



MARINA LOPES BUENO

**AVALIAÇÃO DE ESPÉCIES MIGRADORAS DE
PEIXES E DO ICTIOPLÂNCTON NO RIO
PANDEIROS, MINAS GERAIS**

**LAVRAS - MG
2016**

MARINA LOPES BUENO

**AVALIAÇÃO DE ESPÉCIES MIGRADORAS DE PEIXES E DO
ICTIOPLÂNCTON NO RIO PANDEIROS, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

**LAVRAS - MG
2016**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Bueno, Marina Lopes.

Avaliação de espécies migradoras de peixes e do ictioplâncton
no rio Pandeiros, Minas Gerais / Marina Lopes Bueno. – Lavras :
UFLA, 2016.

67 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)—Universidade Federal de
Lavras, 2016.

Orientador(a): Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Remoção de barragens. 2. Comportamento migratório. 3.
Ovos e larvas de peixes. 4. Pequena Central Hidrelétrica. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

MARINA LOPES BUENO

**AVALIAÇÃO DE ESPÉCIES MIGRADORAS DE PEIXES E DO
ICTIOPLÂNCTON NO RIO PANDEIROS, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 30 de junho de 2016.

Dr. Nelson Henrique de Almeida Curi UNILAVRAS

Dr. Marcelo Passamani UFLA

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS - MG

2016

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Ecologia Aplicada pela oportunidade de realização do mestrado. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos. À Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) e à Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento do projeto.

Ao professor Paulo Pompeu, por todos estes anos de orientação e amizade. Sou muito grata por fazer parte dos “Pupilos do Pompeu”. Você é um exemplo para todos nós!

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Peixes, que deixam a rotina mais divertida e interessante. Em especial ao Rafa, pela companhia e grande ajuda em campo, além da disponibilização de alguns dados. À Marina Rufino e Andressa, pela ajuda na triagem do material, sempre com disposição e alegria. À Lud, pela confecção do mapa. À Débora, Ruanny e Yuri, pela amizade e apoio. Este trabalho não seria possível sem a ajuda de vocês!

À D. Bia e Ione, pela ótima recepção em Pandeiros e amizade. Vocês estarão eternamente em meu coração!

Ao Laboratório de Genética da Conservação – PUC Minas, especialmente ao Ricardo Becker, Adriana Heloísa e Prof. Dr. Daniel Carvalho, que realizaram as análises de DNA Barcode e me receberam muito bem.

Aos membros da banca avaliadora, Prof. Dr. Nelson Curi e Prof. Dr. Marcelo Passamani, pelas críticas e sugestões visando a melhoria deste trabalho. Agradeço também ao Dr. Rodrigo Fagundes, pela disponibilidade e participação como membro suplente da banca.

Aos meus pais, José Henrique e Maria Eugênia, pelo amor incondicional e apoio em todas as fases de minha vida. E toda minha família que sempre esteve presente me dando força.

Ao Luis, pelo companheirismo, amor e incentivo. Obrigada por valorizar tanto o meu trabalho e sempre estar ao meu lado!

Agradeço a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para o meu crescimento profissional e pessoal!

RESUMO

A fim de obter informações sobre a dinâmica de espécies migradoras e do ictioplâncton do rio Pandeiros, importante afluente do rio São Francisco, objetivou-se, neste trabalho, avaliar a distribuição de espécies migradoras e o papel da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Pandeiros nesta distribuição. Neste sentido, avaliou-se a utilização do rio como local de desova, identificando os principais sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial, bem como os benefícios do possível descomissionamento da barragem sobre estas populações. Foram realizadas coletas de peixes, com redes com malha de 3 a 16 cm entre nós opostos, entre julho de 2014 a fevereiro de 2016. Para amostragem de ictioplâncton, foram realizadas cinco coletas mensais na estação chuvosa, de novembro de 2014 a março de 2015. Foram estabelecidos oito sítios de coleta, coincidentes para os dois tipos de amostragem. Foram coletados 2705 peixes, pertencentes a 67 espécies, sendo nove espécies migradoras. Em todos os pontos a jusante da PCH foram registradas espécies migradoras. Em contrapartida, a montante da PCH, estas espécies foram coletadas somente em dois pontos. A densidade de ictioplâncton também foi maior a jusante. A vazão foi o único fator abiótico que apresentou correlação positiva com a densidade de ovos e, conseqüentemente, com a reprodução dos peixes. Os resultados obtidos neste estudo forneceram indícios de que a PCH está influenciando negativamente a dinâmica migratória e a reprodução dos peixes do rio Pandeiros. Portanto, o descomissionamento poderia gerar efeitos positivos sobre a ictiofauna local.

Palavras-chave: Remoção de barragens. Comportamento migratório. Ovos e larvas de peixes. Pequena Central Hidrelétrica.

ABSTRACT

In order to obtain information about the migratory species and ichthyoplankton dynamics in the Pandeiros river, important tributary of the São Francisco river, the aim of this study was to evaluate the distribution of migratory species and the role of the Pandeiros Small Hydro Power (SHP) in this distribution. For this purpose, we evaluated the use of the river as a spawning site, identifying the main breeding and early development sites, as well as the benefits of a possible dam decommissioning on these populations. Fishes were collected with gillnets with mesh ranging from 3-16 cm between opposite knots, between July 2014 and February 2016. For the ichthyoplankton sampling, five monthly samplings were performed in the rainy season, from November 2014 to March 2015. Eight sampling sites were established, matched to both types of sampling. A total of 2705 fishes was collected, belonging to 67 species, nine of which were migratory species. Migratory species were recorded in all downstream points of the SHP. In contrast, in the upstream of the SHP, these species were collected only in two points. The ichthyoplankton density was also higher downstream. The flow was the only abiotic factor that was positively correlated to the density of eggs and, consequently, to fish reproduction. The results of this study provided evidence that the Pandeiros SHP is negatively influencing the migratory dynamics and the fish reproduction in the Pandeiros river. Therefore, the decommissioning could generate positive effects on local ichthyofauna.

Keywords: Dam removal. Migratory behavior. Fish eggs and larvae. Small Hydro Power.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1	Reprodução e migração de peixes.....	14
2.2	Importância dos estudos sobre ictioplâncton, deslocamento e áreas de desova de peixes.....	18
2.3	DNA Barcode como ferramenta.....	20
2.4	O descomissionamento de barragens como estratégia.....	21
3	METODOLOGIA.....	24
3.1	Área de estudo.....	24
3.2	Coleta de dados.....	28
3.3	Amostragem do ictioplâncton.....	30
3.4	Amostragem da ictiofauna.....	30
3.5	Coleta de dados limnológicos.....	31
3.6	DNA Barcode.....	31
3.7	Análise de dados.....	32
4	RESULTADOS.....	34
5	DISCUSSÃO.....	51
6	CONCLUSÃO.....	57
	REFERÊNCIAS.....	58

1 INTRODUÇÃO

Os estudos sobre o ictioplâncton são de grande interesse por fornecerem subsídios para um maior entendimento da biologia e ecologia deste grupo (NAKATANI et al., 2001). Eles têm sido utilizados em prol da conservação da ictiofauna, pois fornecem informações para delimitação e identificação de áreas de desova, reconhecimento da importância relativa dos corpos d'água para o recrutamento de peixes, identificação de áreas prioritárias para conservação, monitoramento de estoques e manejo da pesca (HEMPEL, 1973; NAKATANI et al., 2001; RIZZO & GODINHO, 2003). A identificação dos locais de desova e criadouros naturais de peixes possibilita a realização de medidas de conservação destas áreas, e ainda fornecem informações para o manejo em função de um aproveitamento hídrico (NAKATANI et al., 2001). Além destas abordagens, o conhecimento sobre os deslocamentos de peixes também é fundamental para a realização de ações mitigadoras que visam a conservação e restauração dos recursos pesqueiros (GODINHO & POMPEU, 2003).

Apesar de sua importância, ainda há uma deficiência nos estudos sobre ictioplâncton de ambientes dulcícolas devido, principalmente, à dificuldade de identificação das amostras (NAKATANI et al., 2001; RIZZO & GODINHO, 2003). Segundo Becker et al. (2015), todos os estudos sobre identificação de ovos e larvas publicados até 2015 foram baseados somente em características morfológicas. Entretanto, estudos recentes utilizando ferramentas moleculares como o DNA Barcode têm auxiliado estes trabalhos, pois a partir do gene mitocondrial de cada indivíduo é possível identificar a qual espécie este pertence (HEBERT et al. 2003; HEBERT & GREGORY 2005, DAWNAY et al., 2007).

Estas abordagens se aplicam para a avaliação de impactos de barragens. Sabe-se que os peixes migradores são os mais afetados pela construção de barramentos, pois estes interrompem suas rotas migratórias originais, impedindo

o deslocamento entre os sítios de alimentação e reprodução, e dificultando a dispersão de ovos e larvas rio abaixo, podendo assim comprometer o recrutamento das espécies (GODOY, 1975; SUZUKI et al., 2011; LOPES & SILVA, 2012; SANTOS et al., 2012). Suzuki et al. (2011) relataram a dificuldade da passagem de ovos e larvas em três reservatórios de Minas Gerais, visto que não houve capturas de ictioplâncton imediatamente a jusante das barragens, apesar da elevada abundância imediatamente a montante. Este fato ocorre pois grandes reservatórios geram um gradiente difuso de condições hidráulicas e limnológicas que aprisionam ovos e larvas (PELICICE et al., 2015). Deste modo, estes estudos são essenciais pois o transporte de ovos e larvas através de barragens é a chave para o desenvolvimento de estratégias de conservação eficazes (POMPEU et al., 2011).

De maneira similar, podem dar subsídios para a remoção de barragens. Esta é uma forma de mitigar os efeitos das barragens sobre o rio e sua fauna local. Esta estratégia vem sendo utilizada em alguns países, principalmente para barragens que estão se deteriorando fisicamente, não são mais economicamente viáveis ou estão trazendo danos ecológicos (STANLEY & DOYLE, 2003; AMERICAN ASSOCIATION OF STATE HIGHWAY AND TRANSPORTATION OFFICIALS, 2005). Assim, resultados positivos têm sido relatados, como a recuperação de populações de peixes e a melhora do status ecológico global do sistema fluvial após a remoção de barramentos (SCULLY et al., 1990; RONI et al., 2002; KEMP & O'HANLEY, 2010). Segundo Lovett (2014), as antigas barragens dos Estados Unidos estão sendo removidas, e conseqüentemente as espécies estão voltando aos rios, sendo que, atualmente, cerca de 50 barragens vêm sendo removidas a cada ano.

A remoção de barragens no mundo vem crescendo, principalmente na América do Norte e Europa, e várias metodologias de priorização de barreiras a serem removidas já foram adotadas ou estão em desenvolvimento. Porém, ainda

há uma tendência para o desenvolvimento desordenado de ferramentas, resultando em ações ineficientes, duplicação de esforços e repetição frequente de erros passados. Portanto, é necessário um estudo profundo da bacia hidrográfica em que a barragem a ser descomissionada está inserida para melhor avaliação dos potenciais ganhos e prejuízos ecológicos e econômicos de sua remoção. Assim, pode-se definir quais barreiras devem ser priorizadas para uma eventual remoção, de forma a maximizar os ganhos de restauração (KEMP & O'HANLEY, 2010).

No Brasil não existem registros de remoção de barragens. O primeiro estudo vem sendo conduzido para a PCH Pandeiros, no norte de Minas Gerais. Esta barragem está desativada desde janeiro de 2008, pois estava gerando danos econômicos e ambientais, como o ocorrido em outubro de 2007, com a morte de 29 toneladas de peixes em período de desova (NUNES et al., 2009). Assim, uma forma de mitigar estes danos é a remoção desta barragem, ocasionando um possível efeito positivo nas comunidades aquáticas locais. Provavelmente, com a reconexão dos trechos de montante e jusante da barragem, os peixes migradores poderão completar suas rotas migratórias originais. Além disso, poderá ocorrer a dispersão do ictioplâncton rio abaixo, alcançando a planície de inundação (SANTOS et al., 2012), tipo de ambiente conhecido pela sua importância como criadouros naturais para a prole de peixes migradores (WELCOMME, 1979; LOWE-MCCONNELL, 1987; WELCOMME, 1995; BAYLEY & LI, 1996).

Portanto, o presente trabalho teve como objetivos: avaliar a distribuição de espécies migradoras no rio Pandeiros e o papel da barragem nesta distribuição; avaliar a utilização do rio como local de desova, identificando os principais sítios reprodutivos e de desenvolvimento inicial e avaliar os possíveis benefícios do descomissionamento da barragem sobre estas populações. Adicionalmente, a partir da experiência deste projeto, propõe-se fluxograma para a tomada de

decisão sobre o descomissionamento de uma barragem, considerando os dados sobre a reprodução das espécies de peixes locais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Reprodução e migração de peixes

Os peixes representam cerca de 50% das espécies de vertebrados, englobando aproximadamente 24.000 espécies (NAKATANI et al., 2001). Nos ambientes dulcícolas, encontra-se um número estimado de 12.000 espécies e o Brasil, por possuir a maior rede hidrográfica do mundo, destaca-se como o país com maior diversidade, com cerca de 4.000 espécies válidas (NAKATANI et al., 2001; REIS et al., 2003).

