

**ICTIOFAUNA DO RIO POMBA: ESTRUTURA
DA COMUNIDADE, ASPECTOS BIOLÓGICOS E
IMPACTOS DE REPRESAMENTOS**

AUGUSTO LUCIANI CARVALHO BRAGA

2007

AUGUSTO LUCIANI CARVALHO BRAGA

**ICTIOFAUNA DO RIO POMBA: ESTRUTURA DA COMUNIDADE,
ASPECTOS BIOLÓGICOS E IMPACTOS DE REPRESAMENTOS**

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

Orientador

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2007

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Braga, Augusto Luciani Carvalho.

Ictiofauna do Rio Pomba: estrutura da comunidade, aspectos biológicos e impactos de represamentos / Augusto Luciani Carvalho Braga. -- Lavras : UFLA, 2007.

117 p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2007.

Orientador: Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Peixes. 2. Barragens. 3. Impacto ambiental. 4. Caracterização ecológica. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52632

AUGUSTO LUCIANI CARVALHO BRAGA

**ICTIOFAUNA DO RIO POMBA: ESTRUTURA DA COMUNIDADE,
ASPECTOS BIOLÓGICOS E IMPACTOS DE REPRESAMENTOS**

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

Aprovada em 21 de dezembro de 2007

Prof. Dr. Gilmar Bastos Santos PUC Minas

Pesq. Dr. Fábio Vieira Fundação Biodiversitas

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
(UFLA)
Orientador

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

À minha família, minha noiva
Rozana e todos os amigos e
professores do Programa de Pós
Graduação em Ecologia Aplicada
da Universidade Federal de
Lavras.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Mestre Jesus que através de suas bênçãos, vêm me dando proteção, força, coragem e, principalmente, tranquilidade em todos os momentos de minha vida.

Ao Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu, que era um sujeito que eu admirava desde as épocas *pleisomórficas* da graduação, e tive o privilégio de conhecer e, ele, a coragem de me orientar! Nesta *interação*, acabei ganhando um grande amigo e pude alocar grandes *recursos* de conhecimento e, acima de tudo, encontrar um exemplo profissional a ser *mimetizado*!

Ao Dr. Fábio Vieira pela disponibilização dos dados referentes à ictiofauna do rio Pomba

A Visão Ambiental Ltda, em especial na pessoa do Sr. Vinícius, que através do contrato UFLA/Visão Ambiental/FUNDEP possibilitou a concessão de bolsa de estudos durante parte do Mestrado, e ainda disponibilizou todo apoio logístico durante as campanhas de campo na UHE Nova Maurício, PCH Ituerê e PCH Mello.

Aos membros da Banca de Qualificação, Prof. Dr. Gilmar Bastos Santos e Dr. Fábio Vieira pelas críticas e sugestões que enriqueceram este trabalho.

A Rozana pelo amor e exemplo de coragem que me dá ânimo e força para superar qualquer obstáculo que vida sempre oferece de presente. Te amo muito!

A minha família, em especial minha mãe, Maristela Braga, que sempre me apoiou em todos os momentos de minha vida acadêmica. A meu pai, Raimundo

Braga, *in memorian*, que enquanto fazia parte deste mundo, sempre incentivou e apoiou meus estudos.

A Rafaela Torres Pereira “Rafinha” que foi fundamental nos trabalhos de laboratório, principalmente na árdua tarefa de “*dissecar barrigudinhos*”, tendo ainda que me agüentar falando na sua “orelha”! Valeu Rafinha!

Aos pescadores Ivo e Era pela ajuda nos trabalhos de campo.

Aos amigos de Mestrado Aninha, Dedéia, JP, Bel, Dani, Hisaias, Lourdes, Paulinha, Elton, Arturo, Grazi, Carolzinha, Ciça e Alexandre pela amizade, companheirismo, incentivo e apoio. Sem contar as *pingaida*...

Aos amigos do Grupo de Estudos em Ecologia e Revitalização de Ecossistemas Aquáticos – UFLA, pela amizade e apoio.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada pela amizade e ensinamentos que estarão para sempre comigo.

Ao Ceceo, amigo e colega de república, que disponibilizou o seu computador na hora em que a “Lei de Murphy” se manifestou no meu computador! Valeu Companheiro! Ao amigo Bocão pelo quase aluguel da moto nas varias *subidas e descidas* da UFLA!

Ao Raul Seixas, Iron Maiden, Roger Waters, Pink Floyd, After Forever, Engenheiros do Hawaii, Zé Ramalho, entre outros, pela companhia nas madrugadas solitárias em frente ao computador.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	i
GENERAL ABSTRACT.....	iii
CAPITULO I FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA O ESTUDO DE COMUNIDADES DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS	1
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	2
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	4
2.1 Aspectos gerais da história de vida da ictiofauna Sul-americana....	4
2.2 A bacia hidrográfica do Paraíba do Sul	7
2.3 Peixes da bacia do Paraíba do Sul	9
2.4 Aproveitamentos hidrelétricos na bacia do Paraíba do Sul	11
2.5 Impactos de empreendimentos hidrelétricos sobre a ictiofauna.....	12
3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
CAPÍTULO II CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DE PEIXES DO RIO POMBA: BASES PARA A CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA DA BACIA DO PARAÍBA DO SUL.....	24
RESUMO	25
ABSTRACT	26
1 INTRODUÇÃO	27
2 MATERIAIS E MÉTODOS	28
3 RESULTADOS	36
4 DISCUSSÃO	44
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50

CAPÍTULO III PEIXES E RESERVATÓRIOS: VARIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DAS ASSEMBLÉIAS EM FUNÇÃO DE DIFERENTES BARRAMENTOS DA BACIA DO RIO POMBA, MINAS GERAIS	53
RESUMO	54
ABSTRACT	55
1 INTRODUÇÃO	56
2 MATERIAIS E MÉTODOS	57
3 RESULTADOS	63
4 DISCUSSÃO	70
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	88
CAPÍTULO IV REPRODUÇÃO DE <i>Phalloceros</i> sp. EM UM RIACHO DE MATA ATLÂNTICA IMPACTADO POR BARRAMENTO NA BACIA DO PARAÍBA DO SUL, MINAS GERAIS	92
RESUMO	93
ABSTRACT	94
1 INTRODUÇÃO.....	95
2 MATERIAIS E MÉTODOS	97
3 RESULTADOS	98
4 DISCUSSÃO	103
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108
ANEXO	112

RESUMO GERAL

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. **Ictiofauna do rio Pomba**: estrutura da comunidade, aspectos biológicos e impactos de represamentos. 2007. 117p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG*.

O presente trabalho teve como objetivo caracterizar a ictiofauna do rio Pomba e avaliar os impactos dos reservatórios na distribuição espaço temporal de peixes da bacia do Pomba e na fecundidade de *Phalloceros* sp. no ribeirão Santana. As coletas foram realizadas entre dezembro 1997 e agosto de 2007, utilizando-se redes de espera, tarrafas e peneiras. Algumas coletas contemplaram períodos pré e pós represamento para alguns pontos do rio Pomba. As análises foram baseadas na densidade e biomassa percentual, captura por unidade de esforço em número (CPUE N) e biomassa (CPUE B), riqueza de espécies, Índice de Diversidade de Shannon, Índice de Similaridade de Jaccard e fecundidade. A caracterização da fauna de peixes da bacia do rio Pomba resultou na captura de 6034 indivíduos distribuídos em 66 espécies. Foi observada diminuição da riqueza e diversidade no sentido jusante-montante. A análise de similaridade possibilitou a distinção de pelo menos quatro assembléias em relação à composição de espécies, separando o alto, médio e baixo curso, e reservatórios de usinas hidrelétricas. Os valores de densidade e biomassa percentual sugerem que o baixo e médio cursos apresentam maior proporção de espécies reofílicas e migradoras, enquanto as sedentárias aumentam sua participação no sentido jusante montante. As variações espaços-temporais com base na análise de similaridade evidenciaram diferenças nas assembléias de peixes em consequência da construção das barragens, incluindo a formação do reservatório, interrupção da rota migratória e do fluxo do rio. A distribuição espacial demonstrou a predominância de espécies sedentárias nos reservatórios, bem como a importância dos remanescentes lóticos na manutenção da diversidade de peixes, especialmente os de comportamento migratório ou reofílico. Após a construção dos reservatórios pôde-se observar o aumento na abundância de espécies oportunísticas e a redução das espécies reofílicas e migradoras. Em relação à *Phalloceros* sp., os resultados evidenciaram o predomínio de fêmeas nas classes de comprimento superiores, as quais apresentaram maiores fecundidades, com amplitude 1 a 33 embriões por fêmea. Nas regiões sob

*Comitê Orientador: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Orientador), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas e Fábio Vieira – Fundação Biodiversitas.

o efeito direto do barramento foram observados valores de fecundidade significativamente menores, evidenciando o impacto da pequena central hidrelétrica. Os resultados puderam demonstrar que o rio Pomba ainda sustenta um número considerável de espécies da bacia do Paraíba do Sul. No entanto, pode-se constatar as mudanças drásticas na comunidade de peixes em consequência da formação dos reservatórios, bem como a influência que a idade dos mesmos pode exercer sobre a composição e abundância das comunidades locais. Evidenciou-se a importância de se considerar o impacto sobre espécies de pequeno porte quando da avaliação de impactos ambientais de centrais hidrelétricas. Propõe-se também o uso de novas ferramentas para o estudo de impactos ambientais dos reservatórios sobre a ictiofauna, uma vez que a metodologia atualmente utilizada não contorna os problemas de levantamento de dados pontuais.

*Comitê Orientador: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Orientador), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas e Fábio Vieira – Fundação Biodiversitas.

ABSTRACT

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. **Fish fauna of Pomba river:** communities structure, biological aspects and impacts of dams. 2007. 117 p. Dissertation (Master Program in Applied Ecology) – Federal University of Lavras, Lavras, MG*.

This study was the goal to characterize and evaluate the impacts of impoundments on the spatial and temporal changes of the Pomba basin fish fauna and the influence of Santana stream impoundments on the fecundity of *Phalloceros* sp. The fish fauna was studied between August/1997 and August/2007. The fish samples were made with gill nets, kick nets and seines. Some areas were sampled before and after the river impoundment. The fish fauna was evaluated using similarity analysis (Jaccard's Index), captures by unit of effort, for abundance (CPUE N) and biomass (CPUE B), percentages density and biomass, richness, diversity (Shannon's Index) and fecundity. A number of 6034 fish were captured belonged to 66 species and it was observed decreasing on richness and diversity from downstream to upstream in Pomba basin. Similarity analyses distinguish at least four assemblages in relation to fish composition: Pomba River high, median and lower courses and hydroelectric power plants reservoirs. The spatial distribution showed the predominance of sedentary species in the reservoirs, and the remaining lotic areas were considered important for maintenance of a great part of fish diversity, including the reophilic and migratory species. After the reservoirs formation it was observed abundance increasing of opportunistic species, and after that, reduction of the migratory and reophilic ones. About *Phalloceros* sp. it was observed the increasing of females' proportion with the increasing of the size class. Larger females presented also greater fecundity, which varied between 1 and 33 embryos. In the regions under direct power plant effects (reservoir and immediately downstream the power house) significantly lower values of fecundity were found. Our results indicate that the Pomba River is very important for the fish conservation in Paraíba do Sul basin. However the results could show the drastic changes in species composition after the river impoundment, as well as the influence of the reservoir age in the local species composition and abundance. The results also emphasizes the importance of

*Guidance Committee: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Major Professor), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas and Fábio Vieira – Biodiversitas Foundation

consider the impacts on small size species during environmental impact evaluation of hydropower plants. We proposed the use of new tools to evaluate impacts on fish communities, since the punctual effects of the current methodologies.

*Guidance Committee: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Major Professor), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas and Fábio Vieira – Biodiversitas Foundation

CAPÍTULO I

FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA O ESTUDO DE COMUNIDADES DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os reservatórios são ecossistemas artificiais que se tornaram componentes constantes da paisagem brasileira. Este fato está relacionado à principal matriz energética brasileira, a energia hidroelétrica. A construção de usinas hidrelétricas (UHEs) no Brasil teve um aumento significativo a partir da década de 1970 (Santos et al., 1994), concentrando-se, principalmente, nas regiões Sul e Sudeste (ANEEL, 2007). Nestas regiões, concentra-se também o mercado consumidor, tanto do ponto de vista industrial quanto populacional.

As UHEs estão relacionadas a uma série de impactos ambientais, em especial para a fauna de peixes que habitam os cursos d'água represados. Dentre estes, podem-se citar a obstrução da rota migratória, o afogamento de sítios reprodutivos de espécies de piracema (lagoas marginais e planícies alagáveis), modificações nas características hidrológicas afetando a qualidade da água, o regime de cheias e o comportamento do fluxo que passa do regime lótico para o lântico. Boa parte destes impactos ocorre de forma lenta e pouco notável (Agostinho et al., 2007).

Neste contexto, o monitoramento e o diagnóstico das variáveis ecológicas das assembléias de peixes que habitam trechos sob influência de empreendimentos hidrelétricos são medidas essenciais para o manejo, recuperação e conservação da ictiofauna. De acordo com Jackson & Marmulla (2001), as seguintes ações podem ser destacadas, no intuito de conservar a ictiofauna: estabelecimento e manutenção dos habitats de desova, recrutamento e crescimento; passagem controlada de peixes por meio de mecanismos de transposição, quando fundamentada em argumentos técnicos, principalmente das espécies que apresentam migração reprodutiva.

A determinação da biodiversidade, especialmente das assembléias de peixes e dos seus padrões de variação espacial e temporal, é de grande

relevância para avaliar a qualidade ambiental de uma determinada área (Teixeira et al., 2005). A quantificação das espécies existentes, bem como de seus padrões de distribuição, é uma diretriz fundamental na adoção de medidas de conservação da diversidade biológica (Primack & Rodrigues, 2001).

Desse modo, os trabalhos de inventário de ictiofauna também se tornam prioritários para a implementação de estratégias de manejo e conservação. Este diagnóstico auxilia ainda nas avaliações e tomadas de decisões relacionadas à recuperação e à preservação da fauna de peixes (Alves & Pompeu, 2001). Já os estudos conduzidos em períodos anteriores e posteriores ao represamento são essenciais para análise comparativa e simulação de modelos de modificação na composição da comunidade de peixes.

A bacia do Paraíba do Sul, abrangendo os estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro, é uma das mais exploradas do Brasil, em grande parte, devido à sua localização geográfica, que abrange alguns centros industriais e populacionais do país. Sua bacia tem sofrido alterações de origem antrópica ao longo dos últimos quatro séculos (Teixeira et al., 2005) e, entre estes, destaca-se a construção de uma série de reservatórios para aproveitamento hidroelétrico (Hilsdorf & Petreire Jr., 2002). Com isso, tem sido diagnosticado um decréscimo no estoque de peixes da bacia, incluindo riscos de desaparecimento de espécies (Hilsdorf & Petreire Jr., 2002).

O rio Pomba é um dos principais afluentes do rio Paraíba do Sul, drenando uma área de, aproximadamente, 8.700 km², nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, mas tendo maior proporção na Zona da Mata Mineira. Apresenta aproximadamente 300 km de extensão e possui, atualmente, quatro barragens na sua calha principal (PCH Ituerê, PCH Ivan Botelho I, PCH Ivan Botelho II e PCH Ivan Botelho III) e uma no seu principal afluente, o rio Novo (UHE Nova Maurício).

O rio Preto é outro importante contribuinte do Paraíba do Sul em Minas Gerais, constituindo um considerável remanescente lótico desta bacia. Entre os afluentes do rio Preto, destaca-se o ribeirão Santana, cuja bacia abrange um complexo de redes hidrográficas cursos d'água de pequeno porte. Na bacia do ribeirão Santana foi construída a PCH de Mello, cujo principal contribuinte é o próprio ribeirão Santana, além de outros corpos d'água de pequena ordem.

O estudo da ictiofauna em cursos d'água da drenagem do Paraíba do Sul no estado de Minas Gerais permitirá uma melhor compreensão dos atributos ecológicos dos ambientes estudados e da resposta dos peixes às modificações oriundas dos barramentos, principalmente em relação à estrutura das assembléias e aspectos da biologia das espécies.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Aspectos gerais da história de vida da ictiofauna sul-americana

Os peixes correspondem ao maior grupo de organismos do filo Vertebrata, com estimativas de ocorrência de cinco mil espécies, somente em águas continentais sul-americanas (Schafer, 1998; Reis et al., 2003; Agostinho et al., 2005). A maior parte desta diversidade encontra-se em águas brasileiras (Lowe-McConnell, 1987).

No Brasil, cinco ordens podem ser destacadas, em número de espécies ou abundância, nos ecossistemas aquáticos continentais: Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes (Lowe-McConnell, 1987; Agostinho et al., 2007).

O grupo dos Characiformes é o que predomina na fauna piscícola brasileira de água doce (Lowe-McConnell, 1987; Godinho, 1993). Sua distribuição também inclui a América Central e a África (Menezes et al., 2007). A ordem possui, aproximadamente, 16 famílias, 230 gêneros e 1.300 espécies

(Oyakawa et al., 2006). Este grupo inclui desde os diminutos lambaris, da complexa subfamília Tetragonopterinae, aos peixes de maior porte, como os grandes migradores, *Salminus* spp. (dourado) e os prochilodontídeos *Prochilodus* spp. (curimba). São organismos que se caracterizam por apresentar escamas por todo o corpo, exceto na cabeça, presença de nadadeira adiposa (na maioria das espécies), raios moles nas nadadeiras e pré-maxilar preso ao crânio (Oyakawa et al., 2006). São peixes exclusivamente de águas continentais, geralmente de hábito diurno e compreendem formas herbívoras, carnívoras, onívoras, iliófagas e detritívoras (Sabino & Castro, 1990; Hahn et al., 1998; Oyakawa et al., 2006). Apresentam variadas estratégias reprodutivas, contando com espécies de desova total a parcelada, podendo realizar grandes deslocamentos em massa, durante a época reprodutiva ou restringir sua área de vida a pequenos trechos das bacias (Vazzoler, 1996). São espécies de grande importância para a pesca profissional e amadora.

Os Siluriformes incluem os chamados “peixes de couro” e “cascudos”. Os primeiros caracterizam-se pela ausência de escamas por todo corpo, enquanto o segundo grupo caracteriza-se pela presença de inúmeras placas ósseas ao longo do corpo. Trata-se de uma ordem bastante diversificada, incluindo aproximadamente 34 famílias, 412 gêneros e 4.200 espécies (Oyakawa et al., 2006). Esta diversidade abrange desde espécies de pequeno porte (Menezes et al., 2007) até os gigantes bagres amazônicos, como os do gênero *Brachyplatystoma*, que podem alcançar mais de 3 m de comprimento (Lowe-McConnell, 1975). A maior parte das espécies tem hábito de vida associado ao estrato bentônico dos corpos d’água e podem apresentar comportamentos e estratégias reprodutivas distintas. Além das características corporais mencionadas acima, estes peixes ainda apresentam barbilhões na região anterior da cabeça, dispostos aos pares. Algumas espécies apresentam espinhos precedendo os raios das nadadeiras peitoral e dorsal, podendo, em algumas

espécies, apresentar toxicidade. Um dos exemplares mais conhecidos por esta última característica é o mandi (*Pimelodus* spp.).

O grupo dos Perciformes representa a ordem mais diversa dentro dos Teleostei, incluindo mais de 9.000 espécies, sendo a maioria de hábito marinho (Menezes et al., 2007). Entre as espécies dulcícolas de distribuição em bacias brasileiras podem-se mencionar carás (*Geophagus* spp., *Cichlasoma* spp.), tucunarés (*Cichla* spp.) e curvinas (*Pachyurus* spp.; *Plagioscion* sp.), entre outras. As principais características deste grupo são a presença de espinhos precedendo os raios das nadadeiras dorsal e anal, além das nadadeiras pélvicas serem constituídas por um espinho e cinco raios moles (Menezes et al., 2007). Em águas brasileiras as famílias Cichlidae e Sciaenidae, geralmente, são as de maior ocorrência. Os membros destas famílias encontram-se entre as mais frequentes em ambientes represados (Agostinho et al., 2007). Não há registro de perciformes que realizam migrações reprodutivas. Geralmente, apresentam desova parcelada e cuidado parental em algumas espécies (Vazzoler, 1996).

Os Gymnotiformes são peixes de corpo alongado, sem nadadeiras dorsal e pélvica, e nadadeira anal longa, com mais de 150 raios (Oyakawa et al., 2006). Uma das principais características do grupo é a presença de órgãos elétricos e eletro-receptores (Lowe-McConnell, 1975). Estas estruturas permitiram ao gymnotídeos a capacidade de gerar descargas de baixa voltagem que permitem detectar modificações do campo elétrico para o monitoramento do ambiente físico (Bullock et al., 1979). Trata-se de uma ordem exclusivamente Neotropical cujo número de espécies conhecidas passou de 35 (Lowe-McConnell, 1975) para aproximadamente 70, nos dias atuais (Oyakawa et al., 2006).

Outro grupo bastante representativo no Brasil é o dos Cyprinodontiformes, peixes que apresentam corpo fusiforme, sem nadadeira adiposa e anal, geralmente sem espinhos (Menezes et al., 2007). Apresentam forte dimorfismo sexual caracterizado pelos padrões de coloração dos machos

(Oyakawa et al., 2006) e pelo gonopódio nos machos da família Poeciliidae. Incluem espécies vivíparas e anuais.

O estado de Minas Gerais possui vasta rede hidrográfica, abrangendo 15 bacias, que representam a maior parte das bacias brasileiras. Todas as bacias registradas apresentam suas nascentes inseridas dentro dos limites geográficos do estado, com exceção dos rios Paraíba do Sul e Tietê (Biodiversitas, 2005). A riqueza de espécies para o estado está estimada em 354 espécies; a bacia do São Francisco comporta 174 espécies, só em Minas Gerais. Bacias do leste, como a do Paraíba do Sul, apesar de apresentarem um menor número específico de espécies (Biodiversitas, 2005), são caracterizadas pelo alto endemismo de sua fauna (Agostinho et al., 2007).

A reprodução está entre os principais componentes que atuam na definição da estratégia de vida dos peixes e é um dos fatores mais importantes da história de vida de uma espécie (Vazzoler, 1996). De seu sucesso dependem o recrutamento e a manutenção de populações viáveis de peixes (Pompeu & Martinez, 2006). Um dos comportamentos mais conspícuos que incluem as diferentes estratégias reprodutivas adotadas pela ictiofauna dulcícola neotropical corresponde ao comportamento migratório de algumas espécies.

2.2 A bacia hidrográfica do Paraíba do Sul

A bacia do Paraíba do Sul é relativamente antiga ,com relatos de origem Pliocênica (5 Ma) a Oligocênica (36 Ma) (Washburne, 1939; Alverenga, 1982 *apud* Lima 1997). Sua área de drenagem tem, aproximadamente, 55.500 km², abrangendo os estados de São Paulo (13.900 km²), Minas Gerias (20.700 km²) e Rio de Janeiro (20.900 km²). A calha principal do Paraíba do Sul tem em torno de 800 km de extensão (Lima, 1997). Além do próprio Paraíba do Sul, os principais rios da bacia são Jaguari, Buquira, Paraibuna, Preto, Pomba e Muriaé.

Esses dois últimos são os maiores e deságuam, respectivamente, a 140 e a 50 km da foz, ambos drenando o território mineiro (Brasil, 2007).

A bacia está inserida na região da Mata Atlântica, entretanto, somente 11% da sua área total é ocupada pelos remanescentes da floresta, a qual se pode encontrar nas regiões mais elevadas e de relevo mais acidentado (Coppetec, 2007). Assim, os riachos são componentes comuns na bacia do Paraíba do Sul. Esses ecossistemas, geralmente, apresentam grande diversidade de ambientes, sendo caracterizados pelo leito rochoso, águas límpidas, fortes correntezas, temperaturas relativamente baixas e elevadas concentrações de oxigênio (Oyakawa et al., 2006). São ecossistemas que apresentam íntima relação com a vegetação ciliar, a qual contribui para o sistema por meio da disponibilização de material alóctone (Sabino & Castro, 1990; Agostinho et al., 2007).

Devido à sua posição geográfica, disponibilidade hídrica e importância sócio-econômica da região, a bacia do Paraíba do Sul apresenta um histórico de implantação de uma série de aproveitamentos para o uso múltiplo da água, objetivando a geração de energia elétrica, a regularização de vazões e o controle de cheias (Coppetec, 2007).

