

UFRRJ

**INSTITUTO DE BIOLOGIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIOLOGIA ANIMAL**

RELATÓRIO

**Influência de três tipos de barragens sobre atributos ecológicos da
ictiofauna no rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil**

Rafael Jardim Albieri

2012



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**INFLUÊNCIA DE TRÊS TIPOS DE BARRAGENS SOBRE ATRIBUTOS
ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA NO RIO PARAÍBA DO SUL, RJ, BRASIL**

RAFAEL JARDIM ALBIERI

**Sob a Orientação do Professor Ph. D.
Francisco Gerson Araújo**

Tese Submetida à Coordenação do
Curso de Pós-Graduação em
Biologia Animal da Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro,
como requisito parcial para
obtenção do grau de Doutor em
Ciências.

Seropédica, RJ
Agosto de 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

Rafael Jardim Albieri

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, como requisito parcial para obtenção do Grau de **Doutor em Ciências**.

APROVADO EM/...../.....

BANCA EXAMINADORA:

Presidente: -----

Francisco Gerson Araújo – UFRRJ / Orientador

Membro: -----

Paulo dos Santos Pompeu – Universidade Federal de Lavras

Membro: -----

Gustavo Muniz Dias – Universidade Federal do ABC

Membro: -----

Marcus Rodrigues da Costa – Centro Universitário Módulo

Membro: -----

Iracema David Gomes – SEE RJ

AOS MEUS PAIS

AGRADECIMENTOS

Ao professor Doutor Francisco Gerson Araújo, pela orientação e incentivo durante o desenvolvimento deste estudo, que certamente serviram não só para o engrandecimento deste trabalho, mas gerar todo um conhecimento científico que me fez crescer a cada dia.

A toda equipe de estagiários, mestres e doutores que participaram ativamente e passivamente do Projeto “Três Barragens”.

Aos amigos Marcus “Marquito”, Eduardo “meu vô”, Antônio, Tati, Leo, Bianca, Victor, Cleivison, Diego “caculé”, Ruan, Wagner “Japão”, Tailan, Paulinha, Márcia, Iracema, Joyce, Taynara, Nathalia, Adeilton e Hamilton pela amizade e ajuda.

Aos inestimáveis amigos Paulo “POPOU”, Luciano “FARINHA”, Alex “LEQUIN, LEQ,” pela amizade e grande companheirismo durante todas as etapas deste processo de formação, além de seus incentivos e trocas de ideias.

Aos funcionários do Laboratório de Ecologia de Peixes pelo apoio e colaboração nos trabalhos de campo e laboratório, e a todos os outros estagiários do LEP/UFRRJ.

Ao Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e a todos os professores deste curso.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), pela concessão da bolsa.

Aos meus amigos pessoais Anderson, Wilson, Alex “delega”, Robson, Rogério, Gustavo, Fernando e Thiago pelo apoio e incentivo.

A todos os quais não foram citados nominalmente, mas que, em meu coração, sei que tiveram participação em minha vida profissional e pessoal.

Ao Mestre e amigo Alex “Lequin, Leq” Braz Iacone Santos pela amizade, parceria científica, conselhos, toques, puxões de orelha, conhecimentos e paciência, muita paciência.

Aos meus familiares, pela compreensão e por não cansarem de me apoiar.

À minha noiva, Alessandra, por me aturar e amar.

Aos meus pais pela total confiança, carinho, apoio e dedicação.

BIOGRAFIA

Rafael Jardim Albieri, filho de Ricardo Crivano Albieri e Suzete Maria Micas Jardim Albieri, nasceu no Rio de Janeiro, em 08.08.1983. Iniciou atividades de ecoturismo e educação ambiental em 2000 (até 2011) como guia da Tuareg Rafting & Expedições. Ingressou no curso de Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, no período de 2002 a 2006. Iniciou sua experiência científica com ecologia de peixes em 2002, como estagiário do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (LEP/UFRRJ). Foi bolsista CNPq (Apoio Técnico) entre 2006 e 2007. Em 2006 também foi aprovado em concurso público no magistério do Município de Volta Redonda, RJ, ministrando aulas de ciências e biologia para turmas do ensino fundamental e médio, respectivamente, até 2007. No ano de 2007 iniciou o Curso de Mestrado em Biologia Animal, no Instituto de Biologia da UFRRJ, onde foi bolsista Capes, desenvolvendo sua dissertação intitulada “BIOLOGIA REPRODUTIVA DA TAINHA *Mugil liza* VALENCIENNES E DO PARATI *Mugil curema* VALENCIENNES (Actinopterygii, Mugilidae) NA BAIA DE SEPETIBA, RJ, BRASIL”, concluída em fevereiro de 2009. Durante este período de mestrado submeteu trabalhos de pesquisa às revistas científicas nacionais e internacionais, participou de congressos e simpósios e trabalhou como consultor externo em empresas ambientais em diversos Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e Relatórios de Impacto Ambiental (RIMA). Em 2009, 2010 e 2011 coordenou os trabalhos de campo, com amostragens de peixes ao longo do Rio Paraíba do Sul - Projeto “INFLUÊNCIA DE TRÊS TIPOS DE BARRAGENS SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE E A BIOLOGIA REPRODUTIVA DA ICTIOFAUNA EM TRECHOS DO RIO PARAÍBA DO SUL”, financiado pelo edital CNPq CT-HIDRO (ed. 22/2009). Durante o mesmo período continuou participando de diferentes projetos de pesquisa e consultorias. Adicionalmente, ampliou sua experiência no magistério participando do Programa Mais Educação no Colégio Estadual Dôrval Ferreira da Cunha (U.A. 182951; INEP 33090246) e como professor contratado do Grupo Apoio Assessoria e Empreendimento Educacional Ltda., ministrando aulas de ciências e biologia para o ensino fundamental e médio, respectivamente. No ano de 2009 iniciou o Doutorado no curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, no Instituto de Biologia da UFRRJ.

RESUMO

Albieri, Rafael Jardim. **Influência de três tipos de barragens sobre atributos ecológicos da ictiofauna no Rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil**. Seropédica: UFRRJ 2012. xiv + 78p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

Foi investigada a influência de três tipos de barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes ao longo de um rio no Sudeste do Brasil. Foram estudadas comparações da assembleia de peixes entre habitats a montante e a jusante de barragens para detectar possíveis diferenças da comunidade de peixes entre estes dois habitat em duas estações do ano (chuvosa e seca). Os três tipos de barragens e passagens de peixes associadas usadas como modelo foram: (i) barramento total, (ii) barramento parcial/ canal lateral e (iii) barramento total com escada de peixes. A hipótese testada foi que existem diferenças na composição das comunidades de peixes entre os habitats lênticos acima das barragens (reservatórios) e seus respectivos trechos de rio (lótico) a jusante da barragem. Esperou-se uma assembleia de peixes impactada com as maiores diferenças na ictiofauna entre habitats a montante e a jusante em (i), diferenças intermediárias em (iii) e diferenças menos evidentes em (ii). Adicionalmente, investigações secundárias foram feitas, contudo utilizando os modelos de estudo separadamente. Quando investigado (ii) o barramento parcial, um barramento com conexão hidrológica permanente e homogeneidade ambiental entre fragmentos, descobriu-se que estes atributos não foram capazes de evitar o impacto negativo da fragmentação sobre assembleias de peixes do rio. O reservatório e o rio a jusante apresentaram diferentes estrutura e composição da assembleia. Espécies de peixes migratórios, como *Pimelodus maculatus*, *Pimelodus fur* e *Prochilodus lineatus* foram os mais afetados, e, provavelmente, são impedidos de realizar migrações rio acima. Por outro lado, apenas espécies adaptadas tais como *Hoplias malabaricus* e *Hoplosternum littorale* obtiveram sucesso na colonização do reservatório. Portanto, concluí-se que a presença de somente a conectividade hidrológica, certamente não garante a conectividade ecológica e, conseqüentemente, estruturas de passagem de peixes devem ser monitoradas e manejadas para avaliar e melhorar a sua funcionalidade e eficiência. Outra pesquisa foi feita no (i) barramento total para avaliar os possíveis impactos deste represamento, considerando duas condições ambientais contrastantes: estações chuvosa/verão e seca/inverno. Uma mudança nos parâmetros bióticos e abióticos ocorreu devido ao contraste entre o reservatório e a zona a jusante. A complexidade do habitat relativamente alta e o regime de fluxo de água a jusante favoreceu uma assembleia de peixes mais rica e abundante, especialmente na estação chuvosa. Neste período, as águas cobrem parte da vegetação ciliar, aumentando a disponibilidade de habitat e aporte de nutrientes. Além disso, a obstrução das migrações de peixes rio acima, principalmente na estação chuvosa, como *Leporinus copelandii*, *Pimelodus fur*, *Pimelodus maculatus* e *Prochilodus lineatus* aumentam a concentração de cardumes a jusante da barragem. Embora o reservatório represente um ecossistema simplificado, altamente influenciado por espécies não-nativas predadoras de topo (*Cichla kelberi* e *Plagioscion squamosissimus*), processos cíclicos (e. g., flutuações do nível da água e pulsos de inundação) parecem estar envolvidos na estruturação das assembleias de peixes. As cinco variáveis ambientais selecionadas explicaram 55% dos padrões espaço-temporais, definido principalmente

