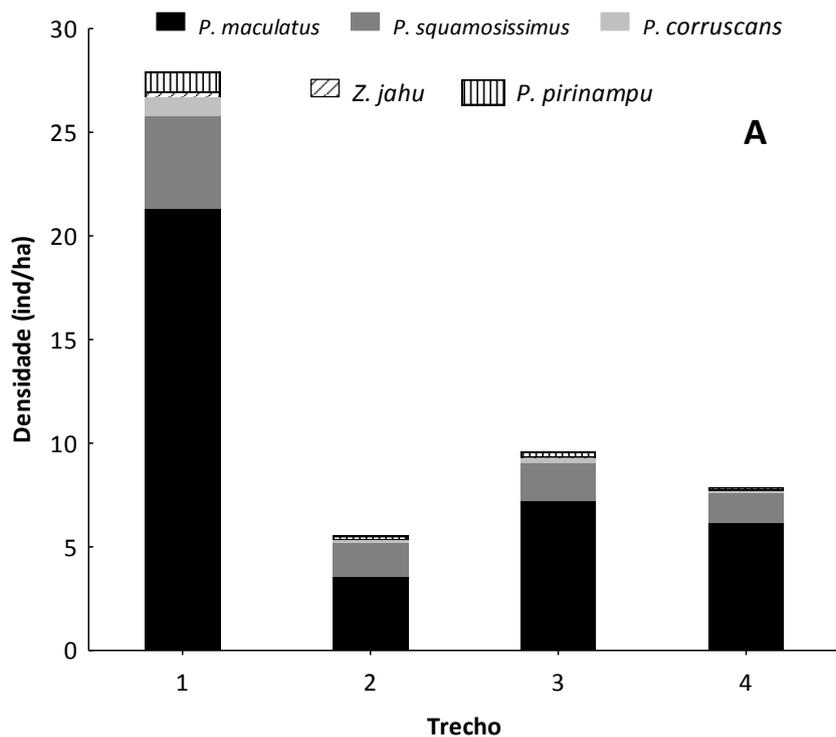


Figura 2.5. Densidade de peixes em número de indivíduos (A) e biomassa (B) por trecho das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013.

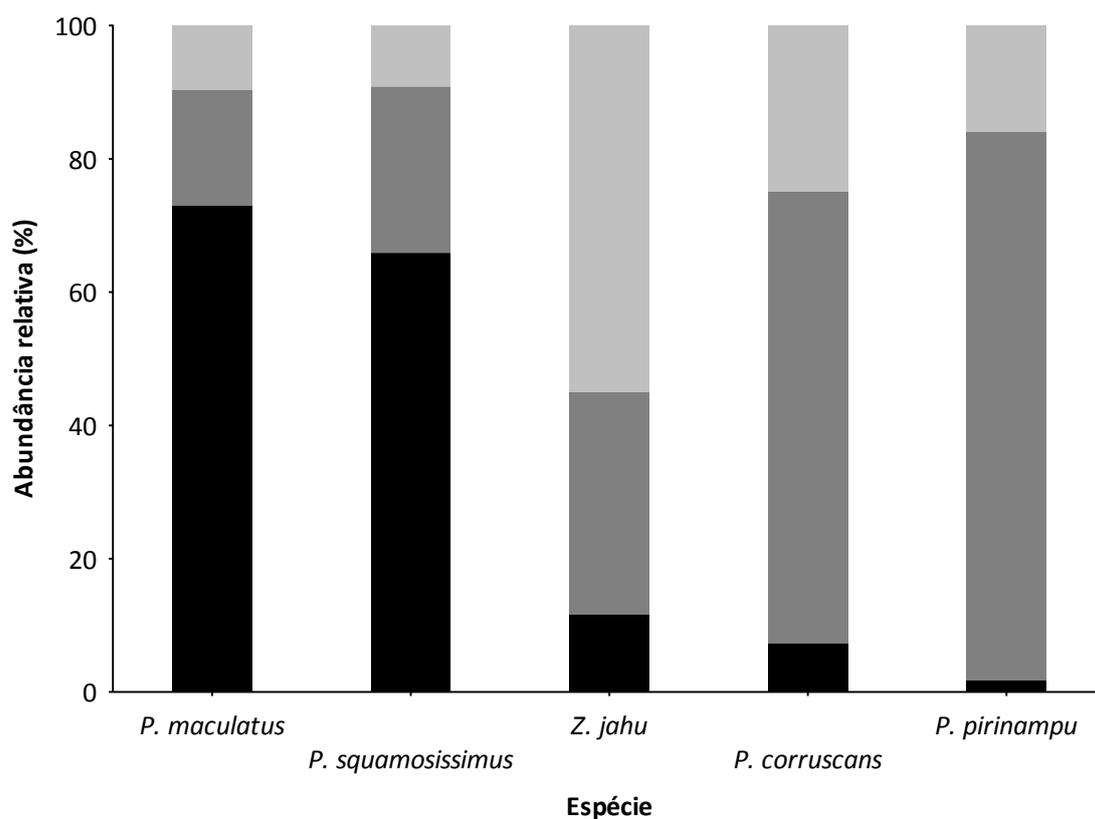


Figura 2.6. Abundância relativa de carcaças por estágio de decomposição das cinco espécies das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013. Decomposição: barra preta= inicial, barra cinza escura= intermediária e barra cinza clara= avançada.

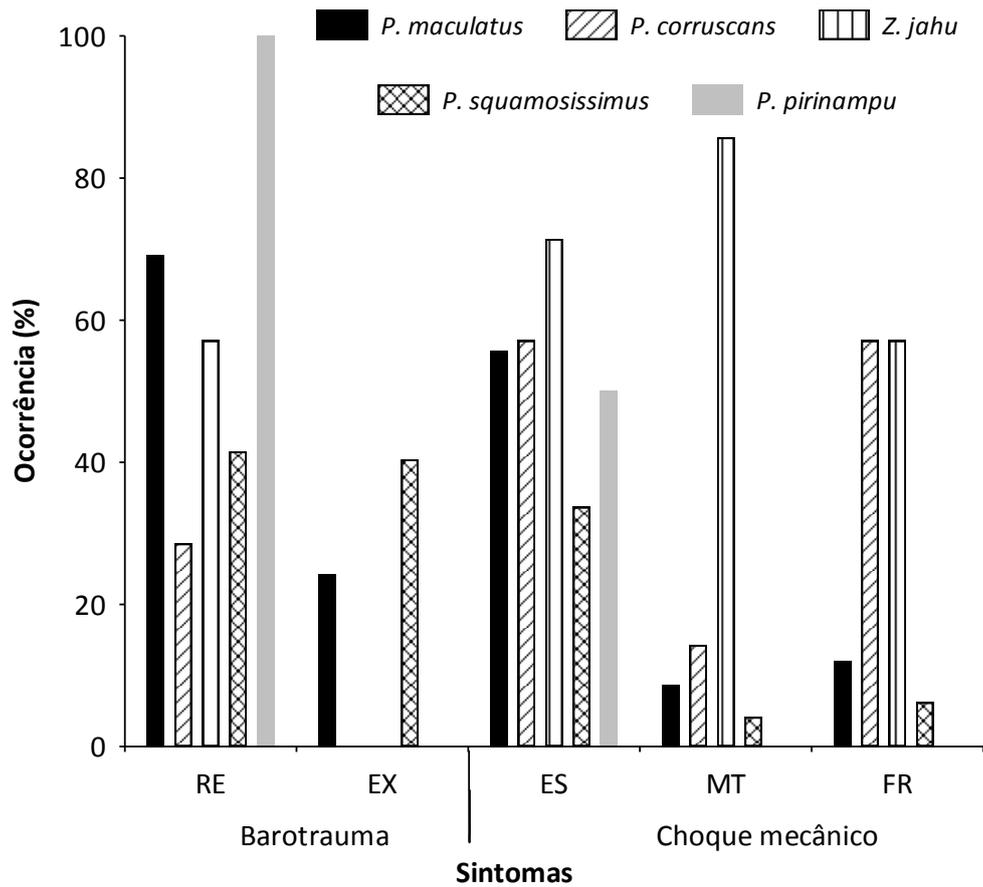


Figura 2.7. Porcentagem de ocorrência (%) de sinais nas carcaças frescas das cinco espécies dominantes nas carcaças à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013. RE: reversão estomacal, EX: exoftalmia, ES: escoriação, MT: mutilação, FR: fratura.

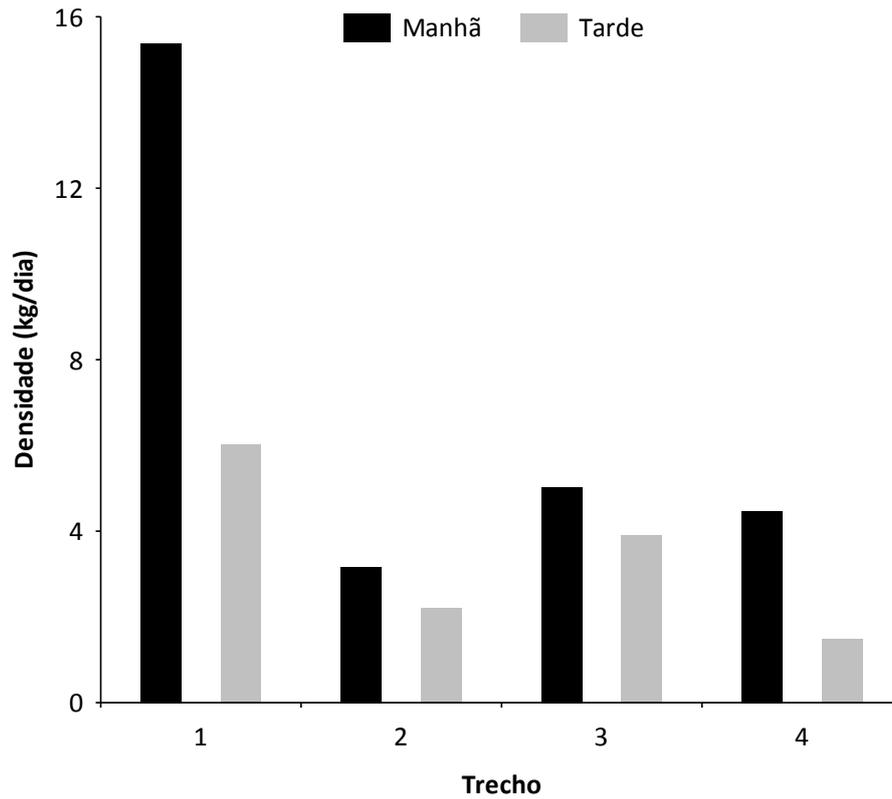


Figura 2.8. Densidade média de carcaças por horário e trecho à deriva no rio Paranaíba a jusante da UHSS entre 2009 e 2013.

2.9. BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Susuki, H. U. & Júlio Jr. H. F. 2003. Chapter 2: Migratory Fishes of the Uper Paraná River Basin, Brazil. *In*: Carosfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A. (eds.). 2003. Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status. IDRC/World Bank. 372 p.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá – PR: Editora Universidade Estadual de Maringá – UEM. 501 p.
- Andrade, F., I. G. Prado, R. C. Loures & A. L. Godinho. 2012. Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brasil. *Neotropical Ichthyology*, 10(4): 723-730.
- Brown, R. S., B. D. Pflugrath, A. H. Colotelo, C. J. Brauner, T. J. Carlson, Z. D. Deng & A. G. Seaburg. 2012. Pathways of barotrauma in juvenile salmonids exposed to simulated hydroturbine passage: Boyle's law vs. Henry's law. *Fisheries Research*, 121-122: 43-50.
- Čada, G. 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries*, 26(9): 14-23.
- CEMIG. 2010. Proteção da ictiofauna na operação e manutenção de Usinas Hidrelétricas. Manual de Procedimentos, Seção 5 – Serviços. Instrução de Serviço 47.
- Colotelo, A. H., Pflugrath, B. D., Brown, R. S., Brauner, C. J., Mueller, R. P., Carlson, T. J., Deng, Z. D., Ahmann, M. L. & Trumbo, B. A. 2012. The effect of rapid and sustained decompression on barotrauma in juvenile brook lamprey and Pacific lamprey: Implications for passage at hydroelectric facilities. *Fisheries Research*, 129-130: 17-20.
- Ferguson, J. W., Absolon, R. F., Carlson, T. J. & Sandford, B. P. 2006. Evidence of delayed mortality on juvenile Pacific salmon passing through turbines at Columbia River dams. *Transaction of the American Fisheries Society*, 135: 139-150.
- Hackett, J. 2005. Appendix E-4: Investigation into fish mortality on the Sao Francisco River, Minas Gerais, Brazil, September 17 to October 10, 2005. World Fisheries Trust. Victoria, B.C. Canada. 18 p.

- Junho, R. 2008. Migrações ascendentes de peixes neotropicais e hidrelétricas: proteção a jusante de turbinas e vertedouros e sistemas de transposição. Tese de doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 235 p.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Silva, L. G. M. 2010. Estudo de sistemas para repulsão de peixes como alternativas de mitigação de impacto ambiental em usinas hidrelétricas e canais para abastecimento de água. Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Minas Gerais. 178 p.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. 498 p.
- Vono, V. 2003a. Monitoramento da ictiofauna no mecanismo de transposição para peixes da UHE Igarapava ano de 2003. Consórcio da UHE Igarapava / Leserpa. Relatório técnico. 26 p.
- Vono, V. 2003b. Monitoramento da ictiofauna no reservatório da UHE Igarapava ano de 2003. Consórcio da UHE Igarapava / Leserpa. Relatório técnico. 30 p.