Os peixes têm capacidade de colonizar vários tipos de habitats, possuem diferentes formas, tamanhos e padrões de ciclos de vida (WOOTTON, 1991). Por estarem submetidos às pressões seletivas impostas pelos distintos habitats que ocupam, eles desenvolveram estratégias associadas à diferentes funções vitais. As estratégias reprodutivas estão intimamente ligadas às condições favoráveis ao desenvolvimento inicial dos ovos e larvas. Assim, pode-se destacar alguns aspectos, como migração, cuidado com a prole, tipo de desova, número e tipo de ovo, tempo de incubação e desenvolvimento embrionário (NAKATANI et al., 2001). Estas estratégias são muito importantes, pois além de apresentarem características intrínsecas aos diversos grupos de peixes, refletem a ação evolutiva, permitindo assim, discussões a respeito das relações existentes entre essas características e os processos evolutivos (SATO et al., 2003).

Em 1989, foram identificados por Winemiller, três padrões reprodutivos para as espécies de peixes de água doce da América do Sul:

- 1) Estratégia de equilíbrio: presença de cuidado parental e reprodução não-sazonal;
- 2) Estratégia oportunista: capacidade de colonização rápida, maturação precoce e reprodução contínua;
- 3) Estratégia sazonal: reprodução na estação chuvosa, alta fecundidade, ausência de cuidado parental e deslocamentos reprodutivos.

Já em 2003, Sato et al. estudando os padrões reprodutivos de 23 espécies de peixes da bacia do rio São Francisco, das ordens Characiformes e Siluriformes, reconheceram seis grupos, sendo:

A- Ordem Characiforme:

1) Grupo constituído por espécies migradoras, que se reproduzem nos leitos dos rios na estação chuvosa, possuem período reprodutivo curto e ausência de cuidado parental. Os gêneros *Salminus*, *Brycon* e *Prochilodus* são representantes deste grupo.

2) Grupo constituído por espécies não migradoras, que geralmente se reproduzem em ambientes lênticos, possuem período reprodutivo longo e ausência de cuidado parental. Como exemplo, pode-se citar os gêneros *Astyanax* e *Curimatella*.

3) Grupo constituído por uma única espécie, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, que se reproduz em ambientes lênticos, não é migradora, possui estação reprodutiva longa e presença de cuidado parental.

B- Ordem Siluriforme:

1) Grupo constituído por espécies migradoras, que apresentam basicamente as mesmas características do grupo 1 da ordem Characiforme. São representados, por exemplo, pelos gêneros *Conorhynchos* e *Pseudoplatystoma*.

2) Grupo constituído por espécies não migradoras, que se reproduzem em ambientes lênticos, possuem período reprodutivo intermediário e não apresentam cuidado parental. Os gêneros *Pimelodus* e *Rhamdia* são representantes deste grupo.

3) Grupo constituído por espécies não migradoras, que se reproduzem em substratos específicos, possuem período reprodutivo de intermediário a longo e apresentam cuidado parental. Representados, por exemplo, por *Lophiosilurus alexandri* e *Rhinelepis aspera*.

Deste modo, podemos classificar os peixes neotropicais em duas categorias principais: espécies sedentárias e migradoras (AGOSTINHO et al., 2007). Dentre estas categorias, a mais estudada é a dos peixes migradores. Estes podem ser agrupados em relação aos habitats usados para migração (LUCAS et al., 2001), como:

1) Oceanódromos: migrações que ocorrem inteiramente dentro de regiões marinhas.

2) Potamódromos: migrações que ocorrem inteiramente dentro de regiões de água doce. A maioria dos peixes migradores do Brasil se enquadra nesta categoria.

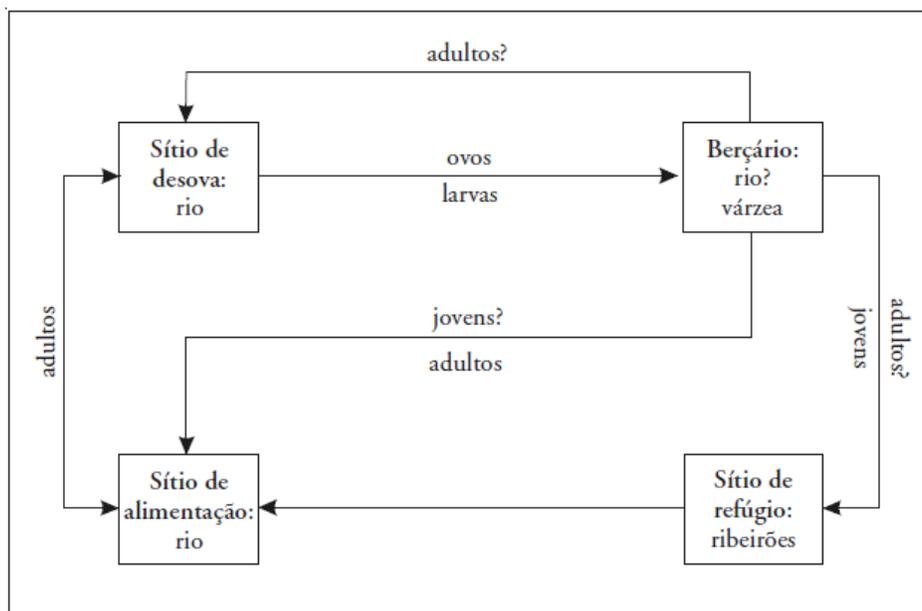
3) Diádromos: migrações ocorrem tanto em água salgada como em água doce.

A migração reprodutiva ocorre na maioria dos rios da América do Sul e é um fenômeno cíclico que ocorre durante a estação chuvosa, quando há maior

vazão dos rios, aumento da temperatura e dias mais longos (PETRERE JR., 1985; CAROLSFELD et al., 2003). Os peixes migradores necessitam de grandes trechos livres da bacia, onde se deslocam por vários quilômetros para completarem suas rotas migratórias (AGOSTINHO et al., 2007). De acordo com Vazzoler (1996), estes peixes podem ser definidos como aqueles que detém uma segregação espacial entre os sítios de alimentação, reprodução e crescimento. Após a reprodução, os ovos e larvas dispersam-se rio abaixo e desenvolvem-se, em grande parte, nas planícies de inundação e lagoas marginais (Figura 1) (GODINHO & POMPEU, 2003; SANTOS et al., 2012). Nestes ambientes, as larvas e alevinos encontram condições ideais para seu desenvolvimento inicial, como alimento, temperatura e oxigênio, além de proteção contra a predação. Assim, uma vez que a migração exerce um papel fundamental no sucesso reprodutivo de algumas das espécies de peixes (AGOSTINHO et al., 2007), este grupo é um dos mais afetados pela construção de barragens, pois o barramento e seu reservatório constituem um obstáculo para o livre deslocamento entre as áreas de alimentação e desova (LOPES & SILVA, 2012), bem como para o carregamento de larvas em direção às planícies de inundação (PELICICE et al., 2015).

Cabe salientar que a conservação das espécies migradoras se reveste ainda mais de importância uma vez que estas espécies são as de maior porte, e de maior importância para as pescas comercial e esportiva (GODINHO & GODINHO, 2003; AGOSTINHO et al. 2005; AGOSTINHO et al., 2007).

Figura 1 - Modelo da história de vida dos movimentos de peixes de piracema do rio São Francisco.



Fonte: GODINHO & POMPEU (2003).

2.2 Importância dos estudos sobre ictioplâncton, deslocamento e áreas de desova de peixes

O estudo de ovos e larvas de peixes é uma importante ferramenta para ictiologia, inventários ambientais, monitoramento de estoques e manejo da pesca. Estes estudos auxiliam no maior conhecimento da biologia e sistemática da ictiofauna, e são essenciais para o entendimento da autoecologia e dinâmica populacional deste grupo (NAKATANI et al., 2001). Segundo Rizzo & Godinho (2003), os estudos sobre ovos de peixes fornecem subsídios para o entendimento da fisiologia desta célula germinativa, visando a preservação de gametas, a conservação da ictiofauna e o aperfeiçoamento das técnicas de cultivo. Além disso, fornecem informações para delimitação e identificação de áreas de desova,

reconhecimento da importância relativa dos corpos d'água para o recrutamento de peixes e identificação de áreas prioritárias para conservação (HEMPEL, 1973; NAKATANI et al., 2001).

Apesar de sua importância, algumas dificuldades ainda são encontradas para realização destes trabalhos, principalmente na região neotropical. Isso se deve, principalmente, pela alta riqueza de espécies, grande variação morfológica ontogenética das larvas, pela diversidade de estratégias reprodutivas dos peixes e dificuldade na identificação das amostras (NAKATANI et al., 2001; CAROLSFELD et al., 2003; REIS et al., 2003). Segundo Becker et al. (2015), todos os estudos sobre identificação de ovos e larvas, publicados até 2015, foram baseados somente em características morfológicas e raramente consegue-se a identificação a nível de espécie (NAKATANI et al., 2001; GRAÇA & PAVANELLI, 2007).

Os estudos sobre os deslocamentos dos peixes durante as diferentes fases da vida do indivíduo também são fundamentais para a realização de ações mitigadoras que visam a conservação e restauração dos recursos pesqueiros (GODINHO & POMPEU, 2003). De acordo com Agostinho et al. (2007), estes trabalhos tem o objetivo de identificar as rotas de aproximação dos peixes e locais de concentração, e ainda podem indicar a origem de eventuais mortandades ou ferimentos de peixes, nos canais de fuga ou tomada d'água de usinas hidrelétricas. Assim, estes estudos são recomendados para que estes acidentes possam ser evitados.

Segundo Munro (1990), o momento e o local de desova dos peixes são informações que cada espécie possui para garantir o seu sucesso reprodutivo e manter o tamanho da sua população estável. A identificação das áreas de desova possui, assim, grande importância para realização de ações para proteção destes locais, e ainda geram informações para qualquer fase de um aproveitamento

hídrico. Na fase de inventário, estes dados fornecem subsídios para à identificação de áreas críticas à conservação de espécies. Já nas fases de viabilidade, projeto básico e operação, estas informações auxiliam na avaliação dos impactos que o empreendimento pode causar e no detalhamento dos planos ambientais. Portanto, os estudos das áreas de desova são essenciais para ações de manejo que objetivam o aumento da produção pesqueira ou a preservação de espécies em longo prazo (NAKATANI et al., 2001).

2.3 DNA Barcode como ferramenta

A análise de DNA Barcode é considerada uma importante ferramenta para identificação de espécies (PEREIRA et al., 2013). A partir do uso do gene mitocondrial, citocromo c oxidase I (COI), obtido de um indivíduo, é possível identificar a qual espécie este pertence (HEBERT et al., 2003; HEBERT & GREGORY, 2005, DAWNAY, et al., 2007). Esta análise possui várias aplicações, como ecologia de comunidades crípticas (PFENNINGER et al., 2007), identificação de conteúdo estomacal (PONS, 2006), entre outros. Em 2005, foi criada uma biblioteca de sequências de DNA referência para espécies de peixes, o FISH-BOL (Fish Barcode of Life), que conta com a colaboração de pesquisadores de vários países (WARD et al., 2009). Segundo o site da organização (www.fishbol.org), mais de 11000 espécies já foram catalogadas. Assim, as sequências de DNA retiradas de peixes, ovos ou larvas podem ser comparadas com estas sequências de referência, utilizando o BOLD (Barcode of Life Data System; <http://www.barcodinglife.org>) (WARD et al., 2009).

Segundo Becker et al. (2015), por esta técnica permitir uma identificação precisa do ictioplâncton, pode ser considerada uma importante ferramenta para os estudos de comportamento reprodutivo de peixes, obtenção de uma estimativa

correta da biodiversidade através da detecção de ovos de espécies raras e definição de estratégias de manejo para conservação de peixes neotropicais. Uma vez que a biblioteca de DNA Barcode está disponível para o rio São Francisco (CARVALHO et al., 2012), esta técnica pode ser aplicada para a melhor identificação dos estudos de ovos e larvas de peixes desta região. No entanto, alguns desafios metodológicos podem ser encontrados para a realização desta análise, como erros de sequenciamento e amplificação de pseudogenes (LERAY & KNOWLTON, 2015), além da dificuldade de preservação das amostras de ictioplâncton (NAKATANI et al., 2001) e a triagem do material em campo.

2.4 O descomissionamento de barragens como estratégia

Como foi visto, as barragens são estruturas que impedem o deslocamento dos peixes, principalmente os migradores, entre os sítios de alimentação e reprodução, e ainda dificultam a dispersão de ovos e larvas rio abaixo, podendo impactar negativamente as populações (GODOY, 1975; LUCAS & BARAS, 2001; LOPES & SILVA, 2012; SANTOS et al., 2012). Os impactos de barragens podem ser variáveis, e dependem do tipo de barragem, da hidrologia fluvial e da biologia das espécies locais (NORTHCOTE, 1998). Segundo Wofford et al. (2005), estas barreiras podem reduzir ou fragmentar a distribuição das espécies, resultando no declínio e isolamento genético das populações, aumentando o risco de extinção.

Além de afetarem diretamente a biota, as barragens modificam o regime hidrológico, aprisionam nutrientes, alteram a temperatura e qualidade da água, diminuem a fertilidade das planícies de inundação e fragmentam os habitats aquáticos (DYNESIUS & NILSSO, 1994; AMERICAN RIVERS & TROUT UNLIMITED, 2002; BRATRICH et al., 2004). Conjuntamente, ocorre uma

grande alteração na condição socioeconômica das comunidades ribeirinhas, bem como das atividades comerciais pesqueiras, pois as espécies migradoras são substituídas gradativamente por espécies sedentárias, de valor comercial mais baixo (SATO & OSÓRIO, 1988; GODINHO, 1993).