pela turbidez (a jusante), temperatura e oxigênio dissolvido (no reservatório). Peixes predadores visuais, mudanças sazonais e processo de eutrofização foram relacionados a estas variáveis, respectivamente. Finalmente, a hipótese principal do estudo foi aceita, mas as expectativas não foram totalmente corroboradas. Diferenças na assembleia de peixes entre habitats a montante e a jusante foram maiores no (i) bloqueio total. No entanto, o (ii) bloqueio parcial/canal lateral apresentou diferenças maiores na fauna de peixes do que o (iii) bloqueio total, com escada de peixes, principalmente na estação chuvosa, quando cheias funcionam como gatilho para diversas funções biológicas (e.g. movimentos de dispersão e migração reprodutiva) em peixes de água doce Neotropicais. Adicionalmente, a riqueza de espécies foi maior em habitats a jusante, como um efeito da heterogeneidade de habitats e de concentração de peixes abaixo das barragens devido ao bloqueio da migração. Neste estudo, foram fornecidas informações que podem contribuir para os programas de gestão e projetos futuros, bem como o melhoramento da base de dados da ecologia de ambientes aquáticos continentais.

PALAVRAS-CHAVE: Peixes de água doce, Reservatórios, Fragmentação de rios.

ABSTRACT

Albieri, Rafael Jardim. **Influence of three types of dams on the ecological attributes of fish assemblage in Paraíba do Sul River, RJ, Brazil.** Seropédica: UFRRJ 2012. xiv + 78p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

*Influences of three types of dams on fish community structure along a river from Southeastern Brazil were investigated. Comparison of fish assemblages between above- and below-dam habitats was studied in order to detect possible differences in fish community between these habitats in two seasons (wet and dry). The three types of dams and associated fishways used as models were: (i) total blockage, (ii) partial blockage/side channel and (iii) total blockage with fish ladder. The tested hypothesis was that there are differences in fish assemblage composition between above- and below-dams habitats. We expected an impacted fish assemblage with the highest differences in fish fauna between up and downriver habitats in (i), intermediate in (iii) and less evident in (ii). Additionally, secondary investigations were made using models separately. When we investigated (ii) partial blockage, an impoundment with permanent hydrologic connection and environmental homogeneity between patches, we found that these attributes were not able to avoid the negative impact of river fragmentation on fish assemblage. The above- and below-dam had different fish assemblage composition and structure. Migratory fish species such as *Pimelodus maculatus*, *Pimelodus fur* and *Prochilodus lineatus* were the most affected, and probably are prevented to perform upriver migrations. On the other hand, only adapted species such as *Hoplias malabaricus* and *Hoplosternum littorale* successfully colonized the reservoir (above-dam). Therefore, for this investigation, we conclude that the presence of a hydrologic connectivity alone certainly does not guarantee an ecological connectivity and, consequently, fish passage facilities should be monitored and managed to evaluate and improve their functionality and efficiency. Another research was made in (i) total blockage to evaluate the possible impacts of this impoundment, considering two contrasting environmental conditions: wet/summer and dry/winter seasons. A major shift in biotic and abiotic parameters occurred due to contrast between above- and below-dams habitats. The comparatively high habitat complexity and water flow regime of the below-dam downriver zone favored a richer and abundant fish assemblage, especially in the wet season. In this period, the waters cover part of the riparian vegetation, increasing habitat availability and nutrient input. Additionally, the obstruction of upriver migrations of reophilics, mainly in wet season, such as *Leporinus copelandii*, *Pimelodus fur*, *Pimelodus maculatus* and *Prochilodus lineatus* increases shoals below dams. Although the reservoir represents a simplified ecosystem, highly influenced by non-native top predator species (*Cichla kelberi* and *Plagioscion squamosissimus*), cyclic processes (e.g. water level fluctuations and flood pulses) seems to be involved in the structuring of fish assemblages. The five selected environmental variables, although highly influenced by the impoundment, explained 55% of spatio-temporal patterns, defined mainly by turbidity (downriver) temperature, and dissolved oxygen (reservoir). Visual-predators fishes, seasonal changes and eutrophication process were linked to these variables, respectively. Finally, our main hypothesis was accepted but our expectations were not fully matched. Differences of fish assemblage between above- and below-dams habitats were highest in (i) total*

blockage. However, partial blockage/side channel (ii) showed higher differences in fish fauna than (iii) total blockage with fish ladder, mainly in wet season, when flood triggers biological features (e.g. dispersal movements and reproductive migration) in Neotropical freshwater fish. Moreover, species richness was higher in downriver habitats, as an effect of habitat heterogeneity and fish concentration down the dams because impairment of migration. We provide information that may contribute to management programs and future projects as well as enhance freshwater ecology data base.

KEYWORDS: *Freshwater fish, Reservoir, River fragmentation.*

PREFÁCIO

A tese é apresentada em quatro capítulos. Primeiramente foi feito uma caracterização dos problemas provocados pelo homem através da fragmentação dos rios e suas consequências para fatores bióticos e abióticos. Esta primeira introdução inclui também a hipótese e os objetivos gerais da tese, uma descrição da bacia do rio Paraíba do Sul e a metodologia de amostragem. No primeiro capítulo (Influência de diferentes tipos de barragens sobre a comunidade de peixes ao longo de um rio tropical no sudeste do Brasil) é feita uma primeira análise da ictiofauna capturada a montante e a jusante de três barragens, referente apenas ao período chuvoso (verão), e a partir desta descrição são levantadas possíveis influências dos três diferentes tipos de barragem sobre a ictiofauna do rio Paraíba do Sul. O segundo capítulo (Avaliando o isolamento espacial das assembleias de peixes acima e abaixo de uma barragem neotropical com conectividade hidrológica) tem como objetivo principal investigar se um barramento com conexão hidrológica permanente (conectividade) e certa homogeneidade ambiental entre fragmentos são suficiente para garantir a manutenção da estrutura da ictiofauna e impedir a extinção local. No terceiro capítulo (Resposta das assembleias de peixes a um bloqueio total em um rio neotropical: uma abordagem de escala local) busca-se elucidar a estrutura das assembleias de peixes, e suas relações com variáveis abióticas, a montante e a jusante da barragem de Funil para avaliar possíveis impactos deste represamento, considerando duas condições ambientais contrastantes: estações verão/úmido e inverno/ seco. Por fim, no quarto e último capítulo (Comparações das assembleias de peixes entre habitats acima e abaixo de barragens de um rio neotropical: a influência de diferentes tipos de barragens) objetivou-se descrever a fauna de peixes de habitats a montante e a jusante de três diferentes tipos de barragens, em duas estações do ano, e detectar possíveis diferenças nas assembleias de peixes entre estes habitats, esperando um maior impacto na assembleia de peixes e maiores diferença da ictiofauna entre habitats de montante e jusante na barragem com bloqueio total, uma diferença intermediária no bloqueio total com passagem de peixes e menores diferenças na barragem com conectividade hidrológica.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	v
AGRADECIMENTOS.....	vi
BIOGRAFIA.....	vii
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
PREFÁCIO.....	xii
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1 O PROBLEMA.....	1
1.2 Efeito da construção de barragens nos sistemas lóticos.....	1
1.3 O caso de estudo: Rio Paraíba do Sul.....	2
2 HIPÓTESE, OBJETIVOS E METAS DA PESQUISA.....	3
2.1 Hipótese.....	3
2.2 Objetivo Geral.....	3
2.3 Objetivos Específicos.....	4
2.4 Metas.....	4
3 MATERIAL & MÉTODOS.....	4
3.1 Área de Estudo.....	4
3.2 Programa Amostral.....	5
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	7
CAPÍTULO I - Influência de diferentes tipos de barragens sobre a comunidade de peixes ao longo de um rio tropical no sudeste do Brasil	
RESUMO.....	12
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 MATERIAL E METODOS.....	14
2.1 Área de estudo.....	14
2.2 Amostragem.....	15
2.3 Análise de dados.....	15
3 RESULTADOS.....	16
4 DISCUSSÃO.....	22
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	25
CAPÍTULO II - Avaliando o isolamento espacial das assembleias de peixes acima e abaixo de uma barragem Neotropical com conectividade hidrológica	
RESUMO.....	30
ABSTRACT.....	31
1 INTRODUÇÃO.....	32
2 MATERIAL & MÉTODOS.....	32
3 RESULTADO & DISCUSSÃO.....	33
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37