CAPÍTULO 3

Migrações do barbado, *Pinirampus pirinampu*, e da caranha, *Piaractus mesopotamicus*, no baixo rio Paranaíba, Brasil

3.1. RESUMO

Múltiplos barramentos foram implantados no rio Paranaíba durante as últimas quatro décadas. Poucos estudos foram conduzidos com o intuito de definir os impactos que tais barramentos acarretam para a ictiofauna local, uma vez que o conhecimento sobre aspectos migratórios para a maior parte das espécies é reduzido ou indisponível. Entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014, marquei e rastreei com telemetria acústica, 30 barbados (*Pinirampus pirinampu*) e 31 caranhas (*Piaractus mesopotamicus*), no trecho compreendido entre a Usina Hidrelétrica de São Simão (UHSS) e o rio Aporé. Determinei a existência de duas populações de barbados, uma associada à barragem de São Simão (BSS) e a outra, à foz do rio Claro (FRC), sendo a primeira predominantemente sedentária e a outra, migradora de curta distância (< 18 km); ambas compostas por indivíduos vagantes. As caranhas apresentaram uma única população, com área de vida em todo o trecho estudado e constantes deslocamentos entre a BSS e a área a jusante da foz do rio Aporé. Esses deslocamentos foram recorrentes durante a estação chuvosa, enquanto na seca, as caranhas permaneceram no trecho entre a BSS e os portos graneleiros no rio Paranaíba (PSP – área de alimentação). Informações a respeito da distribuição histórica e reprodução de ambas as espécies são fragmentárias e precisam ser determinadas para a verificação dos modelos migratórios aqui propostos. Discuto sobre a possibilidade de estabelecimento de um Sistema de Transposição de Peixes (STP) na UHSS, vendo como positiva a sua implementação. Deverão, de qualquer maneira, serem tomadas precauções para garantir que o estoque pesqueiro a jusante da UHSS não seja prejudicado.

Palavras chave: migração, telemetria acústica, rio Paranaíba, domiciliante, vagante.

3.2 ABSTRACT

Multiple dams were built in the Paranaíba River during last four decades. Few studies has been conducted in order to define impacts that those barriers bring to the local fish fauna, once that knowledge about migratory aspects for most of the species is scarce or unavailable. Since October of 2012 to February of 2014, I tagged and tracked 30 barbados (*Pinirampus pirinampu*) and 31 caranhas (*Piaractus mesopotamicus*) in a stretch between São Simão Hydroelectric Dam (SSHHD) and Aporé River, using acoustic telemetry. I determinate existence of two barbado

populations, one associated to the SSHD and the other to the Claro River mouth (CRM), being the first one, principally sedentary and the other one, short distance migratory (<18 km), both of them composed by straying individuals. Caranhas showed a unique population, with home range in all of the studied stretch and with constants movements between SSHD and the area downstream of the Aporé River mouth. Those movements were recurrent during rainy season, while the dry, caranhas remained in the SSHD and bulk ports stretch of the Paranaíba River (feeding area). Informations about historic distribution and reproduction of both species were fragmentary and needs to be determinated in an accurate way in order to verify migratory models proposed here. I discuss about the possibility of establish a Fish Passage System (FPS) at SSHD, seeing as positive their implementation. In any case, it is necessary to be careful in order to ensure that fish stocks would not be affected.

Keywords: migration, acoustic telemetry, Paranaíba River, homer, strayer.

3.3. INTRODUÇÃO

A crescente demanda energética brasileira trouxe como consequência o adensamento nos barramentos com fins hidrelétricos, tanto de rios principais como de seus tributários. Esse processo, desenvolvido em alguns casos com critérios mais econômicos que ambientais, gera impactos negativos no ambiente fluvial e nos organismos aquáticos que nele habitam. Interrupção de rotas migratórias (Pelicice & Agostinho, 2008), separação das áreas reprodutivas daquelas de crescimento e alimentação (Agostinho *et al.*, 2003) e alteração do regime hidrológico regional (intensidade, periodicidade e frequência de inundações) (Antonio, *et al.*, 2007), são apenas alguns dos impactos que se evidenciam quando convertidos espaços fluviais para outros com características lênticas.

Desde a década de 1970, o alto rio Paraná, conformado pelas bacias do rio Grande e do rio Paranaíba, foi alvo de numerosos barramentos que derivaram na diminuição local das populações de grandes espécies migratórias (*e.g.* jaú, pintado, dourado, caranha, curimatá, piaus), historicamente abundantes nos trechos atualmente alagados. O bloqueio de rotas migratórias, a pesca excessiva (por conta da acumulação no sopé de usinas hidrelétricas) e a inacessibilidade ou eliminação dos locais de reprodução e crescimento (várzeas e lagoas marginais), supõem impactos severos à ictiofauna, que em boa parte dos casos, não foram avaliados no momento de interrupção do fluxo natural do rio.

Diversas estratégias de manejo foram utilizadas no Brasil na tentativa de combater os efeitos dos barramentos sobre a ictiofauna. Estocagem, transposições manuais e sistemas de

transposição de peixes (STP) já foram utilizados para reverter declínios nas populações de peixes a montante dos barramentos (reservatórios) e para redistribuir o estoque pesqueiro, comumente concentrado no sopé dos mesmos. Contudo, são poucos os casos nos quais tais estratégias vêm acompanhadas de estudos e avaliações com critérios técnicos que permitam estabelecer a sua eficácia e os possíveis impactos adversos a longo prazo.

A definição de STPs, em alguns casos, tem sido realizada sob limitações legais (*e.g.* Leis 12.265 de 24-7-1996 e 12.488 de 9-4-1997, que tornam obrigatória a implementação dessas estruturas nas novas represas construídas no estado de Minas Gerais) e com a concepção do próprio STP como o objetivo a seguir, não como um instrumento para o delineamento de políticas de manejo (Agostinho *et al.*, 2002). Essa situação se vê agravada com a baixa quantidade de estudos técnicos que permitam avaliar a performance dos STPs construídos na América do Sul (Agostinho *et al.*, 2007a), pois muitos deles foram construídos sem objetivos claros (Silva & Lopes, 2010), pelo que são atualmente alvo de discussão no que tange à sua eficiência e seletividade, assim como no seu papel na conservação da ictiofauna (Oldani & Baigún, 2002; Agostinho *et al.*, 2007c; Makrakis *et al.*, 2007a e b; Pelicice & Agostinho, 2008, Godinho & Kynard, 2009). A carência de informações sobre aspectos migratórios das espécies de peixes brasileiros tem gerado equívocos acerca do papel dos STPs na conservação da ictiofauna (Godinho & Kynard, 2009).

Num cenário ideal, os STPs devem ser fundamentados em estudos migratórios que definam sua conveniência e orientem o seu desenho. Estabelecer os impactos em escala local e regional e conhecer a resposta comportamental de peixes migradores a jusante e a montante da barragem é de grande importância para a tomada de decisões de manejo que sejam eficientes (Ribeiro, 2003) e que resultem na manutenção das populações de peixes migradores.

Estudos recentes sobre aspectos migratórios de peixes brasileiros tem se fundamentado tradicionalmente na radiotelemetria (*e.g.* Silva, 2004, Godinho, 2005; Godinho & Kynard, 2006; Alves *et al.*, 2007; Hahn *et al.*, 2007; Andrade, 2008; Silva, 2012). Entretanto, características morfológicas e hidráulicas dos locais de estudo (*i.e.* profundidade > 15 m e altas turbidez e condutividade), tornam inadequada esta técnica. A telemetria acústica se apresenta então como uma alternativa para este tipo de condições, embora ainda seja pouco conhecida no Brasil e as referências de aplicação, provenientes tanto do hemisfério norte, quanto da Austrália (principalmente em ambientes marinhos), devem ser consideradas com cautela e adaptadas às condições e espécies brasileiras.

No presente estudo procurou-se estabelecer o modelo conceitual de migração de barbado (*Pinirampus pinirampu*) e caranha (*Piaracatus mesopotamicus*) a jusante da usina hidrelétrica de São Simão (UHSS), levando em consideração parâmetros como a área de vida linear (AVL), a sazonalidade nos padrões de deslocamento e os locais de agregação de indivíduos, caso existentes. Estes dados, associados à distribuição prévia das espécies, fundamentam a discussão a respeito da conveniência de implantação de um STP na UHSS.

3.4. MATERIAIS E MÉTODOS

3.4.1. Local de estudo

O presente estudo foi conduzido no baixo rio Paranaíba, no trecho compreendido entre a jusante da UHSS e o rio Aporé (Figura 3.1), com aproximadamente 93 km de extensão e que faz parte do reservatório de Ilha Solteira. O rio Paranaíba percorre 1.600 km desde seu nascimento no município de Rio Paranaíba-MG até a sua foz, onde conflui com o rio Grande para formar o rio Paraná (trecho superior desse último, segundo Agostinho & Júlio Jr., 1999). A vazão média anual do rio Paranaíba é de aproximadamente 1.700 m³/s. No seu curso principal há quatro usinas hidrelétricas, todas de grande porte e com mais de 35 anos de existência. A maior parte das terras adjacentes ao rio Paranaíba vem sendo utilizadas a décadas para cultivo da cana, soja e pasto para criação bovina.

A jusante da UHSS, no rio Paranaíba se incorporam os rios Claro, Verdinho, São Domingos (único tributário na margem esquerda), Correntes e Aporé. Os dois primeiros apresentam barramentos a 1 e 5 km a montante das suas fozes, respectivamente. O rio Claro possui vazão MLT (Média de Longo Termo) de 221 m³/s, semelhante à do rio Verdinho, de 200 m³/s. Os rios Correntes e Aporé, embora com vazões menores, são mais largos devido à influência do represamento do reservatório de Ilha Solteira.

O reservatório de Ilha Solteira, formado em 1973, é o primeiro na sequência de reservatórios do rio Paraná e possui 1.195 km² de área alagada (Agostinho *et al.*, 2007b). A distância fluvial entre a UHSS e a UHE Ilha Solteira (UHIS) é de 222 km. Entre a UHIS e a UHE Água Vermelha (UHAV), no rio Grande, há 138 km fluviais.

A cerca de 5 km a jusante da UHSS, inicia-se a hidrovia Paraná-Tietê, que permite o escoamento da produção agrícola de parte dos estados de Minas Gerais, Goiás e Mato Grosso do Sul. Na margem de Goiás, sob jurisdição do município de São Simão, encontram-se instalados portos graneleiros que embarcaram, durante o ano de 2011, pouco mais de 2 milhões de toneladas de açúcar, soja e milho. As adjacências dos citados portos são locais de aglomeração

de várias espécies de peixes, entre elas mandi, caranha, piau, que se alimentam da soja que cai na água durante o processo de embarque de grãos.

3.4.2. Espécies de estudo

***Pirirampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829)**

Essa espécie, conhecida localmente como barbado ou mandi-alumínio é um bagre de médio porte, com comprimento máximo de 95,2 cm (Figura 3.2). Sua distribuição é extensa na bacia, incluindo reservatórios e tributários dos rios Paraná (Agostinho & Júlio Jr., 1999) e Paranaíba. Os barbilhões com bordas planas, a boca ampla e as subdivisões da sua linha lateral são distintivos morfológicos. A pesca dessa espécie na área de estudo ocorre de julho a outubro, quando a água apresenta a maior transparência (obs. pess.).

O barbado é uma espécie piscívora, com hábitos diurnos (Hahn *et al.*, 1997) e pelágicos (Agostinho *et al.*, 1999a). O comprimento da primeira maturação é de 57 cm para fêmeas e 54 cm para machos (Peixer *et al.*, 2006), com desova total entre dezembro e janeiro (Agostinho *et al.*, 2003).

***Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887)**

A caranha (Figura 3.3), também conhecida como pacú, é onívora, com dieta composta de microcrustáceos durante as fases larval e juvenil, e plantas e insetos quando adultos. Habita a calha principal do rio, se reproduzindo exclusivamente nesse ambiente. Atinge comprimento máximo de 62 cm, com a primeira maturação sexual aos 34 cm (L₅₀, Costa & Mateus, 2009). A sua desova, que é total, acontece entre outubro e janeiro (Ringuelet *et al.*, 1967; Agostinho *et al.*, 2003). Essa espécie é estocada em reservatórios da bacia, com eficiência ainda por se determinar (Agostinho *et al.*, 2003). Seus movimentos migratórios na bacia do Paraná são ainda pouco conhecidos e dependem grandemente dos relatos de pescadores (exceto pelo estudo de Makrakis *et al.*, 2007). É uma das espécies mais capturadas na bacia do Paraná, chegando a ser catalogada como sobreexplotada em algumas regiões da bacia (Peixer *et al.*, 2007). A espécie é abundante no trecho aqui estudado, se aglomerando nas adjacências dos portos graneleiros e na área de defluência da UHSS, sendo proveniente muito provavelmente, tanto de recrutamento natural quanto da estocagem que a CESP realizou durante vários anos.

3.4.3. Captura e transporte dos peixes

Primeira marcação

Capturei barbados no rio Paranaíba na barragem de São Simão (BSS) e na foz do rio Claro (FRC). Na BSS, capturei barbados na área de defluência da UHSS (1º km a jusante da usina) em setembro de 2012, mediante espinhéis com isca viva (piaus) que foram vistoriados duas vezes por dia. Na FRC, a captura aconteceu em novembro de 2013 a cerca de 0,5 km a jusante da sua foz. O transporte dos barbados entre o local de captura e o de marcação foi realizado de barco, em ambas as localidades, em caixas com 300 L de água. Cada operação de transporte, que considerou máximo dois indivíduos por caixa, teve duração < 15 min.