Dentre as estratégias para reverter os efeitos de barramentos, a remoção de barragens já pode ser considerada uma realidade, e vem mostrando resultados positivos, como a recuperação de populações de peixes (SCULLY et al., 1990; RONI et al., 2002) e a melhora do status ecológico global do sistema fluvial (KEMP & O'HANLEY, 2010), restaurando processos ecológicos nas dimensões longitudinal (VANNOTE et al., 1980) e lateral (JUNK et al., 1989). Nos Estados Unidos, a barragem Condit foi derrubada para recuperação de um trecho do rio White Salmon. Após dois anos, aproximadamente 5.500 indivíduos de peixes retornaram ao rio (LOVETT, 2014). Além disso, a remoção é uma maneira cada vez mais comum de lidar com barragens não rentáveis (STANLEY & DOYLE, 2003). Além dos benefícios já relatados, o guia da American Rivers & Trout Unlimited (2002) lista alguns potenciais benefícios da remoção de barragens, como a melhora da atividade pesqueira, a reabilitação de espécies ameaçadas e em perigo de extinção, revitalização comunitária e maior oportunidade de lazer ao público.

Segundo a American Association of State Highway and Transportation Officials (2005), existem diferentes motivos para o descomissionamento de barragens, tais como:

- Ecológico: para restauração de populações de peixes, bem como de suas rotas originais, recuperação de habitats aquáticos, melhora da qualidade da água e para fornecer créditos de mitigação ambiental;

- Econômico: quando a manutenção da barragem é muito cara e a remoção for mais barata do que o reparo; quando a barragem não é mais utilizada ou está em deterioração;
- Falha: quando a barragem falhou ou foi danificada;
- Recreação: para aumentar as oportunidades de lazer;
- Segurança: quando a barragem for considerada insegura;
- Situação irregular: quando a barragem foi construída sem as licenças necessárias ou foi abandonada.

Em 2002, Pohl relatou as principais razões da remoção de barragens nos Estados Unidos. De 153 estruturas, 60 foram descomissionadas por razões ambientais, ou seja, para restauração do habitat aquático e de sua fauna. Por motivos econômicos e de segurança, foram removidas 27 e 52 barragens, respectivamente. Houve oito estruturas que falharam e foram subsequentemente removidas, e seis que foram retiradas por outras razões que não foram descritas acima.

Apesar de seus benefícios serem claros, a remoção de uma barragem pode gerar um possível prejuízo ambiental, por permitir a colonização de trechos a montante por espécies exóticas, que anteriormente eram detidas pelo barramento (VIEIRA, 2006), o aumento da mortalidade dentre as comunidades aquáticas a jusante (STANLEY & DOYLE, 2003) e a liberação de sedimentos contaminados (AMERICAN RIVERS & TROUT UNLIMITED, 2002). Portanto, é necessário um estudo profundo da bacia hidrográfica em que a barragem a ser descomissionada está inserida, para melhor avaliação dos potenciais ganhos e prejuízos ecológicos de sua remoção (KEMP & O'HANLEY, 2010).

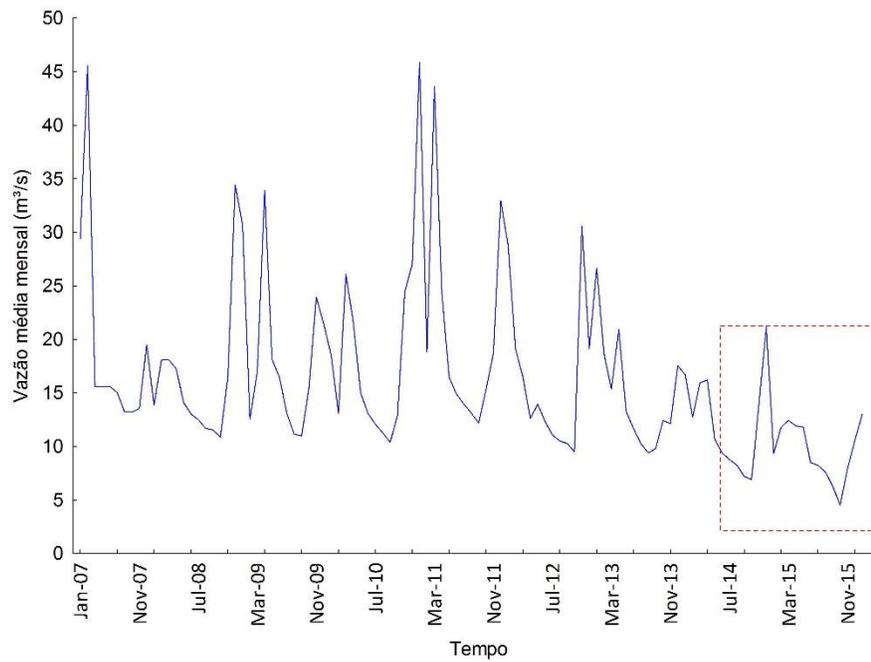
3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O rio Pandeiros é um importante afluente da margem esquerda do rio São Francisco. Ele está localizado na região Norte de Minas Gerais e possui aproximadamente 145 km de extensão, abrangendo os municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho (BETHONICO, 2009; RODRIGUES et al., 2009). Encontra-se em uma das áreas mais preservadas de Minas Gerais. Porém, o desenvolvimento da agricultura de cerrado e a forte pressão antrópica podem colocar estas áreas em risco (GODINHO & GODINHO, 2003).

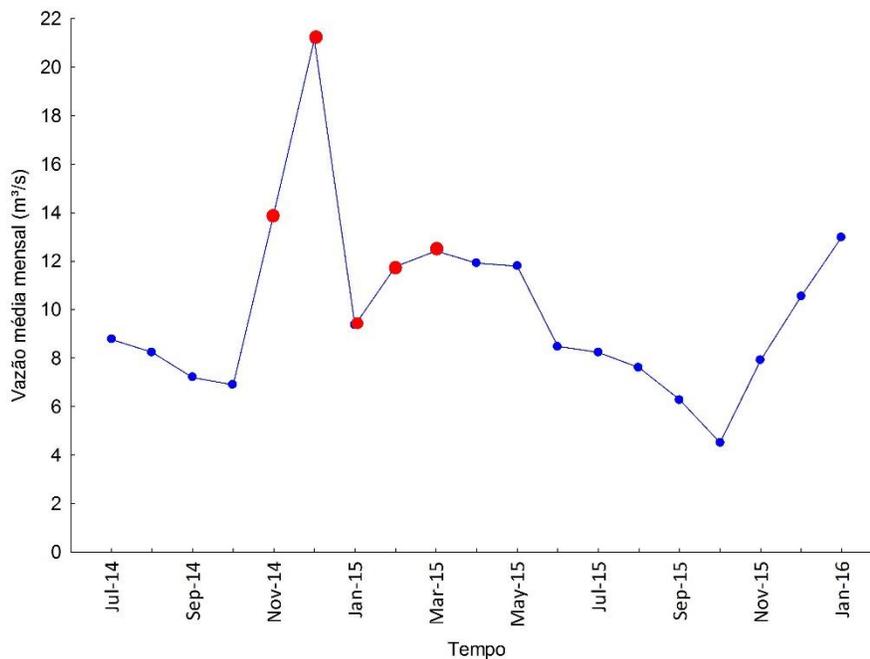
A bacia do rio Pandeiros está inserida em uma região de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga (OLIVEIRA et al., 2011). A vegetação de Cerrado é predominante e observa-se variações deste bioma, como Cerrado Denso, Cerrado Típico e Ralo, Vereda e Floresta Decídua e Semidecídua (IEF, 2008). O clima é classificado como semiárido, com temperatura média anual de 25°C e precipitação média anual de 1000 mm. Apresenta estações bem definidas: chuvosa, especialmente de novembro a janeiro, e seca (Figuras 2 e 3) (RODRIGUES et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2011).

Figura 2 - Histórico de vazões (m^3/s) do rio Pandeiros, desde 2007. A área em destaque representa a época de coleta, evidenciando um período seco, com baixas vazões máximas.



Fonte: Bueno (2016).

Figura 3 - Vazões médias mensais (m^3/s) no período de coleta no rio Pandeiros. Os pontos vermelhos representam as coletas de ictioplâncton e peixes, e os azuis simbolizam as coletas somente de peixes.



Fonte: Bueno (2016).

Em 1957, foi instalada uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH) no rio Pandeiros (Figura 4). A área do reservatório é de 280 hectares e a altura máxima da barragem é de 10,30 metros, de crista livre. Atualmente, a PCH Pandeiros encontra-se desativada, mas, quando estava em operação, turbinava até $35 m^3/s$, com potência de 4,2 MW (FONSECA et al., 2008).

Devido à sua importância ecológica, em 1992 o rio Pandeiros foi enquadrado na categoria de “rio de preservação permanente”, pela Lei Estadual nº 10.629. No ano de 1995 foi criada a Área de Proteção Ambiental do rio

Pandeiros (APA Pandeiros) (Lei Estadual nº 11.901 de 01/09/1995), com o objetivo de proteger a bacia, que é considerada paisagem de beleza cênica, e a diversidade biológica presente em suas lagoas marginais, cachoeiras, veredas e, principalmente, no Pântano de Pandeiros. (BETHONICO, 2009; NUNES et al., 2009). A APA Pandeiros é a maior Unidade de Conservação de uso sustentável de Minas Gerais, com 393.060 hectares (NUNES et al., 2009). Em 2004, por meio do Decreto Estadual nº 43.910, foi criado o Refúgio Estadual de Vida Silvestre, unidade de conservação de proteção integral.

Figura 4 - Área de estudo. A) Vista aérea da PCH Pandeiros e seu reservatório B) Ponto a montante da PCH Pandeiros, C) Ponto a jusante da PCH Pandeiros, D) Ponto no baixo rio Pandeiros, na região de seu Pântano.



Fonte: A) FONSECA et al. (2008); B, C e D) BUENO (2016).

3.2 Coleta de dados

Foram realizadas onze campanhas, entre julho de 2014 a fevereiro de 2016, para coleta de peixes. Para amostragem de ictioplâncton, foram realizadas cinco coletas mensais na estação chuvosa, de novembro de 2014 a março de 2015, durante um período reprodutivo das espécies de piracema. Foram estabelecidos oito sítios de coleta, coincidentes para os dois tipos de amostragem, em quatro regiões ao longo da bacia do rio Pandeiros (Figura 5):

3.3 Amostragem do ictioplâncton

A coleta de ictioplâncton foi realizada na calha principal do rio Pandeiros, preferencialmente na região central e com maior correnteza, com o auxílio de uma rede cônica com malha de 500 μm , 1,45 m de extensão e 38 cm de diâmetro na abertura, com um fluxímetro posicionado nesta abertura. A rede ficou submersa durante dez minutos. As amostragens foram realizadas no período noturno e diurno, preferencialmente às 19:00 e às 06:00. Cada ponto foi amostrado duas vezes, para realização das análises morfológicas e de DNA Barcode.

O material coletado foi conservado em potes de vidro com solução de formalina a 4% tamponada com carbonato de cálcio e identificado de acordo com a data, horário, local. As amostras de ictioplâncton destinadas ao teste de DNA Barcode foram conservadas em potes de vidro com álcool absoluto e armazenadas em um congelador.

A triagem e identificação das amostras de ictioplâncton foram realizadas no Laboratório de Ecologia de Peixes - UFLA, sob o estereoscópio Carl Zeiss® Stemi DV4 sobre a placa de triagem do tipo Bogorov. Posteriormente, parte do ictioplâncton triado foi enviado ao Laboratório de Genética da Conservação – PUC Minas, para análise de DNA Barcode.

3.4 Amostragem da ictiofauna

A amostragem dos peixes foi realizada com redes de espera, com malha de 3 a 16 cm entre nós opostos (malha total), 1,5 m de altura e 10 m de largura, nos oito pontos de coleta. As redes foram colocadas ao entardecer, aproximadamente às 18:00, e retiradas na manhã seguinte, permanecendo expostas por cerca de doze horas.

Os exemplares capturados foram etiquetados e posteriormente fixados em solução de formol 10%. O material coletado foi levado ao Laboratório de Ecologia de Peixes – UFLA, onde foi transferido para solução de álcool 70°. Posteriormente, os peixes foram identificados, baseando-se em Britski et al. (1988), pesados (g) e medidos (comprimento padrão e total, em cm). A classificação das espécies migradoras foi baseada em Carolsfeld et al. (2003) e Agostinho et al. (2007).

3.5 Coleta de dados limnológicos

Para cada sítio amostral, os parâmetros físico-químicos da água (pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura) foram medidos através de uma sonda multi-parâmetro (YSI 556 MPS, Multi Probe System) e a transparência da água foi avaliada pelo disco de Secchi. As medidas foram realizadas em todas as campanhas.

Os dados de vazão do rio Pandeiros foram disponibilizados pela Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG.

3.6 DNA Barcode

As larvas capturadas foram enviadas ao Laboratório de Genética da Conservação – PUC Minas, onde as amostras de fragmentos de seus tecidos foram submetidas ao protocolo de extração de DNA “Salting out”, adaptado de Aljanabi & Martinez (1997). A eletroforese em gel de agarose 1,0% foi utilizada para verificar a qualidade e viabilidade do DNA extraído. Mesmo procedimento foi realizado para os ovos coletados, mas em função do grande número de amostras com DNA degradado, estes resultados foram desconsiderados.