CAPÍTULO III - Resposta das assembleias de peixes a um barramento em um rio neotropical: uma abordagem de escala local	
RESUMO.....	41
ABSTRACT.....	42
1 INTRODUÇÃO.....	43
2 MATERIAL & MÉTODO	43
2.1 Área de Estudo.....	43
2.2 Programa Amostral.....	44
2.3 Análise de dados.....	44
3 RESULTADOS.....	45
3.1 Assembleias de peixes.....	45
3.2 Influências ambientais sobre a assembleia de peixes.....	47
4 DISCUSSÃO.....	49
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51
CAPÍTULO IV - Comparações das assembleias de peixes entre habitats acima e abaixo de barragens de um rio neotropical: a influência de diferentes tipos de barragens	
RESUMO.....	57
ABSTRACT.....	58
1 INTRODUÇÃO.....	59
2 MATERIAL & MÉTODOS.....	60
2.1 Análise de dados.....	60
3 RESULTADOS.....	60
4 DISCUSSÃO.....	67
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	71
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	75
ANEXO I.....	76
ANEXO II.....	77

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 O problema

A construção de barragens ao longo dos rios constitui uma das principais alterações antrópicas nestes ecossistemas, principalmente devido à fragmentação do habitat com efeitos diretos na ecologia e biologia da ictiofauna. No Brasil, este tipo de intervenção tem sido cada vez mais comum visando à produção de energia elétrica, o acúmulo e suprimento de águas para abastecimento doméstico, industrial e agrícola. Estas medidas socioeconômicas muitas vezes são executadas sem uma avaliação adequada dos efeitos adversos e prejuízos ao meio ambiente, principalmente para a ictiofauna.

As barragens alteram profundamente o ecossistema de rios, degradando a qualidade da água pela alteração no regime de cheias, aumentando a sedimentação e mudando o fluxo de nutrientes (JEFFRIES & MILLS 1994). Essas mudanças ocasionam impactos ecológicos, que incluem modificações na morfologia dos canais, dissociação com as planícies de inundação, desconexão de teias alimentares, fragmentação e perda de habitat (LEVIN & TOLIMIERI 2001). Mudanças hidrológicas e ecológicas associadas ao represamento têm contribuído substancialmente para a alteração na estrutura das comunidades (GILLETTE *ET AL.* 2005). Após a construção de hidrelétricas, a diversidade de espécies diminui comparada a rios não regulados (MÉRONA *ET AL.* 2005). Esta redução de espécies tem sido relacionada às condições fluviais, pois espécies de origem lótica tendem a não permanecer no reservatório, contribuindo para um predomínio daquelas que melhor se adequam às novas condições do ambiente lêntico (AGOSTINHO *ET AL.* 2003, 2004). Portanto, o represamento de um rio corresponde à criação de um novo ecossistema, que resulta na mudança da composição da biota, e pode representar a desestrutura do ecossistema lótico (JEFFRIES & MILLS 1994, GORE 1996).

1.2 Efeitos da construção de barragens nos sistemas lóticos

A modificação da paisagem devido ao impacto antrópico tem influenciado a dinâmica natural nos ecossistemas aquáticos, pois as alterações ambientais têm efeitos negativos na qualidade da água e na disponibilidade de microhabitats, o que ocasiona a desestrutura das comunidades bióticas, perda de biodiversidade e pode comprometer a ictiofauna (e.g. BIZERRIL 1999, GRAY *ET AL.* 2000, PINTO *ET AL.* 2006b, ARAÚJO *ET AL.* 2009). Dentre as alterações antrópicas, a fragmentação do ambiente é um dos principais fatores de impacto para o ecossistema fluvial, pois interrompe as conexões naturais longitudinais e laterais (ALLAN 1995).

A construção de barragens apresentou considerável crescimento nas últimas décadas (PETTS 1990, AGOSTINHO *ET AL.* 2007), pois o represamento de grandes rios promove controle de cheias, cria oportunidades de recreação, gera energia elétrica, fornece suprimento de água, favorece a navegação continental e é importante para o desenvolvimento econômico regional (OLDANI *ET AL.* 2007). Entretanto, as barragens vêm alterando o curso dos rios, eliminando a presença de corredeiras e lagoas marginais e transformando o regime das águas de lógicas para lênticas, contribuindo com a redução qualitativa das espécies e a perda de populações e espécies de peixes em todo o mundo (BIZERRIL & PRIMO 2001, BAIGÚN *ET AL.* 2007). Estes novos ambientes apresentam uma dinâmica diferente dos rios, pois limitam o fluxo de

nutrientes, organismos, matéria orgânica, energia (WARD & STANFORD 1983, 1984, 1987, 1995a, 1995b, STANFORD & WARD 2001) e informação genética (PUTH & WILSON 2001).

A regulação das cheias e a alteração do ecossistema lótico compõem os impactos mais importantes das barragens (e.g. WARD & STANFORD 1995 a-b; STANFORD & WARD 2001, MÉRONA *ET AL.* 2005), cujas características podem acarretar mudanças na história de vida, por meio da seleção ou plasticidade, afetando o ciclo reprodutivo da maioria das espécies (PENCZAK *ET AL.* 1998, MCADAM *ET AL.* 1999). As barragens também influenciam a estrutura das comunidades de peixes devido à diminuição da riqueza e da diversidade de espécies (MÉRONA *ET AL.* 2005), afetando principalmente as espécies migratórias, por constituírem obstáculos para a livre movimentação dos peixes, dificultam o acesso destas espécies às áreas de recrutamento e desova, podendo haver substituição de fauna por espécies de ciclo de vida curto, menor porte e baixo valor econômico (SUZUKI & AGOSTINHO 1997, AGOSTINHO *ET AL.* 2003, GILLETTE *ET AL.* 2005). Espécies de peixes distribuídas na bacia hidrográfica, com pré-adaptações para a vida em ambiente lacustre, apresentam maior probabilidade de sucesso na colonização e persistência no reservatório (FERNANDO & HOLČIK 1991, PENCZAK *ET AL.* 1998, GRAY *ET AL.* 2000, GILLETTE *ET AL.* 2005).