Outra característica da bacia do Paraíba do Sul é a de estar inserida em uma região predominantemente urbanizada e industrializada, além da atividade agropecuária desenvolvida, principalmente nas regiões dos tributários (Coppetec, 2007). Com isso, uma série de impactos relativos a estas atividades exerce reflexo sobre os ecossistemas, destacando-se o despejo de efluentes industriais e domésticos nos rios, a contaminação do solo, do rio e do lençol freático por chorume, o desmatamento, a erosão das margens e o assoreamento (Souza Jr., 2004). Algumas das principais conseqüências, tanto dos represamentos como das atividades industriais, urbanas e rurais, referem-se ao impacto ocasionado sobre a biota aquática. Em relação à ictiofauna, destacam-se

a introdução, o desaparecimento e a mudança na composição de espécies, bem como a redução das populações.

2.3 Peixes da bacia do Paraíba do Sul

Apesar de sua importância e localização geográfica, até a década de 1980 muito pouco foi estudado a respeito da ictiofauna da bacia do Paraíba do Sul. Dos primeiros estudos realizados na bacia, merecem destaque os trabalhos dos naturalistas Eigenmann e Steindachner, entre 1888 e 1922 (Lima, 1997). Em seguida, Fowler (1948) disponibilizou uma lista das espécies de peixes de água doce do Brasil, incluindo os do Paraíba do Sul. Britski (1970) realizou um estudo sobre a taxonomia de peixes de rios do estado de São Paulo, em que também foram citadas espécies da bacia do Paraíba do Sul.

A partir da década de 1980, surgiu a necessidade da obtenção de licença ambiental para a construção de aproveitamentos hidrelétricos (Resolução CONAMA 001/1986), (CONAMA, 1992). Deste ponto em diante, os empreendimentos causadores de impactos ambientais significativos, incluindo as UHEs, deveriam realizar um estudo de impacto ambiental, incluindo o levantamento da fauna diretamente afetada pela construção de tais empreendimentos. A partir de então, houve um aumento acerca das informações sobre a ictiofauna, ainda que boa parte destes trabalhos seja de relatórios técnicos, em sua maioria com acesso restrito.

A partir da década de 1990, estudos de cunho científico também passaram a ser mais comuns na bacia (Costa, 1992; Costa & Bockmann, 1993; Araújo, 1996; Lima, 1997; Araújo, 1998; Bizzerril, 1999; Araújo & Santos, 2001; Hilsdorf & Petrere Jr., 2002; Calza et al., 2004; Araújo & Nunam 2005; Dias et al., 2005; Teixeira et al., 2005; Braga et al., 2006; Centofante et al., 2006; Estiliano, 2006; Pinto et al., 2006; Agostinho et al., 2007, Copptec, 2007; Magalhães, 2007).

Araújo & Nunam (2005), com base em uma extensa revisão bibliográfica, definiram em 127 o número de espécies para a bacia do Paraíba do Sul. Em Minas Gerais, o número registrado foi de 55 espécies (Biodiversitas, 2005). Um aspecto relevante da fauna de peixes do Paraíba do Sul está relacionado ao número de espécies exóticas, sendo registradas, até o momento, 44 espécies em toda a bacia (Magalhães, 2007). Tomando por base o proposto por Araújo & Nunam (2005), este número corresponde a 43% da riqueza da bacia (Tabela 1).

Além das espécies dulcícolas, as espécies marinhas são relativamente comuns na bacia, principalmente no baixo e no médio curso. Dentre elas, merecem destaque os robalos (*Centropomus parallelus* e *C. undecimalis*) e as tainhas (*Mugil spp.*) (Pompeu & Vieira, 1997; Araújo & Nunam, 2005). Estes peixes podem adentrar os rios com intuítos reprodutivos ou para alimentação. Outra parcela importante da ictiofauna da bacia do Paraíba do Sul é representada pelos peixes dos inúmeros riachos distribuídos na bacia. Esta parcela da diversidade pode ser considerada ainda pouco conhecida, quando comparada à fauna dos contribuintes principais da bacia, fato comum a outras bacias brasileiras (Casati & Castro, 1998; Vieira et al., 2005).

TABELA 1 Síntese do conhecimento a respeito da riqueza ictiofaunística da bacia do Paraíba do Sul.

	Riqueza	Fonte
Número total de espécies para a bacia	127	Araújo & Nunam, 2005
Número total de espécies para a bacia	160	Bizzeril & Primo, 2001; Hilsdorf & Petrerre Jr., 2002.

...continua...

TABELA 1, Cont...

Número de espécies para a bacia do em MG.	55	Biodiversitas, 2005
Número de espécies em tributários e lagoas	68	Araújo & Nunam, 2005
Número de espécies para a calha principal	47	Araújo & Nunam, 2005
Número de espécies exóticas na bacia	44	Magalhães, 2007

2.4 Aproveitamentos Hidrelétricos na bacia do Paraíba do Sul

Na bacia do Paraíba do Sul existem diversos reservatórios, os quais são responsáveis por significativa fragmentação da drenagem. Alguns reservatórios, como o de Paraibuna/Paraitinga, foram construídos, inicialmente, no intuito de controlar as cheias do rio e apenas em segundo plano foram aproveitados para a geração de energia hidroelétrica (Coppetec, 2007). Na bacia, há o predomínio de reservatórios de pequeno a médio porte, sendo a área total inundada de aproximadamente 450 km², com capacidade de geração instalada em 2.367 MW (Agostinho et al., 2007), valor que corresponde a, aproximadamente, 1,7% do total gerado no Brasil.

Além do grande número de barramentos, no rio Paraíba do Sul existe um complexo de aproveitamentos hidrelétricos constituídos pelo sistema Ligth, a partir do qual as águas do rio são desviadas para a geração de energia nas UHEs e o abastecimento da região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro (Coppetec, 2007).

Outra característica importante da bacia é a idade dos reservatórios, alguns bastante antigos, como o da usina de Maurício, que está em operação desde 1908, com potência instalada de 2,2 MW.

2.5 Impactos de empreendimentos hidrelétricos sobre a ictiofauna

A perda da diversidade de peixes de águas interiores, que vem sendo registrada em todo o planeta, tem sido associada à fragmentação das populações em virtude da obstrução dos rios pelas barragens (Baigún et al., 2007). Muito da natureza e da intensidade dos impactos dos barramentos depende das peculiaridades da fauna local, abrangendo sua biologia reprodutiva, padrões de migração, especializações tróficas e grau de adaptação a ambientes lacustres e, ainda, de fatores de origem não biológica, tais como localização, morfologia e hidrologia do reservatório, desenho da barragem, procedimentos operacionais, uso das encostas, tipo de solo e vazão, além da interação entre estas variáveis com outros reservatórios da bacia (Agostinho et al., 2007). Todas essas respostas refletem as estreitas relações existentes entre as populações de peixes e as características aquáticas do ecossistema onde elas vivem (Larinier, 2001).

As estratégias biológicas dos peixes são fortemente influenciadas pelas modificações e pelo alagamento dos habitats (Merona, 1986). De fato, somente espécies que possuam mecanismos fisiológicos ou pré-adaptações que lhes permitam viver em ambientes lênticos irão ser bem sucedidas a partir da construção de um reservatório (Wetzel, 1990). Com isso, as espécies mais afetadas em virtude dos represamentos são as migradoras e reofílicas, tendo em vista que suas populações podem ser fragmentadas, suas rotas migratórias obstruídas pela barragem e seus habitats de desova e crescimento serem danificados ou perdidos, em virtude do alagamento (montante) ou do ressecamento (jusante) (Pompeu & Godinho, 2006; Agostinho et al., 2007).

Durante a fase de enchimento dos reservatórios, um dos acontecimentos mais comuns é a liberação de altas taxas de nutrientes em consequência da decomposição de matéria vegetal inundada ou depositada no reservatório e dos nutrientes liberados pelo solo recém-inundado (Tundisi, 1986; Esteves, 1998). Além disso, elementos, como o fósforo, têm sua incidência acentuada sobre o

ambiente em consequência do aumento das taxas de sedimentação, principalmente na fase pós-alagamento (Agostinho et al., 2007). Assim, em consequência desses eventos, a fase de enchimento do reservatório pode estar sujeita ao desenvolvimento maximizado de fitoplânctons e macrófitas aquáticas (Tundisi, 1986, Agostinho et al., 2007). Este aumento de nutrientes, acompanhado do aumento dos produtores primários, pode levar o ambiente ao estado de eutrofização (Tundisi, 1986). Em ambientes eutrofizados, geralmente, ocorrem perda da riqueza e equitabilidade das comunidades biológicas (Townsend et al., 2006).

Um processo comum em grandes reservatórios recém-formados é a ocorrência de eventos de anóxia (Agostinho et al., 2007) que, geralmente, estão associados a processos de eutrofização (Tundisi, 1986) e estratificação térmica (Esteves, 1998). Estes eventos já foram constatados em reservatórios da bacia amazônica (Matsuma-Tundisi et al., 1991), no cerrado (De Felippo, et al., 1997) e em São Paulo (Tundisi, 1986). Na bacia do Paraíba do Sul, é comum a inundação de campos agrícolas, liberando na água uma série de fertilizantes e agroquímicos que comprometem a qualidade do corpo d'água (Tundisi et al., 1993). Além disso, deve ser considerada a emissão direta de efluentes nos tributários ou nos próprios reservatórios, vista a vocação industrial da região.

Os processos mencionados desempenham papel relevante na ocupação do ambiente recém-formado pela ictiofauna (Agostinho et al., 2007). Além disso, variáveis como morfometria da bacia de captação, profundidade, tempo de residência (volume/vazão) e a tomada d'água para a geração de energia elétrica em diferentes alturas da barragem (superfície, intermediária ou fundo) podem influenciar na estrutura, na composição, na abundância e no tamanho das comunidades de peixes que habitam os reservatórios (Agostinho et al., 1992; Henry et al., 1998). Isso ocorre porque algumas espécies podem encontrar condições favoráveis neste novo ambiente e aumentar sua abundância, enquanto

outras não conseguirão encontrar condições favoráveis para viver, tendo assim sua abundância extremamente reduzida, em alguns casos, levando a extinções locais (Agostinho et al., 1992; Agostinho et al., 2007). No reservatório de Itaipu, essa mudança foi verificada nos primeiros anos após a sua formação (Adrian et al., 1994, Benedito-Cecílio et al., 1997). Assim, impactos relativos a mudanças na composição da comunidade de peixes é inevitável mediante a construção dos reservatórios (Agostinho et al., 1992; Gomes & Miranda, 2001).

Os grandes reservatórios podem ter seu corpo dividido em três estratos transversais e verticais, que correspondem às regiões litorânea, pelágica e profunda. Destas, a maior proporção da fauna coloniza as regiões litorâneas em virtude da maior complexidade desses habitats (Agostinho et al., 1995; Petrere Jr., 1996, Esteves, 1998), fator que pode se acentuar com o aumento da idade do reservatório (Agostinho et al., 2007). As áreas mais profundas que, geralmente, apresentam estratos anóxicos, estratificação térmica e pouca disponibilidade de recursos alimentares restringem o número de espécies capazes de colonizá-la (Fernando & Holcík, 1991). O alagamento de barreiras naturais também é um fator relevante para as mudanças na composição da ictiofauna local. Este fato foi observado com a inundação da cachoeira de Sete Quedas, depois da construção do reservatório de Itaipu, quando espécies que eram registradas somente a jusante da cachoeira tiveram sua área de distribuição ampliada para os trechos de montante da mesma (Agostinho et al., 1992; Benedito-Cecílio et al., 1997).

Uma das principais características dos reservatórios é sua capacidade em reter os pulsos de inundação naturais da bacia de drenagem (Hilsdorf & Petrere Jr., 2002). Com isso, nos trechos a jusante da barragem, a água que inundaria as planícies alagáveis e lagoas marginais fica retida no reservatório, alterando toda a dinâmica natural do ecossistema aquático, principalmente no que tange às espécies migradoras. Além disso, muitos destes habitats são perdidos devido ao alagamento, quando localizados em trechos que passam a constituir o corpo

principal do reservatório (Agostinho et al., 1994, Agostinho et al., 2007). A dinâmica trófica a jusante das barragens é alterada, uma vez que boa parte dos sedimentos carregados pelo corpo d'água passa a ser retida no reservatório (Esteves, 1998; Hahn, 1998). Com isso, as assembléias que dependem destes recursos, bem como os componentes dos níveis tróficos acima, passam a ser comprometidos. A retenção de sedimentos apresenta caráter extremamente sinérgico, chegando a comprometer ambientes e espécies marinhas que dependem, de alguma forma, dos sedimentos carregados pelas águas continentais para o oceano (Jackson & Marmula, 2001).

Outro impacto relevante que ocorre a jusante dos barramentos é o aprisionamento e a mortandade de peixes, em consequência de interrupções abruptas do fluxo da água, principalmente em empreendimentos que possuem trechos de vazão reduzida (Braga et al., 2007). O acúmulo de peixes nos primeiros metros a jusante das represas também é prejudicial, o que incrementa a predação e a pesca predatória (Tundisi, 1986; Agostinho et al., 1992). Ainda podem ocorrer episódios de mortandade em virtude do aprisionamento de peixes no interior de turbinas, após paradas de máquinas por ordem técnica ou de manutenção (Agostinho et al., 2007).

Além de todos esses fatores que prejudicam e modificam intensamente toda a estrutura da comunidade de peixes local, práticas como os peixamentos são comuns em reservatórios, sendo, muitas vezes, exigido pelas autoridades legais como medida atenuadora de impacto ambiental (Vieira & Pompeu, 2001). Essas medidas contribuem decisivamente na estrutura das assembléias de peixes locais, prejudicando efetivamente as espécies nativas (Santos et al., 1994). Os principais problemas advindos da introdução de espécies exóticas nas bacias hidrográficas são, entre outros, a qualidade genética do estoque, a predação de peixes nativos e a introdução de agentes de doenças, que antes não existiam no ambiente (Vieira & Pompeu, 2001).

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIAN, I. F.; BARBIERI, G.; JÚLIO Jr., H. F. Distribuição temporal e espacial de *Parauchenipterus galeatus* Linnaeus, 1766, (Siluriforme, Auchenipterinae) nos primeiros anos após a formação do reservatório de Itaipu, PR. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v.54, n.3, p.469-475, 1994.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Informações sobre o setor elétrico**. Disponível em: < <http://www.aneel.gov.br>>. Acesso em: 04 nov. 2007

AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E.; GOMES, L. C.; SAMPAIO, A. A. Spatial and temporal distribution of sardela, *Hypophthalmus edentatus* (Pisces, Siluroidei), in the area of influence of the Itaipu Reservoir (Paraná, Brasil). **Revista Unimar**, Maringá, v.16, n.3, p.27-40, 1994.

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

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação; um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, Maringá, v.14, p.89-107, 1992. Suplemento.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. The conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, Oxford, v. 19, n. 3, p. 646-652, 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/SBL, 1995. p.59-103.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. A fauna de peixes da bacia do Rio das Velhas no final do século XX. In: ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. (Ed.). **Peixes do Rio das Velhas: passado e presente**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2001. p.166-187.

ARAÚJO, F. G. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v.56, n.1, p.111-126, 1996.

ARAÚJO, F. G. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.41, n.3, p.370-378, 1998.

ARAÚJO, F. G.; SANTOS, L. N. Distribution of fish assemblages in Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.61, n.4 p.563-576, 2001.

ARAÚJO, J. R. S.; NUNAN, G. W. **Ictiofauna do rio Paraíba do Sul**: danos ambientais e sociais causados por barragens, hidrelétricas e poluição no trecho fluminense. Rio de Janeiro: CPDMA/ALERJ, 2005. 37p. 2005.

BAIGÚN, C. R. M.; NESTLER, J. M.; OLDANI, N. O.; GOODWIN, R. A.; WEBER, L. J. Can north American fish passage tools works for South American migratory fishes? **Neotropical Ichthyology**, São Paulo, v.5, n.2, p.109-120, 2007.

BENEDITO-CECÍLIO, E.; AGOSTINHO A. A.; JÚLIO Jr., H. F.; PAVANELI, C. S. Colonização Ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.14, n.1, p.1-14, 1997.

BIODIVERSITAS . **Atlas da biodiversidade em Minas Gerais**. 2.ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

BIZZERIL, C. R. S. F. A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões espaciais de distribuição. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.45, n.2, p.125-156, 1999.

BIZERRIL, C. R. S. F.; PRIMO, P. B. S. **Peixes de águas interiores do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: FEEMAR-SEMADS, 2001. 417p

BRAGA, A. L. C.; FERREIRA, R. T.; POMPEU, P. S. Aspectos da biologia reprodutiva do *Phalloceros caudimaculatus* (Pisces: Ciprinodontiformes) na área de influência de um reservatório da bacia do Paraíba do Sul, MG. In: CONGRESSO DE PÓS GRADUANDOS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS, 15., 2006, Lavras. **Resumos...** Lavras: UFLA, 2006. 1 CD-ROM.

BRAGA, A. L. C.; HOJO, R. E. S.; SILVA, M. O. B.; SOUSA, E. P.; DOMINGOS, F. F. T. Resgate de peixes no trecho de vazão de reduzida da Usina hidrelétrica de Queimado, Minas Gerais. In: XVII ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, Itajaí, 2007. **Resumos...** Itajaí, SC: SBI, 2007.

BRASIL. Ministério dos Transportes. **Hidroviás**. Disponível em: <<http://www.transportes.gov.br/bit/hidro/detrioparaibadosul.htm>>. Acesso em: 19 out. 2007.

BRITSKI, H. A. Peixes de água doce do estado de São Paulo: sistemática. In: COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ-URUGUAI. **Poluição e piscicultura**, São Paulo, 1970. p.79-108.

BULLOCK, T. H.; FERNANDES-SOUZA, H.; GRAF, W. Aspectos do uso da descarga do órgão elétrico e eletrorrecepção nos Gymnotoidei e outros peixes amazônicos. **Acta Amazônica**, Manaus, v.9, n.3, p.549-572, 1979.

CALZA, C.; ANJOS, M. J.; CASTRO, C. R. F.; BARROS, R. C.; ARAUJO F. G.; LOPES, R. T. Evaluation of heavy metals levels in the Paraíba do Sul River by SRTXRF in muscle, gonads and gills of *Geophagus brasiliensis*. **Radiation Physics and Chemistry**, v.71, p.787-788, 2004.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. A fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Explorer Freshwater**, München, v.9, n.3, p.229-242, 1998.

CENTOFANTE, L.; BERTOLLO, L. A. C.; MOREIRA-FILHO, O. Chromosomal Differentiation between Populations of *Oligosarcus hepsetus* (Teleostei, Characidae) from Small Tributaries at Opposite Margins of the Paraíba do Sul River (Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.49, n.6, p.981-987, 2006.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resoluções CONAMA 1986-1991**. Brasília: IBAMA, 1992.

COSTA, W. J. E. M. Descriptions de huit nouvelles especes du genre *Trichomycterus* (Siloriformes: Trichomycteridae), du Bresil Oriental. **Revue France Aquariologie Herpetologie**, Paris, v.18, n.4, p.39-42, 1992.

COSTA, W. J. E. M.; BOCKMANN, F. A. Un nouveau genre neotropical de la famille des Trichomycteridae (Siluriformes: Loricarioidei). **Revue France Aquariologie Herpetologie**, Paris, v.20, n.2, p.43-46, 1993.

COPPETEC. **Plano de recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul: análise dos impactos e das medidas mitigadoras que envolvem a construção e operação de Usinas Hidrelétricas: relatório final.** Rio de Janeiro, 2007. 42p.

DE FILLIPO, R.; SOARES, C. B. P.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C., PAES DA SILVA, L. Dinâmica de fatores limnológicos abióticos durante a fase de enchimento do reservatório de Corumbá, GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 6., São Carlos, 1997. **Resumos...** São Carlos, SP: Sociedade Brasileira de Limnologia. 1997. p.177.

DIAS, A. C. M. I.; BRANCO C. W. C.; LOPES V. G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.27, n.4, p.355-364, 2005.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1998. 575p.

ESTILIANO, E. O. **Influência da geomorfologia fluvial na distribuição espacial das assembléias de peixes do Rio Paraíba do Sul.** 2006. 47 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

FERNANDO, C. H.; HOLCIK, J. Fish in reservoir. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie**, Paris, v.76, n.2, p.149-167, 1991.

FOWLER, H. W. Os peixes de água doce do Brasil. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v.9, p.1-400, 1948.

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

GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoir of the upper Paraná river basin. **Regulated Rivers: Research and Management**, Chichester, v.17, p.67-76, 2001.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; BINI, L. M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, Caracas, v.23, n.5, p.299-305, 1998.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M.; LIMA, N. de; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v.58, n.4, p.571-590. 1998.

HILSDORF, A.W.S.; PETRERE Jr., M. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.30, n.180, p.62-68, 2002.

JACKSON, D. C.; MARMULLA, G. The influence of dams on river fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish, and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome. FAO, 2001. p.1-44. (FAO Fisheries Technical Paper, 419).

LARINIER, M. Environmental issues, dams and fish migration. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish, and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome. FAO, 2001. p.45-89. (FAO Fisheries Technical Paper, 419).

LIMA, R. S. **Ictiofauna do alto curso do rio Paraíba do Sul**. 1997. 227f. Dissertação (Mestrado em Ciências. Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

LOWE-McCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London/New York: Longman, 1975. 337p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. New York: Cambridge University, 1987. 382p.

MAGALHÃES, A. L. B. Novos registros de peixes exóticos para o estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.24, n.1, p.250-252, 2007.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; SAGGIO, A.; OLIVEIRA NETO, A. L.; ESPÍNDOLA, E. G. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. **Verhandlungen Internationale Vereinigung Fur Theoretische Ang Und Limnologie**, Stuttgart, v.24, n.3, p.482-488, 1991.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**: lista preliminar das espécies e comentários sobre a conservação de peixes de água doce Neotropicais. São Paulo: Universidade de São Paulo. Museu de Zoologia, 2007. 408p.

MERONA, B. Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. **Acta Amazonica**, Manaus, v.16/17, p.109-124, 1986.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas unidades de conservação do Vale do Ribeira de Iguape no estado de São Paulo**. São Paulo: Neotrópica, 2006. 201p.

PETRERE Jr., M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, v.2, p.111-133, 1996.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO F. G.; HUGHES, R. M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.556, p.69-83, 2006.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, São Paulo, v.4, n.4, p.427-433, 2006.

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

POMPEU, P. S.; VIEIRA, F. **EIA/RIMA da UHE Barra do Braúna**: ictiofauna. Relatório Técnico. Belo Horizonte: EIA/RIMA, 1997.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001. 328p.

REIS, R. E. S.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS Jr., C. J. (Org.). **Check list of the freshwater fish of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 729p.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v.50, n.1, p.23-36, 1990.

SANTOS, G. B.; MAIA-BARBOSA, P. M.; VIERA, F.; LÓPEZ, C. M. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: PINTO-COELHO, R. M.; GIANI, A.; SPERLING, E. V. **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies**. Belo Horizonte: Seprac, 1994. p.115-132.

SCHAEFER, S.A. Conflict and resolution: impact of new taxa on Phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. **Phylogeny and classification of Neotropical fishes**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998. p.375-400.

SOUZA Jr., I. A degradação da bacia do rio Paraíba do Sul. **Engevista**, Niterói, v.6, n.3, p.99-105, 2004.

TEIXEIRA, T. P.; PINTO, B. C. T.; TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIAL, D.; ARAÚJO, F. G. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v.95, n.4, p.347-357, 2005.

TOWSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. 2.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592p.

TUNDISI, J. G. Represas e barragens. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.5, n.27, p.49-54, 1986.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: STRASKABRA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Ed.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1993. p.25-55.

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

VIEIRA, F.; POMPEU, P. S. Peixamentos: uma alternativa eficiente? **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.30, n.175, p.28-33, 2001.

VIEIRA, F.; SANTOS, G. B.; ALVES, C. B. M. A icitiofauna do Parque Nacional da Serra do Cipó (Minas Gerais, Brasil) e áreas adjacentes. **Lundiana**, Belo Horizonte, v.6, p.77-87, 2005. Suplemento.

WASHBURNE, C. W. **Geologia do petróleo do estado de São Paulo**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura. Depto Nacional de Produção Mineral, 1939. 221p.

WETZEL, R. G. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: THORTHON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspective**. New York: J. Wiley, 1990. p.227-238.

CAPÍTULO II

ICTIOFAUNA DO RIO POMBA, MINAS GERAIS

RESUMO

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. Ictiofauna do rio Pomba, Minas Gerais. In: _____. **Ictiofauna do rio Pomba:** estrutura da comunidade, aspectos biológicos e impactos de represamentos. 2007. Cap.2, p.24-52. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG*.