A amplificação foi realizada a partir do procedimento de Reação em Cadeia da Polimerase (PCR) utilizando os primers Fish 1F e Fish 1R (WARD, 2005), onde as sequências parciais do gene COI obtiveram um fragmento de 468pb. O mix de PCR constitui-se em 1,0 µL de Tampão; 0,3 µL de dNTP; 0,25 µL de primer Fish 1F e 0,25 µL de primer Fish 1R; 0,2 µL de Taq DNA Polimerase; 7,0 µL de água ultrapura e 1 µL de DNA extraído. As condições de PCR incluíram uma etapa inicial de desnaturação de 2 minutos a 95°C; seguido de 35 ciclos de desnaturação por 30 segundos a 94°C; 30 segundos a 54°C para anelamento dos primers e extensão a 72°C por 1 minuto; seguido de 10 min a 72°C.

Os produtos de DNA amplificados foram visualizados em gel de agarose 1,5% e as amostras positivas foram selecionadas para o processo de sequenciamento. As reações de sequenciamento foram realizadas para ambas as fitas (5'-3') utilizando o Kit comercial Big Dye® Terminator Cycle Sequencing Kit v3.1, de acordo com as instruções do fabricante. A reação utilizada apresentou um volume final de 10,0 µl, contendo 1,75 µl de Tampão 5X; 0,5 µl de BigDye; 1,0 µl de primer (10uM); 5,50 µl de água ultrapura e 1,0 µl do produto de DNA amplificado. Os mesmos conjuntos de primers utilizados na etapa de amplificação foram utilizados na reação de sequenciamento para o gene d-loop. As amostras foram sequenciadas utilizando o sequenciador automático ABI 3500 Genetic Analyzer (Applied Biosystems), através do método de fluorescência.

3.7 Análise de dados

A abundância das espécies em relação ao esforço de captura utilizado foi determinada através da captura por unidade de esforço em número (CPUE_n), definida pela fórmula:

$$CPUE_n = \sum_{m=3}^{16} (N_m \cdot EP_m^{-1})$$

Onde,

N_m = número de peixes capturados na malha m ;

EP_m = esforço de pesca em m^2 das redes de malha m ;

m = tamanho da malha (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm).

Isto possibilitou a avaliação da distribuição espacial das espécies migradoras mais abundantes nos diferentes períodos de coleta.

Para a verificação da distribuição etária dos peixes migradores, agrupou-se as espécies de mesmo gênero (por exemplo, *Leporinus* spp. e *Prochilodus* spp.) e utilizou-se o comprimento padrão em cm, medido em laboratório. Assim, foi possível a realização de um histograma em relação ao comprimento por locais de coleta.

A variação espacial da densidade de ictioplâncton para cada região foi avaliada através do volume filtrado e do número de ovos e larvas registradas, sendo expressa em número por metro cúbico (TANAKA, 1973).

As sequências do gene COI obtidas foram analisadas e editadas utilizando o programa DNA Baser Sequence Assembler v.4.20.0 (HERACLE BIOSOFT, 2013) para obtenção das sequências consenso. As sequências obtidas foram comparadas com as sequências presentes no banco de dados BOLD Systems® e GenBank. O FishBase foi utilizado para consulta taxonômica.

A análise da influência dos fatores abióticos na riqueza e abundância do ictioplâncton foi realizada pelo método de regressão linear múltipla (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998), para as regiões a montante e a jusante da barragem da PCH Pandeiros, separadamente. A densidade dos ovos foi utilizada como variável

dependente. As variáveis independentes foram vazão, temperatura, turbidez, pH e oxigênio dissolvido da água.

Todas as análises de dados foram realizadas com o auxílio do software Statística 10 (STATSOFT, 2011).

4 RESULTADOS

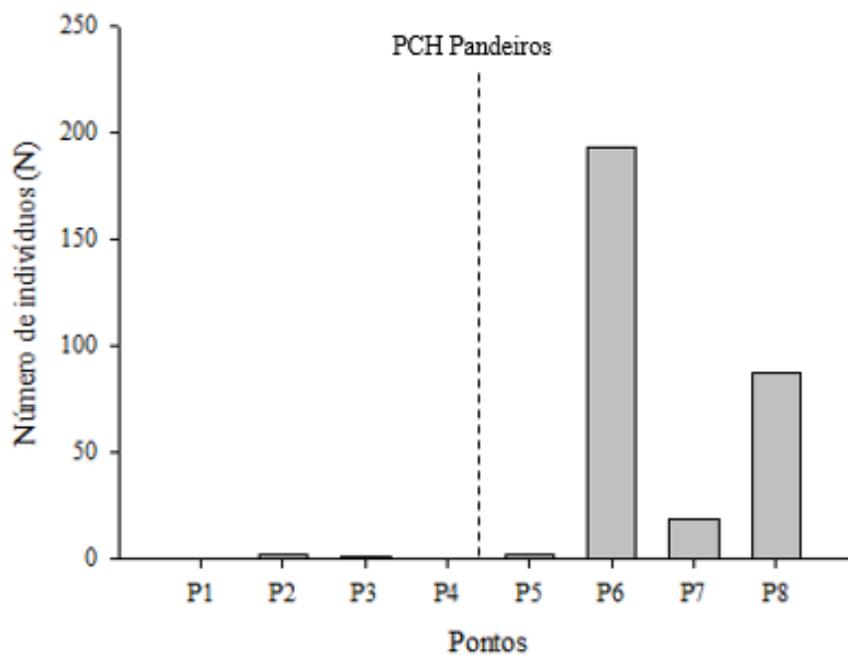
Nas onze campanhas foram coletados 2705 peixes, pertencentes a 67 espécies, sendo nove espécies migradoras (*Brycon orthotaenia*, *Leporinus obtusidens*, *L. reinharditi*, *L. taeniatus*, *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus argenteus*, *P. costatus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Salminus franciscanus*). Destas espécies foram capturados 305 indivíduos, em seis pontos de coleta. Em todos os pontos a jusante da PCH Pandeiros foi registrada a presença de espécies migradoras. Em contrapartida, a montante da PCH Pandeiros, estas espécies foram coletadas somente em dois pontos, e em pequena abundância (Tabela 1). Apenas dois indivíduos de *B. orthotaenia* foram coletados no ponto 2 (P2), e um indivíduo de *L. obtusidens* no ponto 3 (P3) (Figura 6).

Tabela 1 - Número de indivíduos de espécies migradoras coletadas nos pontos de amostragem do rio Pandeiros.

Espécies	Nome comum	Montante				Jusante			
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Ordem Characiformes									
<i>Brycon orthotaenia</i> Günther, 1864	Matrinchã		2					3	3
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	Piau-verdadeiro			1		2	1	1	
<i>Leporinus reinhardtii</i> Lütken, 1875	Piau-três-pintas						21	4	23
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	Piau-jejo						140		1
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz, 1829	Curimatá-pacu						10	6	22
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes, 1850	Curimatá-pioa						11		5
<i>Salminus franciscanus</i> Lima e Britski, 2007	Dourado						8	5	15
Ordem Siluriformes									
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	Mandi-amarelo						2		16
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Surubim								3

Fonte: Bueno (2016).

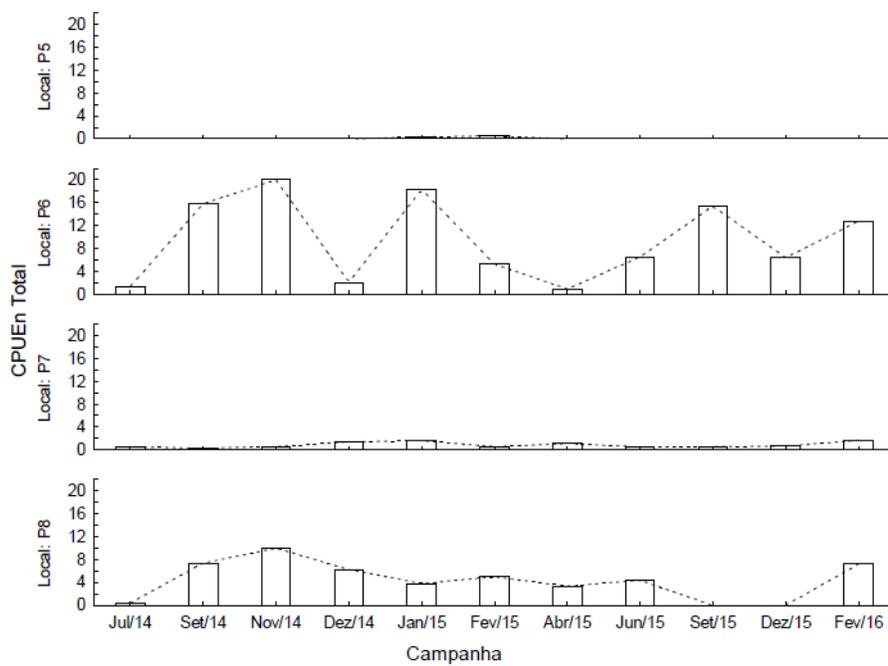
Figura 6 - Número de indivíduos (N) de peixes migradores por pontos de coleta no rio Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

A captura em número por unidade de esforço para as espécies migradoras variou bastante entre os pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros. Em geral, estas espécies foram mais abundantes nos pontos 6 (imediatamente a jusante das cachoeiras) e 8 (planície de inundação), respectivamente (Figura 7), onde maior quantidade de peixes foi registrada nos meses chuvosos.

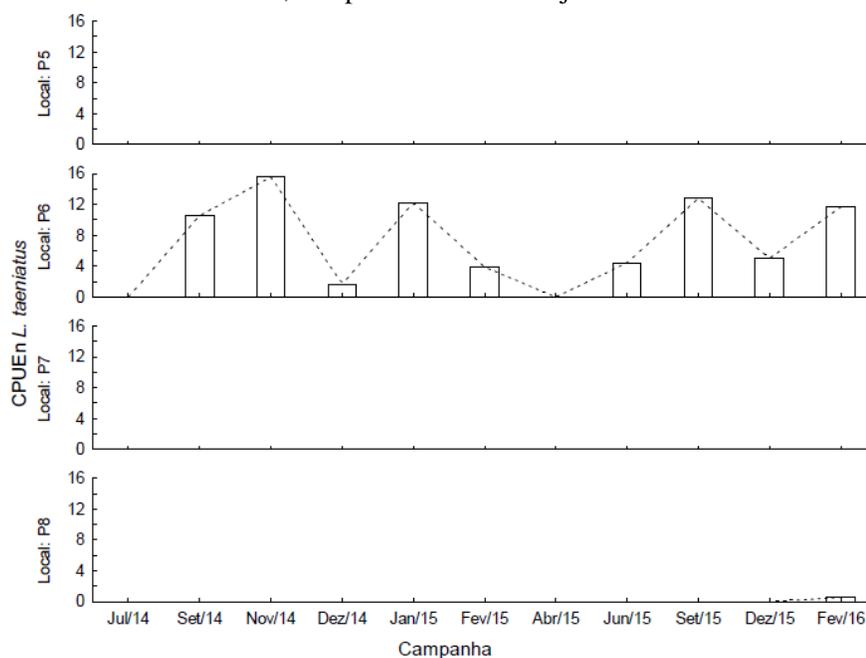
Figura 7 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUEn) das espécies migradoras, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

O piau-jejo (*L. taeniatus*) foi a espécie mais abundante, representando 46% da CPUEn total. Apesar de sua alta abundância, esta espécie foi coletada em apenas dois pontos, P6 e P8. Além disso, observou-se uma grande variação no número de indivíduos coletados nestes pontos, com maior abundância no ponto 6. A presença de *L. taeniatus* foi registrada em nove campanhas, com os picos em setembro e no período chuvoso. Apenas em julho de 2014 e abril de 2015 nenhum indivíduo foi capturado (Figura 8).

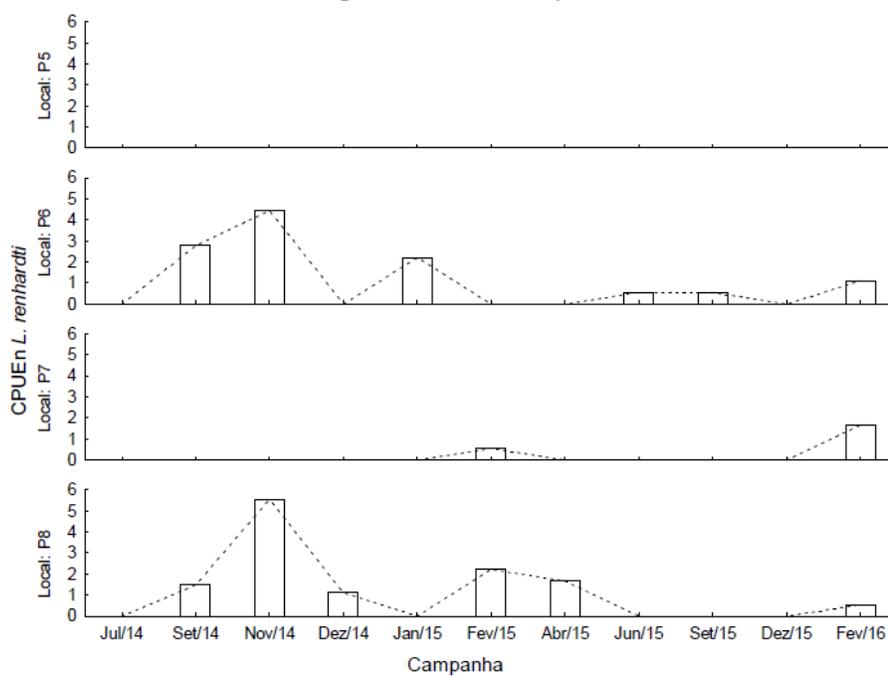
Figura 8 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUEn) de *L. taeniatus*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

As abundâncias relativas das outras espécies foram bem menores que a do piau-jejo. O piau-três-pintas (*L. reinhardti*) representou 16% da CPUE total. Esta espécie foi capturada nos pontos 6, 7 e 8, com maior abundância no mês de novembro, início do período chuvoso da região. Porém no ponto 7, esta espécie foi coletada somente em fevereiro (Figura 9).