Capturei as caranhas frente aos portos de soja do rio Paranaíba (PSP) em fevereiro de 2013 (n = 25) e na FRC em novembro de 2013 (n = 1) e janeiro de 2014 (n = 5). No PSP, usei rede de deriva, conhecida localmente como “rede de rodada”, de malha 20, 130 m de comprimento e 8 m de altura. Cada lance da rede durou cerca de 5 min e percorreu entre 0,7 e 1,1 km. As caranhas do FRC as capturei com rede de emalhar de malha 20, 50 m de comprimento e 5 m de altura. Armei a rede na margem direita do rio Paranaíba, entre 200 m a montante e 200 m a jusante da foz do rio Claro, em locais com profundidades superiores a 10 m. Vistoriei a redes duas vezes por dia (manhã e tarde) para retirada dos peixes capturados.

Para os barbados da BSS e as caranhas do PSP, realizei o transporte entre a margem do rio e o local de marcação de carro, usando caixas com 170 L de água. Transferi barbados e caranhas da FRC diretamente da caixa de transporte para caixas de manutenção, com 300 L de água. Mantive tanto barbados quanto caranhas por menos de 1 h nas caixas de manutenção até o momento da marcação. Evitei na marcação peixes com ferimentos graves ou fraqueza aparente, produto do processo de captura.

Os barbados marcados, provenientes da BSS, foram soltos na margem esquerda do rio Paranaíba, 100 m a jusante da UHSS. Liberei barbados e caranhas do PSP e da FRC a menos de 3 km do local de captura, onde foram marcadas.

Segunda marcação

Capturei caranhas, além das necessárias para marcação, visando obter dados adicionais sobre proporção sexual e estágio de maturação gonadal (EMG), assim como informações respeito de conteúdo estomacal e acúmulo de gordura celomática em fevereiro de 2013 (caranhas adicionais, n = 23). Com o mesmo objetivo, capturei ocasionalmente barbados, usando os métodos supracitados ou analisei barbados capturados por pescadores profissionais

de Chaveslândia (MG) durante setembro e novembro de 2013 (n = 8). O transporte dos peixes marcados, foi realizado em condições semelhantes às apresentadas para a primeira marcação.

3.4.4. Marcação

Os procedimentos de marcação, em geral, foram semelhantes para barbados e caranhas e seguiram Godinho & Kynard (2006) e Godinho *et al.* (2007). Coloquei cada peixe num tanque com 120 L de água do rio com aeração constante. Acrescentei sete gotas de óleo de cravo da Índia (anestésico) e 15 ml Prime® (protetor de muco) à água do tanque. Imobilizei os peixes com eletronarose de corrente contínua (Hudson *et al.*, 2011; Kynard & Lonsdale, 1975; Ross & Ross, 2008; Trushenski *et al.*, 2012). Determinei a tensão ótima (V) da eletronarose aumentando a tensão até o momento do peixe apresentar o estado IV de sedação (perda total do tono muscular e equilíbrio, movimentos operculares lentos e regulares, perda de reflexos espinhais e detenção dos movimentos operculares) de Summerfelt & Smith (1990), quando reduzi a tensão até os movimentos operculares retornarem a ritmo constante. Descartei a ocorrência de overdose para todos os peixes com base nos parâmetros de Kahn & Mohead (2010).

Determinei o comprimento padrão (CP) em centímetros e peso corporal (PC) em quilogramas. Nos barbados, fiz uma incisão na região ventral do peixe, anterior a cintura pélvica, para acessar na cavidade celômica. Para as caranhas, fiz a incisão lateralmente à nadadeira pélvica. Em alguns peixes ocorreu hemorragia ao fazer a incisão. Nesses casos, suturei a incisão com nylon 3-0 PolySuture® e realizei uma outra para acelerar o procedimento de marcação. Identifiquei o sexo do peixe e seu estágio de maturação gonadal (EMG) com auxílio de um boroscópio marca Schölly, modelo FE.04135, objetiva WO.0430.85 (Kynard & Kieffer, 2002; Godinho & Kynard, 2006) com base nas categorias de Casali *et al.* (2010) e Maia *et al.* (2007) (Tabela 3.1). Após verificar funcionamento, inseri o transmissor acústico da marca LOTEK (modelo MM-MR-16-50, comprimento = 80 mm, diâmetro = 16 mm, peso no ar = 35 g, intervalo entre bips = 10 s, vida útil = 583 dias) e suturei a incisão com três ou quatro pontos duplos (Figura 3.4). Em total, foram marcados 30 barbados e 31 caranhas. Os procedimentos cirúrgicos levaram de 10 a 20 minutos, sem registro de complicações.

3.4.5. Rastreamento móvel

Realizei 13 rastreamentos móveis de barco, entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014, com um receptor Lotek Map 600_RT conectado a um computador portátil. Usei um suporte metálico como suporte para o hidrofone (Figura 3.5). Visualizei as informações armazenadas no receptor com auxílio do software MAP Host da LOTEK. Registrei as coordenadas do local de detecção de cada indivíduo mediante GPS Garmim e processei esses dados no TrackMaker® e/ou MapSource®. Calculei a área de vida linear (AVL) para cada peixe como a distância entre as localizações mais a montante e mais a jusante (Young, 1998; Godinho & Kynard, 2006).

O trecho rastreado do rio Paranaíba de outubro de 2012 a novembro de 2013 foi de aproximadamente 93 km, indo da UHSS até o rio Aporé, 3 km a montante da sua foz. A partir dessa data, suprimi trecho de 32 km do rio Paranaíba entre os rios Correntes e Aporé, devido a que nenhum peixe foi aí localizado no primeiro ano de rastreamento. Não realizei rastreamento a jusante da foz do rio Aporé devido à grande largura da represa de Ilha Soleira. Adentrei o rio Correntes por 5,5 km (trecho navegável) e os rios Claro e Verdinho entre a sua foz e as barragens localizadas a 1 e 5 km a montante, respectivamente. Não realizei rastreamentos no rio São Domingos, único tributário da margem esquerda do rio Paranaíba, por ser muito raso.

Para cada rastreamento, determinei a eficiência de localização de transmissores (ELT) pela equação $ELT = \text{número de transmissores localizados} * \text{número de peixes marcados vivos}^{-1} * 100$. Excluí no cálculo do ELT os peixes catalogados como imóveis, após sua detecção continuada por mais de 100 d no mesmo local (diferença de localizações $\leq 200\text{m}$). Esta medida me serviu para definir se o aumento no número de peixes marcados (quando realizada a segunda marcação) influenciou na quantidade de peixes localizados nos rastreamentos.

Identifiquei cada indivíduo mediante a inicial do sexo e o código do transmissor (*e.g.* F25: fêmea, código do transmissor 25). Para indivíduos que não tiveram o sexo determinado, usei a categoria Indeterminado (I).

3.4.6. Rastreamento automático

Instalei três receptores acústicos submersos WHS 2000 e três WHS 3250 da Lotek ao longo do rio Paranaíba e em quatro dos seus tributários da margem direita (Figura 3.6 e Tabela 3.2). Na escolha desses locais, considerei proteção do escoamento, viabilidade de ancoragem, facilidade para a recuperação periódica do equipamento e segurança contra roubo. Em outubro de 2012, posicionei um receptor a jusante da Ilha das Capivaras (SS01), a 2,3 km da UHSS e

outros dois a 50 km a jusante da UHSS (SS04). Um deles no centro do rio e outro na margem esquerda, com 500 m de distância entre eles e com sobreposição de áreas de detecção. Escolhi profundidades entre 6 e 8 m para facilitar a recuperação periódica. Em setembro de 2013, instalei receptores nos rios Claro (SS02), Verdinho (SS03), Correntes (SS05) e Aporé (SS06), seguindo os mesmos critérios anteriores e totalizando seis receptores (Tabela 3.2). A cada um ou dois meses, recuperei os receptores para troca das baterias, transferência de dados e manutenção.

3.4.7. Testes de detecção e armazenamento automático

Antes da instalação dos receptores, realizei testes de detecção e armazenamento de dados. Determinei a distância máxima de detecção durante o rastreamento, a diferentes profundidades, tanto no sentido montante quanto jusante. Analisei, nos locais de realização dos testes (área de defluência da UHSS e jusante da Ilha dos Capivaras) se havia interferência do escoamento e das bolhas dissolvidas na transmissão do sinal acústico dos transmissores.

3.4.8. Análise de dados

Nos casos em que um indivíduo apareceu no rastreamento automático e no manual no mesmo dia, considerei ambas as localizações como válidas, assim como quando o indivíduo foi registrado em dois receptores no mesmo dia. Classifiquei os tipos de deslocamento de acordo com a características descritas na Tabela 3.3.

Testei a normalidade de todos os dados usados nas análises estatísticas após a transformação logarítmica (Shapiro-Wilk, PAST). No caso de não normalidade, incluso após a transformação, utilizei os testes não paramétrico de Kruskal-Wallis (destino dos barbados e caranhas vs. CP) e de Mann-Whitney (AVL entre locais de soltura de caranhas). Com dados normais, utilizei o teste t de Student (AVL entre locais de soltura de barbados) e ANOVA de um fator (destino vs. PC barbados). Adotei significância (α) de 0,05 para todas as análises estatísticas.

Informações sobre distribuição histórica, locais de concentração, reprodução e pesca do barbado e caranha foram obtidas a partir de entrevistas não-estruturadas a pescadores profissionais de Chaveslândia (MG).

3.5. RESULTADOS

Barbados

Todos os barbados marcados ($n = 30$) no rio Paranaíba eram fêmeas em repouso (14,3%) ou em maturação (85,7%), exceto dois indivíduos cujo sexo não pôde ser determinado (barbados 33 e 44). O CP dos barbados foi de $55,5 \pm 5,3$ cm (média \pm um desvio-padrão aqui e no restante do documento) e PT $2,8 \pm 0,9$ kg (Tabela 3.4). Não encontrei diferenças estatísticas significativas no CP (Kruskal-Wallis, $p = 0,97$) e PC (ANOVA, $p = 0,76$) entre os barbados vivos, imóveis e pescados.

As cirurgias duraram $12,8 \pm 4,0$ min. Não houve complicações ou óbitos durante as cirurgias. Todos os barbados soltos apresentavam movimentos vigorosos à soltura.

Encontrei 12 transmissores imóveis entre 105 a 490 dias após a soltura. Três deles estavam no local de soltura (entre 224 e 490 dias após soltura), seis mais a jusante do canal de fuga da usina (entre 105 e 490 dias) e outros três a montante da Ilha dos Capivaras (entre 176 e 359 dias). Determinei como vivos 12 indivíduos (41,4%) e não obtive informação respeito de um barbado (F27, desaparecido). Pescadores retornaram transmissores de cinco barbados capturados. Dois barbados com incisão cicatrizada, mas sem transmissores foram recapturados por pescadores.

Vinte e oito barbados (93,3% dos marcados) foram registrados nos rastreamentos móveis, com a primeira detecção aos 61 ± 99 dias após a soltura. O número de dias rastreados foi de 336 ± 174 dias. O número de detecções variou de 1 a 13, com moda de 3 detecções por peixe. Com isso, a ELT flutuou entre 27% para o rastreamento de janeiro de 2014 e 76% para o de abril de 2013.

Catorze indivíduos (48,3% dos marcados) foram localizados no primeiro rastreamento, 24 dias após a soltura. A ELT do rastreamento móvel foi de 55%. O rastreamento mais eficiente (ELT = 76%) foi abril de 2013 (final estação chuvosa) e o menos eficiente, janeiro de 2014 (ELT = 27%), em plena estação chuvosa. Localizei os barbados F37, I33 e F41 em todos os rastreamentos, sendo os dois primeiros catalogados como imóveis.

Em conjunto, os rastreamentos automáticos e manuais forneceram informações de 29 barbados (96,6%). Para o barbado F128, obtive informações apenas nos rastreamentos automáticos (peixe marcado e solto na FRC). O barbado F27 não foi localizado nenhuma vez após a soltura.

A respeito do tipo de deslocamento, 14 barbados (48,3% dos peixes marcados) realizaram movimentos combinados. Nove indivíduos (31,0%) foram sedentários após a soltura. Eles ficaram nos primeiros 200 m a jusante da BSS (local de soltura) ou após se deslocarem para jusante. Sete foram catalogados como imóveis. Registrei deslocamento exclusivamente para jusante (sem retorno) de seis barbados (Tabela 3.6 e Figura 3.8).

A AVL média dos barbados foi de $7,7 \pm 12,5$ km. As maiores AVLs foram dos barbados F47 e F36 com 53,5 km e 34,4 km, respectivamente (Figura 3.7). A AVL média dos barbados capturados e soltos na FRC foi maior que a dos barbados soltos no BSS (teste t , $p = 0,001$).

Dois barbados, F47 e F128, realizaram deslocamentos para jusante e foram detectados no SS04. Esses indivíduos não foram mais localizados durante o período de estudo. Ambos deslocamentos aconteceram na estação de chuvas. A passagem do barbado F128 pelo receptor SS04 aconteceu dois dias após a sua soltura na FRC. A velocidade do seu deslocamento foi de 15 km/d, a maior registrada nesse estudo.