A distribuição dos organismos aquáticos é limitada pelo gradiente de habitats distintos. Diversos fatores ambientais são responsáveis pela estruturação das assembleias de peixes em ecossistemas aquáticos continentais, sendo um dos principais, a disponibilidade de habitats. Ambientes mais heterogêneos espacialmente podem acomodar mais espécies, pois apresentam maior quantidade de microhabitats, associados a uma maior variação de micro-climas e refúgios. Tanto para rios temperados como tropicais existe um aumento da diversidade da comunidade com a diversidade de habitat. Além disso, mais espécies podem ocorrer em uma comunidade do que outra devido à maior quantidade de recursos (TOWNSEND *ET AL.* 2006). Assim, rios tendem a abrigar maior diversidade de espécies pela maior heterogeneidade de habitats em comparação aos ambientes represados de lagos e reservatórios, porém com menor abundância (AGOSTINHO *ET AL.* 2007).

Considerando a influência das barragens sobre a ictiofauna e a necessidade de desenvolvimento socioeconômico do país, a compreensão dos processos que possam interferir nos ecossistemas fluviais constitui-se uma ferramenta importante para a inter-relação entre conhecimento e mitigação do efeito de fragmentação do ecossistema. Neste contexto, a bacia do rio Paraíba do Sul destaca-se na unidade ictiogeográfica do sudeste brasileiro por exibir alta biodiversidade, sendo a área com maior riqueza ictiofaunística desta região (BIZERRIL & PRIMO 2001). Dentre os estudos da ictiofauna na bacia estão os levantamentos realizados por LIMA (1997) para o curso superior, CARAMASCHI *ET AL.* (1991), ARAÚJO (1996) para os cursos médio e inferior. De acordo com a revisão de BIZERRIL & PRIMO (2001), foram registradas aproximadamente 160 espécies de peixes na bacia, considerando as de água doce, as estuarinas e aquelas dulcícolas introduzidas.

1.3 O caso de estudo: Rio Paraíba do Sul

O rio Paraíba do Sul é o maior rio de várzeas da região sudeste do Brasil, com 1080 km de extensão, bacia hidrográfica de 57000 km² (20°26' e 23°39'S 41° e

46°30'W), que deságua no Oceano Atlântico. É um dos sistemas lóticos mais utilizados do Brasil, por situar-se entre os maiores centros urbano-industriais do país (ARAÚJO 1996, BIZERRIL 1999), abastecendo cerca de 80% da população do Grande Rio (ARAÚJO *ET AL.* 2001).

A intensa urbanização e industrialização no entorno do rio Paraíba do Sul originou inúmeros problemas ambientais, como aumento de contaminantes, suspensão de sólidos e nutrientes, temperatura da água, alterações do fluxo e dos canais, diminuição do oxigênio dissolvido, desestrutura e perda funcional da vegetação ripária (TEIXEIRA *ET AL.* 2005, PINTO *ET AL.* 2006a, PINTO *ET AL.* 2006b). A extração de areia ao longo de todo o rio aumenta a suspensão de sólidos, promove a homogeneização do substrato, destruição das margens e erosão (PINTO *ET AL.* 2006a; 2006b). Além destes problemas, o rio Paraíba do Sul está sendo barrado em diversos trechos desde o século passado. Durante a fragmentação da calha principal do rio vários tipos de barragens foram construídos: barramento total (ex.: UHE de Funil e UHE Santa Branca), a “fio de água” com escada de peixes (ex.: PCH Lavrinhas, PCH Queluz e UHE Ilha dos Pombos) e barramento parcial (Elevatória Santa Cecília), provavelmente afetando diferentemente a ictiofauna. Apesar deste ambiente lótico já ser extremamente alterado, o rio Paraíba do Sul fornece uma boa oportunidade para se estudar a influência dos diferentes tipos de barragens sobre os atributos ecológicos da ictiofauna. Por isso, utilizou-se como modelo de estudo três barragens com diferentes características, sendo uma com barramento total (UHE Funil), uma com barramento parcial (Elevatória de Santa Cecília) e uma com barramento total, mas com sistema de transposição de peixes caracterizado por uma “escada de peixes” (Ilha dos Pombos). Esta experimentação poderá ajudar a entender e determinar quais tipos de construções (barragens) seriam menos prejudiciais à comunidade de peixes (principalmente os nativos) não só do rio Paraíba do Sul, mas como os de qualquer rio que sofra fragmentação.

2 HIPÓTESE, OBJETIVOS E METAS DA PESQUISA

2.1 Hipótese

Existem diferenças na composição das comunidades de peixes entre os habitats lênticos acima das barragens (reservatórios) e seus respectivos trechos de rio (lótico) a jusante da barragem;

A diferença na assembleia de peixes entre os dois tipos de habitats (lêntico e lótico) é maior onde o rio é barrado completamente, intermediária onde o rio é barrado totalmente, mas ainda existe uma conectividade representada por uma passagem (escada) para peixes e menor onde o rio é barrado parcialmente.

2.2 Objetivo Geral

Investigar e relacionar possíveis influências de três tipos diferentes de barragens sobre a comunidade de peixes em trechos do rio Paraíba do Sul através da comparação dos atributos ecológicos da ictiofauna entre os ambientes lênticos (reservatórios) e seus respectivos trechos de rio (lótico) a jusante das barragens.

2.3 Objetivos Específicos

- Determinar a distribuição, a abundância e frequência de ocorrência das espécies de peixes;
- Examinar as variações espaciais e sazonais na composição e estrutura da comunidade de peixes;
- Comparar atributos ecológicos da assembleia de peixes entre os ambientes lênticos (reservatórios) e seus respectivos trechos de rio (lótico);
- Associar dados físico-químicos da água (temperatura, condutividade, transparência, pH, oxigênio dissolvido e turbidez) com padrões da ictiofauna.

2.4 Metas

A principal meta é o fornecimento de informações sobre a ecologia de peixes em rios fragmentados e reservatórios, aumentando assim o entendimento dos processos inerentes a esses ecossistemas. Contudo, espera-se também que este estudo proporcione informações técnicas que funcionem como base para que gestores de sistemas fluviais e empreendedores de reservatórios e hidroelétricas tenham meios de aumentar a eficiência das ferramentas que objetivam o manejo, a manutenção e preservação da ictiofauna em rios Tropicais.

3 MATERIAL & MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O Rio Paraíba do Sul no sudeste do Brasil é um rio de nona ordem (comprimento: 1.080 km; área da bacia 57.000 km²), drenando uma das regiões industriais mais importantes do país (Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro) (ARAÚJO ET AL. 2009). Contém água de baixa qualidade devido ao uso indiscriminado da terra (agrícola, industrial e urbano) (PFEIFFER ET AL., 1986) e recebimento de grandes quantidades de esgoto sem tratamento e efluentes industriais (ARAÚJO ET AL. 2009). Os fluxos típicos de inverno e verão são 109 m³ s⁻¹ e 950 m³ s⁻¹, respectivamente. A precipitação anual varia de 100 a 300 cm, com a média geralmente acima de 200 cm (CARVALHO & TORRES 2002). O clima da bacia de drenagem é mesotérmico, com verões quentes e úmidos (Janeiro a Março) e invernos secos (julho a setembro) (BARBIERE & KRONENBERGER 1994). O rio está sendo fragmentado por barragens para diferentes fins (e.g., fontes de energia, controle de inundações e abastecimento de água). Atualmente, sete represamentos estão em operação no canal principal do rio, um está em fase final de construção, e outros dois estão sendo planejados (Figura 1). Este estudo foi realizado em três dessas barragens já operacionais, localizadas no trecho médio do Rio Paraíba do Sul (Figura 1/ Capítulo II, Tabela 1, Anexo 1). Uma vez que existem muitas maneiras de classificar o tamanho de uma barragem (e do reservatório associado) e a classificação varia de acordo com vários atributos (POFF & HART 2002) preferiu-se apenas dar as informações técnicas sobre as barragens estudadas e não classificá-las.