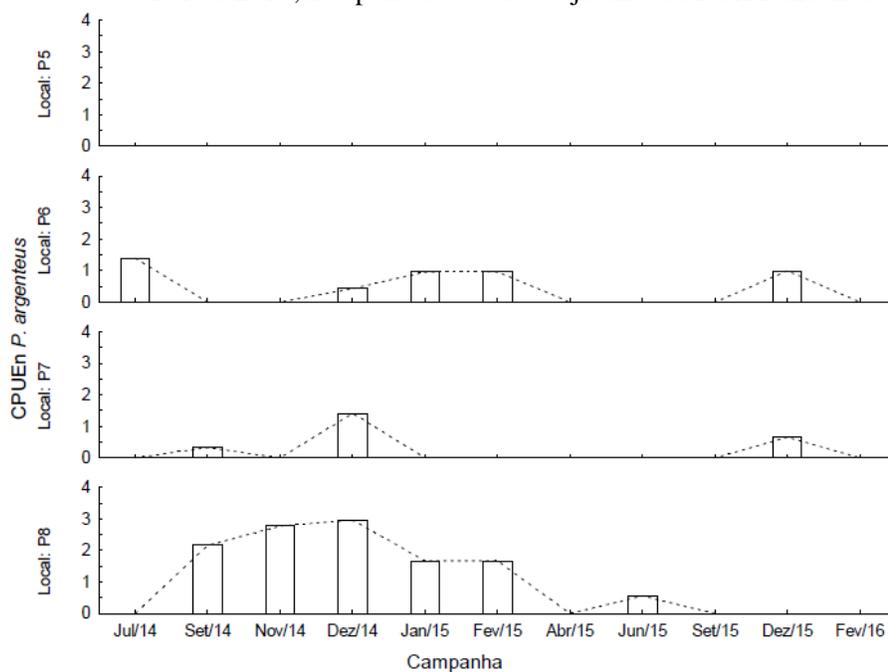
Figura 9 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUE) de *L. reinhardti*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

A curimatá-pacu (*P. argenteus*) representou 12% da CPUEn total. Ela também foi coletada nos pontos 6, 7 e 8, e sua abundância relativa foi maior no período chuvoso de 2014/2015, principalmente na planície de inundação - ponto 8 (Figura 10).

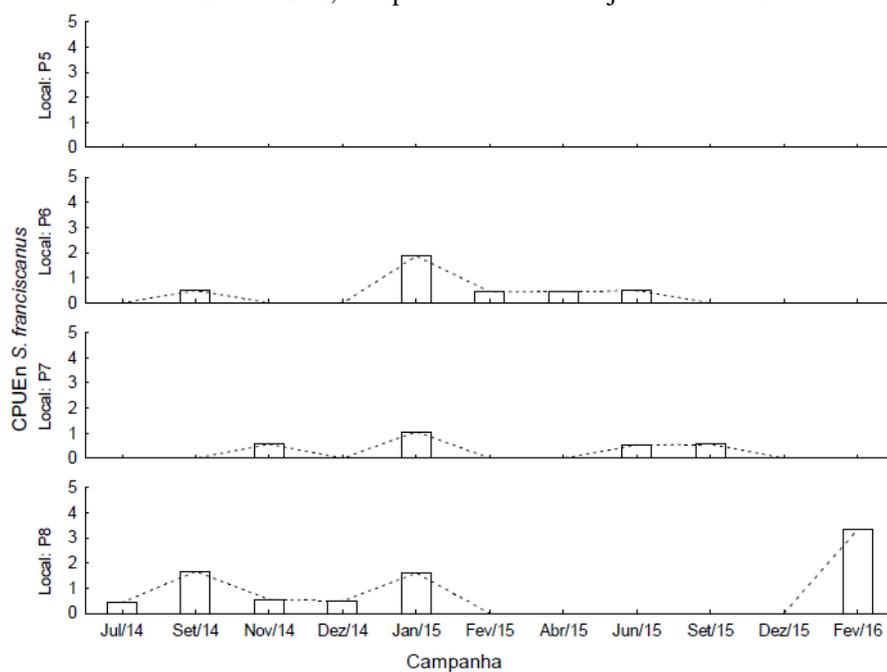
Figura 10 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUEn) de *P. argenteus*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

A espécie *S. franciscanus*, o dourado, representou 9% da CPUEn total, e estava presente nos pontos 6, 7 e 8. Sua ocorrência foi maior em janeiro de 2015 e fevereiro de 2016, mas houve pelo menos um indivíduo coletado ao longo das campanhas, exceto em dezembro de 2015 (Figura 11).

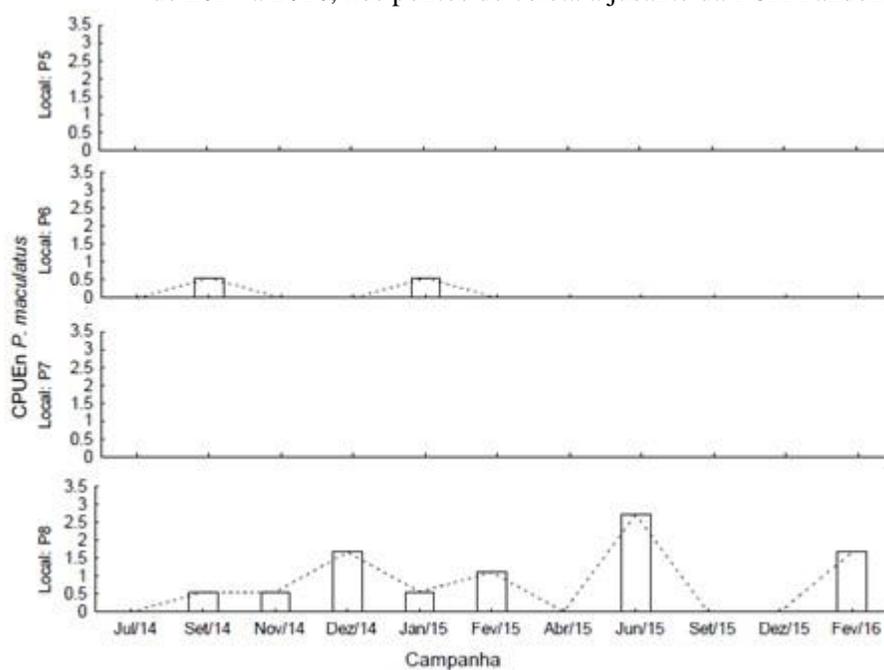
Figura 11 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUEn) de *S. franciscanus*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

O mandi-amarelo (*P.maculatus*) representou 6% da CPUEn total. No ponto 8 houve uma variação no padrão temporal de abundância. Já no ponto 6, poucos indivíduos foram coletados somente em setembro de 2014 e janeiro de 2015 (Figura 12).

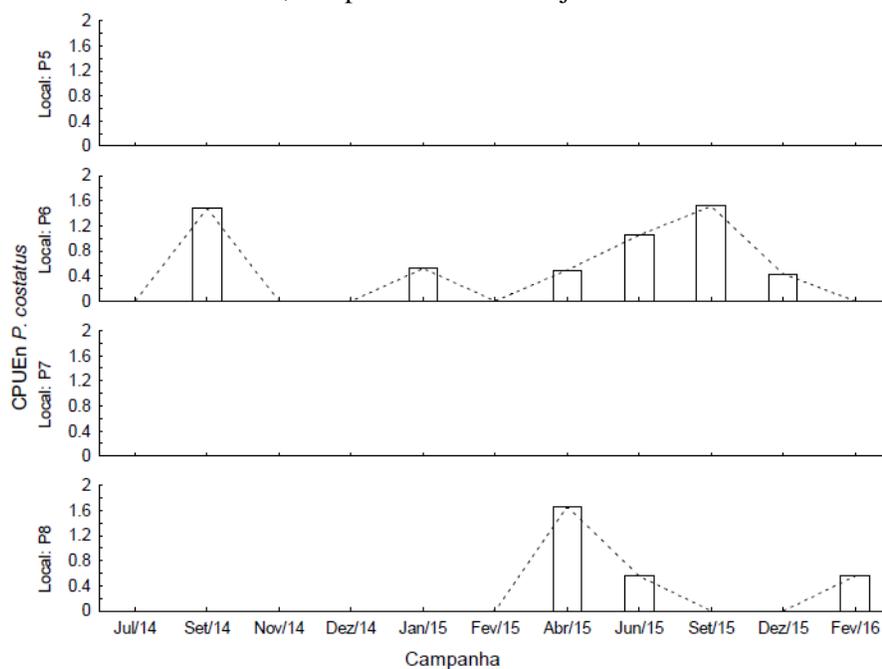
Figura 12 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUEn) de *P. maculatus*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

A curimatá-pioa (*P. costatus*) representou 5% da CPUEn total, e foi coletada nos pontos 6 e 8. No P6, houve variação temporal de abundância, com os picos de coleta nos meses de setembro de 2014 e 2015. Já no P8, esta espécie foi mais capturada em abril de 2015, não ocorrendo registros em 2014 (Figura 13).

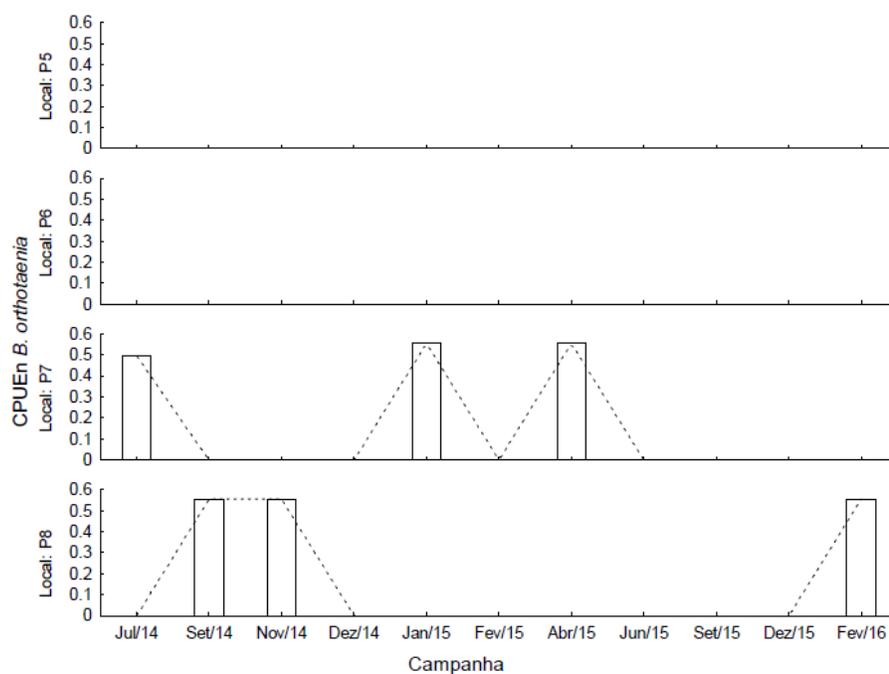
Figura 13 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUEn) de *P. costatus*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

A espécie *B. orthotaenia*, matrinchã, foi coletada nos pontos 7 e 8. Ela representou 3% da CPUE total. Em relação ao número de indivíduos capturados, não houve diferença significativa entre as campanhas. Porém, houve variação temporal de captura. No ponto 7, esta espécie foi coletada em julho de 2014 e em dois meses do período chuvoso de 2015, janeiro e abril. Já no ponto 8, a presença do matrinchã foi registrada em setembro e novembro de 2014, e após um ano, em fevereiro de 2016 (Figura 14).