Identifiquei quatro pontos de concentração de barbados no rio Paranaíba: (i) o ponto de soltura, (ii) a área de defluência da UHSS, (iii) o canal direito do rio, entre sua margem direita e a Ilha dos Capivaras e (iv) o rio entre a foz dos rios Claro e Verdinho que, embora em menores proporções, agrupou parte dos barbados marcados, em especial aqueles marcados na FRC.

Quase todos os barbados rastreados permaneceram no curso principal do rio Paranaíba, sem utilizarem os tributários da sua margem direita. Apenas um (F125) dos cinco barbados soltos na FRC, foi registrado durante dois dias no SS02, entre 23h20min e 05h50min, com intervalo de quatro dias entre registros.

Caranhas

A relação sexual das caranhas adicionais foi de 0,69:1 (F:M), com predomínio de fêmeas em repouso (88,8%) e machos esgotados (84%). A maioria (91,3%) apresentou o estômago cheio ou semi-cheio de soja, exclusivamente. A gordura celomática cobria a maior parte ou totalmente os órgãos.

A proporção sexual das caranhas marcadas foi de 1,2:1 (F:M), com predomínio de fêmeas em repouso (44,8%) e machos esgotados (27,6%). O CP foi $51,5 \pm 7,2$ cm e o PC $5,9 \pm 2,2$ kg (Tabela 3.5). A marcação dos peixes demorou $18,9 \pm 5,8$ min.

Registrei caranhas em todo o trecho de estudo, mas pelo rastreamento móvel, encontrei a maior parte delas nos primeiros 9 km do rio Paranaíba a jusante da UHSS, especialmente na

área de defluência da UHSS, no braço direito do rio quando dividido pela Ilha dos Capivaras e a jusante do maior dos portos de carregamento de soja.

Dezesseis caranhas (53%) abandonaram a área de rastreamento. Quatro delas não foram mais registradas no restante do período de estudo.

No rastreamento móvel, localizei 26 caranhas (83,8%). O número de detecções por peixe variou de 1 a 9, com moda = 1. A primeira detecção ocorreu com 6 ± 15 dias após a soltura. Rastreei as caranhas durante 162 ± 162 dias. A ELT foi de 36%. O rastreamento de maior ELT (84%) foi o primeiro (fevereiro de 2013, na estação chuvosa) e o menor (24%) em outubro de 2013 (final estação seca). A partir do segundo rastreamento, a ELT foi sempre inferior a 40%. No rastreamento automático, apenas a caranha M52 não foi registrada.

Logo após a soltura (≤ 4 dias), oito caranhas deslocaram-se por 10,5 – 53,3 kmr. O F67 percorreu os 53,3 km, desde o local de soltura até o SS04, em dois dias, registrando a maior das velocidades de deslocamento para caranhas (26,6 kmr/d). Após 15 dias, essa caranha retornou ao SS01. Duas outras caranhas tiveram velocidades de 23,8 e 23,3 kmr/d, respectivamente.

O tipo de deslocamento combinado foi o mais comum entre as caranhas rastreadas, sendo exibido por 60% delas. Deslocamentos exclusivamente para jusante foram também comuns (30%), enquanto três caranhas exibiram sedentarismo (10%) (Tabela 3.6, Figura 3.9). Devido à soltura da maior parte dos indivíduos na área de defluência da UHSS (83,4% das caranhas marcadas), não foi possível evidenciar deslocamentos para montante. Contudo, três das cinco caranhas marcadas na foz do rio Claro (todas machos) se deslocaram por 24 km até a área de defluência da UHSS.

A AVL das caranhas foi de $33,8 \pm 20,1$ km (Figura 3.10). As caranhas vivas tiveram AVL de $39,1 \pm 17,6$ km, as pescadas de $27,1 \pm 19,1$ km e as imóveis de $2,1 \text{ km} \pm 0,1 \text{ km}$. A AVL foi significativamente diferente entre as caranhas pescadas, vivas e imóveis (Kruskal-Wallis: $p = 0,01$).

Em abril e maio de 2013, registrei o deslocamento de nove caranhas (3 fêmeas, 6 machos) desde a área de defluência da UHSS ou do SS01 até o SS04, com posterior retorno ao ponto de início do deslocamento. Entre março e maio de 2013, e dezembro de 2013 e fevereiro de 2014, 13 caranhas (7 machos, 5 fêmeas e 1 indeterminado) provenientes da área de defluência da UHSS ou do SS01 entraram no rio Claro. Essas visitas duraram entre 1 min e 5 dias.

Cinco caranhas não foram registradas nos rastreamentos (móveis e fixos) durante boa parte do período de estudo (118 a 336 dias), e reapareceram em locais diferentes aos da

desaparição. Esse foi o caso das caranhas M59 e F60, que desde a área de defluência da UHSS, reapareceram na calha do rio Paranaíba, perto da foz do rio Claro (332 e 336 dias depois, respectivamente). Caso semelhante aconteceu com as caranhas F55 e F74, registradas no SS04 e, que depois de 271 e 216 dias, respectivamente, reapareceram no mesmo local, se deslocando novamente até o SS01 e a área de defluência da UHSS.

Ao final do estudo, determinei 23 caranhas (74,2% das marcadas) como vivas e 3 como imóveis (M62, I161 e F168). Outras 5 caranhas marcadas foram capturadas por pescadores locais. Eles relataram peixes em boas condições com incisão cicatrizada. Essas capturas aconteceram nos primeiros 50 km a jusante da UHSS, incluindo sua área de defluência.

As três caranhas imóveis foram localizadas nas adjacências da BSS. Registrei essas caranhas nos rastreamentos móveis por entre 20 e 21 dias. A partir desse período, não as localizei mais.

Ao menos 13 caranhas exibiram rápidos deslocamentos entre dois receptores (SS01 e SS04), tanto para jusante quanto para montante (4,6 – 51,2 km/d) (Figura 3.10). Os machos foram mais velozes ($47 \pm 10,4$ km) que as fêmeas (36 ± 20 km), sendo que a maior velocidade de solo foi exibida por três fêmeas e três machos em sentido jusante, assim como por uma fêmea e dois machos em sentido montante. Todos esses deslocamentos foram realizados durante março e abril de 2013 (final estação chuvosa).

3.6. DISCUSSÃO

A razão sexual dos barbados neste estudo foi fortemente desviada para as fêmeas. Isso é diferente do reportado por Peixer *et al.* (2006) no Pantanal, onde houve ligeiro predomínio de machos. Pescadores profissionais também relatam que machos de barbados são raros na pesca realizada entre a BSS e a Ilha dos Capivaras. A ausência de machos se manteve, inclusive, nas capturas ocasionais para determinação de sexo e EMG.

O tempo necessário para a realização da cirurgia foi maior para caranhas, devido tanto à espessura da sua musculatura abdominal quanto ao acúmulo de gordura na cavidade celomática. O primeiro, dificultou o acesso à cavidade celomática e o segundo tornou mais demorada o exame das gônadas com o boroscópio.

A menor ELT no rastreamento de caranhas (24%, outubro de 2013) foi, possivelmente, decorrente de seus constantes deslocamentos, principalmente na estação chuvosa. Boa parte

das caranhas marcadas percorreram todo o trecho de estudo em repetidas oportunidades, quando estiveram fora do alcance dos rastreamentos móvel e automático.

As velocidades de deslocamento aqui registradas para barbados e caranhas são semelhantes, em termos de magnitude, às reportadas na literatura para outras espécies. No rio Paraná, Makrakis *et al.* (2007) estimaram a velocidade de deslocamento de caranhas em até 26 km/d. Hahn *et al.* (2011) reportam, para *Salminus brasiliensis* (54,1 km/d), velocidades semelhantes às aqui encontradas para caranha, enquanto Godinho (2005) informa 31,2 km/d como a velocidade máxima de *Pseudoplatystoma corruscans* no rio São Francisco.

Caranhas estão à procura dos trechos a montante da barragem, provavelmente, com fins reprodutivos. Agostinho *et al.* (2003) indica que caranhas desovam na calha principal do rio Paraná, mas no baixo rio Paranaíba o local de desova ainda é desconhecido. Indivíduos soltos na FRC alcançaram a BSS (23,5 km de distância). Várias outras caranhas, marcadas e soltas na BSS e que exibiram deslocamentos em sentido jusante, também retornaram para o local. Adicionalmente, observei caranhas no canal de fuga da UHSS e junto à parede da barragem assim como acima da saída dos tubos de sucção, durante praticamente todo o período de estudo.

Impossibilitados de concluir a migração reprodutiva, peixes se aglomeram no sopé das barragens, permanecendo com suas gônadas em repouso (ver Sato *et al.*, 2005, Agostinho *et al.*, 2007c, Ribeiro, 2013) e mantendo grandes quantidades de gordura celomática (Ribeiro, 2013). A inexistência ou modificação de gatilhos ambientais devido ao barramento de rios principais e tributários (especialmente no que se refere ao pulso de inundação, ver Godinho & Kynard, 2006), pode resultar no insucesso do processo reprodutivo das espécies estudadas. A ausência de fêmeas de barbado em maturação avançada, confirma esta afirmação.

A dieta a base de grãos oleaginosos é um dos fatores que certamente devem influenciar o acúmulo de gordura celomática em caranhas e potencialmente, as características reprodutivas da espécie. As caranhas dependem fortemente de material alóctone para sua alimentação (Agostinho *et al.*, 2003). A oferta, aparentemente *ad libitum* de soja na região do PSP, poderia ter efeitos de natureza ainda desconhecida sobre as características reprodutivas das caranhas. Na literatura, diversos autores discutem a influência de dietas de origem vegetal em peixes de cativeiro, com efeitos positivos como o aumento da fecundidade e qualidade dos ovócitos (Izquierdo *et al.*, 2001) ou negativos, prejudicando a maturação, reduzindo as taxas de eclosão e sobrevivência de larvas (Zohar *et al.*, 1995 *apud* Izquierdo *et al.*, 2001) e diminuindo a eficiência no ganho de massa corporal, com consequências no desenvolvimento ovariano

(Fontaínhas-Fernandes *et al.*, 2000). Portanto, a baixa proporção de fêmeas maduras de caranha pode ser produto de múltiplos fatores, como a desova no início da estação chuvosa (ver Makrakis *et al.*, 2007), a não finalização do processo de maturação pela ausência ou deficiência de gatilhos ambientais ou ainda, consequência do acúmulo de gordura produzido pela dieta com predominância de soja nas adjacências do PSP. No caso dos machos o desenvolvimento gonadal é iniciado, mas não concluído, pelo que determinei machos com gônadas aparentemente esgotadas, quando em realidade estavam regredindo ou retornando de se reproduzirem, provavelmente no trecho após o rio Aporé.

Área de vida linear

Barbados exibem menor AVL que caranhas. Essa condição foi decorrente do sedentarismo apresentado pelos barbados como segundo comportamento mais frequente e da maior mobilidade das caranhas, que percorreram todo o trecho de estudo.

Em geral, não há sobreposição da AVL das duas populações de barbados aqui definidas. Os peixes provenientes da BSS que transitaram pela FRC, embora sobreponham sua AVL com os últimos, não permanecem nela. Por tanto, essa foi apenas uma área de passagem. Os barbados da FRC, que realizaram deslocamentos para jusante, posteriormente retornaram e mantiveram a sua AVL associada à FRC.

No caso das caranhas, a sua AVL abrangeu todo o trecho de estudo, sendo provável que ela seja ainda maior, pois as caranhas que ultrapassaram o SS04 podem ter continuado o seu deslocamento para jusante. A inexistência de receptores nessa área impede confirmar essa afirmação. Contudo, dados de deslocamento de caranhas obtidos por Makrakis *et al.* (2007) no alto e meio rio Paraná, permitiram estabelecer a sua AVL em ao menos 422 km. Pode-se então inferir que, com a inexistência de barreiras físicas, os deslocamentos de caranhas em sentido jusante seriam maiores aos aqui estimados.

Uso de tributários

A maioria dos barbados não usou os tributários. Registrei o ingresso de apenas um barbado no rio Claro, o que indica que esse não é um comportamento comum às populações da BSS e da FRC. Os outros quatro barbados soltos na FRC se deslocaram para jusante no rio Paranaíba.

Verifiquei o uso do rio Claro por parte das caranhas nas suas visitas à área de defluência da UHE Foz do Rio Claro. As visitas do barbado e das caranhas ao rio Claro podem ser deslocamentos reprodutivos, pois todos aconteceram durante a estação chuvosa (e reprodutiva para ambas as espécies). Contudo, nenhum barbado ou caranha foi manualmente transposto no rio Verdinho entre 2011 e 2014 (Natturis, 2013, G. Otto, com. pess.), pelo que assumo que ambas as espécies usam o rio Claro de maneira esporádica. Pescadores profissionais relatam que barbados e caranhas eram comumente capturados nesses rios antes de serem barrados.

Embora não tenho detectado barbados ou caranhas nos rios Correntes e Aporé, pescadores profissionais relatam captura de várias centenas de kg, aproximadamente uma década atrás. Eles mesmos informaram que não mais pescam essas espécies nesses tributários, devido principalmente à diminuição na sua captura, tornando comercialmente inviável essa atividade.