A caracterização da fauna de peixes do rio Pomba foi realizado com base em coletas periódicas entre agosto de 1997 e agosto de 2007 no rio Pomba, em dois de seus afluentes (rio Novo e ribeirão Paraopeba) e duas lagoas marginais do seu alto curso. As coletas foram realizadas com redes de emalhar, tarrafas e peneiras. Foram capturados 6034 indivíduos distribuídos em 66 espécies. Foi observado diminuição da riqueza e diversidade no sentido jusante-montante. A análise de similaridade possibilitou a distinção de pelo menos 4 assembléias em relação à composição de espécies, separando o alto, médio e baixo cursos, e reservatórios de usinas hidrelétricas. Os valores de densidade e biomassa percentual sugerem que o baixo e médio curso apresentam maior proporção de espécies reofílicas e migradoras, enquanto as sedentárias aumentam sua participação no sentido jusante montante. Os resultados puderam demonstrar que o rio Pomba ainda sustenta um número considerável de espécies da bacia do Paraíba do Sul. No entanto, os impactos antrópicos na bacia estão contribuindo negativamente para a perda de riqueza e composição das assembléias ao longo do tempo.

*Comitê Orientador: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Orientador), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas e Fábio Vieira – Fundação Biodiversitas.

ABSTRACT

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. The Pomba River fish fauna in Minas Gerais State. In: _____. **Fish fauna of Pomba river:** communities structure, biological aspects and impacts of dams. 2007. Chapt.2, p.24-52 Dissertation (Master Program in Applied Ecology) – Federal University of Lavras, Lavras, MG*.

The fish fauna of the Pomba River was studied between August/1997 and August/2007 with periodic samples in the main stem, in two tributaries (Novo River and Paraopeba stream) and two oxbow lakes. Fish samples were made with gill nets, kick nets and seines. A number of 6034 fish were captured belonged to 66 species. Considering the Pomba River main stem, it was observed decreasing on richness and diversity from downstream to upstream. Similarity analyses distinguish at least four assemblages in relation to fish composition: Pomba River high, median and lower courses and hydroelectric power plants reservoirs. In relation to biomass and density, lower and median course presented higher proportion of reophilic and migratory species, while sedentary ones increased their abundance upstream. Our results indicate that the Pomba River is very important for the fish conservation in Paraíba do Sul basin. However, it is clear that effects of human impacts in the basin are fastly changing negatively the richness and composition of the fish assemblages.

*Guidance Committee: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Major Professor), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas and Fábio Vieira – Biodiversitas Foundation

1 INTRODUÇÃO

A fauna de peixes do Paraíba do Sul pode ser considerada como relativamente conhecida, principalmente a partir dos estudos conduzidos a partir da década de 1990. Em relação aos peixes da bacia do Pomba, pode ser considerado baixo o número de estudos publicados sobre os mesmos (Bizerril & Primo, 2001; Teixeira et al., 2005). Um dos motivos que impedem o conhecimento a respeito da ictiofauna brasileira é a presença de bacias jamais inventariadas, bem como do reduzido número de inventários efetuados (Agostinho et al., 2005).

O rio Pomba é o principal afluente do rio Paraíba do Sul. Sua nascente está inserida na serra da Conceição, em Barbacena, MG e sua foz encontra-se próxima a Itaocara, onde deságua entre os limites dos trechos médio e inferior do rio Paraíba do Sul. O rio Pomba possui extensão de, aproximadamente, 300 km, podendo ser caracterizado como um rio de corredeiras, drenando uma área de, aproximadamente, 8.735 km², sendo 95% no estado de Minas Gerais (Cetec, 1983).

Alguns dos aspectos mais comuns da bacia do Paraíba do Sul dizem respeito às suas nascentes se localizarem em regiões serranas e possuírem solos frágeis, muitas vezes em avançados processos de erosão, acentuados, principalmente, pelo mau uso e conservação dos mesmos, do relevo irregular e das chuvas intensas durante o verão. Com isso, tendo em vista o intenso e desordenado processo de uso e ocupação do solo, podem ser encontrados, ao longo dos rios, apenas pequenos trechos com vegetação ciliar e, geralmente, em mau estado de conservação (EPE/MME, 2006). No rio Pomba, além dos impactos mencionados, merecem destaque o assoreamento, em consequência também dos processos erosivos, a descarga de efluentes industriais e domésticos e, principalmente, da inserção de barragens para aproveitamento hidrelétrico.

Atualmente, a bacia do rio Pomba possui cinco empreendimentos hidroelétricos, dos quais três (PCHs Ivan Botelho I, II e III) encontram-se em cascata no trecho médio do rio Pomba. A PCH Ituerê e a UHE Nova Maurício foram construídas antes do processo de licenciamento ambiental e somente agora encontram-se em processo de licenciamento corretivo, sendo as informações sobre ictiofauna recentemente levantadas (Braga & Pompeu, 2007a; b).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a fauna de peixes da bacia do rio Pomba, em Minas Gerais, abrangendo principalmente a composição das assembléias e sua distribuição longitudinal, sem se preocupar, ainda, com a influência dos reservatórios sobre a estrutura da comunidade de peixes. A partir desses dados será possível aumentar o conhecimento acerca das espécies de peixes da bacia do Paraíba do Sul, contribuindo com informações básicas para os programas ambientais de conservação dessa fauna.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas de peixes na bacia do Pomba incluíram trechos de rio, reservatórios, lagoas marginais e um ribeirão, por meio de amostragens periódicas realizadas entre agosto de 1997 e agosto de 2007 (Tabela 1; Figura 1). O número de coletas variou entre os diferentes pontos amostrais, em consequência do fato de os estudos terem sido desenvolvidos de forma independente

A pesca foi realizada por meio de amostragens quantitativas e qualitativas. Na primeira, foram utilizadas redes de espera com malhas variando entre 2,4 a 12 cm entre nós opostos, com 10 m de comprimento e altura média de 1,6 m. As redes eram expostas ao entardecer e retiradas na manhã seguinte, alcançando um tempo de exposição aproximado de 14 horas. Para as

amostragens qualitativas foram utilizadas tarrafas de malha e peneiras confeccionadas com tela de náilon com 2 mm de diâmetro. Esta técnica auxilia no levantamento de espécies de pequeno porte que não são capturadas pelas redes de espera ou vivem em biótopos onde a amostragem quantitativa não pode ser aplicada, como em trechos de maior correnteza e de largura ou profundidade menor.

TABELA 1 Pontos de amostragem ao longo de diferentes regiões na bacia do rio Pomba, coordenadas geográficas, período de coleta, total de coletas por ponto e tipo de amostragem.

Ponto de amostragem	Sub-bacia	Local	Coordenadas geográficas UTM	Coleta	Número de coletas	Tipo de amostragem
PB01	Pomba	Futuro trecho a jusante da barragem de Barra do Braúna.	23777155E; 7623693N	ago/97; dez/97; mai/01; ago/01; abr/02; jul/02.	6	Quantitativa e qualitativa
PB02	Pomba	Futuro reservatório de Barra do Braúna	23765477E; 7626864N	ago/97; dez/97; mai/01; ago/01; abr/02; jul/02.	6	Quantitativa e qualitativa
PB03	Pomba	Futuro trecho a montante do reservatório de Barra do Braúna	23759294E; 7633193N	ago/97; dez/97; mai/01; abr/02;	4	Quantitativa e qualitativa
PB04	Pomba	PCH Ivan Botelho III (Triunfo)	23716411E; 7642831N	nov/01; mai/01; ago/01; abr/02; jul/02; dez/02; abr/03; jul/03; out/03; jan/04; abr/04; jul/04; out/04; jan/05.	14	Quantitativa e qualitativa

...continua...

TABELA 1, Cont...

PB05	Pomba	PCH Ivan Botelho II (Palestina)	23711168E; 7639618N	nov/01; mai/01; ago/01; abr/02; jul/02; dez/02; abr/03; jul/03; out/03; jan/04; abt/04; jul/04; out/04; jan/05.	14	Quantitativa e qualitativa
PB06	Pomba	PCH Ivan Botelho I (Ponte)	23707022E; 7834364N	nov/01; mai/01; ago/01; abr/02; jul/02; dez/02; abr/03; jul/03; out/03; jan/04; abt/04; jul/04; out/04; jan/05	14	Quantitativa e qualitativa
PB07	Pomba	Jusante da barragem da PCH Ituerê	23686313E; 7643825N	out/06; fev/07; mai/07; ago/07	4	Quantitativa e qualitativa
PB08	Pomba	Reservatório de Ituerê	23685750E; 7643627N	out/06; fev/07; mai/07; ago/07	4	Quantitativa e qualitativa
PB09	Pomba	Montante Ituerê	23683606E; 7644891N	mai/07; ago/07	2	Quantitativa e qualitativa

...continua...

TABELA 1, Cont...

RN01	Rio Novo	Jusante de Nova Maurício	23725182E; 7624080N	out/06; fev/07; mai/07; ago/07	4	Quantitativa e qualitativa
RN02	Rio Novo	Reservatório de Nova Maurício	23718309E; 7621394N	out/06; fev/07; mai/07; ago/07	4	Quantitativa e qualitativa
RN03	Rio Novo	Montante de Nova Maurício	23718182E; 7621268N	out/06; ago/07	2	Quantitativa e qualitativa
LMS	Pomba	Lagoa marginal do sitio Ituerê	23685243E; 7644026N	ago/07	1	Qualitativa
LMP	Pomba	Lagoa marginal da ponte Ituerê	23683606E; 7644889N	mai/07; ago/07	2	Quantitativa e qualitativa
PARA	Pomba	Ribeirão Paraopeba	23713403N; 7844521W	nov/00	1	Qualitativa

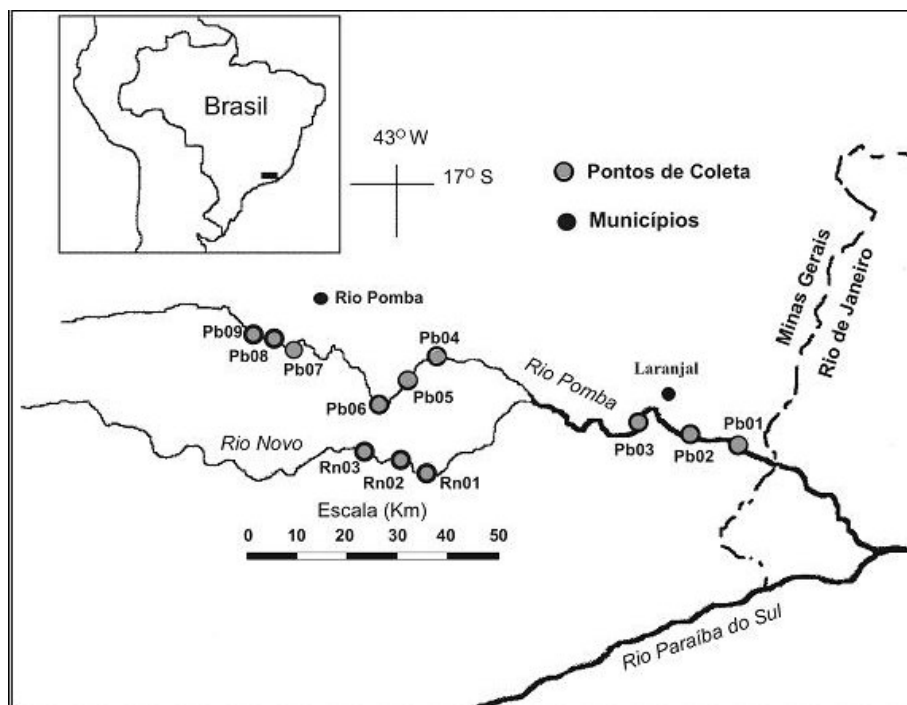


FIGURA 1 Pontos de coleta na bacia do rio Pomba. Os pontos LMS e LMP estão localizados na mesma área de PB09 e o ponto PARA está localizado nas proximidades de PB03.

Em campo, todos os exemplares capturados foram separados por local de captura, malhas e tipo de amostragem e acondicionados em sacos plásticos, sendo imediatamente fixados em formalina a 10%. Em laboratório, os peixes foram identificados, medidos (comprimento padrão - CP - cm) e pesados (precisão de 1 g), sendo, então, transferidos para álcool 70°GL. A identificação taxonômica foi baseada em Géry (1977), Garavello (1979), Britski et al. (1984), Lima (1997) e Menezes et al. (2007).

O número e a biomassa relativa das espécies foram calculados a partir da captura por unidade de esforço para o número de indivíduos (CPUE N) e peso (CPUE B) apenas para as amostras quantitativas. No entanto, como o número de coletas variou entre os pontos amostrais, buscou-se homogeneizar os dados

multiplicando-se a variável “esforço de pesca” pelo “número de coletas em cada ponto”, antes de a mesma ser utilizada como fator de divisão pelas variáveis “número de indivíduos” ou “biomassa total”. No caso da CPUE N, o valor final ainda foi multiplicado por 100 (cem). Assim, foram aplicadas as seguintes fórmulas para o cálculo das CPUE N e CPUE B, respectivamente:

$$CPUE_n \sum_{m=3}^{12} (N_m / (EP_m * TC)) * 100$$

e

$$CPUE_b \sum_{m=3}^{12} (B_m / EP_m * TC)$$

em que:

CPUE N = captura, em número por unidade de esforço;

CPUE B = captura, em biomassa (peso corporal) por unidade de esforço;

N_m = número total dos peixes capturados no ponto

B_m = biomassa total capturada no ponto

EP_m = esforço de pesca, que representa a área, em m^2 , das redes de malha m ;

TC = número total de coletas no ponto.

m = tamanho da malha (2,4; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; 10 e 12 cm).

A riqueza total para cada ponto amostral foi representada em histogramas simples e baseada no número total de espécies registradas. O índice de diversidade de Shannon foi calculado somente para os pontos localizados na calha do rio Pomba, buscando-se, assim, avaliar se a diversidade acompanha as tendências de riqueza nos diferentes trechos do rio. Como forma de padronização, o índice de Shannon foi baseado na captura por unidade de esforço (CPUE N) apenas para redes de emalhar, uma vez que esse tipo de amostragem foi realizado na maioria dos pontos. A fórmula utilizada para se obter o Índice de Shannon foi:

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

em que:

S = número total de espécies na amostra;

i = espécie 1, 2 ... na amostra;

p_i = proporção de indivíduos da espécie *i* na amostra, através da CPUE N.

Para avaliar diferenças na composição de espécies entre os pontos de amostrais do rio Pomba, foi realizada uma análise de similaridade para uma matriz de dados baseada na presença e na ausência das espécies. Como método de análise (medida de distância), foram utilizados a distância euclidiana e o índice de similaridade de Jaccard. Na análise da distância euclidiana, para a formação dos “clusters”, utilizou-se o método de ligação completa, com nível de corte de 30%. A análise foi realizada através do software “Biodiversity Pro - ©” (1997).

Buscando avaliar as diferenças na densidade e na biomassa dos peixes nos diferentes segmentos do rio Pomba, foram gerados histogramas para as 10 principais espécies capturadas, considerando-se, para isso, os valores de suas densidades e biomassas percentuais no baixo (PB01, PB02 e PB03), médio

(PB04, PB05 e PB06 – somente fase de rio) e alto curso (PB08 e PB09) do rio Pomba.

3 RESULTADOS

Foram capturados 6.033 indivíduos distribuídos por seis ordens e 21 famílias, alcançando uma riqueza total de 67 espécies (Tabela 2). A distribuição destas espécies ao longo das estações de coleta mostra o predomínio dos lambaris (*Astyanax* spp.). As famílias com maior número de representantes foram Characidae (17), Loricariidae (8), Cichlidae (6) e Anostomidae (5).

TABELA 2 Lista de espécies coletadas em diferentes trechos do rio Pomba, Minas Gerais, no período entre agosto de 1997 e agosto de 2007.

Espécie	Nome popular
Ordem CHARACIFORMES	-
Família ANOSTOMIDAE	-
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	Piau-vermelho
<i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875	Piau-branco
<i>Leporinus mormyrops</i> Steindachner, 1875	Piau-boquinha
<i>Leporinus</i> aff. <i>steindachneri</i> Eigemann, 1907	Piau
<i>Leporinus macrocephalus</i> * (Garavello & Britisk, 1988)	Piau
Família CHARACIDAE	-
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Lambari
<i>Astyanax</i> cf. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	-
<i>Astyanax</i> cf. <i>giton</i> Eigemann, 1908	Lambari
<i>Astyanax parahybae</i> Eigemann, 1908	Lambari
<i>Astyanax</i> cf. <i>scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	Lambari
<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	Lambari
<i>Astyanax</i> cf. <i>intermedius</i> Eigemann, 1908	Lambari
<i>Astyanax</i> sp.	Lambari
	...continua...

TABELA 2, Cont...

<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1817)	Matrinchã
<i>Bryconamericus</i> sp.	Piquira
<i>Hasemanina</i> sp.	-
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1991	Piaba
<i>Hyphessobrycon callistus</i> * (Boulenger, 1900)	Piaba
<i>Metynnina maculatus</i> * (Kner, 1958)	Pacu-disco
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	Lambari-bocarra
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1857	Piaba
<i>Salminus brasiliensis</i> * (Cuvier, 1816)	Dourado
Família CURIMATIDAE	-
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Sairú, sardinha
Família ERYTHRINIDAE	-
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda & Ribeiro, 1908	Trairão
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra
Família LEBIASINIDAE	-
<i>Nannostomus</i> sp. *	-
Família PROCHILODONTIDAE	-
<i>Prochilodus vimboides</i> Kner, 1859	Curimatá
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	Curimatá
<i>Prochilodus</i> sp.	-
Ordem SILURIFORMES	-
Família AUCHENIPTERIDAE	-
<i>Glanidium melanopterum</i> Ribeiro, 1918	Cumbaca
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	-
<i>Trachelyopterus cf. fisheri</i> * (Eigenmann, 1916)	Cumbaca
Família CALLICHTHYIDAE	-
<i>Hoplosternum litoralle</i> * (Hancock, 1828)	Tamboatá
Família CLARIIDAE	-
<i>Clarias gariepinus</i> * (Burchell, 1822)	Bagre-africano
Família HEPTAPTERIDAE	-
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Muller & Troschel, 1849)	Mandi
<i>Pimelodella</i> sp.	-
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre
Família LORICARIIDAE	-
<i>Delturus parahybae</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Cascudo
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1865)	Cascudo

...continua...

TABELA 2, Cont...

<i>Hypostomus luetkeni</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo
<i>Harttia loricariformes</i> Steindachner, 1877	Cascudinho
<i>Microlepdogaster</i> sp.	Cascudinho
<i>Rineloricaria</i> sp.	Chicote
<i>Loricariichthys castaneus</i> Castelnau, 1885	Chicote
<i>Pogonopoma parahybae</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo-leitero
Família PIMELODIDAE	-
<i>Pimelodus fur</i> Lütken, 1874	Mandi
<i>Pimelodus</i> sp.	Mandi
<i>Steindachneridion parahybae</i> (Steindachner, 1877)	Surubim
Ordem GYMNOTIFORMES	-
Família GYMNOTIDAE	-
<i>Gymnotos carapo</i> (Linnaeus, 1758)	Sarapó
Família STERNOPIGIDAE	-
<i>Eigenmannia virescens</i> Valenciennes, 1836	Sarapó
Ordem PERCIFORMES	-
Família CICHLIDAE	-
<i>Cichla</i> cf. <i>monoculus</i> * Spix & Agassiz, 1831	Tucunaré
<i>Cichlasoma facetum</i> (Jenyns, 1842)	Cará
<i>Crenicichla lacustris</i> Castelnau, 1856	Joaninha
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará
<i>Oreochromis niloticus</i> * (Linnaeus, 1758)	Tilápia
<i>Tilapia</i> sp. *	Tilápia
Família SCIANIDAE	-
<i>Pachyurus adspersus</i> Steindachner, 1879	Corvina
Família GOBIIDAE	-
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	Peixe-flor
Família CENTROPOMIDAE	-
<i>Centropomus undecimalis</i> ** (Block, 1792)	Robalo
Ordem SYMBRANCHYFORMES	-
Família SYMBRANCHIDAE	-
<i>Symbranchus marmoratus</i> Block, 1795	Muçum
Ordem CYPRINODONTIFORMES	-
Família POECILIIDAE	-
<i>Phalloceros</i> sp.	Barrigudinho
<i>Poecilia reticulata</i> * Peters, 1859	Barrigudinho
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	Barrigudinho
<i>Poecilia hollandi</i>	Barrigudinho
Ordem CYPRINIFORMES	-

...continua...

TABELA 2, Cont...

Família CYPRINIDAE	-
<i>Ctenopharyngodon idella</i> * Valenciennes, 1844	Carpa-capim
<i>Cyprinus carpio</i> * Linneaus, 1758	Carpa-comum

* Espécies exóticas à bacia do Paraíba do Sul
 **Espécies marinhas

O maior valor de riqueza encontrado foi de 35 espécies em PB02. As estações relacionadas aos trechos inferiores e de regime lótico foram as que apresentaram maior riqueza (Figura 2). A curva de diversidade (Figura 3), com base no índice de Shannon, demonstra uma queda na mesma, de jusante para montante.

A análise de similaridade permite distinguir alguns padrões em relação à composição da fauna de peixes ao longo das estações amostrais (Figura 4): o primeiro grupo foi formado pelas assembléias do médio curso, juntamente com a assembléia localizada a jusante de Ituerê (PB04, PB05, PB06, PB07). Os principais representantes desta assembléia foram *A. bimaculatus*, *H.luetkeni* e *O. hepsetus*.

Outro grupo foi formado a partir das assembléias do baixo curso mais os peixes do rio Novo, a jusante de Nova Maurício (PB01/PB02/PB03/RN01). As espécies de maior representatividade desta assembléia foram *C. gilbert*, *A. taeniatus* e *G. melanopterum*. Outras espécies, como *Loricaria* sp., *L. castaneus*, *Microlepdogaster* sp. e *P. adpersus*, foram exclusivas destes pontos

Um terceiro grupo foi formado pelas assembléias das áreas de remanso dos reservatórios de Ituerê e Nova Maurício (PB09/RN03/RN02). Os principais representantes deste trecho foram *A. bimaculatus*, *G. carapo*, *H. malabaricus* e *G. brasiliensis* e, finalmente, um quarto grupo, formado entre as assembléias do reservatório de Ituerê e uma lagoa marginal do alto curso do rio

Pomba (PB08/LMS). Os principais representantes destas assembléias foram *A. bimaculatus* e *O. hepsetus*.

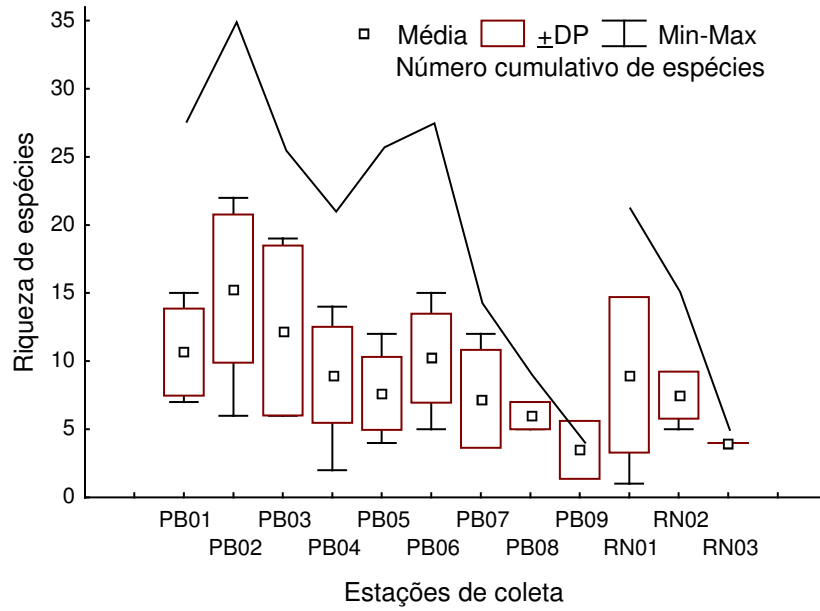


FIGURA 2 Riqueza de espécies da fauna de peixes do rio Pomba, em diferentes estações de coleta no estado de Minas Gerais, durante o período de agosto de 1997 a agosto de 2007.