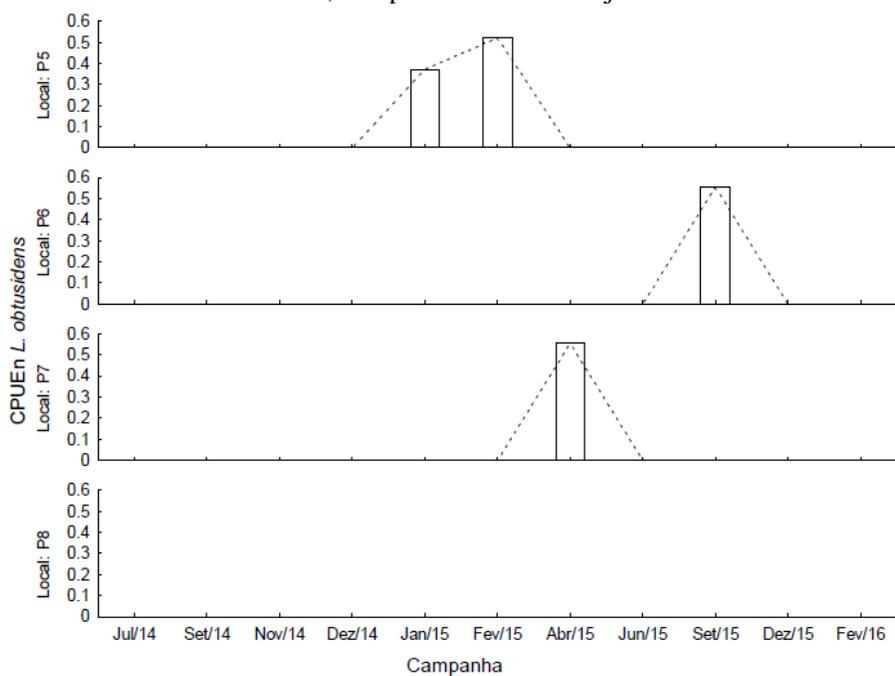
Figura 14 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUE) de *B. orthotaenia*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

Finalmente, o piau-verdadeiro (*L. obtusidens*) foi coletado nos pontos 5, 6 e 7, mas representou apenas 2% da CPUE total. No ponto 5, ele foi coletado no período chuvoso de 2015, em janeiro e fevereiro. Nos pontos 6 e 7, ele foi capturado somente em uma campanha, em setembro e abril de 2015, respectivamente (Figura 15).

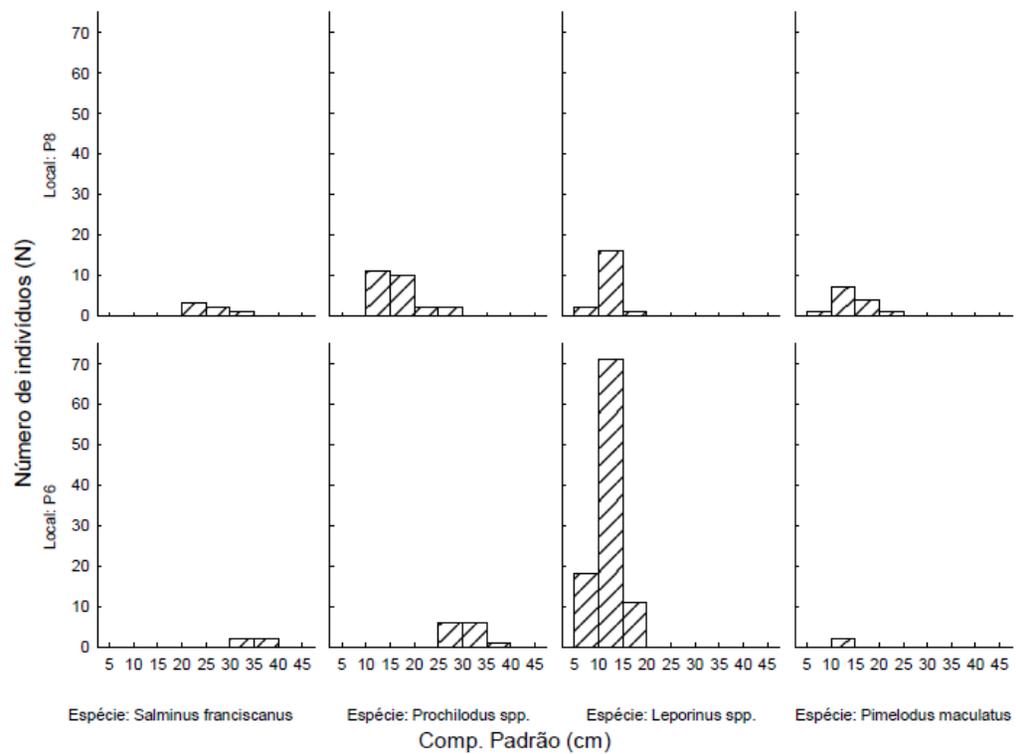
Figura 15 - Distribuição das capturas por unidade de esforço em número (CPUE) de *L. obtusidens*, pelas campanhas, durante o período de 2014 a 2016, nos pontos de coleta a jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

O histograma em relação ao comprimento dos peixes migradores pelo local de coleta foi realizado para os pontos 6 e 8, em função do número de indivíduos coletados (Figura 16). A distribuição etária não variou entre pontos para as espécies de piauí (*Leporinus* spp.). Nas duas regiões, o comprimento padrão variou entre 5 a 20 cm, com mais indivíduos entre 10 a 15 cm. Os indivíduos de mandi-amarelo (*P. maculatus*) também se distribuíram preferencialmente nesta classe de tamanho, mas com maior variação de tamanho para o ponto 8. Para *Prochilodus* spp. e *S. franciscanus* houve variação na distribuição etária, sendo que os indivíduos coletados no ponto 6 apresentaram maior tamanho que no ponto 8.

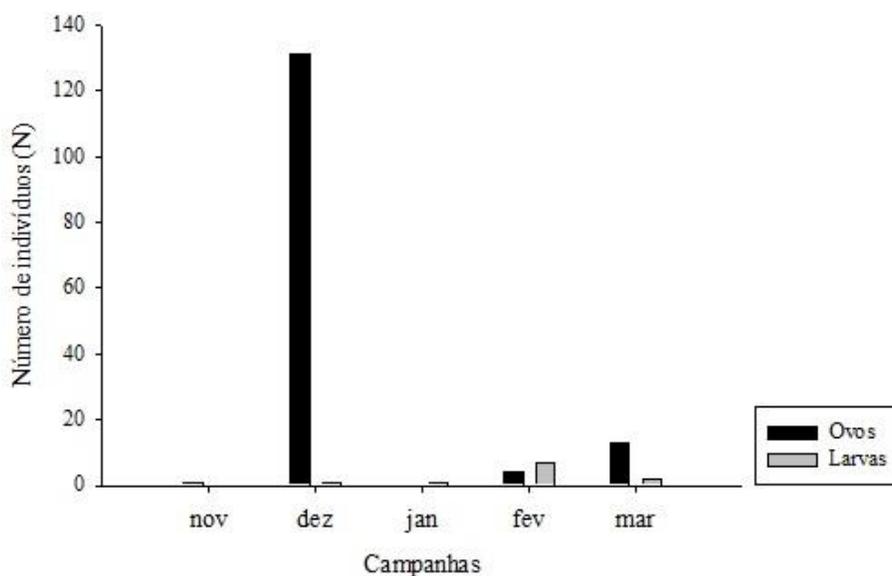
Figura 16 - Distribuição dos peixes migradores do rio Pandeiros, coletados nos pontos 6 e 8, por classes de comprimento padrão (em cm).



Fonte: Bueno (2016).

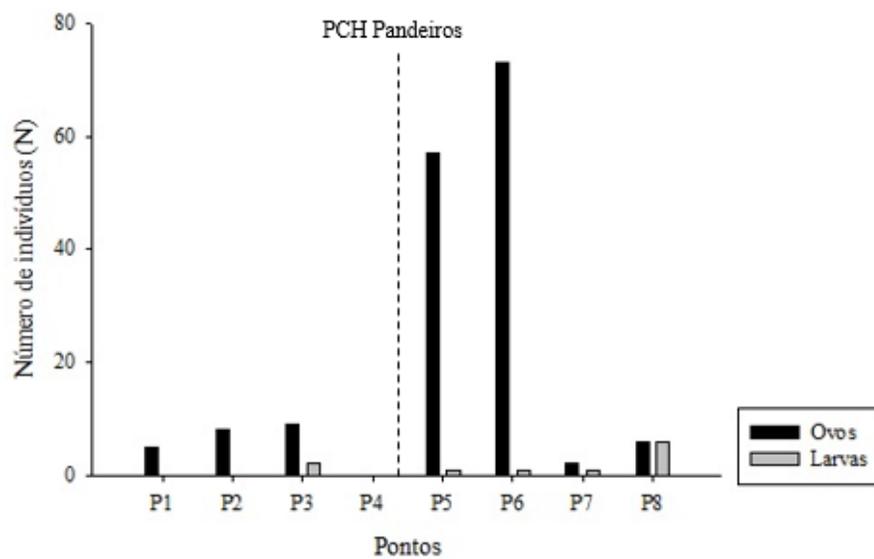
Foram coletados 149 ovos e 11 larvas nas cinco campanhas realizadas durante o período chuvoso (Figura 17). O pico de abundância de ictioplâncton ocorreu na segunda campanha, em dezembro de 2014, o mês mais chuvoso e com maior vazão. Registrou-se maior abundância de ovos no ponto 6. Esta região está localizada imediatamente a jusante às cachoeiras do rio Pandeiros e constituíram a principal área de desova dos peixes. Somente no ponto 4, região da lagoa do reservatório, nenhum ovo foi capturado. Apesar do baixo número de indivíduos coletados, as larvas foram mais abundantes na planície de inundação (ponto 8), considerada o berçário do rio (Figura 18). Além disso, foi observada maior presença de ovos e larvas no período noturno, com 91% e 64%, respectivamente (Figura 19).

Figura 17 - Número de indivíduos (N) de ovos e larvas pelas campanhas realizadas durante o período chuvoso, entre novembro de 2014 a março de 2015.



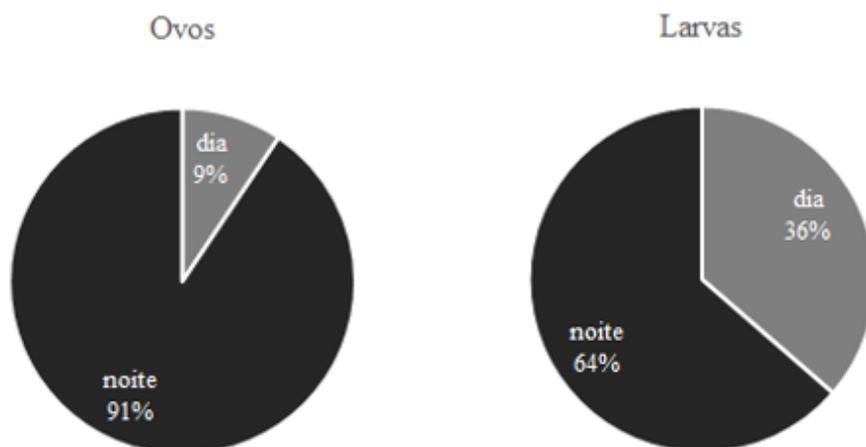
Fonte: Bueno (2016).

Figura 18 - Número de indivíduos (N) de ovos e larvas por pontos de coleta no rio Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

Figura 19 - Diferenças de captura de ovos e larvas no rio Pandeiros, nos períodos noturnos e diurnos.



Fonte: Bueno (2016).

As larvas foram identificadas morfológicamente, e posteriormente realizou-se a análise de DNA Barcode. Desta forma, foi possível a identificação a nível de espécie, com mais de 98% de similaridade com o BOLD Systems® e GenBank (Quadro 1). As espécies coletadas foram *Piabina argentea*, *Triportheus guentheri*, *Pamphorichthys hollandi* e *Compsura heterura*. Nenhuma larva de espécie migradora foi capturada.

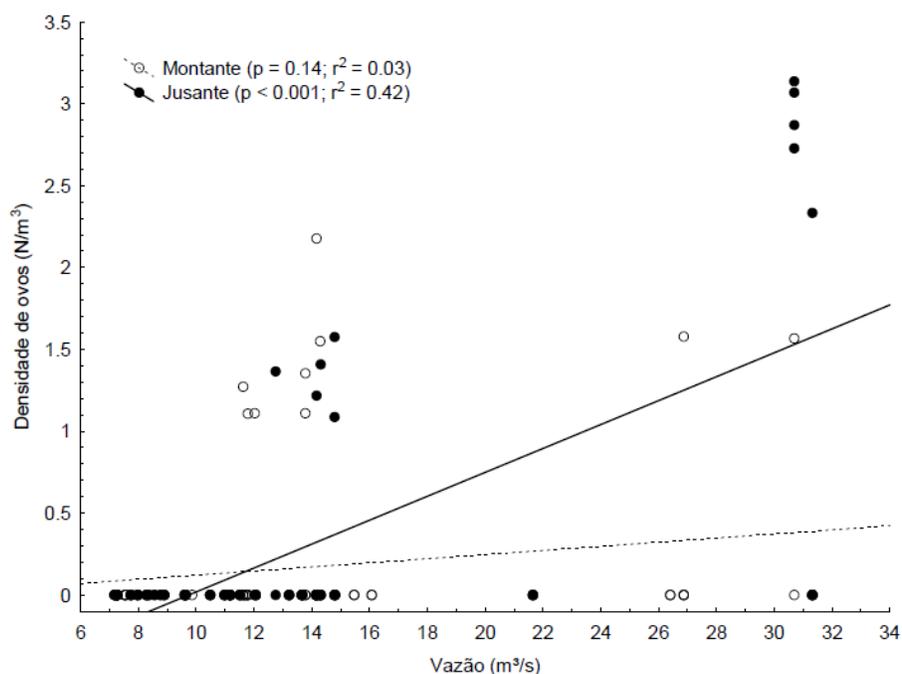
Quadro 1 - Identificação baseada na morfologia e análise de DNA Barcode das larvas coletadas no rio Pandeiros, com seus estágios ontogenéticos.