O Reservatório de Funil (22° 31' 43,5" S; 43° 34' 05,7" W) possui uma área ramificada típica de reservatório de aproximadamente 40 km². A usina hidrelétrica, que também controla as inundações, tornou-se operacional em 1969. A barragem é a

maior das três estudadas e bloqueia totalmente o curso do rio, restringindo completamente os movimentos dos peixes de jusante para montante e vice-versa (Tabela 1). Todo o fluxo da água passa pelas turbinas limitando as chances de sobrevivência mesmo para ovos e larvas. Tem uma profundidade média de 20 m (TERRA ET AL. 2010) e de acordo com BRANCO ET AL. (2002), uma condição de eutrofização crescente desenvolve-se neste reservatório devido à influências antrópicas. A vegetação ao redor é pobre em decorrência do anterior uso agrícola para as plantações de café e pastagem.

Por outro lado, o trecho a jusante possui uma variedade de características físicas do habitat. A profundidade média é de aproximadamente 3 m, com alta complexidade de habitat devido ao substrato rochoso e pedregoso, aos enraizamentos e plantas aquáticas. As margens são relativamente bem protegidas por vegetação ripária e formações rochosas (TERRA ET AL. 2010).

No trecho entre Funil e Santa Cecília, o segmento do Paraíba do Sul é de aproximadamente 120 km de comprimento. Santa Cecília (22° 28' 52,6" S; 43° 50' 20,2" W) possui a menor barragem do rio, construída em 1952 com o objetivo principal de acumulação de água que é bombeada do Paraíba do Sul (cerca de 160 m³ seg⁻¹) pela Light Co. Eléctrica, deixando aproximadamente um terço do fluxo original para o rio (Tabela 1). A barragem é composta por oito comportas, e tem um canal lateral (3 m de altura x 4 m de largura) que é mantido permanentemente aberto, uma vez que é obrigatória a liberação de um fluxo mínimo de 90 m³ s⁻¹, de acordo com a legislação brasileira. Em períodos extremos de inundação, alguns peixes são observados pulando a barragem, principalmente no sentido jusante-montante. É um reservatório a fio d'água e tem uma profundidade média de 10 m, a margem coberta principalmente por gramíneas, cercada por pastagens e algumas construções (casas e indústrias). O trecho a jusante tem uma profundidade média de 3 m, com margens degradadas pela ocupação humana. Em períodos de cheias extremas, águas do rio parcialmente inundam a cidade circundante.

Ilha dos Pombos (21° 51' 11,6" S; 42° 36' 24,6" W) está localizado a aproximadamente 180 km rio abaixo de Santa Cecília. É a mais antiga das três barragens, construída em 1924, e está localizada a aproximadamente 190 km da foz do rio no Oceano Atlântico (Tabela 1). É um reservatório a fio d'água com 4,3 km² de área e tem 12 m de profundidade média. A vegetação marginal é fragmentada, cercada por pastagens e extração de areia, com algumas áreas de gramíneas, arbustos e árvores. Embora seja a única barragem no trecho médio da bacia com um mecanismo de passagem de peixes (ARAÚJO ET AL. 2009), a escada de peixes (2 m de altura x 1,5 m de largura) opera principalmente durante a estação chuvosa. Caso contrário, a rota de peixes para jusante é apenas através das turbinas. O habitat a jusante tem profundidade média de 3,5 m e corre sobre formações rochosas, onde afloramentos rochosos são muito evidente neste trecho. Pastagem com relva e algumas árvores são a principal cobertura ciliar.

3.2 Programa Amostral

As amostragens de peixes foram realizadas entre Janeiro de 2010 e Agosto de 2011, abrangendo duas estações chuvosas (cheia/verão) e duas de seca (inverno). Um esforço de pesca padronizado foi aplicado em ambos os habitats a montante e a

jusante de cada local, ao longo de um trecho de aproximadamente 2 km da barragem (Figura 1/Capítulo II). Foram amostrados cada habitat a montante e jusante, por duas vezes, a cada estação (quatro vezes por ano). Foram utilizados três redes de emalhar de 25 m × 2m com diferentes malhas (entre nós 25, 50 e 75 mm) abrangendo 150 m² de área, definindo assim a unidade de esforço. Utilizou-se um total de dez unidades de esforço em cada habitat durante cada ocasião de pesca. As redes foram armadas no por do sol e retiradas na manhã seguinte, permanecendo pescando por aproximadamente 15 horas. Portanto, o desenho amostral teve um total de 480 amostras: 10 unidades de esforço (ou seja, 1.500 m² de redes) × 3 locais × 2 habitats (montante e jusante) × 2 estações (chuvosa e seca) × 2 visitas por estação × 2 anos.

Os peixes coletados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, medidos (mm) e pesados (g). Os exemplares foram fixados em formol a 10% por 48 horas e posteriormente transferido para etanol 70% e depositados na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

As variáveis ambientais de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), pH, condutividade (µS cm⁻¹) e potencial redox (mV) foram medidos usando o multissensor Horiba W-21 (Horiba Trading Co., Shanghai). A turbidez (NTU) foi tomada usando-se Policontrol modelo AP2000. Estas medições foram feitas durante a manhã, em 10 pontos em todos os habitat, a 20 cm de profundidade e a distância de aproximadamente 3 m da margem. A média dos valores foi usada para representar o trecho.

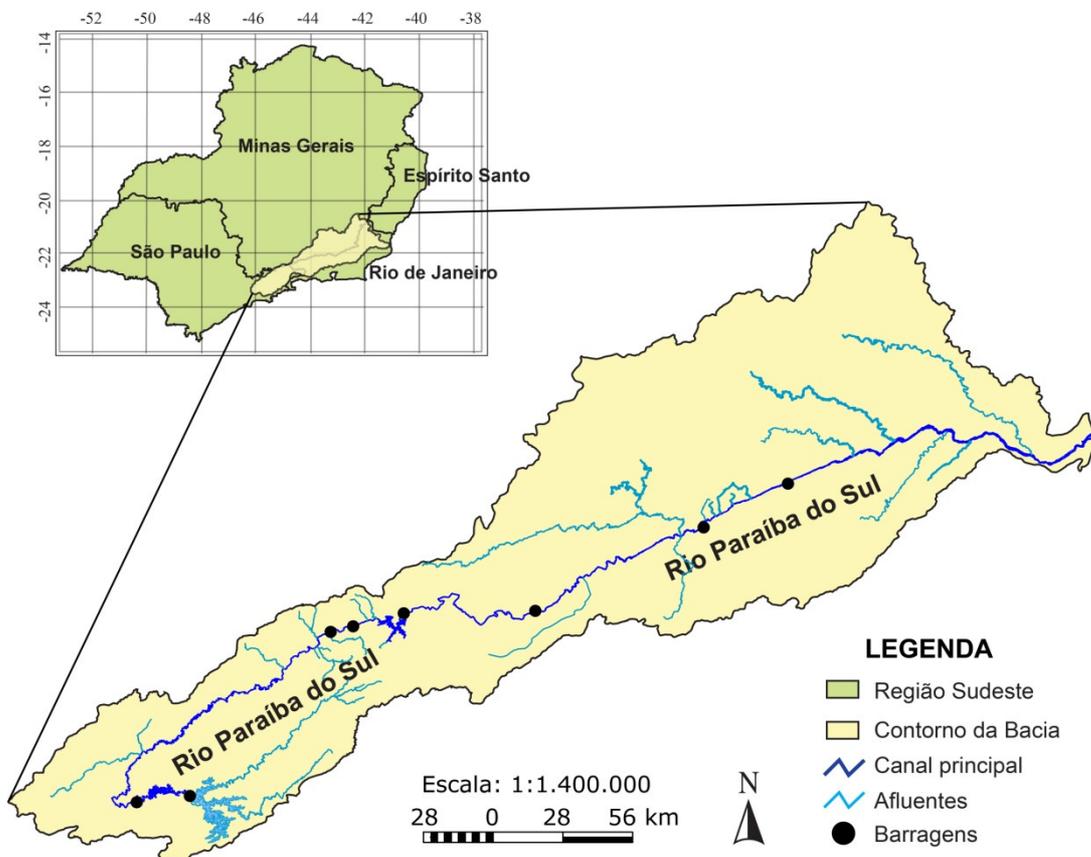


Figura 1. Rio Paraíba do Sul destacando os locais onde existe a fragmentação provocada por barragens.