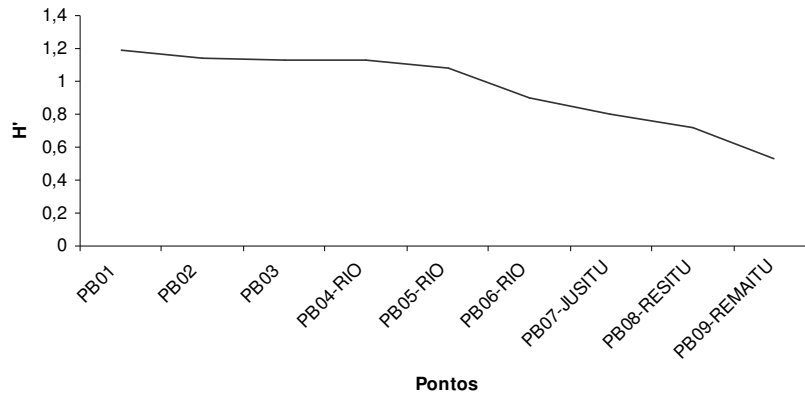


FIGURA 3 Diversidade de espécies da fauna de peixes do rio Pomba, em diferentes estações de coleta no estado de Minas Gerais, durante o período de agosto de 1997 a agosto de 2007.

Em relação à densidade, foram observados alguns padrões na distribuição das espécies (Figura 5); ambos os loricariídeos apresentaram maiores valores de densidade no médio curso do rio Pomba. No entanto, no alto curso, apenas *H. affinis* foi registrado, enquanto que, no baixo curso, houve leve predomínio de *H. luetkeni*. Espécies como *P. fur*, *G. melanopterum*, e *C. gilbert* tiveram seus valores de abundância reduzidos no sentido jusante/montante. O piau-vermelho (*L. copelandii*) predominou no médio curso, enquanto o outro anostomídeo, *L. conirostris*, foi mais representativo no baixo curso. No entanto, algumas espécies tiveram suas densidades incrementadas no sentido jusante/montante, principalmente no alto curso, como no caso de *A. bimaculatus*, *G. brasiliensis* e *O. hepsetus*.

Para os valores de biomassa, pode-se afirmar que a mesma tende a aumentar no médio e no alto curso (Figura 6), ainda assim, o padrão observado reflete o mesmo encontrado para a abundância numérica. Espécies como *A. bimaculatus*, *O. hepsetus*, e *R. quelen* tiveram seus valores de biomassa

incrementados no sentido jusante/montante. Os piasus *L. copelandi* e *L. conirostris* apresentaram dominância no médio e baixo curso, respectivamente. O mesmo ocorreu para *G. melanopetrum*, *P. fur* e *C. gilbert*, que apresentaram queda nos seus valores de biomassa no sentido jusante/montante.

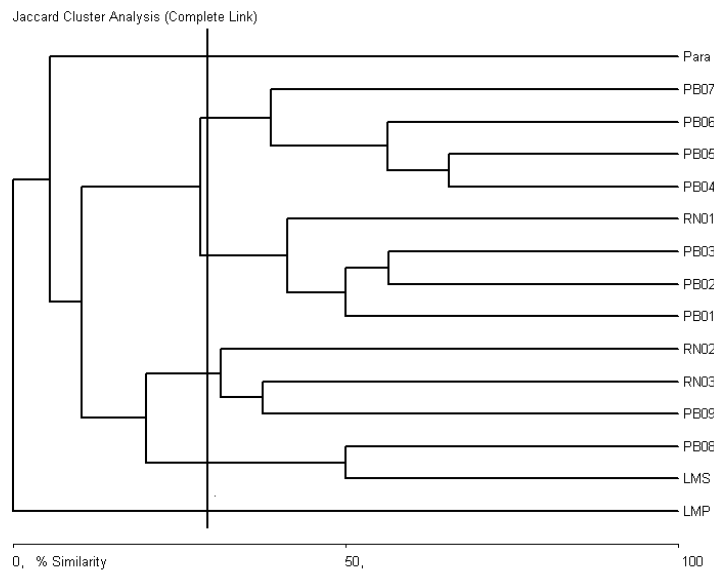


FIGURA 4 Análise de similaridade em relação à composição da fauna de peixes, em diferentes regiões de coleta do rio Pomba, MG, no período de agosto de 1997 a agosto de 2007.

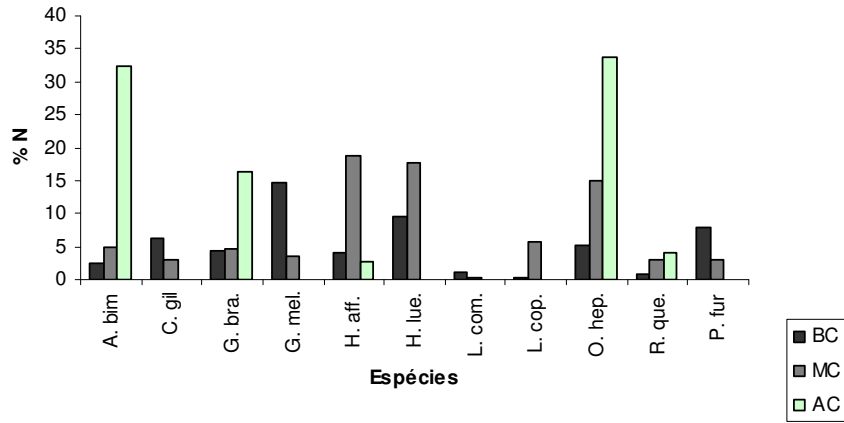


FIGURA 5 Densidade percentual das principais espécies capturadas, entre agosto de 1997 e agosto de 2007, nos segmentos do baixo (BC), médio (MC) e alto curso (AC) do rio Pomba. As espécies estão representadas pela primeira letra do gênero, em maiúscula e pelas três primeiras do epíteto específico, minúsculas.

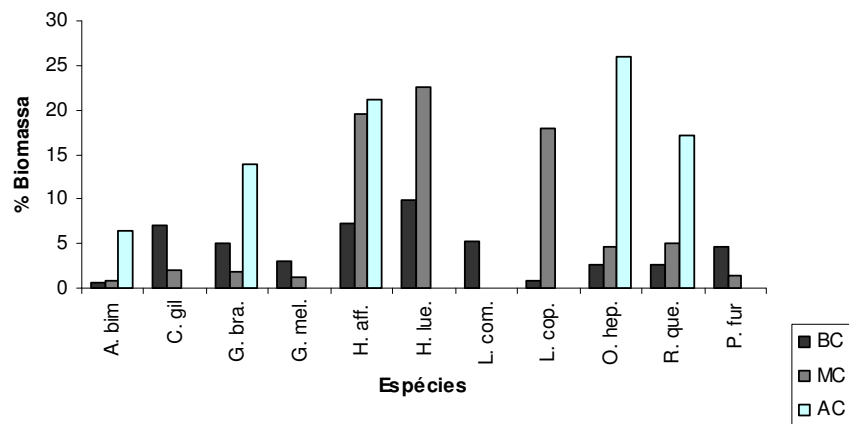


FIGURA 6 Biomassa percentual das principais espécies capturadas entre agosto de 1997 e agosto de 2007, nos segmentos do baixo, médio e alto curso do rio Pomba.

4 DISCUSSÃO

Bizerril & Primo (2001) relataram a ocorrência de 58 espécies para toda a calha do rio, enquanto Pompeu & Vieira (2004) registraram 53 espécies, em estudos conduzidos no baixo e médio curso. Assim, no presente estudo (67), o número de espécies registradas para o rio Pomba, em Minas Gerais, aumento em torno de 15%. Cabe ressaltar que 17% das espécies registradas foram identificadas apenas no âmbito de gênero e ou estão sob processo de confirmação do status taxonômico (cf.).

A maior parte dos peixes que necessitam de confirmação específica pertence ao gênero *Astyanax*. Segundo Lima (1997), este gênero apresenta mais de 100 espécies válidas, constituindo um dos grupos mais complexos dentro da família Characidae (Britisk et al., 1984; Oyakawa et al., 2006). Se considerarmos que a lista de Bizzeril & Primo (2001) apresenta 10 espécies não registradas neste estudo, o número de espécies para a bacia pode ser estimado em 77.

A ictiofauna foi dominada por espécies da ordem Characiformes, seguidos por Siluriformes. Este padrão já é devidamente reconhecido para a maior parte do neotrópico (Lowe-McConnell, 1975, 1987), inclusive a bacia do Paraíba do Sul (Teixeira et al., 2005).

Pelo menos quatro espécies merecem destaque em relação aos seus status de conservação. São elas: *Steindachneridion parahybae*, *Pogonopoma parahybae*, *Delturus parahybae* e *Brycon opalinus*. O surubim (*S. parahybae*) foi inicialmente citado como presumivelmente ameaçado ou em perigo, nas listas oficiais de animais ameaçados de extinção dos estados de Minas Gerais (Minas Gerais, 1996), Rio de Janeiro (Rio de Janeiro, 1998) e São Paulo (São Paulo, 1998). Também foi relacionado, por Rosa & Menezes (1996), como ameaçado de extinção, sendo a acentuada diminuição da abundância de suas

populações freqüentemente relatada na literatura (Hilsdorf & Petrere Jr., 2002). Atualmente, a espécie consta da lista oficial da fauna aquática ameaçada de extinção (Brasil, 2004).

O cascudo (*P. parahybae*) é uma espécie de distribuição restrita à bacia do Paraíba do Sul, estando, geralmente, associada a ambientes de substratos barrentos (Menezes et al., 2007). Informações sobre a ecologia destas espécies são poucas. No presente estudo, foram capturados apenas dois indivíduos, um no reservatório da PCH Ivan Botelho II (PB05) e outro a jusante da barragem da PCH Ivan Botelho I (PB06). Esta espécie é classificada oficialmente como criticamente em perigo (Brasil, 2004; Menezes et al., 2007).

Já o cascudo (*D. parahybae*) é um peixe com ocorrência associada a calhas principais dos rios e, assim como *P. parahybae*, apresenta distribuição restrita à bacia do Paraíba do Sul, bem como escasso repertório de informações a respeito de sua biologia. É uma espécie oficialmente classificada como criticamente em perigo (Brasil 2004; Menezes et al., 2007). Este peixe foi capturado apenas no baixo curso do rio Pomba, em PB02.

Foi registrado apenas um exemplar jovem de *B. opalinus*, capturado em PB07. Gomiero et al. (2006), estudando a dieta desta espécie na Serra do Mar, no estado de São Paulo, verificaram que a vegetação ciliar é a principal responsável na manutenção de populações saudáveis deste peixe, uma vez que a maior parte dos alimentos consumidos tinha origem nesta vegetação. *B. opalinus* está oficialmente classificada como vulnerável em relação a seu estado de conservação (Menezes et al., 2007). O elevado grau de degradação da vegetação ciliar na área de influência da PCH Ituerê e o provável tamanho reduzido da população provavelmente são os responsáveis pelo declínio desta população no rio Pomba.

Avaliando-se a riqueza e a diversidade de espécies ao longo das regiões amostrais, observa-se um aumento da mesma no sentido cabeceira-foz,

inclusive com os pontos de menor riqueza inseridos nos trechos a montante do reservatório de Ituerê.

Segundo Lowe-McConnell (1975), a diversidade tende a ser maior nos trechos de menor altitude e em direção à foz dos rios. A principal influência da altitude na diversidade são as baixas temperaturas, enquanto que a baixa diversidade nas cabeceiras é reflexo das condições físico-químicas, das barreiras naturais e da disponibilidade de habitats. Harrel et al. (1967), *apud* Uieda & Barreto (1999), sugeriram que o aumento da diversidade de espécies ao longo do rio pode ser reflexo da maior disponibilidade de habitats e da redução das flutuações ambientais.

Os movimentos longitudinais e transversais dos peixes ao longo da calha e da planície de inundação do rio são eventos importantes na dinâmica da composição de espécies de uma determinada área (Lowe-McConnell, 1975). Uieda & Barreto (1999) verificaram que, no rio Capivari, os maiores valores de riqueza foram associados aos pontos de amostragem mais a jusante. Outro fator importante em relação aos padrões de riqueza é o de que ambientes fluviais tendem a apresentar maior riqueza que ambientes lacustres (Agostinho et al., 2007). Neste trabalho, os pontos de maior riqueza (PB01 e PB02) são remanescentes lóticos do baixo curso do rio. Hoffmann et al. (2005) verificaram este padrão em estudos na bacia do rio Paranapanema, onde os trechos lóticos apresentaram maior riqueza. Na sub-bacia do rio Sorocaba, o mesmo padrão foi encontrado, sendo os maiores valores de riqueza associados aos trechos lóticos da bacia (Smith et al., 2003).

Os menores valores de riqueza foram encontrados nas lagoas marginais e no ribeirão Paraopeba. No entanto, esse resultado pode ser mera consequência do menor número de amostragens nos mesmos. Mais importante que o número de espécies para cada estação de coleta é a queda acentuada da riqueza nos trechos a montante da barragem de Ituerê, o que realça o impacto

que os barramentos exercem sobre os movimentos dos peixes e, conseqüentemente, sobre a diversidade de peixes do rio Pomba. Vale salientar que este tipo de conclusão deve ser avaliada com cautela, tendo em vista as amostragens irregulares a montante de Ituerê.

Por meio da distribuição das espécies com base na análise de similaridade foram distinguidos quatro grupos: a assembléia composta por PB04/PB05/PB06 e PB07 forma o grupo com maiores valores de similaridades. Com exceção de PB07, todos os demais pontos estão inseridos na região do médio rio Pomba, o que pode ter favorecido o agrupamento.

Os pontos PB01/PB02/PB03 e RN01 são todos caracterizados como trechos lóticos a jusante de barramentos, sendo RN01 o único que se encontra sob influência mais direta de algum reservatório. Deve-se destacar o respectivo aumento na captura de *P. adpersus* em RN01, cuja abundância foi amplamente incrementada, passando de 2 indivíduos, em novembro de 2006, a 66, em agosto de 2007. A maior parte dos indivíduos desta espécie encontrava-se em atividade reprodutiva, o que demonstra a importância deste ponto como sítio reprodutivo da espécie.

O agrupamento formado pelos remansos dos reservatórios de Ituerê (PB09) e Nova Maurício (RN03), além do próprio reservatório de Nova Maurício (RN02), pode ser conseqüência da idade deste habitat, que foram alterados há aproximadamente 100 anos. Com isso, a fauna de peixe encontrada no reservatório e no remanso já está devidamente estabilizada, inclusive com pouca variação na composição específica entre estes dois pontos. As espécies *M. maculatus* e *Nanostomus* sp., de ocorrência restrita a RN02, são peixes exóticos à bacia do Paraíba do sul, tendo seus registros sido efetuados pela primeira vez para as bacias dos rios Pomba e Paraíba do Sul, respectivamente.

O quarto agrupamento inclui dois ambientes de regime lântico. O

reservatório de Ituerê (PB08) apresenta dimensões bastante reduzidas, quando comparado aos demais reservatórios da bacia do rio Pomba. Com isso, existe pouca diferenciação de habitats entre o reservatório e a lagoa marginal do sítio (LMS), logo, a montante do reservatório.

A análise de densidade e da biomassa percentual auxilia na distinção de determinados padrões de composição espacial de peixes do rio Pomba. As espécies *A. bimaculatus*, *G. brasiliensis* e *R. quelen* tiveram tanto sua densidade como a biomassa incrementada nos trechos superiores, principalmente no alto curso. Foi observado que algumas espécies têm a densidade incrementada do baixo para o médio curso, enquanto que, no alto curso, a mesma é reduzida. Espécies como *L. copelandii*, *H. luetkni* e *H. affinis* exemplificam este resultado. Com isso, espécies como *L. copelandii* e *H. affinis* são características médio curso do rio Pomba, enquanto *G. melanopterum* caracteriza o baixo curso deste rio. De forma geral, pode-se concluir que a densidade apresentou tendência semelhante aos valores de riqueza e diversidade, ou seja, existe uma queda das mesmas em direção ao alto curso do rio Pomba.

O percentual de biomassa assemelhou-se aos padrões observados para densidade, sendo o alto curso caracterizado pelos valores de biomassa das espécies *A. bimaculatus*, *G. brasiliensis*, *H. affinis*, *O. hepsetus* e *R. quelen*. As biomassas de *A. bimaculatus*, *G. brasiliensis* e *O. hepsetus* acompanharam os altos valores de densidade. No caso das duas últimas, o peso é reflexo do porte médio destas espécies (Oyakawa et al., 2006, Agostinho et al., 2007). No caso de *G. brasiliensis*, houve um decréscimo da biomassa no médio curso, o que está relacionado à captura de indivíduos jovens, logo de menor peso. O cascudo (*H. affinis*) teve sua densidade reduzida no alto curso do rio Pomba, enquanto sua biomassa foi aumentada. Este resultado sugere que os indivíduos do alto curso apresentam maior porte que os do baixo curso. Menores valores

de densidade podem favorecer o crescimento e o aumento de biomassa nos organismos (Townsend et al., 2006; Gotelli, 2007). Desse modo, uma eventual hipótese é a de que a menor população de *H. affinis*, no alto curso do rio Pomba, obedece a este padrão.

O rio Pomba, apesar de todos os impactos de origem antrópica a que vem sendo submetido, ainda mantém uma complexa comunidade ictiofaunística. A presença de espécies típicas de ambientes lóticos, grande migradores e espécies ameaçadas de extinção endêmicas da bacia do Paraíba do Sul tornam a bacia do Pomba área prioritária para a conservação de peixes do Paraíba do Sul.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. The conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, Oxford, v.19, n.3, p.646-652, 2005.

BIZERRIL, C. R. S. F.; PRIMO, P. B. S. **Peixes de águas interiores do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: FEEMAR-SEMADS, 2001. 417p.

BRAGA, A. L. C.; POMPEU, P. S. **Monitoramento da Ictiofauna da área de influência da UHE Nova Maurício**: Relatório Técnico submetido a Vale Sul Alumínios. Belo Horizonte: UHE Nova Maurício, 2007a. 35p.

BRAGA, A. L. C.; POMPEU, P. S. **Monitoramento da Ictiofauna da área de influência da PCH Ituerê**: relatório Técnico submetido a Vale Sul Alumínios. Belo Horizonte: PCH Ituerê, 2007b. 40p.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. **Termo de referência para o estudo**: avaliação ambiental integrada dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia do Rio Paraíba do Sul. Brasília, 2006. 27p .

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução normativa nº 5: Lista das espécies aquáticas brasileiras ameaçadas de extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, nº 102, 2004.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: CODEVASF/Divisão de Piscicultura e Pesca, 1984. 143p.

CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Diagnóstico ambiental do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 1983. 158p. (Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. Série de Publicações Técnicas/SPT010).

GARAVELLO, J. C. **revisão taxonômica do gênero *Leporinus* Spix, 1829 (Ostariophysi, Anostomidae)**. 1979. 451p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

GÉRY, J. **Characoids of the world**. Neptune: T.F.H., 1977. 672p.

GOMIERO, L. M.; BRIANI, D. C.; GIASSON, L. O. M. Vertebrados consumidos por *Brycon opalinus* (Pisces, Characidae) em rios do Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Biota Neotropica**, v.6, n.3, 2006. Disponível em:
<<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?shortcommunication+bn00506032006>>. Acesso em: 15 jul. 2007.

GOTELLI, N. **Ecologia**. Londrina: Planta, 2007. 260p

HILSDORF, A.W.S.; PETRERE Jr., M. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.30, n.180, p.62-68, 2002.

HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), Rio Parapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v.95, n.3, p.319-325, 2005.

LIMA, R. S. **Ictiofauna do alto curso do rio Paraíba do Sul**. 1997. 227f. Dissertação (Mestrado em Ciências. Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

LOWE-McCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London/New York: Longman, 1975. 337p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. New York: Cambridge University, 1987. 382p.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**: lista preliminar das espécies e comentários sobre a conservação de peixes de água doce Neotropicais. São Paulo: Universidade de São Paulo. Museu de Zoologia, 2007. 408p.

MINAS GERAIS. **Deliberação COPAM no. 041/95. Aprova a lista de espécies ameaçadas de extinção da fauna do estado de Minas Gerais.** Belo Horizonte: Minas Gerais: Órgão Oficial dos Poderes do Estado, 1996.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas unidades de conservação do Vale do Ribeira de Iguape no estado de São Paulo.** São Paulo: Neotrópica, 2006. 201p.

POMPEU, P. S.; VIEIRA, F. **Estudo de impacto ambiental da Pequena Central Hidrelétrica de Barra do Carrapato – ictiofauna.** Belo Horizonte: Aqua Consultoria/Limiar Engenharia, 2004. 37p.

RIO DE JANEIRO. Lista das espécies ameaçadas de extinção do estado do Rio de Janeiro. Portaria SEMA n. 01 de 04 de junho de 1998. **Diário Oficial do estado do Rio de Janeiro**, 1996. n.102, pt. 1, p.9-16, 1998.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A. Relação preliminar das espécies de peixes (Pisces, Elasmobranchii, Actinopterygii) ameaçadas no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.13, n.3, p.647-667, 1996.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Fauna ameaçada no estado de São Paulo.** São Paulo, 1998. (Série Documento Ambientais).

SMITH, W. S.; PETRERE Jr., M.; BARRELLA, W. The fish fauna in tropical rivers: The case of the Sorocaba river basin, SP, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, San Juan, v.51, n.3, p.769-782, 2003.

TEIXEIRA, T. P.; PINTO, B. C. T.; TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIAL, D; ARAÚJO, F. G. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v.95, n.4, p.347-357, 2005.

TOWSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia.** 2.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592p.

UIEDA, V. S.; BARRETTO, M. G. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 1, n. 1, p. 55-67, 1999.

CAPÍTULO III

PEIXES E RESERVATÓRIOS: VARIAÇÕES ESPAÇO- TEMPORAIS DAS ASSEMBLÉIAS EM FUNÇÃO DE DIFERENTES BARRAMENTOS DA BACIA DO RIO POMBA, MINAS GERAIS

RESUMO

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. Peixes e reservatórios: variações espaço-temporais das assembléias em função de diferentes barramentos da bacia do rio Pomba, Minas Gerais. In: _____. **Ictiofauna do rio Pomba: estrutura da comunidade, aspectos biológicos e impactos de represamentos**. 2007. Cap. 3, p.53-91. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG*.

As assembléias de peixes da bacia do rio Pomba foram estudadas com o objetivo de avaliar os impactos dos reservatórios sobre as mesmas. As amostragens foram realizadas entre Novembro de 2001 e Agosto de 2007, em diferentes trechos e períodos da bacia do Pomba, através de redes de emalhar. Em alguns pontos a amostragem ocorreu em períodos pré e pós represamento. As variações espaço-temporais foram analisadas através de similaridade (Índice de Jaccard) e pela captura por unidade de esforço em número (CPUE N) e biomassa (CPUE B). Foram capturados 5449 indivíduos distribuídos em 47 espécies. A análise de similaridade evidenciou diferenças nas assembléias de peixes em consequência da construção das barragens, incluindo a formação do reservatório, interrupção da rota migratória e do fluxo do rio. A distribuição especial demonstrou a predominância de espécies sedentárias nos reservatórios, bem como a importância dos remanescentes lóticos na manutenção da diversidade de peixes, especialmente os de comportamento migratório ou reofílico. Após a construção dos reservatórios pôde-se observar o aumento na abundância de espécies oportunistas e a redução das espécies reofílicas e migradoras. Estes resultados permitiram visualizar as mudanças drásticas na comunidade de peixes em consequência da formação dos reservatórios, bem como a influência que a idade dos mesmos pode exercer sobre a composição e abundância das comunidades locais. Propõe-se também o uso de novas ferramentas para o estudo de impactos ambientais dos reservatórios sobre a ictiofauna, uma vez que a metodologia atualmente utilizada não contorna os problemas de levantamento de dados pontuais.

*Comitê Orientador: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Orientador), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas Fábio Vieira – Fundação Biodiversitas.

ABSTRACT

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. Fish and reservoir: space and time changes due to Pomba basin impoundments, Minas Gerais. In: _____. **Fish fauna of Pomba river**: communities structure, biological aspects and impacts of dams. 2007. Chapt.3, p.53-91. Dissertation (Master Program in Applied Ecology) – Federal University of Lavras, Lavras, MG*.

Changes in the Pomba basin fish assemblages were studied with the objective to evaluate the reservoir's impacts. The samples were made in different sites and periods in Pomba River and Novo River, between November 2000 and August 2007, always using gillnets. Some areas were sampled before and after the river impoundment. Space and time changes were evaluated using similarity analysis (Jaccard's Index) and captures by unit of effort, for abundance (CPUE N) and biomass (CPUE B). It was captured 5449 individuals among 47 species. The similarity analysis was able to evidence differences in the communities due to impoundments effects, including reservoir formation, migration blockage and low flows. The spatial distribution showed the predominance of sedentary species in the reservoirs, and the remaining lotic areas were considered important for maintenance of a great part of fish diversity, including the reophilic and migratory species. After the reservoirs formation it was observed abundance increasing of opportunistic species, and after that, reduction of the migratory and reophilic ones. The results could show the drastic changes in species composition after the river impoundment, as well as the influence of the reservoir age in the local species composition and abundance. We proposed the use of new tools to evaluate impacts on fish communities, since the punctual effects of the current methodologies.