	Estágio ontogenético	Morfológica	DNA Barcode
	Pré-flexão	Serrasalminae	<i>Piabina argentea</i>
	Pré-flexão	<i>Triportheus</i> spp.	<i>Triportheus guentheri</i>
	Pré-flexão	Poecilidae	<i>Pamphorichthys hollandi</i>
	Pré-flexão	Serrasalminae	<i>Piabina argentea</i>
	Larval vitelínico	Serrasalminae	<i>Compsura heterura</i>

Fonte: Bueno (2016).

O principal fator abiótico relacionado à reprodução dos peixes do rio Pandeiros foi a vazão. Os outros fatores, como pH, oxigênio dissolvido, temperatura e transparência da água não foram significativos. A figura 20 mostra a relação entre a densidade de ovos (N/m^3) pela vazão (m^3/s), a jusante e montante da PCH Pandeiros. Somente a jusante este padrão foi significativo ($p < 0,001$, $r^2 = 0,42$), ou seja, a vazão teve relação com a reprodução dos peixes, e conseqüentemente, com a abundância de ovos.

Figura 20 - Relação entre a vazão (m^3/s) do rio Pandeiros e a densidade de ovos (N/m^3) coletados a montante e jusante da PCH Pandeiros.



Fonte: Bueno (2016).

5 DISCUSSÃO

Nosso trabalho aponta para alterações significativas da distribuição das espécies migradoras e, conseqüentemente, do seu ictioplâncton, em função das alterações causadas pelo barramento da PCH Pandeiros. Os barramentos alteram o regime hidrológico original de um rio, resultando um novo ecossistema (AGOSTINHO et al., 2008; SANCHES et al., 2014). Segundo Agostinho et al. (1999), estes empreendimentos provocam uma alteração na composição e abundância das comunidades aquáticas, com proliferação de algumas espécies e

redução ou eliminação de outras. Além das barragens, os reservatórios também são considerados fortes obstáculos à livre circulação ao longo dos rios (PELICICE et al., 2015). Deste modo, o grupo dos peixes migradores é o mais prejudicado, por ocupar uma extensa área de vida (AGOSTINHO et al., 2007). Estes problemas foram observados no rio Pandeiros, visto que a montante da PCH foram coletados somente três indivíduos de peixes migradores, comprovando a interferência do barramento sob este grupo.

As cachoeiras também exercem uma função de filtro ecológico, pois são barreiras naturais que podem interromper a conectividade de trechos de um rio (RAHEL, 2007; TORRENTE-VILARA et al., 2011; SANTOS et al., 2012; BARBOSA et al., 2015). De acordo com Barbosa et al. (2015), a dispersão dos indivíduos para novas áreas é regulada, principalmente, por esta conectividade de habitats entre os períodos hidrológicos. Como o presente trabalho foi realizado em uma época de baixa pluviosidade, comparada a outros anos (Figura 2), não houve conexão entre montante e jusante das cachoeiras do rio Pandeiros, explicando a alta abundância de peixes migradores e ovos no ponto 6, localizado imediatamente abaixo destas quedas d'água e que, hoje, constitui o principal local de desova na região. No entanto, existem indícios, seja a partir de relatos de moradores, mas também pela presença de uma escada para peixes rudimentar, junto à barragem, de que estas quedas são transpostas pelas populações de espécies migradoras em períodos de maior vazão. A presença de indivíduos, possivelmente de populações relictuais a montante da barragem é, também, indicativo de que anteriormente peixes migradores utilizavam as porções superiores do rio Pandeiros.

O comportamento migratório dos peixes está relacionado ao nível fluviométrico dos rios (LOWE-MACCONELL, 1999). No rio São Francisco, este comportamento é intensificado entre outubro e janeiro, quando há um aumento da vazão e temperatura (GODINHO & GODINHO, 2003; SANTOS et al., 2015).

Em geral, a abundância dos peixes migradores do rio Pandeiros foi maior nos períodos de cheia, seguindo o padrão da bacia. Este comportamento também foi observado no rio Mucuri, com vários indivíduos de migradores, como *Leporinus*, *Prochilodus* e *Brycon*, encontrados em processo final de maturação gonadal ou após a reprodução, entre novembro e março (POMPEU & MARTINEZ, 2006). No rio Itapecerica, Santos et al. (2012) também observaram uma maior abundância de peixes de piracema na época de maior vazão.

Os peixes de piracema apresentam comportamento migratório durante todas as fases da vida (GODINHO & KYNARD, 2009). O ictioplâncton dispersa-se somente para jusante, em direção às planícies de inundação. Já juvenis e adultos podem migrar a montante e jusante, para reprodução e forrageamento, embora a migração a montante seja o movimento mais comum no período de pré-desova (GODINHO & POMPEU, 2003; GODINHO & KYNARD, 2006; GODINHO et al., 2007; GODINHO & KYNARD, 2009). No rio Pandeiros, observou-se juvenis e adultos migradores ao longo do trecho a jusante da PCH, especialmente nos pontos 6 e 8. Indivíduos menores (juvenis) de *Salminus franciscanus* e *Prochilodus* spp. foram mais coletados na planície de inundação (P8), e os maiores (adultos) na região das cachoeiras (P6). Provavelmente, os juvenis destas espécies estão desenvolvendo e forrageando na planície de inundação e os adultos estão migrando a montante para reprodução. Este padrão não foi observado para os indivíduos de *Leporinus* spp. e *Pimelodus maculatus*, pois não houve variação do comprimento (classe etária) entre os locais de coleta.

Os fatores endógenos (hormonais) e exógenos (ambientais) controlam os processos reprodutivos dos peixes (BAZZOLI, 2003). O período de maturação e desova podem ser determinados pelos fatores exógenos (ISAAC-NAHUM & VAZZOLER, 1983), sendo a pluviosidade, e conseqüentemente a vazão, um dos fatores mais relevantes (TRAJANO, 1997; VAZZOLER et al., 1997; LOWE-MACCONELL, 1999; SUZUKI & POMPEU, 2016). A desova no período de

chuva e maior vazão propicia o carreamento de ovos e larvas rio abaixo, auxiliando a chegada destes às áreas de desenvolvimento e alimentação (KING et al., 2003). Segundo Lamas (1993), o pico de desova no rio São Francisco ocorre em dezembro e janeiro, no início da estação chuvosa. Isso explica o aumento no número de ictioplâncton coletado na campanha de dezembro de 2014, mês com maior vazão e pluviosidade entre as cinco coletas. Adicionalmente, a vazão foi o único fator abiótico que apresentou correlação positiva com a densidade de ovos. Cabe salientar que apesar de ter ocorrido um pico de desova, as campanhas deste trabalho foram realizadas em um período de baixa vazão, comparado ao histórico do rio Pandeiros. Desta forma, houve uma baixa densidade de ovos e larvas capturados.

De acordo com Clifford (1972), o ictioplâncton apresenta atividade nictimeral, que pode ser classificada como diurna, crepuscular ou noturna. Esta atividade é determinada por fatores abióticos e biológicos, como intensidade luminosa e predação ou alimentação, respectivamente (JÍMENEZ-SEGURA et al., 2003). No presente trabalho, a coleta de ictioplâncton foi maior durante o período noturno. Este resultado pode ser atribuído ao comportamento adaptativo de algumas espécies de peixes, que possuem estes hábitos para uma maior proteção de sua prole e para evitar a facilidade de predação durante o dia (SUZUKI & POMPEU, 2016).

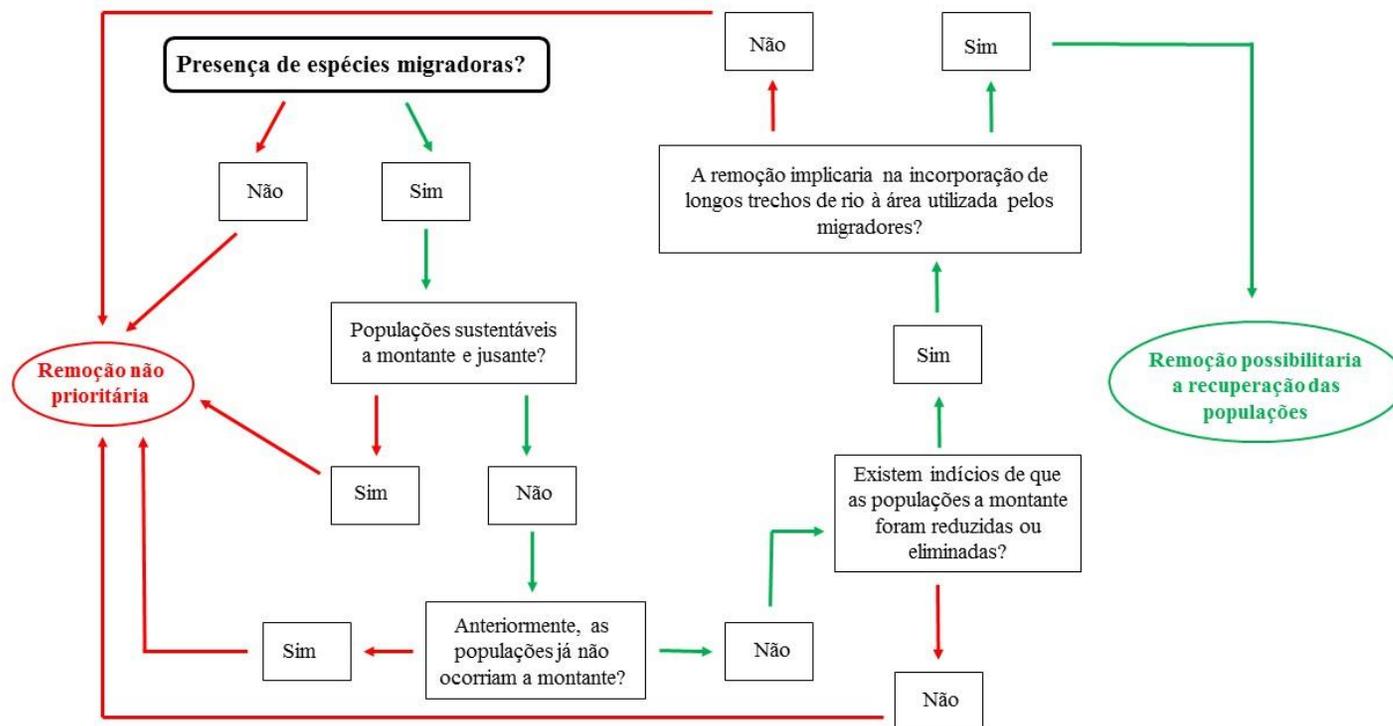
Apesar do baixo número de larvas, pode-se confirmar a importância da análise de DNA Barcode como ferramenta para estudos de ictioplâncton (PEREIRA et al., 2013; BECKER et al., 2015). Todas as larvas analisadas foram identificadas à nível de espécie, o que não seria possível pela identificação morfológica. Como a biblioteca de DNA Barcode está disponível para o rio São Francisco (CARVALHO et al., 2012), esta técnica pode ser aplicada para a identificação precisa do ictioplâncton desta bacia e de seus afluentes. Neste trabalho, nenhuma larva de migrador foi coletada/identificada, reforçando a

importância dos fatores ambientais, como a vazão, no comportamento reprodutivo dos peixes.

A partir dos resultados e experiência oriunda deste trabalho foi possível a proposição de um fluxograma para a tomada de decisão sobre o eventual descomissionamento de uma barragem (Figura 21). Muitos aspectos devem ser observados e estudados, como: se há presença de espécies migradoras ao longo de todo o rio, se as populações são sustentáveis a montante e jusante do barramento, se há longos trechos livres de rio para os indivíduos completarem suas rotas migratórias, entre outros. O aprofundamento destes estudos permite uma melhor avaliação dos efeitos da remoção de uma barragem. Eles podem ser positivos, como a melhora do status ecológico do sistema fluvial e conseqüente recuperação das populações (SCULLY et al., 1990; RONI et al., 2002; KEMP & O'HANLEY, 2010) e negativos, como a colonização de espécies exóticas em trechos a montante da barragem e o aumento da mortalidade dentre as comunidades aquáticas a jusante (STANLEY & DOYLE, 2003; VIEIRA, 2006). Portanto, compreender estes aspectos é muito importante para definir quais barreiras devem ser priorizadas para uma eventual remoção, de forma a maximizar os ganhos da restauração (KEMP & O'HANLEY, 2010).

Através deste trabalho foi possível definir que a remoção da PCH Pandeiros é altamente recomendável, pois, aparentemente, as populações de espécies migradoras só são autossustentáveis a jusante, e ainda há uma maior abundância de ictioplâncton neste trecho. Vários efeitos positivos poderiam ser observados com o descomissionamento, como um aumento significativo dos possíveis sítios de desova ao longo de todo rio. Vale salientar que existem várias áreas alagadas, inclusive a montante da barragem, que poderiam funcionar como berçários. O próprio pantanal do rio Pandeiros poderia ter sua função maximizada com o aumento das áreas de desova. Além disso, os efeitos da recolonização seriam muito relevantes.

Figura 21 - Fluxograma para tomada de decisão sobre o descomissionamento de uma barragem.



Fonte: Bueno (2016).