Modelo conceitual de migração

Barbados

Parecem existir duas populações de barbados no trecho estudado. Uma delas, a da BSS, de comportamento predominantemente sedentário, possui poucos indivíduos que realizam deslocamentos curtos (< 10 km) durante a estação chuvosa, possivelmente no desenvolvimento de migrações reprodutivas, mas quase todos retornam ao local de início do deslocamento. Outra parte dos indivíduos da BSS realiza, principalmente durante a estação chuvosa, deslocamentos combinados, compostos de viagens até a jusante da Ilha dos Capivaras, desde onde retornam para a BSS. A população está composta principalmente por vagantes, que estão à procura de migração ascendente e são sedentários. Se facilitada a passagem dessa população para o reservatório de São Simão, presumo que seus indivíduos continuarão o movimento migratório para montante, de maneira semelhante à descrita por Silva (2012) para a UHE Volta Grande e por Ribeiro (2013) para a UHE Porto Colômbia, que estudaram curimbas do rio Grande (*Prochilodus lineatus*). Caso a reprodução desses barbados aconteça no reservatório de Ilha Solteira e haja disponibilidade de ambientes para reprodução no reservatório de São Simão (como acredito pelos vários tributários que nele desaguam), a atual população da BSS passaria a ser uma população fonte, possibilitando o recrutamento e criando um arranjo fonte-fonte.

Uma outra população está localizada na FRC e não atinge a BSS. Embora poucos indivíduos (n = 5) foram marcados neste local, a homogeneidade dos seus deslocamentos permitem identificar uma tendência no seu padrão comportamental. Destacam-se o ingresso no

rio Claro e o deslocamento exclusivamente para jusante, no início da estação chuvosa, incluso além do limite inferior do trecho estudado. Essa população não ultrapassa a região da FRC em sentido montante. Tanto o destino como a motivação dos barbados que se deslocam para a jusante do trecho estudado permanecem desconhecidos.

O local de reprodução de ambas as populações é ainda desconhecido e deverá ser determinado mediante estudos futuros.

Caranhas

As caranhas estudadas pertencem a uma população única. Seu modelo migratório conceitual pode ser interpretado mediante duas aproximações, ambas as quais requerem a definição do local de reprodução para serem validadas.

A primeira aproximação considera a existência de uma área de alimentação no trecho entre a BSS e o PSP, onde as caranhas permanecem principalmente na estação seca. Durante a estação chuvosa, boa parte da população realiza deslocamentos recorrentes entre a BSS e o trecho a jusante do rio Aporé. A outra parte da população da BSS percorre permanentemente a área de alimentação ou permanece na própria BSS, sem deslocamentos importantes. Essas caranhas estão à procura de migração para montante. Embora não se conheça a funcionalidade do trecho a jusante do rio Aporé, é possível que o seu papel seja reprodutivo.

Uma segunda aproximação considera a existência de uma população sumidouro, associada principalmente à BSS, sendo todas as caranhas estudadas pertencentes a ela e com área de reprodução não conhecida (fonte).

Ambas as aproximações apresentadas no modelo migratório conceitual de caranha se ajustam aos pressupostos da teoria de migração parcial (ver Jonsson & Jonsson, 1993; Chapman *et al.*, 2011, 2012; O'Neal & Stanford, 2011), pois apenas uma parte da população exhibe deslocamentos migratórios, enquanto outra permanece estacionária no local de concentração durante a época não reprodutiva (ou seca, para o caso de caranhas).

Sistema de Transposição de Peixes (STP)

Conveniência de STP na UHSS

O acúmulo de número expressivo de indivíduos de várias espécies de peixes migradores (*e.g.* *P. pirinampu*, *P. mesopotamicus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Zungaro jahu*, *Salminus brasiliensis*, *Brycon orbignyanus*, *Prochilodus lineatus*) na área de defluência da UHSS é um indicativo da sua tendência à migração ascendente. Transpô-las para o reservatório de São

Simão as possibilitaria alcançar tributários ainda não barrados (*i.e.* rios Tijuco, Prata, dos Bois e Verdão) importantes para a reprodução de diversas espécies de peixes. Essa medida, em consequência, diminuiria a pressão de pesca existente na área de defluência da UHSS e auxiliaria na recuperação dos estoques pesqueiros de várias espécies, principalmente daquelas que atualmente são raras (*P. lineatus*, *S. brasiliensis*, obs. pess.) no reservatório de São Simão.

O destino dos peixes transpostos precisa ser verificado com estudos migratórios que incluam a transposição para o reservatório de São Simão e determinem se esse reservatório atua como barreira ecológica para a migração. No presente estudo, embora dentro do planejamento original, a transposição foi suspensa por conta da presença de mexilhão dourado a jusante da UHSS.

Espécies que antes do barramento conseguiam vencer o canal de São Simão, tiveram interrompida sua rota migratória. A reconexão dessas populações devolveria o fluxo gênico no sentido jusante-montante. Caso o STP instalado permita a migração descendente, facilitar-se-ia a formação de um arranjo meta-populacional, com possível área de vida entre as barragens de Cachoeira Dourada e Ilha Solteira (aprox. 380 km de rio). Os migradores encontrariam assim locais de crescimento e reprodução no reservatório de São Simão e nos seus principais tributários.

Riscos associados a STP na UHSS

Vislumbro três riscos potenciais na implementação de um STP na UHSS. A transposição, que careceria de seletividade específica, permitiria a passagem tanto de espécies introduzidas (*e.g.* *Plagioscion squamosissimus*, *Oreochromis niloticus*) como das que presumivelmente não ocorriam a montante do canal de São Simão (principalmente *P. pirinampu*). Segundo a informação obtida de pescadores profissionais, quando o rio Paranaíba incrementava seu nível o suficiente como para alagar as áreas laterais do canal de São Simão, apresentava-se migração ascendente de várias espécies. Contudo, as informações a respeito da ocorrência de barbado a montante do canal de São Simão foram controversas entre os pescadores entrevistados, pelo que não foi possível determinar se a espécie era limitada pela barreira natural ou não (canal de São Simão). Atualmente as espécies supracitadas ocorrem no reservatório de São Simão, o que é um atenuante a esse risco.

Um outro risco biológico é o associado à diminuição do estoque pesqueiro a jusante da UHSS caso sejam transpostos maior quantidade de indivíduos dos que o recrutamento natural no reservatório de Ilha Solteira produza. Esse critério se aplica para as caranhas da BSS, caso a

sua área de reprodução encontre-se a jusante do rio Aporé, pelo que a sua transposição poderia colocar em risco o recrutamento do reservatório de Ilha Solteira. Limitar a quantidade de peixes transpostos para montante (Godinho & Kynard, 2009) e monitorar de maneira constante o STP são medidas de manejo que minimizariam o risco de diminuição do estoque pesqueiro a jusante do STP.

Por fim, encontra-se a transposição do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), que não teve ainda registros de ocorrência no reservatório de São Simão nem na UHSS. Esse será talvez o maior empecilho de um STP na UHSS. Embarcações de pequeno porte que navegam a jusante da UHSS também o fazem a montante dela, no reservatório de São Simão (Giraldo, obs. pess.), sendo talvez a transposição do mexilhão dourado uma questão de tempo, independentemente da transposição de peixes na barragem.

Avaliando as condições expostas por Pelicice & Agostinho (2008) para um STP se converter em “armadilha ecológica”, entendo que apenas a migração unidirecional estaria presente no STP da UHSS, já que o conhecimento e as tecnologias locais para a implementação de STPs para deslocamentos em sentido jusante, são escassos. Não há informação a respeito das espécies que realizam passagem para jusante na UHSS nem das suas taxas de sobrevivência. É pouco provável que espécies do tamanho e formato corporal das caranhas transitem pelas turbinas e/ou vertedouros da UHSS mantendo taxas de sobrevivência elevadas. Assim, caso as caranhas precisem retornar aos ambientes a jusante da UHSS, deverão ser fornecidas opções de passagem com baixas taxas de mortalidade.

3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A informação aqui obtida é o ponto de partida para o conhecimento das migrações de barbados e caranhas a jusante da UHSS. Dados adicionais deverão ser gerados com o intuito de aprimorar o conhecimento dos modelos migratórios no reservatório de Ilha Solteira, com foco principal no grupo de barbados da FRC (para validar sua separação do grupo da BSS). Adicionalmente, é necessário ampliar a rede de rastreamento automático, com inclusão do trecho entre o rio Aporé e a barragem de Ilha Solteira e o rio Grande entre sua foz e UHAV. Estudos migratórios devem também ser realizados no reservatório de São Simão, incluindo outras espécies migradoras da bacia (pintado, jaú, curimatá, dourado e piracanjuba) a fim de validar os modelos migratórios conceituais aqui apresentados ou complementá-los. É importante aumentar o número de indivíduos marcados por espécie para consolidar as informações que permitam o estabelecimento de padrões comportamentais. O papel dos

tributários nos modelos migratórios das diferentes espécies, assim como os locais de desova e berçários no rio Paranaíba e seus tributários, com especial ênfase em aqueles livres de barramento, deverá ser também determinado.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 3.1. Critérios para classificação dos estádios de maturação gonadal de barbados e caranhas, modificado de Maia *et al.* (2007) e Casali *et al.* (2010), dos barbados e caranhas marcados com transmissores.

Estádio	Critério
1 (Repouso)	Ovários delgados e íntegros, translúcidos, sem ovócitos visíveis a olho nu; testículos delgados e íntegros, predominantemente hialinos.
2 (Maturação)	Ovários com discreto a médio aumento de volume e ovócitos vitelogênicos evidentes; testículos com discreto a intermédio aumento de volume e com aparência leitosa.
3 (Maturo)	Ovários com aumento máximo de volume, ovócitos vitelogênicos distribuídos uniformemente; testículos com aumento máximo de volume, túrgidos, leitosos.
4 (Esgotado)	Ovários flácidos e sanguinolentos, com número variável de ovócitos vitelogênicos remanescentes; testículos flácidos, sanguinolentos.

Tabela 3.2. Localização dos receptores acústicos instalados no baixo rio Paranaíba. *receptores desaparecidos; **número de dias em que foram obtidos dados; +receptor no centro do rio; ++receptor na margem esquerda.

Receptor	kmr	Localização	Coordenadas (UTM)			Número dias submerso
			Banda	E	S	
SS01	166,2	Rio Paranaíba, 50 m a jusante da Ilha dos Capivaras	22 K	552640	7895232	510
SS02*	1,3	Rio Claro, 1,3 km a jusante da UHE Foz do Rio Claro	22 K	537846	7885519	71**
SS03*	6,5	Rio Verdinho, 0,8 km a jusante da UHE Salto do Rio Verdinho	22 K	526631	7883206	116**
SS04+	115,0	Rio Paranaíba, 3 km a montante da foz do rio Correntes	22 K	519338	7867494	489
SS04++	115,0	Rio Paranaíba, 3 km a montante da foz do rio Correntes	22 K	519593	7867133	375
SS05	6,0	Rio Correntes, 6 km a montante da sua foz no rio Paranaíba	22 K	513415	7868335	114
SS06*	5,0	Rio Aporé, 5 km a montante da sua foz no rio Paranaíba	22 K	503936	7850092	72**

Tabela 3.3. Caracterização dos tipos de deslocamento de barbados e caranhas.

Tipo de deslocamento	Caracterização
Sedentário	Localização contínua no mesmo ponto, com resolução de 200 m, por período \geq 100 dias.
Para jusante	Deslocamento no sentido do escoamento, sem retorno para o sítio da primeira localização e/ou soltura.
Para montante	Deslocamento em sentido contrário ao escoamento. Não se aplica aos peixes soltos na área de defluência da UHSS.
Combinado	Deslocamentos alternados entre jusante e montante, sem importar o tempo de permanência em cada um deles.

Tabela 3.4. Dados biométricos e de rastreamento dos barbados marcados com transmissores acústicos. BSS= barragem de São Simão; FRC= foz do rio Claro; CP= comprimento padrão; PC= peso corporal; EMG= estágio de maturação gonadal (1= repouso, 2=maturação, 3=maturo, 4= esgotado); AVL= área de vida linear; Destino: D= desaparecido, V= vivo, I= imóvel, S= pescado; Tipo de deslocamento: J= jusante, S= sedentário, C= combinado).

Soltura	Indivíduo	CP (cm)	PC (kg)	EMG	Dias rastreados	AVL (kmr)	Destino	Tipo de deslocamento
BSS (25)	F25	47,0	1,8	2	209	2,3	S	J
	F26	66,0	4,8	2	443	2,6	V	C
	F27	51,5	1,9	2	-	-	D	-
	F28	65,0	4,4	2	209	2,3	S	C
	F29	54,5	2,4	2	514	1,5	M	J
	F30	62,5	3,5	2	443	0,8	V	C
	F31	63,0	4,1	2	290	0,0	M	S
	F32	60,5	3,8	2	154	0,6	M	J
	F34	51,5	2,2	2	154	9,5	S	C
	F35	53,0	2,0	2	442	0,6	M	C
	F36	52,0	2,2	2	442	34,4	V	C
	F37	62,5	4,0	2	513	0,5	M	S
	F38	52,0	2,0	2	288	3,5	V	C
	F39	52,0	1,9	2	288	2,3	V	C
	F40	54,5	2,8	2	512	2,3	M	C
	F41	58,5	3,0	2	512	2,3	M	C
	F42	64,0	4,6	2	512	0,7	V	S
	F43	54,0	3,8	2	490	0,5	M	S
	F45	59,5	3,0	2	512	0,8	M	S
	F46	59,5	3,3	-	397	0,2	V	S
	F47	54,0	2,0	2	24	53,5	S	J
	F48	49,0	1,8	-	510	1,5	M	S
	F49	50,0	1,9	-	439	1,5	M	S
	I33	59,0	2,9	-	513	0,5	M	S
	I44	53,0	2,2	-	336	8,5	S	C
FRC (5)	F125	51,0	2,0	2	28	17,5	V	C
	F128	53,0	2,6	1	3	30	V	J
	F134	51,0	2,3	2	76	17,4	V	C
	F144	54,0	2,6	2	98	14,4	V	C
	F147	50,0	2,2	2	76	11,6	V	J

Tabela 3.5. Dados biométricos e de rastreamento das caranhas marcadas com transmissores acústicos. BSS= barragem de São Simão; FRC= foz do rio Claro; CP= comprimento padrão; PC= peso corporal; EMG= estágio de maturação gonadal (1= repouso, 2=maturação, 3=maturo, 4= esgotado); AVL= área de vida linear; Destino: D= desaparecido, V= vivo, I= imóvel, S= pescado; Tipo de deslocamento: J= jusante, S= sedentário, C= combinado).