*Guidance Committee: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Major Professor), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas and Fábio Vieira – Biodiversitas Foundation

1 INTRODUÇÃO

Um dos impactos inevitáveis em virtude da construção dos reservatórios é a mudança na composição das assembléias de peixes locais (Agostinho et al., 1992; Agostinho et al., 2007). No Brasil, poucos estudos disponibilizam informações sobre a comunidade de peixes nos períodos pré e pós-represamento. A maioria dessas investigações está restrita a relatórios técnicos.

No ano de 1997, quando foram iniciadas as amostragens de peixes no rio Pomba, o rio era um grande remanescente lótico da bacia do Paraíba do Sul (Pompeu & Vieira, 1997). A construção de reservatórios na calha do rio Pomba pode ser um fator primordial no processo de fragmentação, isolamento e redução das populações de peixes do rio Pomba, principalmente as associadas a ambientes lóticos. A construção desses reservatórios pode, ainda, ser responsável pelo incremento da introdução de espécies, que podem resultar em substituição e extinção de espécies na bacia do Pomba. Estes eventos fortalecem o efeito sinérgico que os barramentos exercem sobre a fauna do rio Pomba e que podem estar se desencadeando por toda a bacia do Paraíba do Sul, em especial sobre o curso médio/inferior.

Neste contexto, o presente capítulo tem o objetivo de disponibilizar informações acerca da estrutura da comunidade de peixes da bacia do Pomba submetida a diferentes reservatórios. Avaliaram-se as assembléias de três pequenas centrais hidroelétricas do médio curso do rio Pomba, em período anterior e posterior ao fechamento da barragem, bem como a de dois reservatórios mais antigos da bacia.

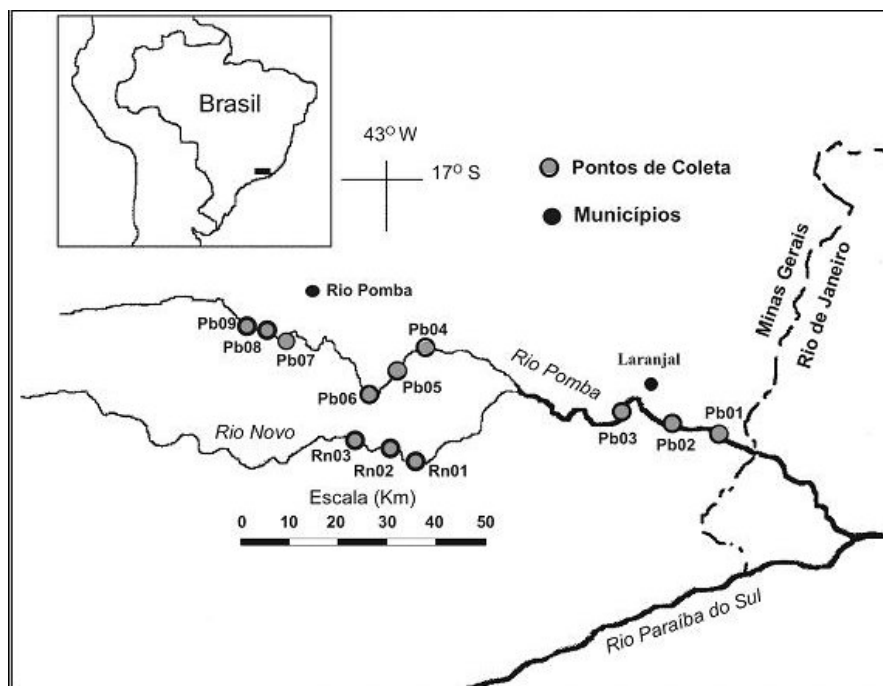
2 MATERIAIS E MÉTODOS

No presente estudo, foram avaliadas seis estações de coletas ao longo da calha principal do rio Pomba (PB04, PB05, PB06, PB07, PB08 e PB09) e três na calha do rio Novo (RN01, RN02 e RN03), que é o principal afluente do primeiro (Figura 1). Os pontos de coleta PB04, PB05 e PB06 foram separados em períodos pré (PB04-RIO, PB05-RIO e PB06-RIO) e pós-represamento (PB04-RES, PB04-REM, PB05-RES, PB06-TVR, PB06-RES e PB06-REM) (Tabela 1).

Foram realizadas amostragens periódicas entre novembro de 2000 e agosto de 2007. O número de campanhas variou de acordo com o ponto de amostragem, em consequência de eventos locais (condições aos pontos de acesso durante os períodos chuvosos) e técnicos (campanhas realizadas em diferentes épocas) (Ver Tabela 3.1)

As amostragens nos reservatórios abrangeram diferentes períodos, de acordo com a data de formação do reservatório, a saber.

- reservatório da PCH Ivan Botelho I: fechado em abril de 2003 (pontos PB06-TVR, PB06-RES e PB06-REM);
- reservatório PCH Ivan Botelho II: fechado em outubro de 2003 (ponto PB05-RES);
- reservatório PCH Ivan Botelho III: fechado em dezembro de 2004 (pontos PB04-RES e PB04-REM).



Os dados relativos aos pontos PB01, PB02 e PB03 foram utilizados apenas no capítulo anterior.

FIGURA 1 Pontos de coleta ao longo da bacia do Pomba, no período entre novembro de 2000 e agosto de 2007.

Para a captura de peixes redes de espera, com malhas variando de 2,4 a 12 cm (entre nós opostos), as redes eram expostas ao entardecer e retiradas na manhã seguinte, permanecendo por, aproximadamente, 14 horas.

Depois de capturados, os peixes eram separados por local, data e malha e fixados em formalina 10%. Em laboratório, os peixes foram identificados, medidos (comprimento padrão - CP - cm) e pesados (precisão de 1 g), sendo, então, transferidos para álcool 70°GL. A identificação taxonômica foi baseada em Géry (1977), Garavello (1979), Britski et al. (1984), Lima (1997) e Menezes et al. (2007).

TABELA 1 Pontos de coleta na bacia do rio Pomba, com descrição dos locais, coordenadas geográficas, período e número total de coleta.

Ponto de Amostragem	Local	Coordenadas geográficas (UTM)	Período de coleta			Total de coleta
PB04-RIO	Rio Pomba, em período anterior à construção da PCH Ivan Botelho III.	23716411E; 7642831N	nov/00; abr/02; abr/03; jan/04; out/04.	mai/01; jul/02; jul/03; abr/04;	ago/01; dez/02; out/03; jul/04;	13
PB05-RIO	Rio Pomba, em período anterior à construção da PCH Ivan Botelho II.	23711168E; 7639618N	nov/00; abr/02; abr/03;	mai/01; jul/02; jul/03;	ago/01; dez/02; out/03.	9
PB06-RIO	Rio Pomba, em período anterior à construção da PCH Ivan Botelho I.	23707022E; 7834364N	nov/00; abr/02; abr/03;	mai/01; jul/02;	ago/01; dez/02;	7
PB04-RES	Rio Pomba, após a formação do reservatório da PCH Ivan Botelho III	23716411E; 7642831N	jan/05;			1
PB04-REM	Rio Pomba, remanso do reservatório da PCH Ivan Botelho III	-	jan/05;			1
PB05-RES	Rio Pomba, após a construção do reservatório da PCH Ivan Botelho II.	23711168E; 7639618N	jan/04; out/04;	abr/04; jan/05.	jul/04;	5

...continua...

TABELA 1, Cont...

PB06-TVR	Rio Pomba, no trecho de vazão reduzida, formado após a construção da barragem da PCH Ivan Botelho I.	-	jul/03; abr/04; jan/05.	out/03; jul/04;	jan/04; out/04;	7
PB06-RES	Rio Pomba, após a formação do reservatório da PCH Ivan Botelho I.	23707022E; 7834364N	jul/03; abr/04; jan/05.	out/03; jul/04;	jan/04; out/04;	7
PB06-REM	Rio Pomba, remanso formado a montante do reservatório da PCH Ivan Botelho I.	-	jul/03; abr/04; jan/05.	out/03; jul/04;	jan/04; out/04;	7
PB07	Rio Pomba, a jusante da barragem da PCH Ituerê.	23686313E; 7643825N	nov/06; ago/07.	fev/07;	mai/07;	4
PB08	Rio Pomba, reservatório da PCH Ituerê.	23685750E; 7643627N	nov/06; ago/07.	fev/07;	mai/07;	4
PB09	Rio Pomba, remansoda PCH Ituerê.	23683606E; 7644891N	ago/07			1
RN01	Rio Novo, a jusante da barragem da UHE Nova Maurício.	23725182E; 7624080N	nov/06;	mai/07;	ago/07.	3
RN02	Rio Novo, reservatório da UHE Nova Maurício.	23718309E; 7621394N	nov/06; ago/07.	fev/07;	mai/07;	4
RN03	Rio Novo, remanso da UHE Nova Maurício.	23718182E; 7621268N	nov/06;	ago/07.		2

Para avaliar a diferença na composição de espécies entre os pontos de amostragem foi realizada uma análise de similaridade para uma matriz de dados, baseada na presença e na ausência das espécies. Este procedimento analisa somente a composição de espécies entre as áreas (presença e ausência), pois é dado peso igual para todas as espécies, independentemente da abundância de cada uma. Como método de análise (medida de distância), foram utilizados a distância euclidiana e o índice de similaridade de Jaccard. Na análise da distância euclidiana, para a formação dos clusters, utilizou-se o método de ligação completa, com nível de corte a 30%. A análise foi feita por meio do software “Biodiversity Pro - ©” (1997).

A estrutura das comunidades foi avaliada a partir dos dados de abundância e biomassa relativa das espécies. Para isso, foi utilizado o cálculo da captura por unidade de esforço para o número de indivíduos (CPUE N) e peso (CPUE B). No entanto, como o número de coletas variou entre os pontos amostrais, buscou-se homogeneizar os dados multiplicando-se a variável “esforço de pesca” pelo “número de coletas em cada ponto”, antes de a mesma ser utilizada como fator de divisão pelas variáveis “número de indivíduos” ou “biomassa total”. No caso da CPUE N, o valor final ainda foi multiplicado por 100 (cem). Assim, foram aplicadas as seguintes fórmulas para o cálculo das CPUE N e CPUE B, respectivamente:

$$CPUE_n \sum_{m=3}^{12} (Nm / (EPm * TC)) * 100$$

e

$$CPUE_b \sum_{m=3}^{12} (Bm / EPm * TC)$$

em que,

CPUE N = captura, em número por unidade de esforço;

CPUE B = captura, em biomassa (peso corporal) por unidade de esforço;

N_m = número total dos peixes capturados no ponto

B_m = biomassa total capturada no ponto

E_{p_m} = esforço de pesca, que representa a área em m^2 das redes de malha m ;

TC = número total de coletas no ponto.

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

A partir dos dados de CPUE foram gerados gráficos para representar as assembleias de peixes nas diferentes regiões amostradas. Para facilitar a distinção das assembleias nos respectivos gráficos, as espécies foram separadas em guildas de comportamento reofílico (R), migrador (M) ou sedentário (S). Consideraram-se espécies reofílicas aquelas de hábito de vida associado a ambientes lóticos. As sedentárias foram classificadas como espécies que não apresentam deslocamento reprodutivo, enquanto as espécies de piracema foram classificadas com base em peixes que realizam migrações reprodutivas. A classificação das guildas foi feita de maneira subjetiva, com base em observações de campo. Todas as análises foram realizadas a partir do software Statistica for Windows - Stasoft (2006) ®.

As investigações a respeito das eventuais variações na estrutura das assembleias em decorrência da construção de reservatórios foram realizadas apenas para os pontos relativos a PB06 (PB06-RIO, PB06-RES, PB06-TVR e PB06-REM), nos períodos pré e pós-represamento. As análises foram realizadas a partir dos valores de CPUE N e CPUE B para as guildas reofílicas, migradores e sedentário.

3 RESULTADOS

Foram capturados 5.459 indivíduos, distribuídos em 6 ordens, 18 famílias e 48 espécies (Tabela 2).

TABELA 2 Lista de espécies capturadas com redes de emalhar, na bacia do rio Pomba, entre os meses de novembro de 2000 e agosto de 2007.

Espécie	Nome popular local	Comportamento
Ordem CHARACIFORMES	-	-
Família ANOSTOMIDAE	-	-
<i>Leporinus copelandii</i>	Piau-vermelho	Migrador
<i>Leporinus conirostris</i>	Piau-branco	Migrador
<i>Leporinus mormyrops</i>	Piau-boquinha	Reofílico
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Piau	-
<i>Leporinus aff steindachneri</i>	Piau	Migrador
Família CHARACIDAE	-	-
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Lambari	Sedentário
<i>Astyanax cf. fasciatus</i>	-	Reofílico
<i>Astyanax cf. giton</i>	Lambari	Reofílico
<i>Astyanax parahybae</i>	Lambari	Reofílico
<i>Astyanax cf. scabripinnis</i>	Lambari	Reofílico
<i>Astyanax taeniatus</i>	Lambari	Reofílico
<i>Astyanax</i> sp.	Lambari	Sedentário
<i>Metynis maculatus</i>	Pacu-disco	-
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	Lambari-bocarra	Sedentário

...continua...

TABELA 2, Cont...

<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	-
Família CURIMATIDAE	-	-
<i>Cyphocharax gilbert</i>	Sairú, sardinha	Reofílico
Família ERYTHRINIDAE	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	Trairão	Sedentário
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	Sedentário
Família PROCHILODONTIDAE	-	-
<i>Prochilodus vimboides</i>	Curimatá	Migrador
<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimatá	Migrador
<i>Prochilodus</i> sp.	-	Migrador
Ordem SILURIFORMES	-	-
Família AUCHENIPTERIDAE	-	-
<i>Glanidium melanopterum</i>	Cumbaca	Sedentário
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	-	Sedentário
<i>Trachelyopterus</i> sp.	Cumbaca	Sedentário
Família CALLICHTHYIDAE	-	-
<i>Hoplosternum litoralle</i>	Tamboatá	-
Família HEPTAPTERIDAE	-	-
<i>Pimelodella lateristriga</i>	Mandi	Reofílico
<i>Pimelodella</i> sp.	-	Reofílico
<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre	Sedentário
Família LORICARIIDAE	-	-
<i>Delturus parahybae</i>	Cascudo	Reofílico
<i>Hypostomus affinis</i>	Cascudo	Sedentário
<i>Hypostomus luetkeni</i>	Cascudo	Reofílico

...continua...

TABELA 2, Cont...

<i>Harttia loricariformes</i>	Cascudinho	Reofílico
<i>Loricaria</i> sp.	Chicote	Reofílico
<i>Loricariichthys castaneus</i>	Chicote	Sedentário
<i>Pogonopoma parahybae</i>	Cascudo- leiteiro	Reofílico
Família PIMELODIDAE		
<i>Pimelodus fur</i>	Mandi	Reofílico
<i>Pimelodus</i> sp.	Mandi	Reofílico
<i>Steindachneridion parahybae</i>	Surubim	Reofílico
Ordem GYMNOTIFORMES	-	-
Família GYMNOTIDAE		
<i>Gymnotos carapo</i>	Sarapó	Sedentário
Família STERNOPIGIDAE		
<i>Eigenmannia virescens</i>	Sarapó	Sedentário
Ordem PERCIFORMES	-	-
Família CICHLIDAE		
<i>Cichla</i> cf. <i>monoculus</i>	Tucunaré	-
<i>Cichlasoma facetum</i>	Cará	Sedentário
<i>Crenicichla lacustris</i>	Joaninha	Sedentário
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará	Sedentário
Família SCIANIDAE		
<i>Pachyurus adpersus</i>	Corvina	Reofílico
Família GOBIIDAE		
<i>Awaous tajasica</i>	Peixe-flor	Reofílico
Família CENTROPOMIDAE		
	-	-

...continua...

TABELA 2, Cont...

<i>Centropomus undecimalis</i>	Robalo	-
Ordem CYPRINODONTIFORMES	-	-
Família POECILIIDAE	-	-
<i>Poecilia hollandi</i>	Barrigudinho	Sedentário
Ordem CYPRINIFORMES	-	-
Família CYPRINIDAE	-	-
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa capim	-
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa comum	-

A análise de similaridade permitiu a distinção de quatro grupos em relação à composição das assembléias locais (Figura 2). O remanso do reservatório de Ituerê (PB09), juntamente com o reservatório de Ituerê (PB08) e o trecho a jusante da casa de força de Ituerê (PB07) formaram um agrupamento. Um segundo agrupamento foi formado pelas assembléias do reservatório da PCH Ivan Botelho I (PB06-RES), o trecho do rio Pomba no período anterior à construção da PCH Ivan Botelho I (PB06-RIO) e o remanso do reservatório da PCH Ivan Boelho II (PB04-REMAN). Os pontos RN02 (reservatório de Nova Maurício) e RN03 (remanso do reservatório de Nova Maurício) constituíram outro grupo. O quarto agrupamento foi formado pelos demais pontos, entretanto houve uma ligeira distinção das assembléias de trechos lóticos (PB04-RIO, PB05-RIO, PB06-REMAN e PB06-TVR) das assembléias dos trechos lênticos (PB04-RES e PB05-RES).

A distribuição espacial das comunidades do médio curso na fase de rio com a posterior mudança para o regime lêntico demonstra o aumento, em número da guilda, das espécies sedentárias e a permanência, ainda que inicial, da dinâmica das guildas dos reofílicos e migradores originárias do regime lótico (Figura 3). Em relação à biomassa, a estrutura diferencia-se de maneira menos

acentuada entre os diferentes regimes, sendo observado um aumento, principalmente das espécies sedentárias de PB06-RIO para PB06-RES (Figura 4).

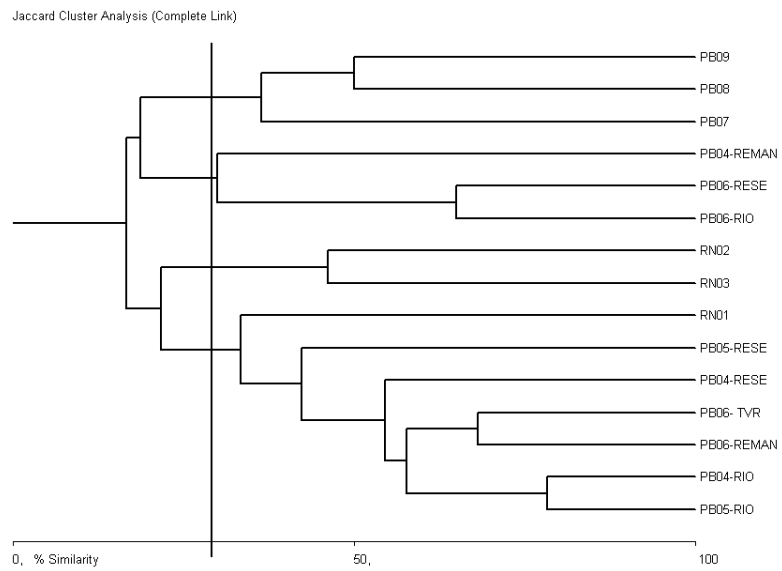


FIGURA 2 Análise de similaridade de Jaccard, com base na composição das assembléias de peixes, em diferentes trechos da bacia do Rio Pomba, MG.

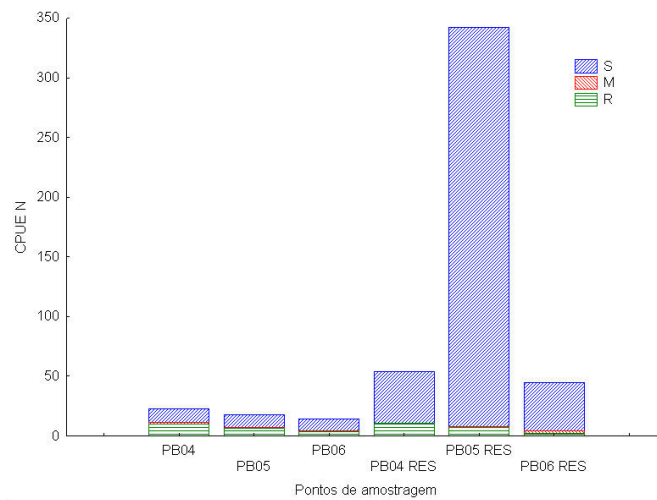


FIGURA 3 Padrões de abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R) no médio curso de rio Pomba, entre as fases lóticicas (PB04, PB05 e PB06) e lênticas (PB04-RES, PB05-RES e PB06-RES)

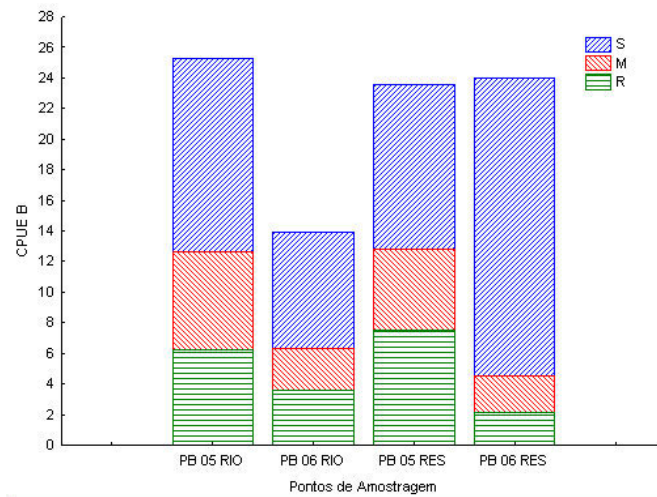


FIGURA 4 Padrões de biomassa relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R) no médio curso de rio Pomba, entre as fases lóticicas (PB05 e PB06) e lênticas (PB05-RES e PB06-RES).

As principais espécies responsáveis por este padrão de CPUE N foram *A. bimaculatus* e *O. hepsetus*, entre os sedentários; *L. copelandi* como migrador e *H.luetkni*, na guilda dos reofílicos. O incremento da biomassa dos sedentários é consequência, principalmente, da ocorrência de *A. bimaculatus*, enquanto o de migradores e reofílicos pode ser exemplificado por *L. copelandi* e *H.luetkni*.

A comparação entre os reservatórios da calha do rio Pomba evidencia o predomínio, principalmente, de espécies sedentárias, sendo seus maiores valores de abundância nos reservatórios mais novos (Figura 5). As espécies reofílicas e migradoras foram registradas apenas em reservatórios do médio curso (PB05-RES e PB06-RES). Em relação à biomassa, ocorrem uma distribuição mais homogênea em PB05-RES, o predomínio de sedentárias em PB06 e a ausência de migradores e reofílicos em PB08 (Figura 6). A principal espécie responsável pelos padrões de abundância foi *A. bimaculatus*. Já em relação à biomassa, os valores são mais homogêneos em PB05-RES, devido à presença de *L. copelandi*, *H.luetkni*, *O. hepsetus* e *H. affinis*. Os outros reservatórios são dominados por sedentário, principalmente pela presença de *H. affinis* e *O. hepsetus*.

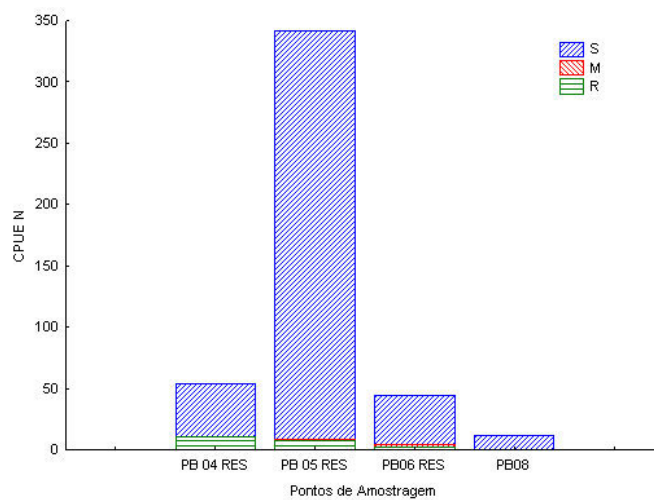


FIGURA 5 Padrões de abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), em reservatórios da calha do rio Pomba.