Tabela 1. Principais características físicas das barragens e reservatórios usados como modelos de estudo.

Características/reservatório	Funil	S. Cecília	I. Pombos
Localização	Itatiaia, RJ	Barra do Piraí, RJ	Carmo, RJ
Data de início de operação	1969	1952	1924
Capacidade (MW)	216	-	164
Altura máxima da barragem (m)	85	-	12
Volume útil do reservatório (hm ³)	6200	2,17	6,77
Comprimento da barragem (m)	385	176	514
Área do reservatório (km ²)	40	2,70	4,26
Volume do reservatório (10 ⁶ m ³)	890	4,35	7,87
Altitude (a.n.m.)	440	353	108
Tempo de residência (dias)	10-55	<1	<1

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES & F. M. PELICICE. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM, 501p.
- AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES, H. I. SUZUKI & H. F. JÚLIO-JR. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. Pp. 19-98. In: CAROLSFELD, J., B. HARVEY, C. ROSS & A. BAER (Eds). Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. Ottawa, International Development Research Centre/ World Bank, 372p.
- AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES, S. VERÍSSIMO & E. K. OKADA. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14: 11-19.
- ALLAN, J. D. 1995. Stream ecology: Structure and function of running waters. Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 388p.
- ANDERSON, O. R. & S. J. GUTREUTER. 1989. Length Weight Associated Structural Indices. In: Nielsen, L. D. & D. L. Johnson. Fisheries Technology: American Fisheries Society. Pp. 283-300.
- ARAÚJO, F. G. 1996. Composição e Estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo Rio Paraíba do Sul, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 56, 1, 111-126.
- ARAÚJO, F. G., I. FICHBERG, B. C. T. PINTO, M.G. PEIXOTO. 2001. Variações espaciais nas assembleias de peixes no Rio Paraíba do Sul (Barra Mansa - Barra do Piraí), Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18, 2, p. 483-492.
- ARAÚJO, F.G., PINTO, B. C. T. & TEIXEIRA, T. P. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia* 618/89 – 107.
- ARAÚJO, J. R. S. & G. W. NUNAN. 2005. Ictiofauna do rio Paraíba do Sul: danos ambientais e sociais causados por barragens, hidrelétricas e poluição no trecho fluminense. Rio de Janeiro, CPDMA-ALERJ, 59p. Disponível em: www.minc.com.br/mandato/meioambi/relatoriopeixesbarragens.pdf.

- BAIGÚN, C. R. M., NESTLER, J. M., OLDANI, N.O., GOODWIN, R. A. & WEBER, L.J. 2007. Can North American fish passage tools work for South American migratory fishes? *Neotropical Ichthyology* 5: 109–119.
- BARBIERE E.B. & D.M.P KRONEMBERGER. 1994. Climatologia do litoral sul-sudeste do estado do Rio de Janeiro. *Caderno Geociências* 12: 57–73.
- BIZERRIL, C. R. S. F. 1999. The ichthyofauna of the Rio Paraíba do Sul watershed. Biodiversity and biogeographic patterns. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 42:233-250.
- BIZERRIL, C. R. S. F & P. B. S. PRIMO. 2001. Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro. Série SEMADS 5. Projeto Planágua-SEMADS/GTZ de cooperação técnica Alemanha-Brasil. Rio de Janeiro, FEMAR-SEMADS, 417p.
- BRANCO W.C.C., M.I.A. ROCHA, F.S.P. PINTO, G.A. GÔMARA & R. FILIPPO. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of zooplankton community. *Lake and Reservoir Management* 7: 87-92.
- CARAMASCHI, E. P., J. M, R. ARANHA, H. S. THIAGO, D. F. MORAES JR., D. A. HALBOTH, J. H. C. GOMES, M. VIANNA, M. S. MENEZES & D. FRANCISCHINI. 1991. Levantamento da ictiofauna do rio Paraíba do Sul e ciclo reprodutivo das principais espécies, no trecho compreendido entre Três Rios e Campos. Vol II. Aspectos reprodutivos da ictiofauna. Rio de Janeiro, Furnas Centrais Elétricas S. A., 190p.
- CARVALHO C.E.V. & J.P.M. TORRES. 2002. The ecohydrology of the Paraíba do Sul river, Southeast Brazil. In MCCLAIN ME (ed.), *The ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. The IAHS Series of Special Publications. Venice, Italy, pp. 179–191.
- ESCHMEYER, W. 2006. The Catalog of fishes on-line. Disponível em: <<http://calacademy.org/research/ichthyology/catalog/classif.html>>.
- FERNANDO C. H & HOLCIK J. 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 76: 149–167.
- GILLETTE, D. P., J. S. TIEMANN, D. R. EDDS & M. L. WILDHABER. 2005. Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impounded by low-head dams. *Copeia*, 3: 539-549.
- GORE, J. A. 1996. Responses of aquatic biota to hydrological change. Pp. 209-230. In: PETTS, G. & P. CALOW. (Eds.). 1996. *River biota: diversity and dynamics*. United Kingdom, Blackwell Science, 257p.
- GOTELLI, N.J. & D.J. MCCABE. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* 83:2091-2096.
- GRAY, S. C., S. S. DE SILVA, B. A. INGRAM & G. J. GOOLEY. 2000. Effects of river impoundment on body condition and reproductive performance of the Australian native fish, Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 5: 281-291.
- GUBIANI, É. A., L. C. GOMES, A. A. AGOSTINHO & E. K. OKADA. 2007. Persistence of fish population in upper Paraná river: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2): 191-197.
- JEFFRIES, M. & D. MILLS. 1994. *Freshwater ecology. Principles and applications*. Chichester, John Wiley & Sons Ltd., 285p.
- LEVIN, P. S. & N. TOLIMIERI. 2001. Differences in the impacts of dams on the dynamics of salmon populations. *Animal Conservation*, 4: 291-299.

- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 534p.
- MARENGO, J. A. & L. M. ALVES. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20(2): 215-226.
- MCADAM, D. S. O., N. R. LILEY & E. S. P. TAN. 1999. Comparison of reproductive indicators and analysis of the reproductive seasonality of the tinfoil barb, *Puntius schwanenfeldii*, in the Perak River, Malaysia. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 369-380.
- MÉRONA, B., R. VIGOUROUX & F. L. TEJERINA-GARRO. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 33-47.
- OLDANI, N. O., C. R. M. BAIGÚN, J. M. NESTLER & R. A. GOODWIN. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 89-102.
- PETTS, G.E. Regulation of Large Rivers: Problems and Possibilities for Environmentally - sound River Development in South America. *Interciência*, 15, 6, 388-395, 1990.
- PENCZAK, T., L. GŁOWACKI, W. GALICKA, & H. KOSZALÍNSKI. 1998. A long term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River. *Hydrobiologia*. 368: 157-173.
- PIELLOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 10:370-383. *Journal of Fish Biology*, 53 (Supplement A): 198-208.
- PINTO, B. C. T., F. G. ARAÚJO & R. M. HUGHES. 2006a. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.
- PINTO, B. C. T., M. G. PEIXOTO & F. G. ARAÚJO. 2006b. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 269-278.
- POFF, N.L. & D.D. HART. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52: 659-668.
- PUTH, L.M. & WILSON, K.A. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Conserv. Biol.* 15:21-30
- REIS, R. E., S. O. KULLANDER, C. J. FERRARIS JR. (ORGS.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- STANFORD, J. A. & J. V. WARD, 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. In: SUZUKI H. I. & A. A. AGOSTINHO. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. Pp. 163-182. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- TEIXEIRA, T. P., B. C. T. PINTO, B. F. TERRA, E. O. ESTILIANO, D. GRACIA, & F. G. ARAÚJO. 2005. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Série Zoológica*, 95(4): 347-357.
- TERRA B.F., A.B.I. SANTOS & F.G. ARAÚJO. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology* 8: 599-606.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.