Soltura	Indivíduo	CP (cm)	PC (kg)	EMG	Dias rastreados	AVL (kmr)	Destino	Tipo de deslocamento
FRC (6)	F156	63,0	9,5	4	2	22	V	J
	M50	41,0	4,8	4	-	29	D	-
	M51	55,0	7,0	3	363	23,9	S	C
	M52	58,0	6,6	2	-	-	S	-
	M53	53,0	6,0	4	292	52,9	V	C
	M54	52,5	5,4	2	341	53	V	C
BSS (25)	F55	54,0	6,0	1	2	53,5	V	C
	F56	56,0	7,5	1	2	7,9	S	C
	F58	50,5	5,1	1	268	53,5	V	C
	F60	50,8	5,5	1	361	31,3	V	J
	F61	55,5	6,5	1	2	53,5	S	J
	F64	51,0	5,7	1	1	7	V	C
	F66	51,0	5,6	1	360	53,3	V	C
	F67	39,0	2,6	1	289	53,3	V	C
	F68	52,0	5,3	1	55	7,5	V	J
	F69	56,0	7,8	1	267	23,4	V	C
	F70	41,0	2,5	1	1	53,4	V	J
	F71	60,0	9,7	1	1	23,8	V	J
	F74	41,0	3,0	1	360	53,5	V	C
	F168	66,0	11,2	4	2	2,1	M	S
	F171	63,0	10,2	4	24	27,3	V	C
	M57	48,5	4,1	4	361	53,5	V	C
	M59	53,0	5,5	4	2	23,3	S	J
	M62	42,0	2,5	4	2	2,3	M	S
	M63	43,0	4,3	4	1	53,3	V	C
	M65	54,5	6,3	1	360	53,5	V	C
	M72	43,0	3,3	4	136	53,5	V	C
	M73	40,5	5,3	4	338	10,5	V	C
	M159	56,0	6,7	1	22	23,3	V	J
	I152	56,0	7,4	-	26	53,3	V	C
	I161	51,0	4,4	-	23	2,1	M	S

Tabela 3.6. Número de barbados e caranhas por tipo de deslocamento e local de soltura. Porcentagens do total de peixes rastreados entre parêntesis. BSS = barragem de São Simão, FRC = foz do rio Claro, FRV = foz do rio Verdinho. Símbolo “-” indica ausência de peixes na categoria.

Tipo de deslocamento	Local de soltura			Total
	BSS	FRC	FRV	
BARBADOS				
Sedentário	9 (31,0%)	-	-	9
Para jusante	4 (13,8%)	2 (6,9%)	-	6
Para montante	-	-	-	-
Combinado	11 (38,0%)	3 (10,3%)	-	14
CARANHAS				
Sedentário	3 (10,0%)	-	-	3
Para jusante	7 (23,3%)	1 (3,3%)	1 (3,3%)	9
Para montante	-	-	-	-
Combinado	15 (50,0%)	3 (10,0%)	-	18

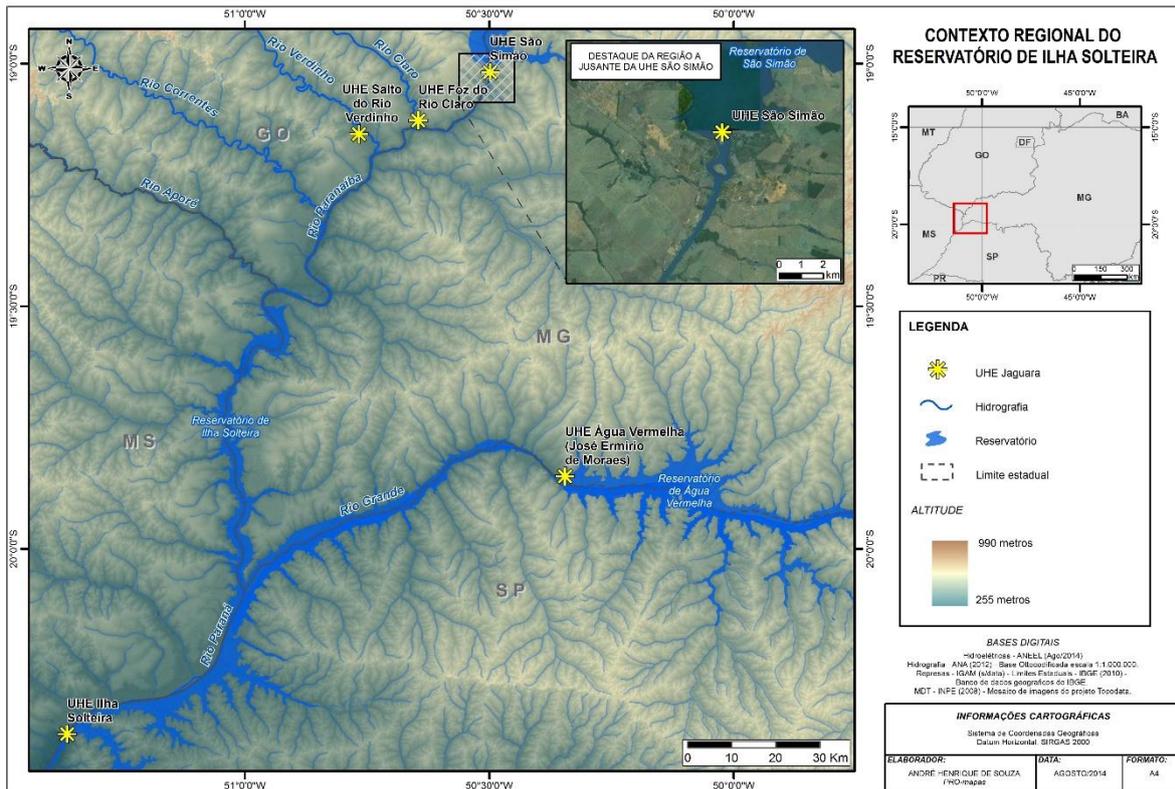


Figura 3.1. Localização geográfica da usina hidrelétrica de São Simão e dos principais tributários a jusante da sua barragem.

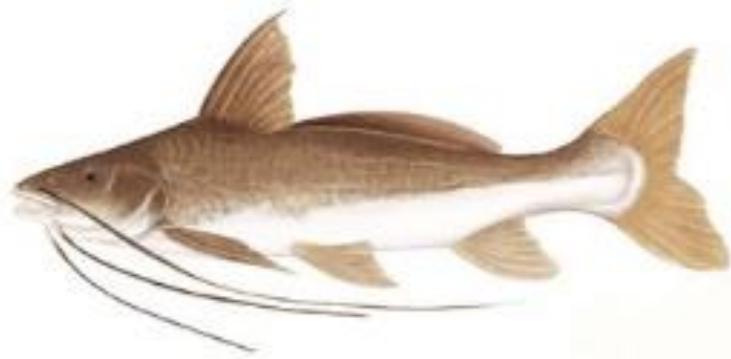


Figura 3.2. Barbado, *Pinarampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829). Fonte: www.gopantanal.com.br.



Figura 3.3. Caranha, *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887). Fonte: www.gopantanal.com.br.

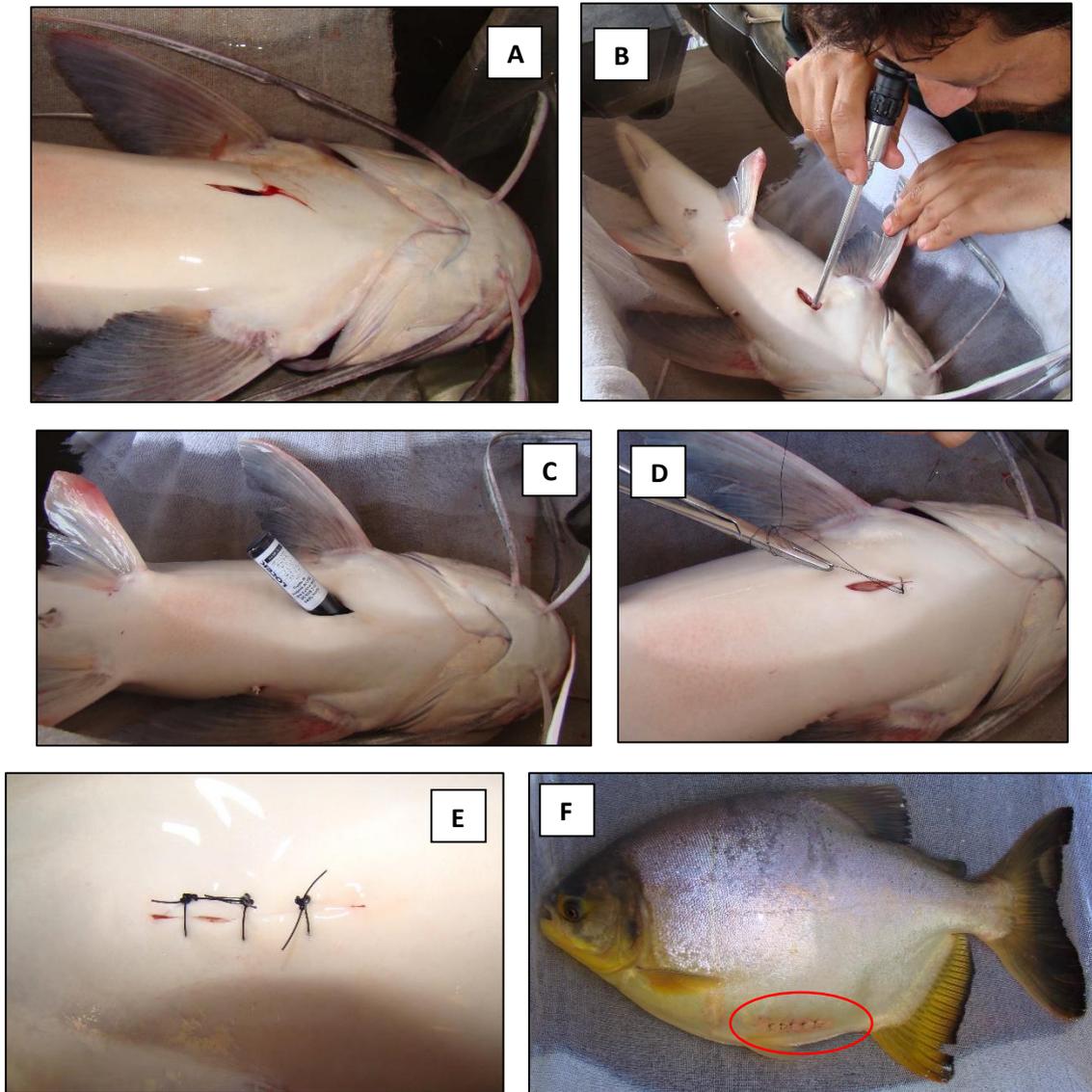


Figura 3.4. Detalhe do processo cirúrgico para marcação de barbados e caranhas com transmissores acústicos. A) Incisão para acesso à cavidade celomática, B) determinação de sexo e EMG mediante boroscópio (A. Giraldo), C) implantação do transmissor, D) sutura da incisão, E) incisão suturada em barbados e F) incisão suturada em caranhas (elipse vermelha).

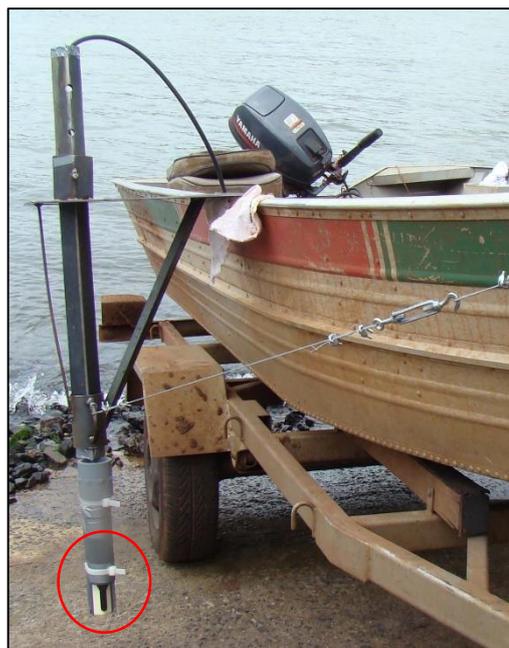


Figura 3.5. Suporte do hidrofone (círculo vermelho) utilizado no rastreamento móvel de barbados e caranhas no baixo rio Paranaíba entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014.