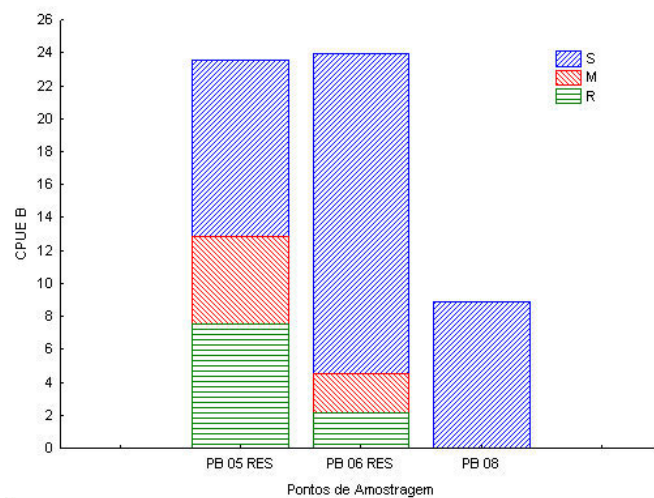


FIGURA 6 Padrões de abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), em reservatórios da calha do rio Pomba.

A comparação entre as assembléias do médio curso, durante seu regime lótico (PB04-RIO, PB05-RIO e PB06-RIO) com os remanescentes lóticos formados após a construção dos reservatórios (PB04-REM, PB06-TVR e PB06-REM), demonstra um aumento em abundância de espécies reofílicas nestes últimos, sendo ainda observado um incremento das espécies sedentárias em PB06-TVR (Figura 7). Os dados de biomassa também obedeceram a este padrão (Figura 8). As principais espécies responsáveis por estes resultados são a reofílica *H.luetkni* e a sedentária *A.bimaculatus*, principalmente pelo aumento da abundância em PB06-TVR. Em relação à biomassa ainda há um incremento na guilda dos migradores em PB06-TVR, em virtude da captura de *L.copelandii* e *P.vimboides*.

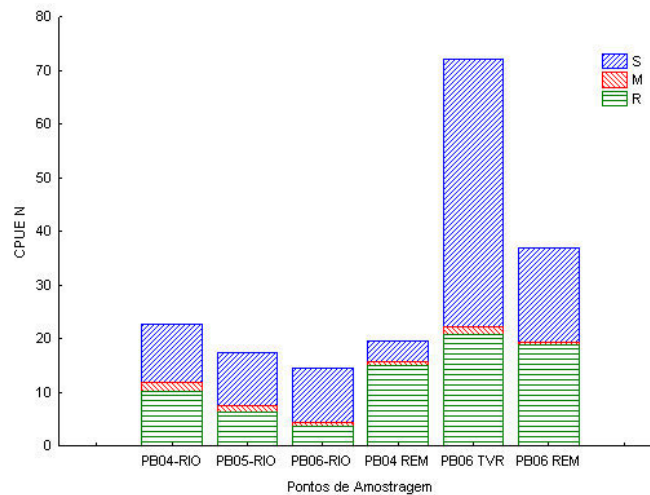


FIGURA 7 Padrões de abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R) em trechos lóticos do médio rio Pomba, em períodos pré (PB4-RIO, PB05-RIO e PB06-RIO) e pós-represamento (PB04-REM, PB06-REM e PB06-TVR).

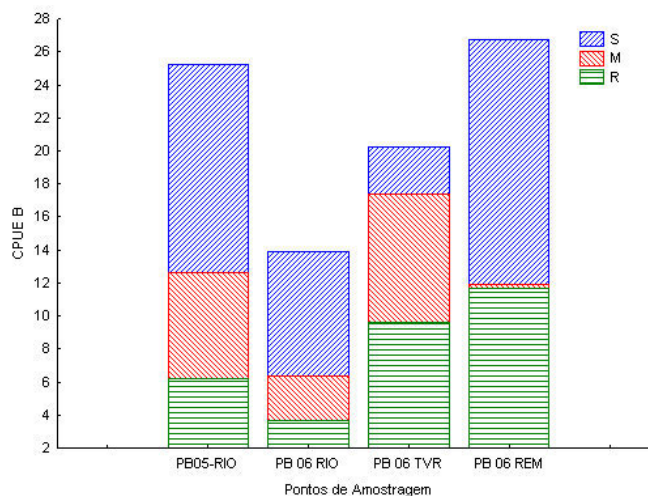


FIGURA 8 Padrões de biomassa relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R) em trechos lóticos do médio rio Pomba, em períodos pré (PB4-RIO, PB05-RIO e PB06-RIO) e pós-represamento (PB04-REM, PB06-REM e PB06-TVR).

As comparações entre as assembléias que residiam em PB06-RIO e as dos trechos do alto rio Pomba (PB07, PB08 e PB09) demonstraram uma perda da abundância de espécies reofílicas e migradoras nos trechos superiores, principalmente a partir de PB08, culminando com a ausência destas espécies em PB09 (Figura 9). Em relação à biomassa, o trecho PB07 mantém de modo significativo os valores registrados em PB06-RIO para as guildas dos reofílicos e migradores. Nos demais pontos, há predominância de espécies sedentárias (Figura 10). Os padrões de abundância e biomassa podem ser representados, principalmente, pelas sedentárias *O. hepsetus* e *H. malabaricus*. Os migradores são representados por *L. copelandii* e *P. lineatus* e a perda de reofílicos, principalmente por *H. luetkni*.

No rio Novo ocorre o predomínio de espécies reofílicas no trecho a jusante da barragem de Nova Maurício (RN01); nos demais pontos, há o predomínio de espécies sedentárias, enquanto os migradores são virtualmente

ausentes. Estes padrões são semelhantes tanto para os valores de abundância (Figura 11) como de biomassa (Figura 12). O predomínio de reofilicas em RN01 é resultado, principalmente, da presença de *P. adpersus*, enquanto nos outros pontos esta guilda foi representada, principalmente, por *P.fur*. Os sedentários foram representados, principalmente, por *O. hepsetus* e *A. bimaculatus*, em abundância e *O. hepsetus* e *H. malabaricus*, em biomassa.

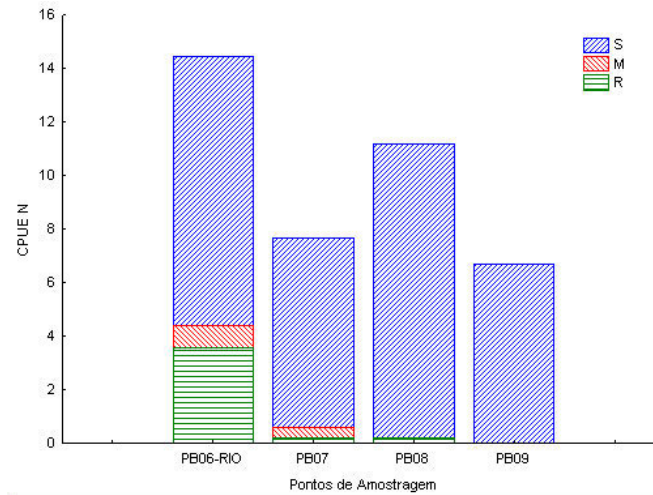


FIGURA 9 Padrões de abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofilicas (R) em PB06-RIO e o alto curso do rio Pomba.

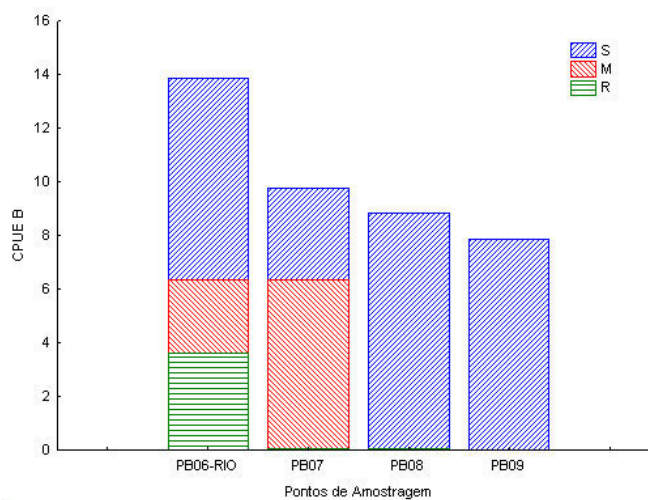


FIGURA 10 Padrões de biomassa relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R) em PB06-RIO e o alto curso do rio Pomba.

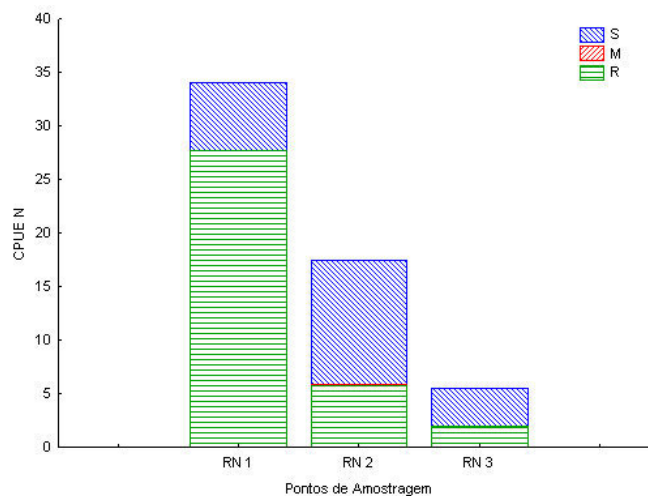


FIGURA 11 Padrões de abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), em diferentes trechos do rio Novo, bacia do Pomba.

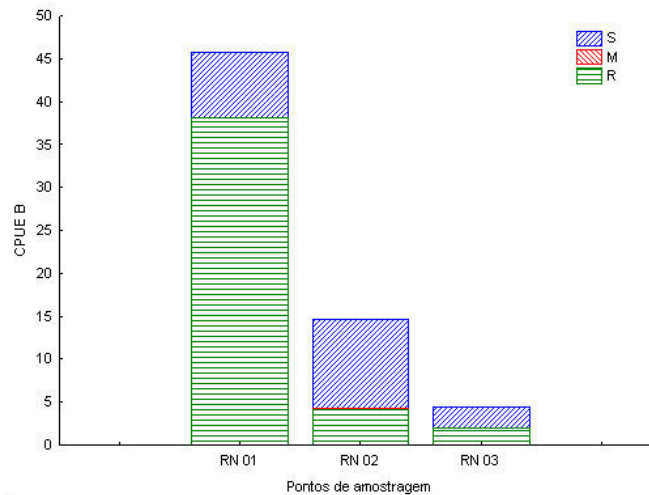


FIGURA 12 Padrões de biomassa relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), em diferentes trechos do rio Novo, bacia do Pomba.

A variação temporal em PB06-RIO/PB06RES demonstra um aumento na abundância de espécies sedentárias, principalmente nos primeiros meses após o fechamento do reservatório (abril 2003). Em seguida, há redução da abundância dessas populações, no entanto, sempre em número superior ao das outras guildas. Os migradores apresentaram pequeno aumento, em sua abundância, no período inicial ao represamento (Figura 13). A biomassa também obedeceu aos mesmos padrões da abundância, entretanto, com maior evidência no grupo dos migradores (Figura 14). O principal representante dos padrões encontrados para os sedentários é *O. hepsetus*, dos migradores *L. copelandii* e dos reofílicos *H.luetkni*, tanto em abundância como em biomassa.

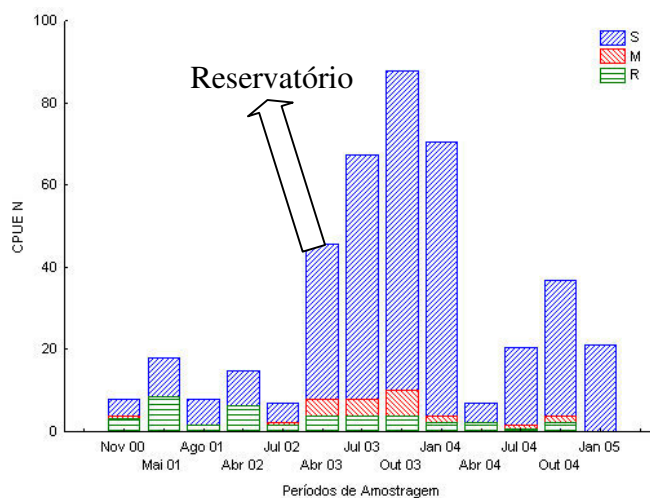


FIGURA 13 Dinâmica temporal da abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), entre novembro de 2000 e janeiro de 2005, para PB06-RIO/PB06-RES. A seta indica o período de formação do reservatório.

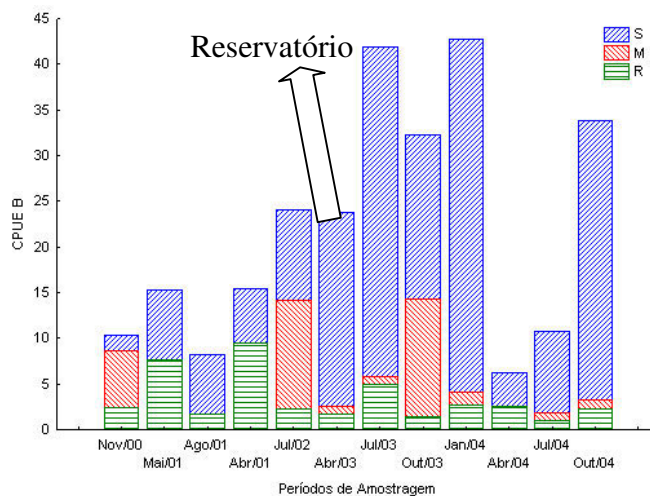


FIGURA 14 Dinâmica temporal da biomassa relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), entre novembro de 2000 e janeiro de 2005, para PB06-RIO/PB06-RES. A seta indica o período de formação do reservatório.

As variações temporais observadas para PB06-RIO/PB06-TVR demonstram um aumento na abundância das espécies reofílicas, principalmente nas primeiras amostragens pós-represamento, com um incremento significativo de espécies sedentárias no mês de janeiro de 2004 (Figura 15). A dinâmica das espécies migradoras parece ser mantida também neste trecho, tendo em vista a pouca diferenciação entre o período pré e pós-barramento, sendo representada principalmente pela biomassa. A contribuição dos reofílicos, no início do período pós-represamento, é evidenciada nos valores de biomassa (Figura 16). As reofílicas *P. fur* e *H. luetkni*, a sedentária *A. bimaculatus* e o migrador *L. copelandii* representam estes resultados, tanto em critérios numéricos quanto de biomassa.

As variações temporais observadas para PB06-RIO/PB06-REM demonstram um aumento em abundância das espécies reofílicas e sedentárias, com o incremento das reofílicas principalmente nos primeiros meses consecutivos ao fechamento do reservatório. Os migradores mantêm sua dinâmica no remanso de forma semelhante ao que ocorria no rio, porém, com aumento de sua abundância na primeira amostragem pós-represamento (Figura 17). Os valores de biomassa apresentaram um incremento marcante na guilda dos reofílicos nas primeiras amostragens pós-represamento, com posterior aumento das espécies sedentárias (Figura 18). As espécies *A. bimaculatus*, *O. hepsetus* (sedentárias), *L. copelandii* (migrador), *G. melanopterum* e *H. luetkni* (reofílicas) exemplificam esses padrões.

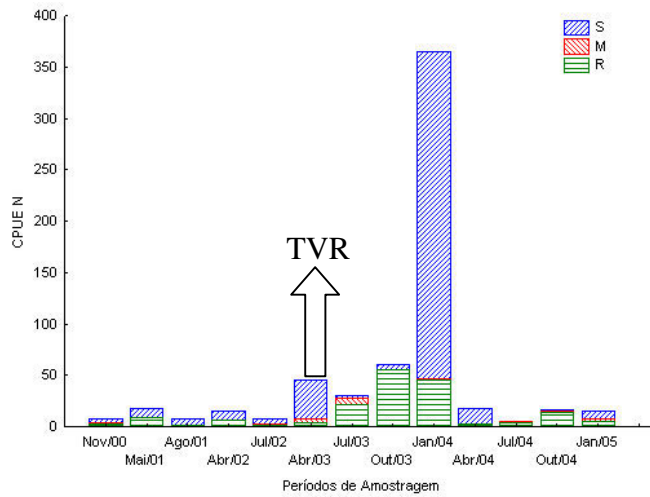


FIGURA 15 Dinâmica temporal da abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), entre novembro de 2000 e janeiro de 2005, para PB06-RIO/PB06-TVR. A seta indica o período de formação do reservatório.

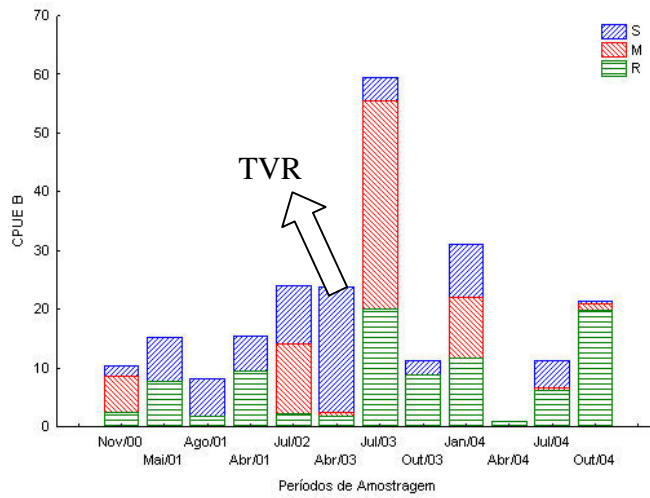


FIGURA 16 Dinâmica temporal da biomassa relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), entre novembro de 2000 e janeiro de 2005, para PB06-RIO/PB06-TVR. A seta indica o período de formação do reservatório.

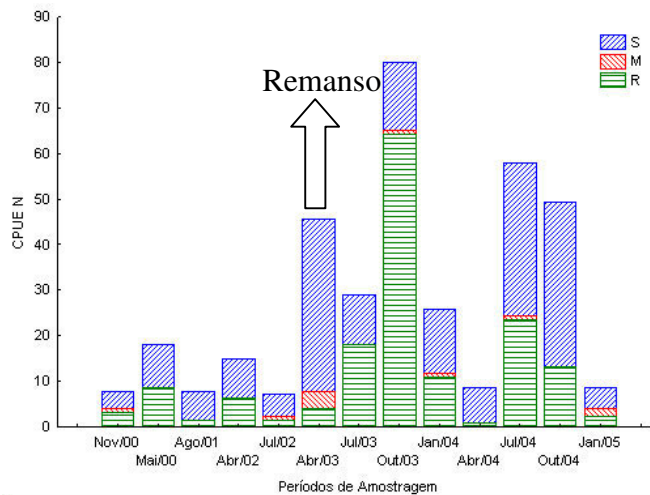


FIGURA 17 Dinâmica temporal da abundância relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), entre novembro de 2000 e janeiro de 2005, para PB06-RIO/PB06-REM. A seta indica o período de formação do reservatório.

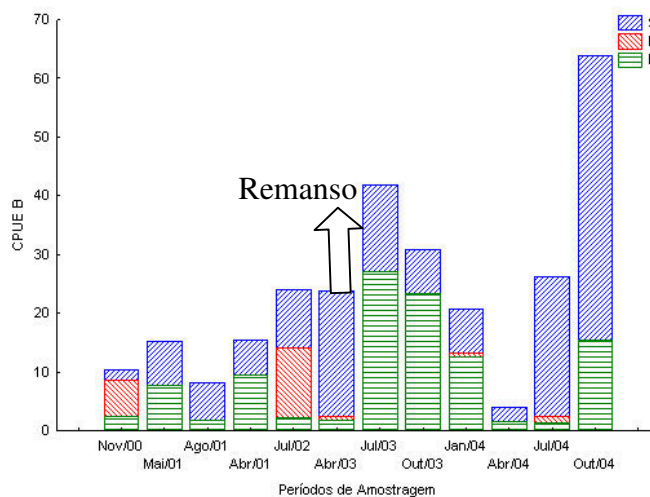


FIGURA 18 Dinâmica temporal da biomassa relativa de espécies sedentárias (S), migradoras (M) e reofílicas (R), entre novembro de 2000 e janeiro de 2005, para PB06-RIO/PB06-REM. A seta indica o período em que foi o reservatório.

4 DISCUSSÃO

Os maiores valores de similaridade encontrados entre PB05-RIO e PB04-RIO refletem a influência da proximidade entre estes ambientes na determinação dos componentes das assembléias de peixes. Antes da construção dos reservatórios das PCHs Ivan Botelho II (PB-05) e Ivan Botelho III (PB-04), a fauna de peixes podia deslocar-se livremente entre estas estações, ocorrendo, assim, um fluxo constante das espécies que representavam as assembléias locais. Com a construção do reservatório, as rotas de deslocamento dos peixes foram obstruídas, o que explica o fato de os reservatórios referentes a PB04-RES (Ivan Botelho III) e PB05-RES (Ivan Botelho II) não estarem próximos a seus antecedentes lóticos, no caso, os próprios PB04-RIO e PB05-RIO, respectivamente. Assim verifica-se que ocorre mudança na composição das espécies em consequência do barramento do rio, como já verificado em outros estudos (Agostinho et al., 1992; Castro, 1997; Gomes & Miranda, 2000; Agostinho et al., 2007).

A proximidade entre áreas e o eventual livre deslocamento das espécies podem explicar, ainda, os valores de similaridade entre RN02 (reservatório de Nova Maurício) e RN03 (remanso do reservatório de Nova Maurício), bem como PB08 (reservatório de Ituerê) e PB09 (remanso do reservatório de Ituerê).

As assembléias formadas por PB06-TVR e PB06-REM apresentaram valores de similaridade próximos, o que evidencia a importância dos remanescentes lóticos como áreas de refúgio para espécies migradoras e reofílicas, em trechos das bacias impactados por represamentos. Benedito-Cecílio et al. (1997), estudando o reservatório de Itaipu, relataram a importância desse tipo de ambiente para a manutenção da ictiofauna local. Outro ponto relevante é a proximidade dos valores de similaridade entre as assembléias de PB06-RIO e PB06-RES. A montante do reservatório da PCH Ivan Botelho I

(PB06-RES), ainda é encontrado um remanescente considerável de curso lótico do rio Pomba, que se estende até o ponto a jusante da barragem de Ituerê. Este remanescente parece manter, em parte, as assembléias que habitavam o rio no período anterior à construção da PCH Ivan Botelho I (PB06).

A captura por unidade de esforço tem sido uma ferramenta amplamente empregada na estimativa dos padrões de abundância e biomassa das comunidades de peixes. O primeiro grupo avaliado em relação à distribuição espacial em função dos valores de CPUE N e CPUE B foi o formado pelas estações P04-RIO, PB05-RIO, PB06-RIO, em relação à PB04-RES, PB05-RES e PB06-RES. Os resultados evidenciaram que, a princípio, a estrutura das espécies migradoras encontra-se pouco diferenciada entre as distintas fases do regime do rio. Este padrão é evidenciado, principalmente, em PB06-RIO/PB06-RES. No caso de PB04-RES, por se tratar de um ambiente ainda mais recente, as mudanças estruturais da comunidade não chegaram a se manifestar, uma vez que a mesma tende a ocorrer de forma gradativa (Agostinho et al., 2007).

Observa-se que houve aumento da abundância de espécies sedentárias nos pontos PB05-RES e PB06-RES. O aumento das espécies ditas oportunistas é um evento conhecido em reservatórios neotropicais (Petrere Jr., 1996; Agostinho et al., 2007). Estas espécies, geralmente, possuem características biológicas que as favorecem na colonização de ambientes novos, dentre elas a plasticidade trófica e o uso da estrutura do hábitat (Vazzoler, 1996, Agostinho et al., 1999, Abelha et al., 2001, Agostinho et al., 2007). Algumas espécies do gênero *Astyanax* podem ser consideradas dentro do grupo das oportunistas (Agostinho et al., 2007). Os maiores valores de biomassa das espécies migradoras e reofílicas em PB05-RES evidenciam o maior porte destas espécies, quando comparadas a espécies sedentárias.

Observa-se, nos reservatórios mais novos, o aumento dos valores de abundância e biomassa, o que pode ser explicado pelos altos valores de

produtividade desses ambientes nos primeiros períodos após a sua formação (Gomes et al., 2002). Em reservatórios mais novos, a instabilidade ambiental decorrente de variáveis físico-químicas pode fazer com que as capturas sejam transitórias e variadas até que a estabilização ambiental seja atingida (Agostinho et al., 2007).

No rio Pomba, de acordo com a espécie, a abundância tende a reduzir com o passar dos anos. Agostinho et al. (1999) relacionam os baixos valores de abundância em reservatórios mais velhos à queda da produtividade com o passar dos anos. Agostinho et al. (2007), avaliando quatro reservatórios brasileiros, verificaram, entre outros fatores, a influência dos reservatórios mais antigos na menor abundância das populações. Segundo Mol et al. (2007), no reservatório de Brokopondo, na bacia Amazônica, a estrutura da ictiofauna foi fortemente modificada em função da idade do reservatório, com reduções consideráveis nas populações. Alves et al. (1998), em estudos conduzidos na represa de Itutinga, na bacia do rio Paraná, também associaram os baixos valores de abundância e biomassa à idade do reservatório. Assim, as diferenças marcantes nos padrões de biomassa e abundância entre os reservatórios podem ser por influência da idade, uma vez que a de PB04-RES, PB05-RES e PB06-RES é inferior a 5 anos e a de PB08 é superior a 50 anos.