- TOWNSEND, C. R., M. BEGON, J. L. HARPER. 2006. Fundamentos em ecologia. Porto Alegre, Artmed, 592p.
- TUNDISI, J.G. 2003. Água no século XXI: enfrentando a escassez. RIMA, São Carlos.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- VAZZOLER, A. E. A. M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá, Eduem, 169p.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD. 1984. The regulated stream as a testing ground for ecological theory. Pp: 23-38. In: A. Lillehammer & S. Saltviet. (Eds.). *Regulated Rivers*. Norway, University Oslo Press.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD. 1987. Ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research. Pp: 391-409. J.F. Craig and J.B. Kemper. (Eds.). *Regulated Streams: advances in ecology*. New York, Plenum Press.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD. 1995a. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 10(2-4): 159-168.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD. 1995b. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 11 (1): 105-119.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD. 1983. Serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics systems*. Ann Arbor MI, Ann Arbor Science Publishes, 29-42.

CAPITULO II

INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TIPOS DE BARRAGENS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES AO LONGO DE UM RIO TROPICAL NO SUDESTE DO BRASIL

*(Influences of different types of dams on fish community structure along a tropical
river in Southeastern Brazil)*

RESUMO

A influência de três tipos de barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes, ao longo do Rio Paraíba do Sul, foi estudado: barramento total (barragem 1); barramento parcial (barragem 2), e barramento total com mecanismo para passagem de peixes operacional durante a estação chuvosa (barragem 3). A hipótese testada é que o barramento total (barragem 1) afeta mais a comunidade de peixes quando comparado com os sistemas que de alguma forma permitem o intercâmbio das espécies de peixes (barragem 2 e 3). Os peixes foram coletados com redes de espera durante duas estações chuvosas (verões de 2010 e 2011) em duas zonas: reservatório e trecho a jusante. Um total de 43 espécies foi registrado, incluindo oito espécies não-nativas e duas marinhas. As 13 espécies mais abundantes ($n > 100$; frequência de ocorrência $> 20\%$) ocorreram em todos os três trechos do rio. A estrutura da comunidade mudou significativamente entre os reservatórios e seus respectivos trechos a jusante, com maior riqueza a jusante comparada com o reservatório. Uma tendência por maior ocorrência de peixes migradores foi encontrada nos trechos a jusante, sugerindo a influência da barragem sobre suas migrações rio acima. A maior diferença significativa na comunidade de peixes entre o reservatório e o trecho a jusante foi encontrada para barragem 1, corroborando a hipótese que o barramento total tem maior influência na comunidade do que o barramento parcial ou o barramento com dispositivo de passagem de peixes.

Palavras-chave: Fragmentação de rios, reservatórios, peixes continentais, Rio Paraíba do Sul, barragens.

ABSTRACT

Influences of three types of dams on fish community structure along the Paraíba do Sul River were studied: total blockage (Dam 1); partial blockage (Dam 2), and total blockage with a mechanism for fish passage operating during wet season (Dam 3). The tested hypothesis is that total blockage affects more the fish community when compared with dams that somehow allows fish species interchange. Fish were caught by gill nets during two wet seasons (summer 2010 and 2011) in two zones: reservoir and downriver stretch from the dam. A total of 43 species was recorded, including eight non-native and two marine species. The 13 most abundant species ($n > 100$; frequency of occurrence $> 20\%$) occurred in all three river stretches. Community structure change significantly between reservoirs and the associated downriver stretch, with higher richness in downriver compared with reservoir. A trend for higher occurrence of migratory fishes was found in the downriver stretch from the dam, suggesting the influence of dam on their migration upriver. The most significant difference in fish community structure between the reservoir and the downriver stretch was found for Dam 1, corroborating the hypothesis that the total blockage had more influence on the community than partial blockage or blockage with a device for fish passage.

Key words: *River fragmentation, reservoir, freshwater fish, Paraíba do Sul River, dams.*

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação causada por barragens no contínuo dos rios resulta em sérios impactos na estrutura da comunidade de peixes (JOY & DEATH 2001, FREEMAN ET AL. 2003, PARK ET AL. 2003, FUKUSHIMA 2005). Atualmente, os esforços são direcionados para um design, e operação, mais amigável para barragens, buscando reconciliar as aspirações econômicas e ambientais. Muitos pesquisadores acessam as mudanças na comunidade de peixes no canal principal a jusante de barragens (POFF ET AL. 1997, POFF & HART 2002.), na extensão longitudinal ou no gradiente rio-reservatório (OLIVEIRA ET AL. 2003, VAHANEN ET AL. 2005) e transversalmente ou no gradiente cabeceira-foz de tributários (OLIVEIRA ET AL. 2004, MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS 2007). Todavia, investigações locais – *i. e.* imediatamente acima e abaixo de barragens – são escassos e este tipo de abordagem tem a vantagem de focar mais diretamente onde a influência da barragem é mais efetiva.

O Rio Paraíba do Sul é fragmentado por barragens para diferentes propósitos (*e.g.* fonte energética, controle de cheias e suprimento de água) ao longo de seus 1.100 km de extensão. No momento, sete represamentos estão em operação e outros três estão sendo planejados, fragmentando em diferentes extensões o contínuo do rio, portanto propiciando condições para acessar a influência de barramentos na comunidade de peixes. O rio tem uma bacia com área de aproximadamente 55.500 km², drenando uma das regiões mais desenvolvidas do Brasil. Diversos estudos têm sido realizados para avaliar a estrutura da comunidade de peixes neste ecossistema (TEIXEIRA ET AL. 2005, ARAÚJO ET AL. 2009, TERRA ET AL. 2010), mas informações sobre o efeito dos barramentos sobre a ictiofauna ainda são deficientes.

Neste estudo focou-se em três sistemas de barragens no Rio Paraíba do Sul, caracterizando diferentes tipos de represamentos: (i) barragem 1 é um barramento total, com reservatório lântico típico, e sem mecanismo de passagem de peixes; (ii) barragem 2 é um barramento parcial com um reservatório *run-of-the-river* (a fio d'água) e uma abertura permanente de 3 m de largura que permite a passagem de água que pode chegar a 5 m. sec.⁻¹; e (iii) barragem 3 é um barramento total com reservatório *run-of-the-river* e uma escada de peixes que permite a migração dos peixes durante as aberturas principalmente no verão (estação chuvosa). O objetivo deste estudo foi detectar as influências destes três tipos de barramentos na estrutura da comunidade de peixes, através da comparação destas comunidades entre os reservatórios e seus respectivos trechos a jusante. A hipótese testada é que o barramento total (barragem 1) afeta mais a comunidade de peixes quando comparado com os sistemas que de alguma forma permitem o intercâmbio das espécies de peixes (barragem 2 e 3). Acredita-se que o barramento total contribui para uma estrutura de comunidade mais dissimilar entre o reservatório e o trecho a jusante, já que barragens impactam não só trechos de rio acima, mas também trechos a jusante do barramento (HAN ET AL. 2007).

2 MATERIAL E METODOS

2.1 Área de estudo

As barragens 1, 2 e 3 e seus respectivos trechos a jusante (Figura 1) são caracterizados no Capítulo I.