6 CONCLUSÃO

Conhecer a dinâmica dos peixes migradores e do ictioplâncton é fundamental para a tomada de decisão sobre o descomissionamento de uma barragem. No rio Pandeiros, observou-se a influência da PCH sob as populações de migradores e ovos e larvas. Provavelmente, esta barragem está interrompendo as rotas migratórias dos peixes, levando a uma baixa abundância a montante. A vazão também teve um papel importante no comportamento reprodutivo dos peixes. Os resultados deste trabalho indicam que a remoção da PCH Pandeiros pode ter um efeito positivo sobre as populações de espécies migradoras deste rio, possibilitando a recolonização dos trechos a montante da barragem. Os potenciais efeitos positivos da remoção também se estenderiam ao rio São Francisco, visto que o rio Pandeiros é um dos principais afluentes desta bacia.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999. p. 227-265.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, Nov. 2008. Supplement.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 646-652, June 2005.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. The high River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SLB, 1995. p. 59-103.
- ALJANABI, S. M.; MARTINEZ, I. Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. **Nucleic Acids Research**, Oxford, v. 25, n. 22, p. 4692-4693, Nov. 1997.
- AMERICAN ASSOCIATION OF STATE HIGHWAY AND TRANSPORTATION OFFICIALS. **A Summary of Existing Research on Low-Head Dam Removal Projects**. Lexington: ICF Consulting, 2005.
- BARBOSA, T. A. P. et al. Effect of waterfalls and the flood pulse on the structure of fish assemblages of the middle Xingu River in the eastern Amazon basin. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 3, p. S78-S94, Aug. 2015. Supplement.
- BAYLEY, P. B.; H. W. LI. Riverine fishes. In: P., CALOW; G., PETTS (Ed.). **River biota: diversity and dynamics**. London: Blackwell Science, 1996. p. 92-122.

BAZZOLI, N. Parâmetros reprodutivos de peixes de interesse comercial na região de Pirapora. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 291-306.

BECKER, R. A.; et al. DNA barcoding and morphological identification of neotropical ichthyoplankton from the Upper Paraná and São Francisco. **Journal of Fish Biology**, London, v. 87, n. 1, p. 159-168, July 2015.

BETHONICO, M. B. M. Rio Pandeiros: Território e História de uma área de proteção ambiental no norte de Minas Gerais. **Revista Acta Geográfica**, Boa Vista, v. 3, n. 5, p. 23-38, jan./jun. 2009.

BOWMAN, M. et al. **Exploring dam removal: a decision-making guide**. Washington: American Rivers; Madison: Trout Unlimited, 2002. Disponível em: <http://scrcog.org/wp-content/uploads/hazard_mitigation/background_material/dam_removal/Exploring_Dam_Removal-A_Decision_Making_Guide.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2016.

BRATRICH, C. et al. Green hydropower: a new assessment procedure for river management. **River Research and Applications**, Chichester, v. 20, n. 7, p. 865-882, Dec. 2004.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chave de identificação para os peixes do São Francisco)**. 3. ed. Brasília: CODEVASF, 1988.

CAROLSFELD, J. et al. **Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status**. Victoria, Canada: World Fisheries; Washington: International Bank for Reconstruction and Development; Ottawa: International Development Research Centre, 2003.

CARVALHO, D. C. et al. Aplicações da técnica de identificação genética - DNA Barcode - nos peixes da bacia do São Francisco. **Boletim [da] Sociedade Brasileira de Ictiologia**, São Paulo, v. 104, p. 2-6, set. 2012.

CLIFFORD, H. Downstream movements of white sucker, *Catostomus commersoni*, fry in a brown water stream of Alberta. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, v. 29, n. 7, p. 1091-1093, 1972.

DAWNAY, N. et al. Validation of the barcoding gene COI for use in forensic genetic species identification. **Forensic Science International**, Lausanne, v. 173, n. 1, p. 1-6, Nov. 2007.

DYNESIUS, M.; NILSSON, C. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. **Science**, Washington, v. 266, n. 5186, p. 753-762, Nov. 1994.

FISH barcode of life (FISH-BOL). [2016?]. Disponível em: <<http://www.fishbol.org/>>. Acesso em: 09 mar. 2016.

FISHBASE. [Database]. 2015. Disponível em: <<http://www.fishbase.org/>>. Acesso em: 24 mar. 2016.

FLECKER, A. S. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. **Ecology**, [New York], v. 77, n. 6, p. 1845-1854, Sept. 1996.

FONSECA, E. M. B. et al. PCH Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6, 2008, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ANEEL, 2008.

GODINHO, A. L. E os peixes de Minas em 2010? **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 16, n. 91, p. 44-49, 1993.

GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. Breve visão do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2003. p. 15-24.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B. Migration and spawning of radio-tagged zulega (*Prochilodus argenteus*, Prochilodontidae) in a dammed Brazilian river. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 135, p. 811-824, 2006.

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

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; GODINHO, H. P. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco River, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 80, n. 4, p. 421-433, Dec. 2007.

GODINHO, A. L.; POMPEU, P. S. A importância dos ribeirões para os peixes de piracema. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 361-372.

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

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2007.

HEBERT, P. D. N. et al. Biological identifications through DNA barcodes. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 270, n. 1512, p. 313-321, Feb. 2003.

HEBERT, P. D. N.; GREGORY, T. R. The promise of DNA barcoding for taxonomy. **Systematic Biology**, Washington, v. 54, n. 5, p. 852-859, Oct. 2005.

HEMPEL, G. On the use of ichthyoplankton surveys. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, v. 122, p. 1-2, 1973.

HERACLE BIOSOFT. **DNA Baser Sequence Assembler**. 2013. Disponível em: <www.DnaBaser.com> Acesso em: 24 mar. 2016.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **IEF participa de Fórum Global de Bosques Modelo no Canadá**. Belo Horizonte: Ascom/Sisema, 2008.

ISAAC-NAHUM, V. J.; VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmaust, 1829) (Teleostei, Sciaenidae). I. Fator de condição como indicador do período de desova. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 63-69, 1983.

JIMÉNEZ-SEGURA, L. F.; GODINHO, A. L.; PETRERE JUNIOR, M. As desovas de peixes no alto-médio São Francisco. In: H. P. GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 373-387.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in large river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

KEMP, P. S.; O'HANLEY, J. R. Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 17, n. 4, p. 297-322, Aug. 2010.

KING, A. J.; HUMPHRIES, P.; LAKE, P. S. Fish recruitment of floodplains: the roles of patterns of flooding and history characteristics. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 60, n. 7, p. 773-786, July 2003.

LAMAS, I. R. **Análise de características reprodutivas de peixes brasileiros de água doce, com ênfase no local de desova**. 1993. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier Science, 1998.

LERAY, M.; KNOWLTON, N. DNA barcoding and metabarcoding of standardized samples reveal patterns of marine benthic diversity. **PNAS**, Washington, v. 112, n. 7, p. 2076-2081, Feb. 2015.

LOPES, J. M.; SILVA, F. O. Metodologia para o planejamento, implantação, definição de objetivos e monitoramento de sistemas de transposição de peixes pela CEMIG. In: LOPES, J. M.; SILVA, F. O. (Org.); **Transposição de Peixes**. Belo Horizonte, CEMIG, 2012. p. 20-21.

LOVETT, R. A. Dam removals: rivers on the run. **Nature**, London, v. 511, n. 7511, p. 521-523, July 2014.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. London: Cambridge University, 1987.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999.

LUCAS, M. C.; BARAS, E. **Migration of Freshwater Fishes**. Oxford: Blackwell Science, 2001.

MUNRO, A. D. General introduction. In: MUNRO, A. D.; SCOTT, A. P.; LAM, T. J. (Ed.). **Reproductive seasonality in teleosts: environmental influences**. Florida: CRC, 1990.

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

NORTHCOTE, T. G. Migratory behavior of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S.; WEISS, S. (Ed.). **Fish Migration and Fish Bypasses**. Oxford: Fishing News Books; Blackwell Science, 1998. p. 3-18.

NUNES, Y. R. F. et al. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 4-17, jun./jul. 2009.

OLIVEIRA, V. H. F. et al. Variação na fauna de besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeinae) entre habitats de cerrado, mata seca e mata ciliar em uma região de transição Cerrado - Caatinga no norte de Minas Gerais. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 4, n. 4, out./nov. 2011.

PELICICE, F. M.; POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, [New York], v. 16, n. 4, p. 697-715, Dec. 2015.

PEREIRA, L. H. G et al. Can DNA barcoding accurately discriminate megadiverse Neotropical freshwater fish fauna? **BMC Genetics**, [Chichester], v. 14, n. 20, Mar. 2013.

PETRERE JUNIOR, M. Migraciones de peces de agua Dulce en America Latina: algunos cometarios. **COPESCAL Documento Ocasional**, Roma, v. 1, n. 17, 1985.

PFENNINGER, M. et al. Utility of DNA taxonomy and barcoding for the inference of larval community structure in morphologically cryptic Chironomus (Diptera) species. **Molecular Ecology**, Oxford, v. 16, n. 9, p. 1957-1968, May 2007.

POHL, M. M. Bringing down our dams: Trends in american dam removal rationales. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 38, n. 6, p. 1511-1519, Dec. 2002.

POMPEU, P. S. et al. Downstream passage of fish larvae and eggs through a small-sized reservoir, Mucuri River, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 28, n. 6, p. 739-746, dez. 2011.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 167-181.

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

PONS, J. DNA-based identification of preys from nondestructive, total DNA extractions of predators using arthropod universal primers. **Molecular Ecology Notes**, Oxford, v. 6, n. 3, p. 623-626, Sept. 2006.

RAHEL, F. J. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 52, n. 4, p. 696-710, Apr. 2007.

REIS, R. E. et al. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003.

RIZZO, E.; GODINHO, H. P. Superfície de ovos de peixes Characiformes e Siluriformes. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 115-132.

RODRIGUES, P. M. S. et al. Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **MG.Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, jun./jul. 2009.

RONI, P. et al. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, v. 22, n. 1, p. 1-20, 2002.

SANCHES, B. O. et al. A ictiofauna de quatro reservatórios da Cemig: caracterização das comunidades. In: CALLISTO, M. et al. (Org.). **Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos**. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 2014. v. 1, p. 185-214.

SANTOS, G. B. et al. 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. In: LOPES, J. M.; SILVA, F. O. (Org.). **Transposição de Peixes**. Belo Horizonte: CEMIG, 2012.

SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, New York, v. 12, n. 1, p. 123-132, Mar. 2012.

SANTOS, U. et al. Fish fauna of the Pandeiros River, a region of environmental protection for fish species in Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, Porto Alegre, v. 11, n. 1, p. 1-7, jan. 2015.

SATO, Y. et al. Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 229-274.

SATO, Y.; OSÓRIO, F. M. F. A pesca na região de Três Marias, MG em 1986. In: ASSOCIAÇÃO MINEIRA DE AQUICULTURA. **Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aquiculuta, 1982-1987**. Brasília: CODEVASF, 1988. p. 91-92.

SCULLY, R. J.; LEITZINGER, E. J.; PETROSKY, C. E. **Idaho Habitat Evaluation for Off-Site Mitigation Record**. [S.l.: s.n.], 1990.

STANLEY, E. H.; DOYLE, M. W. Trading off: the ecological effects of dam removal. **Frontiers in Ecology Environment**, Washington, v. 1, n. 1, p. 15-22, 2003.

STATSOFT. **Data Analysis Software System**. Version 10. 2011.

SUNNUCKS, P.; HALES, D. F. Numerous transposed sequences of mitochondrial cytochrome oxidase I-II in aphids of the genus Sitobion (Hemiptera: Aphididae). **Molecular Biology and Evolution**, Chicago, v. 13, n. 3, p. 510-524, 1996.

SUZUKI, F. M.; PIRES, L. V.; POMPEU, P. S. Passage of fish larvae and eggs through the Funil, Itutinga and Camargos Reservoirs on the upper Rio Grande (Minas Gerais, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 9, n. 3, p. 617-622, 2011.

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

TANAKA, S. Stock assessment by means of ichthyoplankton surveys. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, v. 122, p. 33-51, 1973.

TORRENTE-VILARA, G. et al. Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 20, n. 4, p. 588-597, Dec. 2011.

TRAJANO, E. Food and reproduction of *Trychomycterus itacarambiensis*, cave catfish from southeastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, London, v. 51, n. 1, p. 53-63, July 1997.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VAZZOLER, A. E. A. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 1996.

VAZZOLER, A. E. M.; LIZAMA, M. A. P.; INADA, P. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In: VAZZOLER, A. E. A.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A Planície de Inundação do Alto rio Paraná: Aspectos Físicos, Biológicos e Socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 267-280.

VIEIRA, F. **A ictiofauna do rio Santo Antônio, bacia do rio Doce, MG: proposta de conservação**. 2006. 101 p. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

WARD, R. D. et al. DNA barcoding Australia's fish species. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B-Biological Sciences**, London, v. 360, n. 1462, p. 1847-1857, Oct. 2005.

WARD, R. D.; HANNER, R.; HEBERT, P. D. N. The campaign to DNA barcode all fishes, FISH-BOL. **Journal of Fish Biology**, London, v. 74, n. 2, p. 329-356, Feb. 2009.

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

WELCOMME, R. L. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. **Regulated Rivers: Research and Management**, Sussex, v. 11, n. 1, p. 121-136, Sept. 1995.

WINEMILLER, K. O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, Berlin, v. 81, n. 2, p. 225-241, Oct. 1989.

WOFFORD, J. E. B.; GRESSWELL, R. E.; BANKS, M. A. Influence of barriers to movement on within-watershed genetic variation of coastal cutthroat trout. **Ecological Applications**, Tempe, v. 15, n. 2, p. 628-637, Apr. 2005.

WOOTTON, R. J. **Ecology of teleost fishes**. London: Chapman & Hall, 1991.