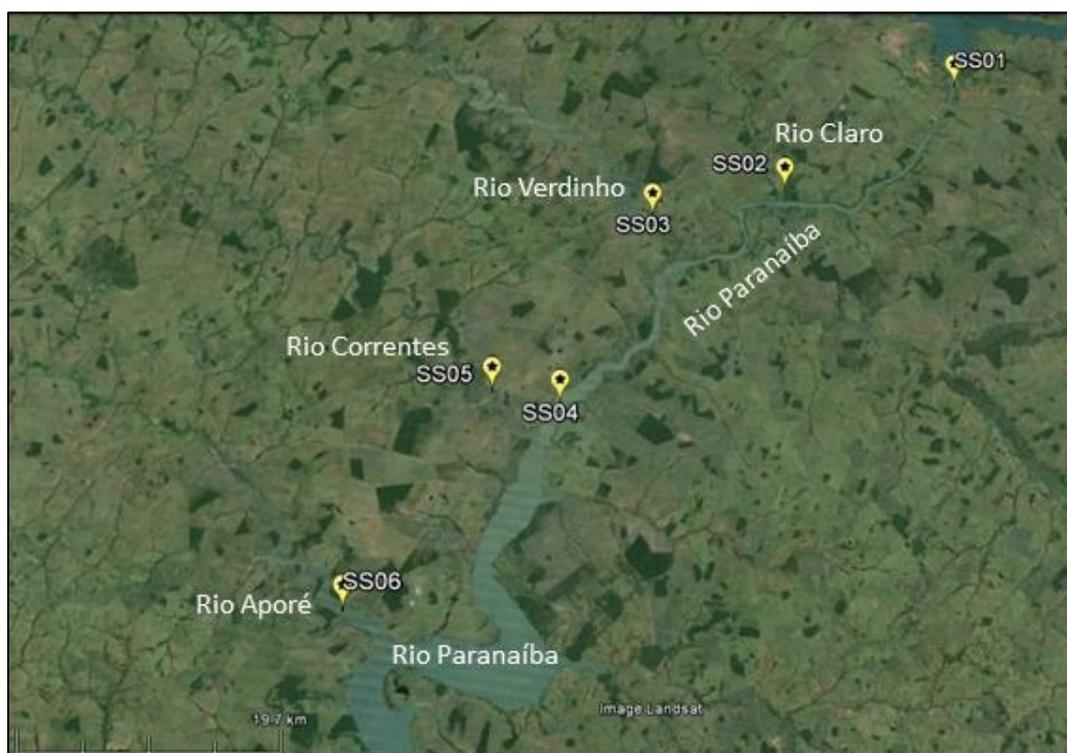


Figura 3.6. Localização dos receptores acústicos submersos instalados a jusante da UHSS entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014. Modificado do Google Earth.

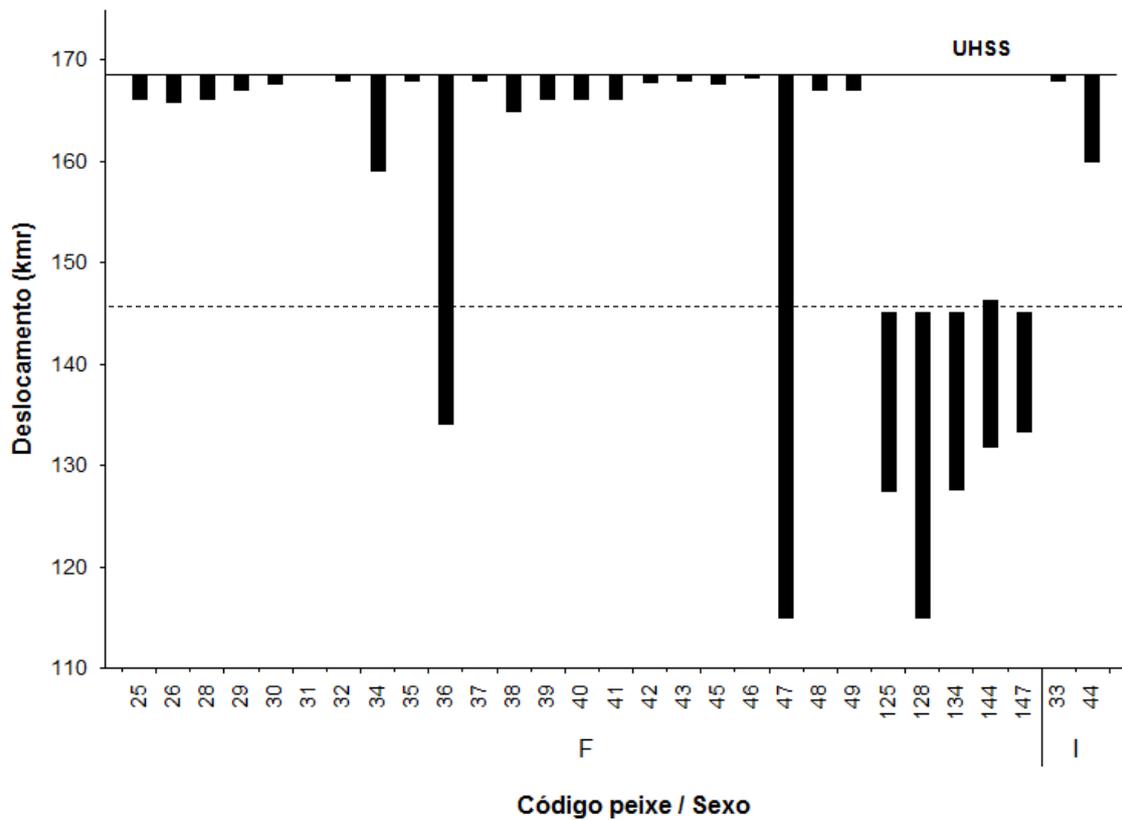


Figura 3.7. Área de vida linear (AVL) dos barbados rastreados no baixo rio Paranaíba entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014. A linha superior indica a posição da barragem de São Simão (kmr 168,5), F = Fêmea, I = Indeterminado. A linha pontilhada indica a localização da foz do rio Claro (FRC).

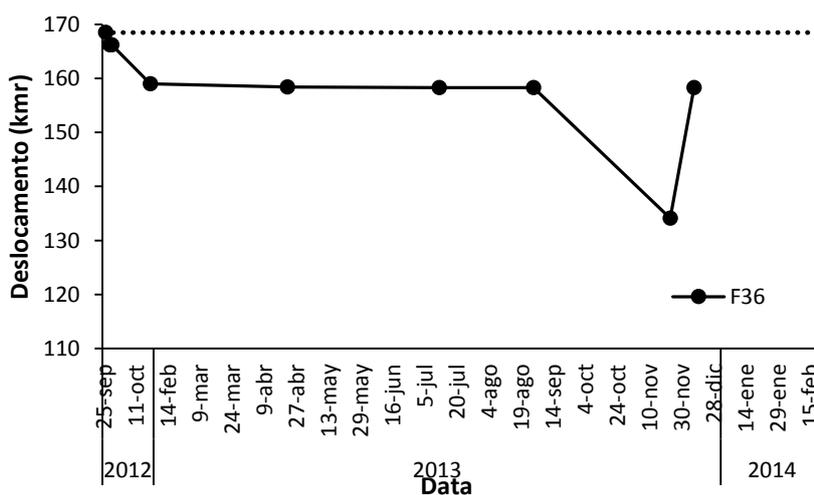
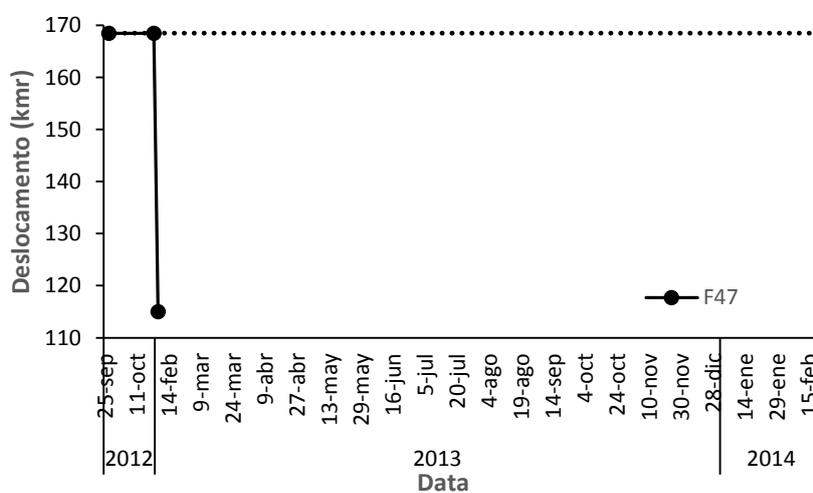
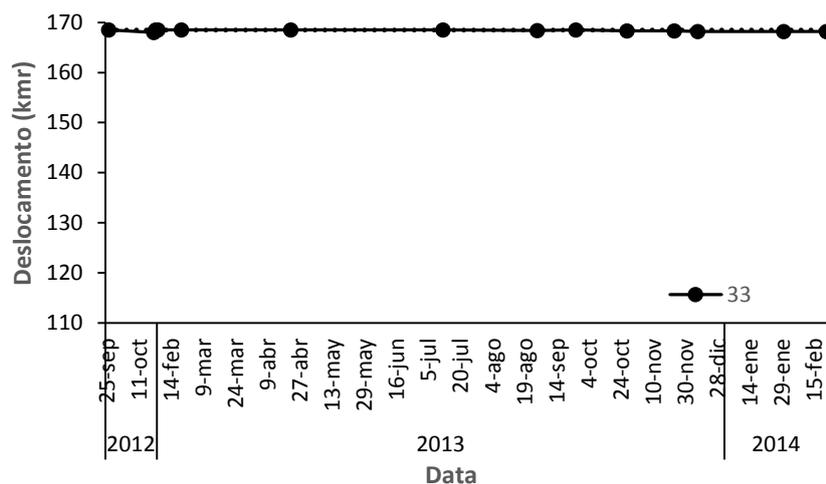


Figura 3.8. Exemplos dos tipos de deslocamento dos barbados rastreados no baixo rio Paranaíba entre outubro de 2012 e fevereiro de 2014. Barbado 33: sedentário, F47: deslocamento para jusante e F36: deslocamento combinado (montante e jusante). A linha pontilhada indica a posição da barragem de São Simão (kmr 168,5).

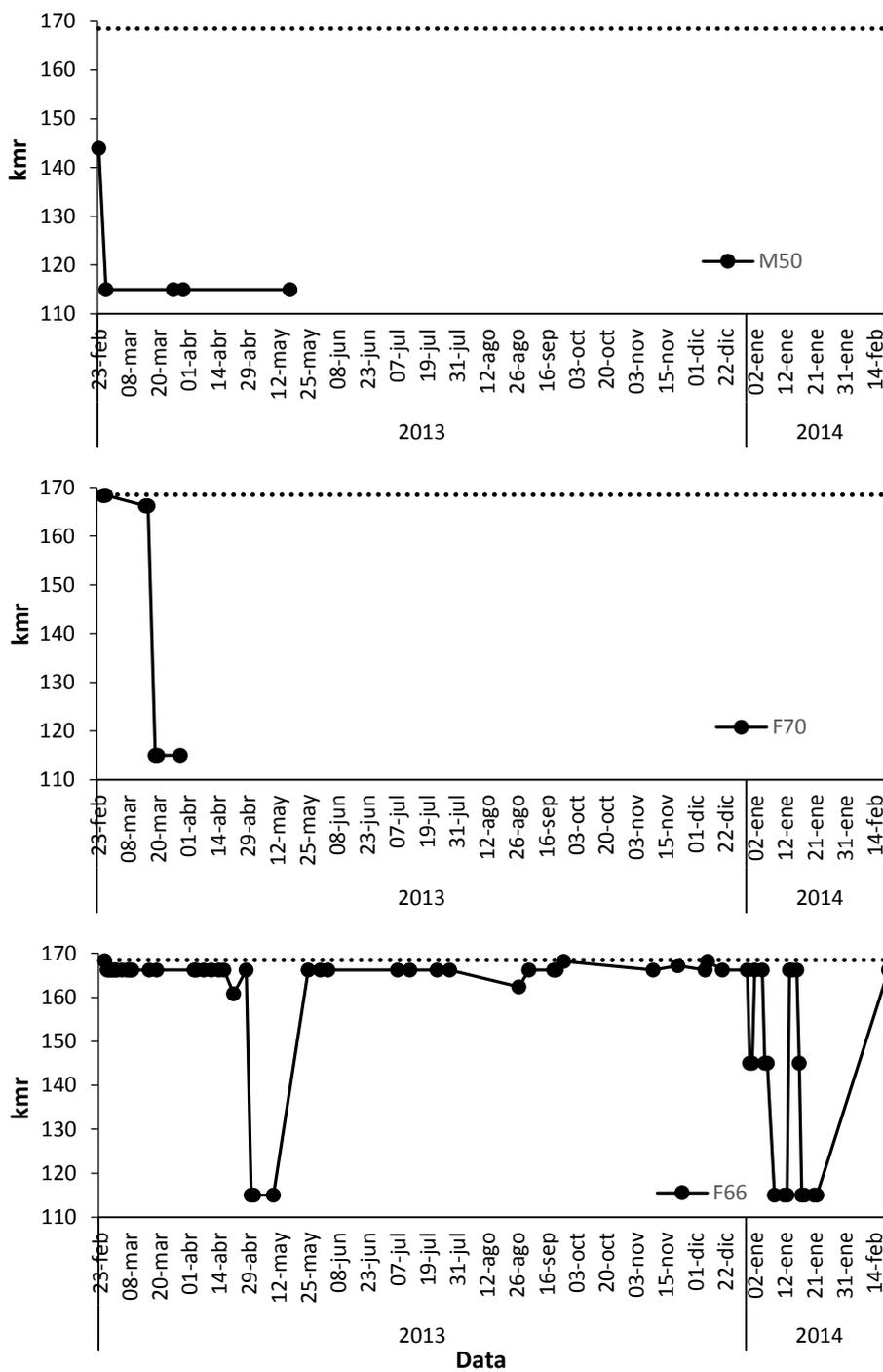


Figura 3.9. Exemplos das categorias comportamentais de deslocamento das caranhas rastreadas a jusante da UHSS entre fevereiro de 2013 e fevereiro de 2014. M50: sedentário, F70: deslocamento para jusante e F66 deslocamento combinado (montante e jusante). A linha pontilhada indica a posição da barragem de São Simão (kmr 168,5).