A comparação entre os trechos lóticos do médio rio Pomba antes da construção dos reservatórios e os remanescentes lóticos da fase pós-represamento demonstra um aumento relevante da abundância de espécies reofílicas e migradoras nestes últimos. Assim, pode-se dizer que estes ambientes desempenham papéis importantes como sítios de refúgio para a ictiofauna proveniente do rio e que não se estabilizam no corpo do reservatório.

No caso do PB06-TVR, o incremento dos valores de CPUE B em PB06- TVR foi reflexo, principalmente, da captura do curimatá (*P. vimboides*). Espécies deste gênero constituem peixes migradores, conspícuos em muitas

bacias hidrográficas, como a do Paraná (Godoy, 1987) ou do próprio Paraíba do Sul (Hilsdorf & Petrete Jr., 2001). Especial atenção também deve ser dada ao acúmulo de peixes em trechos de vazões reduzidas, em consequência do risco de eventos de mortandade provenientes, principalmente, do aprisionamento de peixes em poças formadas com a redução do nível do rio, o que acarreta na morte por asfixia dos mesmos (Agostinho et al., 2007; Braga et al., 2007).

A comparação entre PB06-RIO e os pontos do alto curso do rio Pomba evidenciou a queda na abundância e na biomassa das espécies migradoras e reofílicas e o predomínio de espécies sedentárias, principalmente a partir do reservatório de Ituerê (PB08). Nestes trechos, destacam-se as capturas de *H. malabaricus*, principalmente em biomassa. Este peixe tem distribuição generalizada nos ambientes aquáticos sul-americanos (Oykawa, 2003), sendo considerado uma das espécies de ocorrência comum em ambientes represados (Agostinho et al., 2007).

Alguns estudos a partir da dieta de *H. malabaricus* têm fornecido investigações sobre o papel desta espécie na estruturação das assembléias de peixes em ambientes lênticos. Na planície de inundação do rio Paraná, por exemplo, os efeitos da predação, tanto em perda de riqueza como de abundância, foram mais severos em lagoas marginais das quais *H. malabaricus* era ausente (Petry, 2005). Ainda na planície de inundação do rio Paraná, Gaspar da Luz et al. (2001) verificaram que *H. malabaricus* apresentava considerável plasticidade trófica, como o hábito carcinófago ou piscívoro, de acordo com a lagoa marginal em que vivia.

A avaliação da estrutura das assembléias nos pontos RN01, RN02 e RN03 evidencia os padrões de dominâncias de espécies sedentárias em reservatórios de idades avançadas, como *A. bimaculatus*, *G. brasiliensis*, *O. hepsetus* e *H. malabaricus*. Em relação às espécies reofílicas, o principal representante foi *P. adpersus* em PB01. A presença de *P. adpersus* tem sido

relatada na bacia do Paraíba do Sul, entretanto seus padrões de abundância não são bem conhecidos (Pompeu & Vieira, 1997, Bizzeril & Primo 2001; Teixeira et al., 2005, Araújo & Nunan, 2005). Por volta de 95% dos indivíduos de *P. adpersus* foram capturados em agosto de 2007 e a maioria apresentava gônadas com indícios de atividade reprodutiva. A alta captura pode estar relacionada a deslocamentos em massa em direção à RN01, ou formação de cardumes em reprodução. Assim, este ponto tem importância fundamental para a manutenção das populações de *P. adpersus* no rio Pomba.

O acompanhamento das variações temporais em períodos anteriores e posteriores à formação dos reservatórios em PB06-RES (a partir de abril de 2003) possibilitou visualizar um aumento significativo da abundância de espécies oportunistas. No caso do rio Pomba, estas espécies pertencem à guilda dos sedentários. O principal responsável por estes padrões foi o lambari, *A. bimaculatus*. Esta espécie costuma dominar ambientes pós-represados em virtude do alagamento de áreas como formigueiros, cupinzeiros e vegetação ripária (Hahn et al., 1998), tendo em vista sua dieta onívora com tendência a herbivoria/insetivoria (Adrian et al., 2001). Outro fator importante é que *A. bimaculatus* é reconhecida como uma espécie de frequência constante em toda a bacia do Paraíba do Sul (Teixeira et al., 2005), o que favorece o aumento de sua densidade em ambientes recém-formados, caso as condições ambientais a favoreça. Porém, o principal responsável pelo aumento nas capturas foi a otimização do esforço de pesca, visto a facilidade de armar redes no reservatório, o que, muitas vezes, não ocorre em ambientes lóticos, em função da disponibilidade de pontos de baixa correnteza.

Após os primeiros meses de fechamento do reservatório, foi observado um decréscimo na abundância dos peixes em PB06-RES. Segundo Agostinho et al. (2007), essa queda é esperada com o passar do tempo, uma vez que as altas

produtividades verificadas nos períodos iniciais de formação do lago tendem a decair, acarretando em redução do rendimento dos peixes.

As comparações entre PB06-RIO e os remanescentes lóticos formados após o fechamento do reservatório demonstraram a importância destes ambientes no papel de refúgio para a ictiofauna associada a estes ambientes. Em PB06-TVR, foi observado o aumento do número de migradores e reofílicos, quando comparado à dinâmica que havia antes do reservatório.

O principal valor de abundância em PB06-TVR foi obtido em janeiro de 2004. Duas hipóteses ajudam a explicar este acontecimento. Neste período, o rio Pomba experimentou uma forte vazão, superior a todas aquelas registradas em anos anteriores (ANA, 2007). Em consequência desta vazão, pode ter ocorrido um acúmulo de espécies que se deslocaram no sentido rio acima. A abertura do vertedouro, devido à alta vazão, provavelmente também contribuiu para a passagem de indivíduos do reservatório para o TVR. Alguns estudos conduzidos a jusante de barragens já relataram o aumento da abundância em consequência do aumento das vazões do rio ou do nível da água (Pompeu & Martinez, 2006; Braga et al., 2007; Bizzoto, 2006)

Em relação a PB06-REM, observou-se, de maneira mais evidente, o papel dos remanescentes lóticos como áreas de refúgio para espécies reofílicas e migradoras. O principal fator responsável por este resultado é a presença de um considerável remanescente lótico a montante do reservatório em PB06-RES. Este trecho parece desempenhar papel fundamental na manutenção das espécies reofílicas e migradoras atingidas pelo reservatório.

Os resultados aqui encontrados permitiram constatar que mudanças na composição de espécies, com forte diferenciação entre as assembléias dos períodos pré e pós-represamento. A perda de espécies migradoras e reofílicas ocorre, principalmente, nos reservatórios mais antigos. Nestas guildas, foram registradas algumas espécies ameaçadas de extinção na bacia do Paraíba do Sul

e os impactos decorridos das construções das barragens provavelmente aumentaram os riscos de desaparecimento destas espécies no rio Pomba. Outro padrão observado foi a redução da produtividade pesqueira (com base nos valores de CPUE N) nos reservatórios, de acordo com a aumento da sua idade. Vale salientar, ainda, a importância dos remanescentes lóticos no papel de áreas de refúgio para peixes de hábito reofílico ou migrador. Aqui cabe ressaltar que os trechos conhecidos como TVR, localizados a jusante das barragens, apesar de constituírem ambientes lóticos, podem funcionar como armadilhas ecológicas para os peixes, uma vez que são ambientes totalmente instáveis e têm sua vazão baseada apenas nos critérios operacionais da casa de força.

O monitoramento dos peixes ao longo do rio Pomba também gerou algumas considerações sobre a metodologia que vem sendo adotada em pesquisas. Muitas vezes, os prazos estipulados para estes estudos não possibilitam o real reconhecimento dos padrões de temporais das comunidades de peixes das áreas de influência dos barramentos. Outro fator é que, muitas vezes, as condicionantes ambientais determinam que o monitoramento seja realizado trimestralmente, ao longo de um ciclo hidrológico. Neste estudo, ficou evidente a grande tendência pontual que este tipo de metodologia pode resultar, ou seja, corre-se o risco de se registrarem eventos aleatórios como sendo de ocorrência comum naquela assembléia. Pode-se citar como exemplo, a elevada captura de *P. adpersus* em RN01, em novembro de 2007, em comparação aos outros meses de amostragem.

Outra questão importante diz respeito à CPUE B. Este tipo de análise, muitas vezes, pode superestimar um determinado padrão da ictiofauna. A captura de apenas um indivíduo, com alto valor de biomassa, pode levar à interpretação e à divulgação de resultados que não refletem da maneira fiel os padrões ecológicos ou biológicos das comunidades de peixes estudadas. No caso do rio Pomba, esta tendência é facilmente visualizada a jusante de Ituerê, onde a

captura de um *P. lineatus*, com biomassa de aproximadamente 3.000 g, elevou a representatividade dos migradores em PB07, principalmente quando comparada à CPUE N. Em relação a esta espécie, ainda deve-se considerar o fato de que não existe um consenso na literatura em relação a seu status como espécie nativa ou exótica na bacia do Paraíba do Sul (Bizzerill & Primo, 2001).

O uso de redes de emalhar também pode influenciar os eventuais resultados de monitoramento, uma vez que seu uso em ambientes lóticos depende da disponibilidade de locais viáveis, como remansos. Já no ambiente lêntico, sua utilização é otimizada pela disponibilidade de locais. Assim, essas ferramentas funcionam de modo seletivo, o que, certamente, interfere na confiabilidade dos resultados a serem levantados.

Neste contexto, torna-se necessário que os órgãos de fiscalização ambiental, as instituições de pesquisa e as empresas de consultoria reavaliem a metodologia que vem sendo empregada nos estudos de impactos de represamentos sobre a ictiofauna, para que a identificação e o acompanhamento dos padrões ictiofaunísticos possam ser identificados de maneira mais fiel possível e, realmente, forneçam subsídios para a adoção de medidas efetivas de manejo e conservação.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.

ADRIAN, I. F.; SILVA, H. B. R.; PERETTI, D. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2 p. 435-440, 2001.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. HIDROWEB. **Sistemas de informações hidrológicas**. Disponível em: < <http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 2 dez. 2007.

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

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação; um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, Maringá, v. 14, p. 89-107, 1992. Suplemento.

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; SUZUKI, H. I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology/Leiden, The Nearthelands: Backhuys/Rio de Janeiro: Brazilian Academic of Sciences, 1999. p. 227-265.

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

ARAÚJO, J. R. S.; NUNAN, G. W. **Ictiofauna do rio Paraíba do Sul: danos ambientais e sociais causados por barragens, hidrelétricas e poluição no trecho fluminense**. Rio de Janeiro: CPDMA/ALERJ, 2005. 37 p.

BENEDITO-CECÍLIO, E.; AGOSTINHO A. A.; JÚLIO Jr., H. F.; PAVANELI, C. S. Colonização Ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 14, n. 1, p. 1-14, 1997.

BIZERRIL, C. R. S. F.; PRIMO, P. B. S. **Peixes de águas interiores do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: FEEMAR-SEMADS, 2001. 417 p.

BIZZOTO, P. M. **Trânsito de peixes na escada da UHE - Igarapava, rio Grande, alto Paraná**. 2006. 52f. Dissertação (Mestrado em Zoologia de Vertebrados) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte.

BRAGA, A. L. C.; HOJO, R. E. S.; SILVA, M. O. B.; SOUSA, E. P.; DOMINGOS, F. F. T. Resgate de peixes no trecho de vazão de reduzida da Usina hidrelétrica de Queimado, Minas Gerais. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 17., 2007, Itajaí. **Resumos...** Itajaí: SBI, 2007.

BRAGA, A. L. C.; SILVA, M. O. B.; HOJO, R. E. S.; SOUSA, T. M.; RESENDE, G. F. Fish passage through the fishway system on Risoleta Neves Dam Power Plant in Doce river, MG. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FISH PASSAGES IN SOUTH AMERICA, Lavras, 2007. **Proceedings...** Lavras: UFLA, 2007. p.91-96.

BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: CODEVASF /Divisão de Psicultura e Pesca, 1984. 143p.

CASTRO, A. L. C. Aspectos ecológicos da comunidade ictiofaunística do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 47, n.4, p.665-676, 1997.

GARAVELLO, J. C. **Revisão taxonômica do gênero Leporinus Spix, 1829 (Ostariophysi, Anostomidae)**. 1979. 451p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

GASPAR DA LUZ, K. D.; ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Caracterização trófica de três lagoas na planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.23, n.2, p.401– 407, 2001.

GÉRY, J. **Characoids of the world**. Neptune: T.F.H., 1977. 672 p.

GODOY, M. P. A escada de peixes de Cachoeira de Emas, rio Mogi Guassu, estado de São Paulo, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v.43, p.139-151, 1987.

GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoir of the upper Paraná river basin. **Regulated Rivers: Research and Management**, Chichester, v.17, p.67-76, 2001.

GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E.; AGOSTINHO, A. A. Fishery yield relative to chlorophyll *a* in reservoir of the Upper Paraná River, Brazil. **Fisheries Research**, Amsterdam, v.55, n.1-2, p. 335-340, 2002.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; BINI, L. M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, Caracas, v.23, n.5, p.299-305, 1998.

HILSDORF, A.W.S.; PETRERE Jr., M. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.30, n.180, p.62-68, 2002.

LIMA, R. S. **Ictiofauna do alto curso do rio Paraíba do Sul**. 1997. 227f. Dissertação (Mestrado em Ciências. Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**: lista preliminar das espécies e comentários sobre a conservação de peixes de água doce Neotropicais. São Paulo: Universidade de São Paulo. Museu de Zoologia, 2007. 408p.

MOL, J. H.; MÉRONA, B.; OUBOTER, P. E; SAHDE, S. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. **Neotropical Ichthyology**, São Paulo, v.5, n.3, p.351-368, 2007.

OYAKAWA O. T. Family Erythrinidae. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR., C. J. (Ed.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. p.238-240.

PETRERE Jr., M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, v.2, p.111-133, 1996.

PETRY, A. C. **A traíra *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794) na planície de inundação do alto rio Paraná**: influência sobre as assembléias de peixes e aspectos da auto-ecologia. 2005. 70f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

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

POMPEU, P. S.; VIEIRA, F. **EIA/RIMA da UHE Barra do Braúna**: ictiofauna. Belo Horizonte: UHE Barra do Braúna, 1997. 50p.

TEIXEIRA, T. P.; PINTO, B. C. T.; TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIAL, D; ARAÚJO, F. G. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v.95, n.4, p.347-357, 2005.

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

CAPÍTULO IV

INFLUÊNCIA DO BARRAMENTO DE UM RIACHO DE MATA ATLÂNTICA SOBRE A REPRODUÇÃO DE *Phalloceros* sp., BACIA DO PARAÍBA DO SUL, MG

RESUMO

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. Influência do barramento de um riacho de Mata Atlântica sobre a reprodução de *Phalloceros* sp., bacia do Paraíba do Sul, MG. In: _____. **Ictiofauna do rio Pomba**: estrutura da comunidade, aspectos biológicos e impactos de represamentos. 2007. Cap. 4, p.92-111 Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG*.

A biologia reprodutiva de *Phalloceros* sp. foi estudada e os efeitos de uma pequena central hidrelétrica sobre a fecundidade da espécie avaliados em um riacho de Mata Atlântica. As amostragens foram conduzidas trimestralmente entre maio de 2006 e fevereiro de 2007 na área de influência da Pequena Central Hidroelétrica de Mello, no ribeirão Santana, bacia do Paraíba do Sul, MG. Para as capturas foram utilizadas peneiras confeccionadas com rede de nylon. Em laboratório, todos os exemplares foram identificados, mensurados (mm) e sexados. Os resultados evidenciaram o predomínio de fêmeas nas classes de comprimento superiores. Fêmeas maiores também apresentaram as maiores fecundidades, que variaram para a espécie de um a 33 embriões por fêmea. Fêmeas com pelo menos um embrião foram encontradas ao longo de todo o ano. Porém, maiores valores de fecundidade foram encontrados nos meses mais quentes e chuvosos (novembro e fevereiro). Em regiões sob o efeito direto do barramento (reservatório e imediatamente a jusante da casa de força) foram observados valores de fecundidade significativamente menores, evidenciando o impacto da pequena central hidrelétrica. Este estudo evidencia a importância de se considerar o impacto sobre espécies de pequeno porte quando da avaliação de impactos ambientais de centrais hidrelétricas.

Comitê Orientador: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Orientador), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas e Fábio Vieira – Fundação Biodiversitas.

ABSTRACT

BRAGA, Augusto Luciani Carvalho. Influence of an small hidropower plant on fecundity of *Phalloceros* sp. in the Paraíba do Sul basin, MG. In: _____. **Fish fauna of Pomba river:** communities structure, biological aspects and impacts of dams. 2007. Chapt. 4, p.92-111. Dissertation (Master Program in Applied Ecology) – Federal University of Lavras, Lavras, MG*.

The reproductive biology of *Phalloceros* sp. was studied, and the impact of a small hydropower plant over its fecundity evaluated, in an Atlantic Forest stream. Samples were performed each tree months between may/2006 and february/2007 in the influence area of the Mello Small Hydropower Plant, Santana stream, Paraíba do Sul basin, Minas Gerais. Fish were sampled with kick nets (1 mm mesh). In the laboratory, each fish was measured and the sex determined. It was observed the increasing of females' proportion with the increasing of the size class. Larger females presented also greater fecundity, which varied between one and 33 embryos per female. Females with at least one embryo were found during the entire year. However, the largest fecundities were observed during the wet season (November and February). In the regions under direct power plant effects (reservoir and immediately downstream the power house) significantly lower values of fecundity were found. This study emphasizes the importance of consider the impacts on small size species during environmental impact evaluation of hydropower plants.

*Guidance Committee: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Major Professor), Gilmar Bastos Santos – PUC Minas and Fábio Vieira – Biodiversitas Fundation

1 INTRODUÇÃO

Conhecer os parâmetros biológicos dos peixes em trechos de rios barrados é de suma importância para a compreensão dos impactos dos reservatórios sobre a ictiofauna, principalmente em ambientes pouco estudados, como pequenas represas formadas a partir do barramento de riachos.

Os riachos de Mata Atlântica são caracterizados por apresentarem leitos rochosos, água límpida, amplos trechos de correnteza, temperaturas relativamente baixas, altas concentrações de oxigênio dissolvido e, nos trechos de vegetação ciliar, uma baixa incidência de luz solar e alta porcentagem de material alóctone (Oyakawa et al., 2006). Apresentam ainda um grande mosaico de habitats que favorecem respostas comportamentais e morfológicas por parte das assembleias de peixes que os colonizam (Oyakawa et al., 2006). Estes ecossistemas aquáticos, apesar de sua importância, ainda são poucos estudados, em especial, a fauna de peixes (Barreto & Aranha, 2005). O conhecimento de aspectos ecológicos das espécies que habitam riachos é instrumento fundamental na adoção de estratégias de recuperação e conservação desses habitats, principalmente por estarem mais sujeitos aos impactos de origem antrópica (Oliveira & Bennemann, 2005).

Conhecido pelo nome popular de barrigudinho, *Phalloceros* sp. pertence à família Poeciliidae, cuja distribuição está restrita à região Neotropical (Rosen & Bailey, 1963) e pode ser considerada uma espécie típica de riachos (Oyakawa et al., 2006). Este peixe era, até há pouco tempo, classificado como *Phalloceros caudimaculatus*, no entanto, Lucinda & Reis (2005) verificaram que se tratava de um complexo de espécies.

Como todos os poecilídeos, os machos do barrigudinho apresentam dimorfismo sexual, com a presença do gonopódio, um órgão copulador formado a partir do prolongamento dos 3, 4 e 5 raios da nadadeira anal (Axelrod &

Schultz, 1990), o que permite a fácil distinção entre machos e fêmeas. É uma espécie de fecundação interna, com desenvolvimento interno dos embriões (Lowe-McConnell, 1975; Arias & Reznick, 2000).

Muitos estudos têm apontado *P. caudimaculatus* (*Phalloceros* sp.) como uma espécie de ampla distribuição entre os diferentes habitats encontrados em rios de águas correntes (Costa, 1984; Caramashi, 1986; São Thiago, 1990; Uieda & Barreto 1999; Barreto & Aranha, 2005; Lucinda & Reis, 2005; Oliveira & Bennemann, 2005; Oyakawa et al., 2006; Menezes et al., 2007). Alguns deles já abordaram aspectos da reprodução de *P. caudimaculatus* (*Phalloceros* sp.) (Aranha, 1991; Arias & Reznick, 2000), entretanto, sempre em ambiente não represado.

As constantes mudanças nas características hidrológicas dos corpos d'água em virtude, principalmente, do barramento de trechos lóticos para a formação de reservatórios, desempenham várias modificações no ambiente, entre as quais a proliferação de algumas espécies generalistas e extinção local de espécies não generalistas, além de modificar as atividades reprodutivas (Paiva, 1983; Agostinho et al., 1993). Estas alterações podem ser mais intensas em riachos, uma vez que a maior parte da comunidade de peixes é adaptada ao regime de águas correntes. Além disso, riachos são ambientes fortemente influenciados por características fisiográficas e pluviométricas (Schlosser, 1982) e, assim, mudanças nas suas condições naturais podem comprometer a viabilidade das comunidades de peixes locais.

Neste contexto, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de estudar a biologia reprodutiva de *Phalloceros* sp., principalmente em relação à razão sexual, a aspectos da fecundidade e ao período reprodutivo ao longo de um ciclo hidrológico, em diferentes regiões de um riacho de Mata Atlântica impactado por barramento.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Foram delimitadas cinco estações de amostragem ao longo da calha do ribeirão Santana, que compreendem a área de influência da PCH de Mello (Tabela 1). A amostragem foi realizada em quatro campanhas de campo, em intervalos trimestrais, abrangendo uma estação seca (maio e agosto de 2006) e uma estação chuvosa (novembro de 2006 e fevereiro de 2007).

TABELA 1 Pontos de coletas ao longo da bacia do ribeirão Santana, médio Paraíba do Sul, MG.

Ponto de coleta	Local	Coordenadas geográficas (UTM)
P1	Ribeirão Santana, a montante do reservatório da PCH Mello	22847 E – 62026 N
P2	Reservatório da PCH Mello	26208 E – 63023 N
P3	Ribeirão Santana, no trecho de vazão reduzida	25699 E – 62968 N
P4	Ribeirão Santana, a jusante da casa de força da PCH Mello	27305 E – 62018 N
C1	Córrego a montante do reservatório	22827 E – 62202 N

Os peixes foram capturados por meio de peneiras confeccionadas em tela de náilon de 2 mm de diâmetro, com esforço padronizado de 20 minutos de amostragem em cada ponto de coleta. Depois de capturados, os peixes foram imediatamente fixados em formalina 10%. No laboratório, todos os exemplares

foram mensurados CP (mm) e pesados (g). O sexo foi baseado na presença ou ausência de gonopódio e diferenciado somente para exemplares maiores que 10 mm, já que, para exemplares inferiores a este tamanho, a distinção do gonopódio não era nítida.

Para avaliar a relação do número de embriões em função do comprimento do corpo, as fêmeas foram separadas em 11 classes de tamanho, diferenciadas a cada 2,5 mm. A relação entre número médio embriões por fêmea fecundada em função do período do ano e do ponto de coleta foi testada por meio de Anova, uma vez que os dados foram considerados normais. Para avaliar se as diferenças entre as médias foram significativas, foi aplicado o Teste de Fisher. Para estes procedimentos, foi utilizado o software Statistica for Windows - Stasoft (2006) ®.

3 RESULTADOS

Durante o período de amostragem, foram capturados 1.307 indivíduos de *Phalloceros* sp., sendo 816 fêmeas e 459 machos. A razão sexual foi próxima de 2:1, quando considerado todo o período de amostragem, entretanto, a mesma variou entre os diferentes pontos de coleta (Tabela 2) Em todos os meses, exceto maio/2006, houve o predomínio de fêmeas (Figura 1). Entre os machos, o menor comprimento padrão registrado foi de 10 mm, enquanto o maior foi de 28 mm. Para fêmeas, este valor foi de 10 ± 40 mm. Pode-se observar que, de acordo com o aumento da classe de comprimento, ocorre um acréscimo na abundância de fêmeas e um decréscimo na abundância de machos na população (Figura 2).

Em relação à fecundidade, a mesma tende a ser maior de acordo com o aumento do tamanho das fêmeas (Figura 3). A menor fêmea grávida mediu 10,4 mm e foi capturada em agosto de 2006, no ponto P2. O maior valor de

fecundidade encontrado foi 35 embriões em uma fêmea de 300 mm, enquanto o mínimo encontrado foi de um embrião.

TABELA 2 Abundância absoluta de machos (M) e fêmeas (F) de *Phalloceros* sp. ao longo dos pontos de coleta na bacia do ribeirão Santana, no médio Paraíba do Sul, entre maio de 2006 e fevereiro de 2007.

	P1		P2		P3		P4		C1	
	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F
Mai/06	9	6	2	0	10	5	91	47	4	2
Ago/06	5	5	13	18	4	2	45	86	0	1
Nov/06	2	9	14	29	5	4	136	354	28	65
Fev/06	15	25	0	6	18	11	61	163	0	1
Total	31	45	29	53	37	22	333	650	32	69

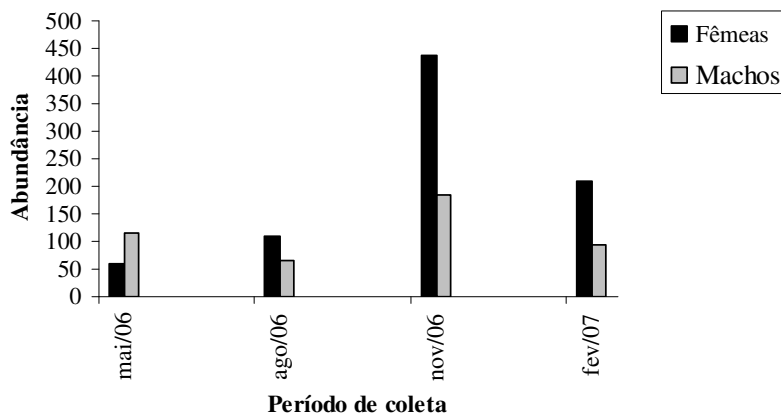


FIGURA 1 Proporção de machos e fêmeas de *Phalloceros* sp. em diferentes períodos amostrais, ao longo da bacia do ribeirão Santana, MG.

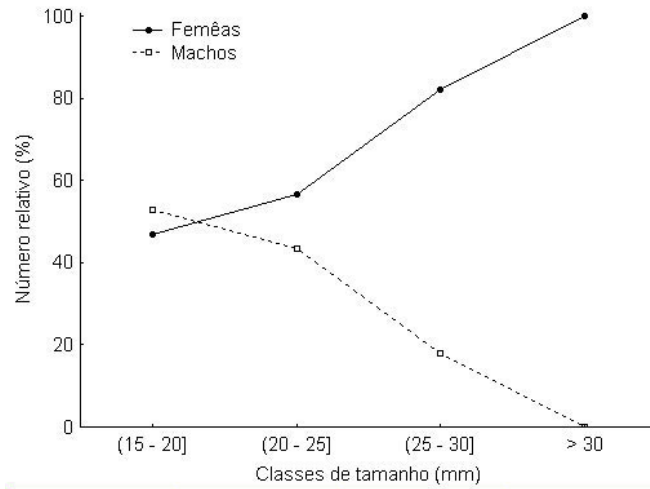


FIGURA 2 Número relativo de machos e fêmeas em função das classes de tamanho de *Phalloceros* sp., na bacia do ribeirão Santana, médio Paraíba do Sul.

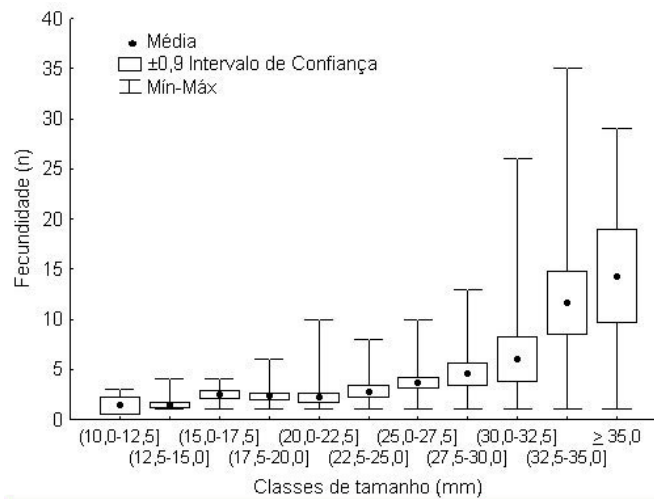


FIGURA 3 Fecundidade *Phalloceros* sp. em relação às classes de comprimento, na bacia do ribeirão Santana, médio Paraíba do Sul.

Durante todo o ano, foram encontradas fêmeas em atividade reprodutiva, entretanto, em novembro de 2006, foi registrado o maior número de embriões por fêmea (Figura 4). Neste mês também se registrou um maior número de jovens, machos e fêmeas. Os valores de fecundidade variaram de um embrião, em maio e agosto de 2006, a 35, em novembro de 2006. Por meio da Anova podem ser distinguidos dois períodos de atividade reprodutiva com base nos valores de fecundidade: um na estação seca (maio e agosto de 2006) e outro na estação chuvosa (novembro de 2006 e fevereiro de 2007) (Figura 5).

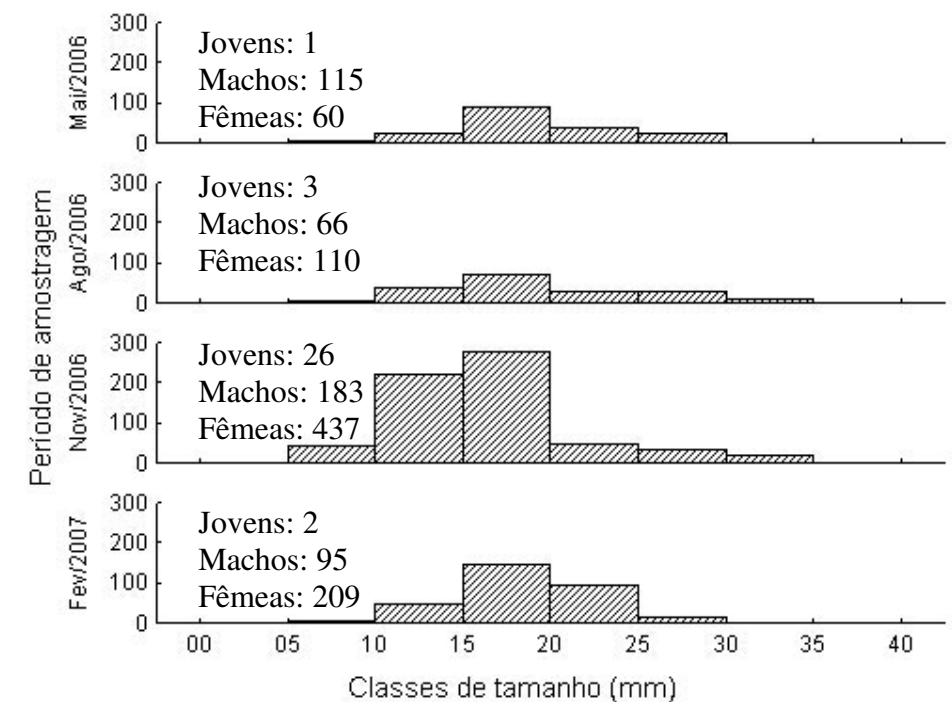


FIGURA 4 Relação entre proporção de fêmeas grávidas, por classe de tamanho e período amostral para *Phalloceros* sp., na área na bacia do ribeirão Santana, médio Paraíba do Sul.

Em relação aos pontos amostrais, foram selecionados três ambientes com relação aos padrões de fecundidade (Figura 6). Os pontos P2 e C1 foram onde se encontraram os menores e os maiores valores de fecundidade, respectivamente.

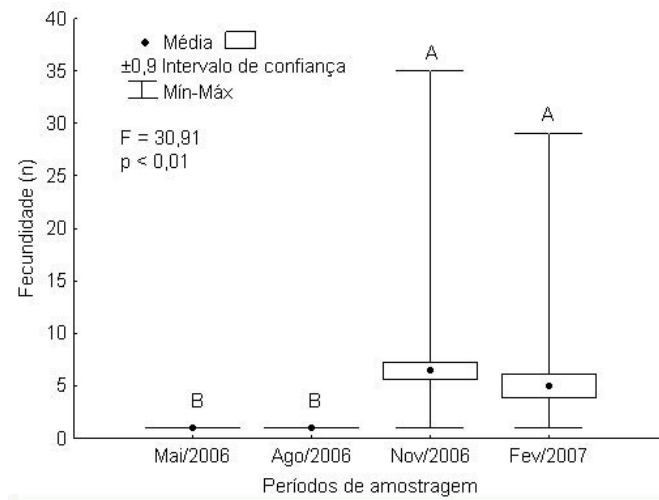


FIGURA 5 Padrões de fecundidade, em função dos períodos de amostragem para *Phalloceros* sp., na bacia do ribeirão Santana, médio Paraíba do Sul.

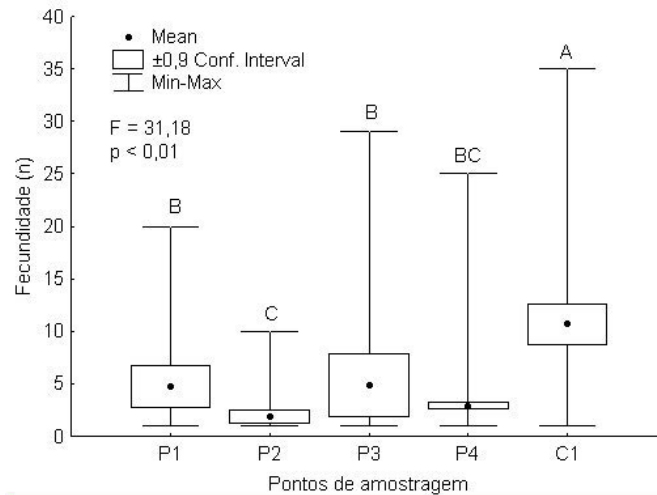


FIGURA 6 Padrões de fecundidade, em função dos pontos amostrais para *Phalloceros* sp., na bacia do ribeirão Santana, médio Paraíba do Sul.

4 DISCUSSÃO

A fecundidade pode ser entendida como o número de ovócitos que completam seu desenvolvimento e que são liberados no ambiente (Vazzoler, 1996) ou, no caso de espécies vivíparas, o número de embriões. Estudos sobre a fecundidade de determinada espécie permitem estimar tamanhos de estoques pesqueiros, produção de alevinos em piscicultura, além de fornecer informações sobre a estratégia de vida da espécie (Araújo & Garutti, 2002). Segundo Mazzoni & Silva (2006), o conhecimento de parâmetros, como a fecundidade, é fundamental na determinação dos padrões de história de vida das espécies.

No presente estudo, pôde-se verificar o predomínio de fêmeas nas classes de tamanho superior, padrão já verificado para outras espécies de águas continentais (Nikolsky, 1963; Araújo & Garruti 2002; Marcucci et al., 2005; Mazzoni et al., 2006). Este tipo de dimorfismo sexual está relacionado ao fato

de fêmeas maiores apresentarem maior fecundidade (Lowe-McConnell, 1987). No presente estudo, pôde-se verificar que as fêmeas maiores de *Phalloceros* sp. apresentaram maior fecundidade. Espécies em que os machos alcançam maior tamanho do que fêmeas geralmente estão associados à defesa da prole ou territorialismo (Nikolsky, 1963).

O padrão de fêmeas de maior porte associado a uma maior fecundidade ou tamanho da ninhada já foi retratado para outras espécies de água doce. Casatti et al. (2006), em trabalhos conduzidos no alto Paraná, constataram que fêmeas do poecilídeo *Pamphorichthys hollandi* apresentavam aumento da fecundidade de acordo com o aumento do tamanho e da biomassa das fêmeas. Pereira & Andreatta (2003) também encontraram correlação positiva entre o tamanho da ninhada e maior porte das fêmeas do poecilídeo *Phalloptychus januarius*. Reznick & Miles (1989) chamam a atenção para o fato de que o tamanho da prole não estará sempre relacionado ao maior tamanho das fêmeas em poecilídeos que apresentam estratégia da superfecundação (diferentes estágios de desenvolvimento embrionário em uma mesma fêmea). No entanto, Arias & Reznick (2000) excluem esta estratégia da história de vida de *Phalloceros caudimaculatus*. Vale salientar que o estudo realizado por Arias & Reznick (2000) foi desenvolvido antes da revisão sistemática de *Phalloceros* spp., por Lucinda & Reis (2005).

Das 816 fêmeas de *Phalloceros* sp. analisadas no ribeirão Santana, 42% estavam grávidas. Pereira & Andreatta (2003) encontraram uma taxa de fecundidade de 89% para o poecilídeo *P. januarius*. O tamanho mínimo de fêmea grávida encontrada no presente estudo foi relativamente menor do que aquele encontrado por Arias & Reznick (2000) em córregos do estado de São Paulo (19±25 mm). Na bacia do ribeirão Santana, 122 fêmeas de tamanho inferior a 19 mm estavam grávidas, sendo 85% distribuídas nos pontos P2 (reservatório) e P4 (jusante casa de força).

Segundo Gomes & Agostinho (1997), alterações dos parâmetros reprodutivos relacionam-se a modificações na estrutura do hábitat. Assim, a menor idade reprodutiva dessas fêmeas pode ser consequência da modificação das características do ambiente, visto que, dos pontos de coleta, P2 e P4 são os que sofrem maiores impactos em consequência do barramento. O fato de *Phalloceros* sp. constituir um complexo de espécies (Lucinda & Reis, 2005) permite também levantar a hipótese de que as diferenças na idade reprodutiva têm como consequência o fato de se poder se estar trabalhando com espécies distintas.

A maior parte das fêmeas grávidas de *Phalloceros* sp. apresentava entre 1 e 5 embriões. Este valor é menor do que o encontrado para outros Poecilídeos no Brasil. Pereira & Andreatta (2003) encontraram, em média, 14 embriões por fêmea grávida de *P. januaris* na laguna Rodrigo de Freitas, RJ e Arias & Reznick, (2000) constataram média de 10 a 28 embriões para *P. caudimaculatus* (*Phalloceros* sp.), em bacias do estado de São Paulo. Estes padrões de fecundidade podem ser reflexo das modificações da estrutura do hábitat ou das características intra-específicas do complexo de espécies de *P. caudimaculatus*.

A população de *Phalloceros* sp. apresentou atividade reprodutiva durante todo o ciclo hidrológico, mas com grande diferença entre as estações chuvosa e seca. Este resultado assemelha-se ao encontrado para *P. caudimaculatus* (*Phalloceros* sp.) (Okaywa et al., 2006) e *P. januaris* (Pereira & Andreatta, 2003). No mês de novembro de 2006, foi quando se encontrou a maior fecundidade. Este período é caracterizado pelo aumento da temperatura e nível da água. Segundo Vazzoler (1996), estes fatores podem exercer influência sobre a fecundidade dos peixes. Casatti et al. (2006) associaram os maiores valores de temperatura e precipitação dos meses de janeiro e fevereiro ao pico da atividade reprodutiva de *P. hollandi*. Vale ressaltar que, apesar de a reprodução

ocorrer durante todo o ano, apenas nas estações quentes e úmidas foram registradas fêmeas com mais de um embrião.

O ponto em que foi encontrada a maior fecundidade (C1) está localizado a montante do reservatório da PCH Mello. Os ambientes aquáticos em áreas a montante dos reservatórios são os que sofrem os menores impactos, quando comparados às áreas de jusante e ao próprio reservatório (Agostinho et al., 2007). Apesar de estar localizado a jusante da barragem, P3 foi o ponto no qual registrou-se a segunda maior fecundidade. Tal fato pode ser reflexo das características hidráulicas e biológicas deste trecho do ribeirão Santana, que são bastante próximas a dos trechos a montante do reservatório. Já em P4, que é onde foi obtida a maior abundância, registrou-se uma das menores taxas de fecundidade, reforçando o impacto que o barramento pode exercer sobre a dinâmica reprodutiva da espécie a jusante da barragem. Neste caso, também se pode considerar que os baixos valores de fecundidade estejam relacionados aos altos valores de densidade.

Os reservatórios são construções que alteram as condições originais de um rio. As conseqüências dessas alterações refletem sobre a ictiofauna que habita a região de influência do reservatório, principalmente as populações do corpo do reservatório e das áreas a jusante da barragem. O presente trabalho pôde demonstrar que, mesmo as espécies ditas de pequeno porte, das quais os hábitos de vida são poucos conhecidos, podem ser prejudicadas com a modificação ambiental promovida pelas barragens. No caso de *Phalloceros* sp., esta ação parece refletir na alteração de seus parâmetros reprodutivos.

Os resultados demonstram, ainda, que esta espécie apresenta atividade reprodutiva relacionada a ambientes lóticos, o que caracteriza o seu comportamento reofílico. Assim, é necessário que as espécies de menor importância comercial e econômica recebam maior atenção em relação aos

impactos antrópicos sobre o ambiente aquático, principalmente naqueles ainda pouco estudados.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

AGOSTINHO, A. A.; MENDES, V. P.; SUZUKI, H. I.; CANZI, C. Avaliação da atividade reprodutiva da assembléia de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do Reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, Maringá, v.15, p.175-189, 1993. Suplemento.

ARANHA, J. M. R. **Distribuição longitudinal, alimentação e época reprodutiva de quatro espécies de Cyprinodontiformes (Osteichthyes) coexistentes no rio Ubatiba (Maricá, Rio de Janeiro)**. 1991. 115 fl. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro.

ARAÚJO, R. B.; GARUTTI, V.; Biologia reprodutiva de *Aspidoras fuscoguttatus* (Siluriformes, Callichthyidae) em riacho de cabeceira da bacia do alto rio Paraná. **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v.92, n.4, p.89-98, 2002.

ARIAS, A.; REZNICK, D. Life History of *Phalloceros caudiomaculatus*: A Novel Variation on the Theme of Livebearing in the Family Poeciliidae. **Copeia**, v.3, p.792–798, 2000.

AXELROD, H. R.; SCHULTZ, L.P. **Handbook of Tropical Aquarium Fishes**. Neptune: T.F.H., 1990. 718p.

BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum**, Maringá, v.27, n.2, p.153-160, 2005.

CARAMASCHI, E. P. **Distribuição da ictiofauna de riachos das Bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu, SP)**. 1986. 245p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.

CASATTI, L.; CARVALHO, F. R.; VERONEZI Jr., J. L.; LACERDA, D. R. Reproductive biology of the Neotropical superfetaceous *Pamphorichthys hollandi* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). **Ichthyology Explorer Freshwater**, München, v.17, n.1, p.59-64, 2006.

COSTA, W. J. E. M. Peixes fluviais do sistema lagunar de Maricá, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v.7, p. 65-72, 1984.

GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in Upper Paraná River Basin. **Fisheries Management and Ecology**, Osney Mead, v.4, n.4, p.479-490, 1997.

LOWE-McCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London/New York: Longman, 1975. 337p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. New York: Cambridge University, 1987. 382p.

LUCINDA, P. H. F.; REIS, R. E. Systematics of the subfamily Poeciliinae Bonaparte (Cyprinodontiformes: Poeciliidae), with an emphasis on the tribe Cnesterodontini Hubbs. **Neotropical Ichthyology**, São Paulo, v.3, n.1, p.1-60, 2005.

MARCUCCI, K. M. I.;ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Abundância e aspectos reprodutivos de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) em quatro trechos da represa Capivara, médio rio Paranapanema **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v.95, n.2, p.197-203, 2005.

MAZZONI, R.; MENDONÇA, R. S.; CARAMASCHI, E. P. Reproductive biology of *Astyanax janaeensis* (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba river, Maricá – RJ. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.65, n.4, 643-649, 2006.

MAZZONI, R.; SILVA, A. P. F. Aspectos da história de vida de *Bryconamericus macrocephalus* (Miranda Ribeiro) (Characiformes: Characidae) de um riacho costeiro de Mata Atlântica, Ilha Grande, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.23, n.1, p.228-233, 2006.

- MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**: lista preliminar das espécies e comentários sobre a conservação de peixes de água doce Neotropicais. São Paulo: Universidade de São Paulo. Museu de Zoologia, 2007. 408p.
- NIKOLSKY, G. V. **The ecology of fishes**. Nova York: Academic, 1963. 352p.
- OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropical**, São Paulo, v.5, n.1, p.95-107, 2005.
- OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Ribeira de Iguape no estado de São Paulo**. São Paulo: Neotrópica, 2006. 201p.
- PAIVA, M. P. Impactos das grandes represas sobre o meio ambiente. **Ciência e Cultura**, Caracas, v.35, n.9, p.1274-1282, 1983.
- PEREIRA, R. C.; ANDREATA, J. V. Aspectos reprodutivos de *Phalloptychus januarius* (Hensel, 1868) (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) da Laguna Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zociências**, Juiz de Fora, v.5, n.1, p.79-87, 2003.
- REZNICK, D. N; MILES, D. B. A review of life history patterns in Poeciliid fishes. In: Meffe, G. K & Snelson Jr. F. F eds. **Ecology and evolution of livebearing fishes (Poeciliidae)**. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. 1989. p. 125–148.
- ROSEN, D. E.; BAILEY R. M. The poeciliid fishes (Cyprinodontiformes), their structure, and zoogeography and systematics. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, Washington D. C, v.126, p.1–176, 1963.
- SÃO THIAGO, H. **Composição e distribuição longitudinal da ictiofauna do Rio Parati-Mirim (RJ) e período reprodutivo das principais espécies**. 1990. 165p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- SCOLOSSER, I. J. Fish communities structure and function along two habitat gradients in headwater stream. **Ecological Monographs**, Washington D. C, v.52, n.4, p.395-314, 1982.

UIEDA, V. S.; BARRETTO, M. G. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zociências**, Juiz de Fora, v.1, n.1, p.55-67, 1999.

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

ANEXO

Fotos de algumas espécies capturadas na bacia do rio Pomba e do ribeirão Santana, Minas Gerais.....	113
---	-----



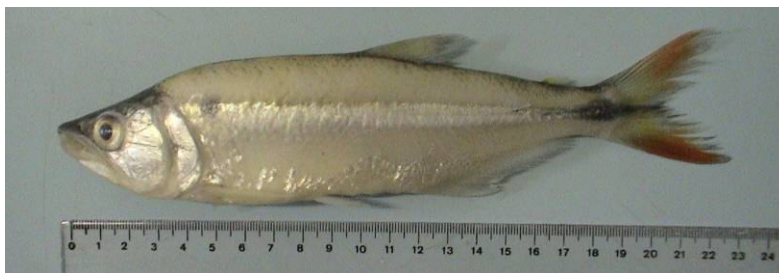
Leporinus copelandii



Astyanax bimaculatus



Brycon opalinus



Oligosarcus hepsetus



Hoplias malabaricus



Prochilodus lineatus



Hoplosternum litorale



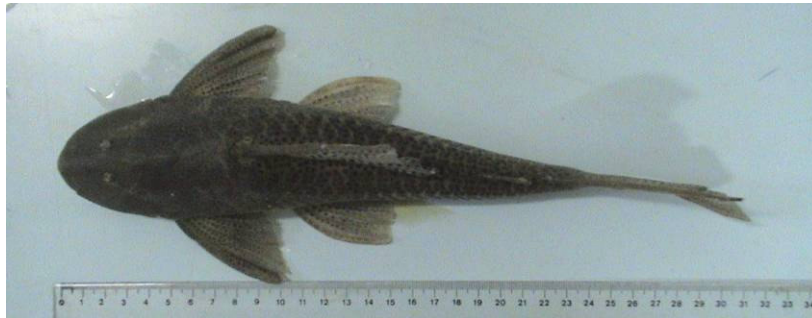
Rhamdia quelen



Delturus paraybae



Pogonopoma paraybae



Hypostomus affinis



Pimelodus fur



Steindachneridion parahybae



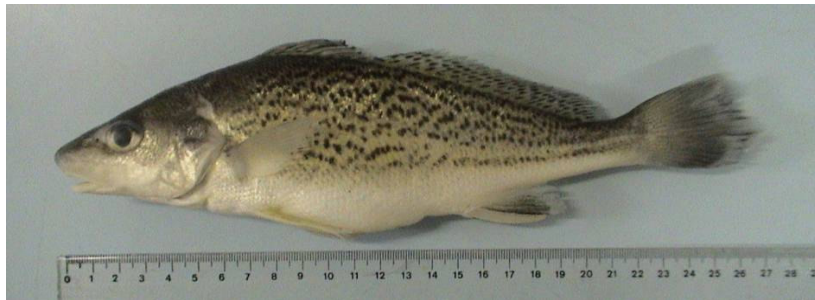
Phalloceros sp.



Cichla monoculus



Geophagus brasiliensis



Pachyurus adpersus