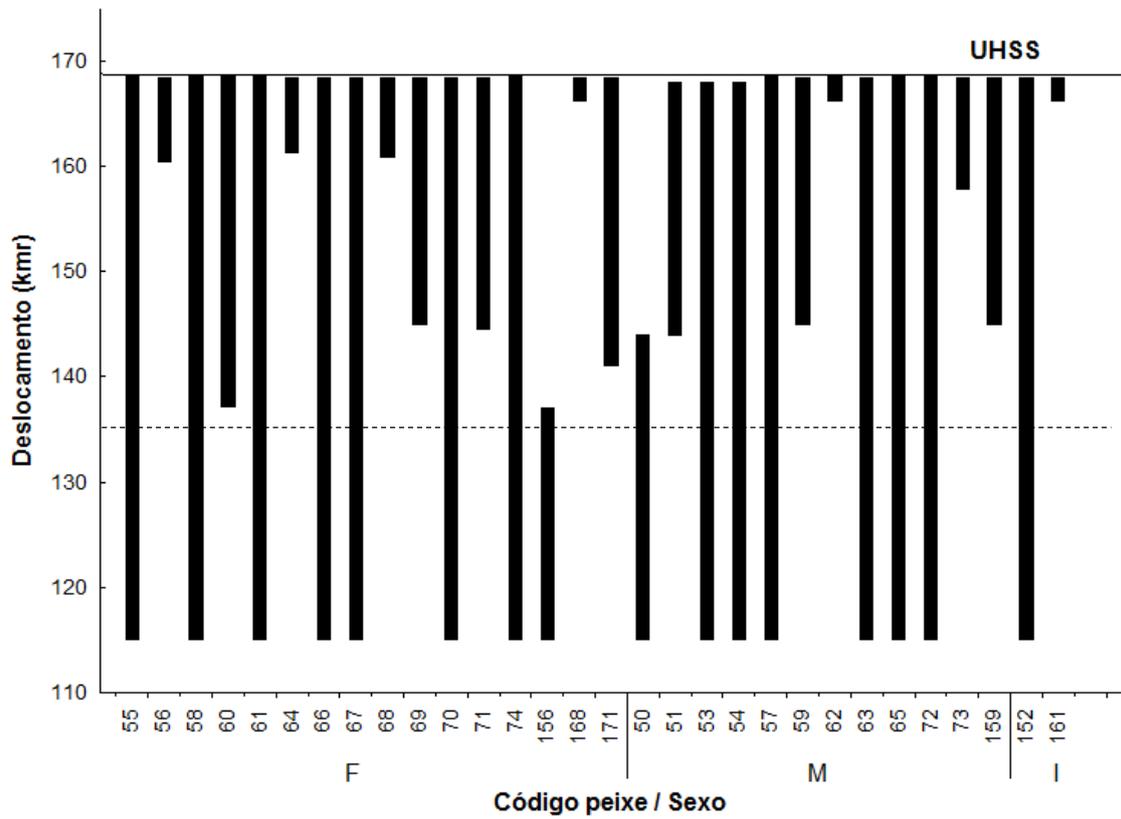


Figura 3.10. Área de vida linear (AVL) das caranhas no baixo rio Paranaíba entre fevereiro de 2013 e fevereiro de 2014. A linha superior indica a posição da barragem de São Simão (UHS) (kmr 168,5), enquanto a linha pontilhada, a localização da foz do rio Claro (FRC).

3.8. BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, A. A. & JÚLIO Jr., H. F. 1999. Peixes da bacia do alto Rio Paraná. Pp. 374-400. *In*: LOWE-McCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, EDUSP. 535p.
- Agostinho, A. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., Thomaz, S. M. & Suzuki, H. I. 1999a. Patterns of colonization in neotropical Reservoirs, and prognoses on aging. *In* Tundisi, J. G. & Straskraba, M. (Eds.). Theoretical Reservoir Ecology and its applications. International Institute of Ecology (HE), Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, p: 227-265.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Fernandez, D. R. & Suzuki, H. I. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18: 299-306.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Susuki, H. U. & Júlio Jr. H. F. 2003. Chapter 2: Migratory Fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. *In*: Carosfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A. (eds.). 2003. Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status. IDRC/World Bank. 372 p.
- Agostinho, A. A., Marques, E. E., Agostinho, C. S., Almeida, D. A., Oliveira, R. J. & Melo, J. R. B. 2007a. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 121-130.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Pelicice, F. M. 2007b. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Editorial da Universidade Estadual de Maringá. 501 p.
- Agostinho, C. S., Agostinho, A. A., Pelicice, F., Almeida, D. A., Marques, E. E. 2007c. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 205-213.
- Alves, C. B. M., Silva, L. G. M. & Godinho, A. L. 2007. 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.
- Andrade, F. R. 2008. Migração e conservação do dourado (*Salminus franciscanus*, Lima & Britski 2007) em um trecho do rio São Francisco. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 70 p.

- Antonio, R. R., Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Bailly, D., Okada, E. K. & Dias, J. H. P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 177-184.
- Casali, R. C. V., Vono, V., Godinho, H. P., Luz, R. K. & Bazzoli, N. 2010. Passage and reproductive activity of fishes in the Igarapava fish ladder, Grande River, Southeastern Brazil. *River Research and Applications*, 26: 157-165.
- Chapman, B. B., Brönmark, C., Nilson, J.-A. & Hansson, L.-A. 2011. The ecology and evolution of partial migration. *Oikos*, 120: 1764-1775.
- Chapman, B. B., Skov, C., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Hansson, L.-A. & Brönmark, C. 2012. Partial migration in fishes: definitions, methodologies and taxonomic distribution. *Journal of Fish Biology*, 81: 476-499.
- Costa, R. M. R. & Mateus, L. A. F. 2009. Reproductive biology of pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (Teleostei: Characidae) in the Cuiabá River Basin, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(3): 447-458.
- Fontainhas-Fernandes, A., Monteiro, M., Figueiredo, A., Gomes, E., Coimbra, J., & Reis-Henriques, A. 2000. Partial of total replacement of fish meal by plant protein affects gonadal development and plasma 17 β -estradiol levels in female Nile tilapia. *Aquaculture International*, 8: 299-313.
- Godinho, A. L. 2005. Life history movements and spawning of São Francisco River fishes, Brazil. PhD. Dissertation. University of Massachusetts Amherst. 163 p.
- Godinho, A. L. & Kynard, B. 2006. Migration and spawning of radio-tagged Zulega *Prochilodus argenteus* in a dammed Brazilian river. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 811-824.
- Godinho, A. L., Kynard, B. & Godinho, H. P. 2007. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. *Environ. Biol. Fish.*, 80: 421-433.
- Godinho, A. L. & Kynard, B. 2009. Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications*, 25(6): 702-712.
- Hahn, L., English, K. K., Carosfeld, J., Silva, L. G. M., Latini, J. D., Agostinho, A. A. & Fernandez, D. R. 2007. Preliminary study on the application of radio-telemetry techniques to evaluate movements of fish in the Lateral Canal of Itaipu Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 103-108.

- Hahn, N. S., I. F. Andrian, R. Fugj, and V. L. L. Almeida. 1997. Ecologia trófica. In: Vazzoler, A. E. A. de M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.). A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringa, Parana, EDUEM, 209-228 p.
- Hahn, L., Agostinho, A. A., English, K. K., Carosfeld, J., Câmara, L. F & Cooke, S. 2011. Use of radiotelemetry to track threatened dorados *Salminus brasiliensis* in the upper Uruguay River, Brazil. *Endangered Species Research*, 15: 103-114.
- Hudson, J. M., Johnson, J. R. & Kynard, B. 2011. A Portable Electronarcosis System for Anesthetizing Salmonids and Other Fish. *North American Journal of Fisheries Management* 31: 335-339.
- Izquierdo, M. S., Fernández-Palacios, H. & Tacon, A. G. J. 2001. Effect of broodstock nutrition on reproductive performance of fish. *Aquaculture*, 197: 25-42.
- Jonsson & Jonsson, 1993. Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews of Fish Biology and Fisheries*, 3: 348-365.
- Kahn, J. & Mohead, M. 2010. A protocol for use of Shortnose, Atlantic, Gulf, and Green Sturgeons. U.S. Dep. Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-45, 62 p.
- Kynard, B. & Kieffer, M. 2002. Use of a borescope to determine the sex and egg maturity stage of sturgeons and the effect of borescope use on reproductive structures. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 505-508.
- Kynard, B. & Lonsdale, E. 1975. Experimental study of galvanonarcosis for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) immobilization. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 32: 300-302.
- Maia, B. P., Ribeiro, S. M., Bizzotto, P. M., Vono, V. & Godinho, H. P. 2007. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5(2): 147-152.
- Makrakis, M. C., Miranda, L. E., Makrakis, S., Xavier, A. M. M., Fontes, H. M. & Morlis, W. G. 2007. Migratory movements of pacu, *Piaractus mesopotamicus*, in the highly impounded Paraná River. *J. Appl. Ichthyol.*, 23: 700-704.
- Makrakis, S., Gomes, L. C., Makrakis, M. C., Fernandez, D. R. & Pavanelli, C. S. 2007a. The Canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 185-195.

- Makrakis, S., Makrakis, M. C., Wagner, R. L., Dias, J. H. P. & Gomes, L. C. 2007b. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 197-204.
- Natturis. 2013. Relatório técnico da fase 10 da transposição manual da ictiofauna na Usina Hidrelétrica Salto do rio Verdinho, Goiás. 55 p.
- Oldani, N. O & Baigún, C. R. M. 2002. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná River (Argentina – Paraguay). *River Res. Applic.*, 18: 171-183.
- O’Neal, S. L. & Stanford, J. A. 2011. Partial Migration in a Robust Brown Trout Population of a Patagonian River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140: 623-635.
- Peixer, J., Mateus, L. A. F. & Resende, E. K. 2006. First gonadal maturation of *Pirinampus pirinampu* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 66 (1B): 317-323.
- Peixer, J. Catella, A. C., & Petrere-Jr. M. 2007. Yield per recruit of the pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) in the pantanal of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 67 (3): 561-567.
- Pelicice, F. M. & Agostinho, A. A. 2008. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps in Large Neotropical Rivers. *Conservation Biology* 22(1): 180-188.
- Ribeiro, S. M. S. 2003. Biologia reprodutiva do mandi-amarelo *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) no reservatório e escada da UHE Igarapava, rio Grande, bacia do Paraná. Dissertação (Mestrado). Mestrado em Zoologia de Vertebrados da PUC Minas. Belo Horizonte, 57 p.
- Ribeiro, T. C. 2013. Migração de peixes neotropicais em rio com barramentos sucessivos. Tese de doutorado Programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 103 p.
- Ringuelet, R. A., Aramburu, R. H. & Aramburu, A. A. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. *Com. Inv. Cient. Prov. Bs. As.* 602 p.
- Ross, L. G. & Ross, B. 2008. *Anaesthetic and Sedative Techniques for Aquatic Animals*. Third Edition. Blackwell Publishing. 222 p.
- Sato, Y., Bazzoli, N., Rizzo, E., Boschi, M. B. & Miranda, M. O. T. 2005. Influence of the Abaeté River on the reproductive success of the neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from the Três Marias Dam,

- southeastern Brazil. *River Research and Applications*, 21: 939-950.
- Silva, F. O. & Lopes, J. M. 2010. Metodologia para a definição de objetivos e espécies alvo de sistemas de transposição de peixes já implantados. IV Seminário Brasileiro de Meio Ambiente e Responsabilidade Social no Setor Elétrico. Curitiba-PR.
- Silva, L. G. 2004. Migração de mandis-amarelos *Pimelodus maculatus* e curimbas *Prochilodus lineatus* no rio Grande, bacia do Alto Paraná. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Belo Horizonte. 63 p.
- Silva, L. G. 2012. Capítulo 5: Parâmetros migratórios e transposição de curimatás e mandis-amarelos no médio rio Grande. Páginas: 111-132. *Em*: Lopes, J. M. & Silva, F. O. (organizadores). Transposição de peixes. Série Peixe Vivo. CEMIG.
- Summerfelt, R. C. & Smith, L. S. 1990. Anesthesia, surgery, and related techniques. P. 213 – 272. In: Schreck, C. B. & Moyle, P. B. (eds). *Methods for fish biology*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Trushenski, J. T., Bowker, J. D., Guase, B. R. & Mulligan B. L. 2012. Chemical and Electrical Approaches to Sedation of Hybrid Striped Bass: Induction, Recovery, and Physiological Responses to Sedation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141: 455-467.
- Young, M. K. 1998. Absence of autumnal changes in habitat use and location of adult Colorado River cutthroat trout in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127: 147-151.
- Zohar, Y., Harel, M., Hassin, S. & Tandler, A., 1995. Gilthead seabream. *In*: Bromage, N. R. & Roberts, R. J. (Eds.). *Broodstock Management and Egg and Larval Quality*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 424 p.