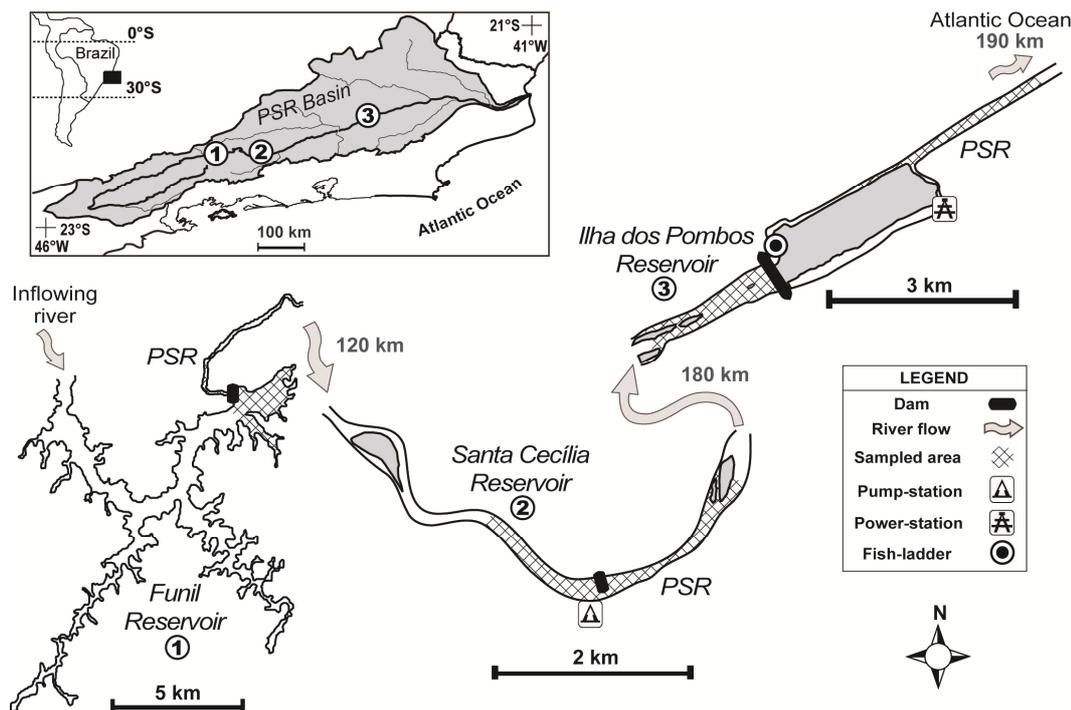


Figura 1. Rio Paraíba do Sul com destaque para os três sistemas de barramento utilizados como modelo de estudo.

2.2 Amostragem

Os dados utilizados neste Capítulo II são referentes às amostragens feitas nas estações chuvosas, como descrito no Capítulo I.

2.3 Análise de dados

Comparou-se a riqueza de espécies entre o reservatório e o trecho a jusante, durante as estações chuvosas (verão de 2010 e verão de 2011). A riqueza de espécies foi estimada pela rarefação de indivíduos e a diversidade em cada zona (montante/jusante dos barramentos 1, 2 e 3) foi medida usando o Índice de Shannon (H'). As curvas de rarefação foram calculadas com as médias das reamostragens (1000 repetições) de todos os indivíduos agrupados, com auxílio do software EstimateS 8.0 (COLWELL, 2006)

A Análise de Espécies Indicadoras foi usada para determinar quais espécies poderiam ser usadas como indicadoras, caracterizando diferentes sistemas/zonas (reservatório ou montante + jusante = sistema). Este método desenvolvido por DUFRÊNE & LEGENDRE (1997), foi aplicado usando-se o software PCOrd (MCCUNE & MEFFORD, 1997). Esta análise fornece valores de 0 a 100% para cada espécie, onde zero indica que a espécie não é uma indicadora de um ambiente particular e 100% indica que a ocorrência da espécie é característica daquele ambiente. A significância estatística de cada espécie foi acessada pelo teste de Monte Carlos, usando 1000 permutações ($P < 0,01$). Visando remover a influência de espécies com distribuição restrita, apenas aquelas espécies que ocorreram em pelo menos cinco das seis possíveis zonas foram consideradas.

Os dados brutos de abundância de espécies foram transformados através da raiz quadrada para atender os pressupostos de normalidade multivariada e moderar as influências de valores extremos. Os dados transformados foram então usados para criar uma matriz de similaridade de Bray–Curtis calculada para todas as comparações de amostras pareadas. Então, a Análise de Similaridade ANOSIM foi feita para comparar a estrutura de peixe entre os reservatórios e respectivos trechos a jusante. O escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi usado para identificar os agrupamentos de amostras e a Análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro do grupo (CLARKE E WARWICK, 1994). Estas análises foram realizadas com o software PRIMER (Plymouth Routines Multivariate Ecological Research; CLARKE AND WARWICK, 2001). Este procedimento tem a vantagem de quantificar e classificar as espécies que, em média, contribuem fortemente para a estruturação da comunidade, sem levar em conta as espécies raras.

As variáveis abióticas foram log-transformadas para satisfazer os requisitos da estatística paramétrica e para minimizar as diferenças entre as unidades de variáveis diferentes. Comparações espaciais das variáveis abióticas (reservatório x trecho a jusante) foram testadas pelo teste t de Student ($P < 0,05$; Tabela 2).

Tabela 2. Dados abióticos (média \pm desvio padrão) do reservatório (Res) e trecho a jusante (Jus) de Funil (barragem 1), Santa Cecília (barragem 2) e Ilha dos Pombos (barragem 3) no Rio Paraíba do Sul. n.s. = diferenças não significantes de acordo com o teste t-Student ($P > 0,05$). Temp = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); PO = Potencial redox (mV); OD = Oxigênio dissolvido (mg L^{-1}); Cond = Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb = Turbidez (NTU)

Barragem	Zona	Temp	PO	OD	pH	Cond	Turb
1	Res	29 \pm 0,7	247,3 \pm 26,8	6,5 \pm 1,5	6,5 \pm 0,4	73 \pm 2	23,5 \pm 11
	Jus	25,9 \pm 1,3	276,7 \pm 46,8	6,3 \pm 0,0	6,3 \pm 0,3	70 \pm 5	56,2 \pm 17,7
Teste t	Res x Jus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2	Res	27,3 \pm 1,2	238,7 \pm 49,7	7,6 \pm 0,9	6,7 \pm 0,3	65 \pm 5	162,6 \pm 111,2
	Jus	27,7 \pm 1,1	235,1 \pm 54,6	7,7 \pm 0,8	6,9 \pm 0,4	62 \pm 5	204,7 \pm 112,4
Teste t	Res x Jus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
3	Res	26,6 \pm 0,4	240,7 \pm 34,9	6,5 \pm 0,7	6,5 \pm 0,4	74 \pm 7	222,6 \pm 181,9
	Jus	26 \pm 0,6	259,3 \pm 20,3	7,1 \pm 0,9	6,4 \pm 0,5	73 \pm 5	93,2 \pm 35,4
Teste t	Res x Jus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

3 RESULTADOS

Um total de 4911 espécimes distribuídos em seis ordens, 16 famílias, 37 gêneros e 43 espécies foram coletadas, incluindo oito espécies não nativas e duas marinhas (Tabela 3). O maior número de espécies (35) e indivíduos (2541) foi registrado na barragem 1 (reservatório e trecho jusante), seguida pela barragem 3 (33 espécies e 891 indivíduos) e barragem 2 (29 espécies e 1479 indivíduos). Uma maior riqueza foi encontrada nos trechos a jusante comparada com os reservatórios em todos os três sistemas.

Tabela 3. Numero total (N), amplitude de comprimento total (CT, mm) e frequência de ocorrência (% FO) dos peixes capturados nos reservatórios (Res) e a

jusante (Jus) de Funil (Barragem 1), Santa Cecília (Barragem 2) e Ilha dos Pombos (Barragem 3) no Rio Paraíba do Sul (¹ espécies não nativas; ² espécies marinhas). S = riqueza de espécies.

Espécies	Barragem 1		Barragem 2		Barragem 3		N	CT	%F O
	Res S=21	Jus S=31	Res S=21	Jus S=23	Res S=26	Jus S=29			
CHARACIFORMES									
Anostomidae									
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875		56	6	31	8	16	117	115-490	28,3
<i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875	1	8	2	10	4	2	27	130-365	6,3
<i>Leporinus mormyrops</i> Steindachner, 1875		7		2			9	130-300	1,7
Characidae									
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	481	242	72	303	158	41	1297	45-170	68,3
<i>Astyanax paraguayae</i> (Eigenmann, 1908)		235	5	62	11	2	315	80-180	20,8
<i>Astyanax intermedius</i> Eigenmann, 1908		54		19			73	90-175	3,3
<i>Astyanax</i> spp.		116	1	122		13	252	80-160	13,3
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858) ¹	8	1	2		2	1	14	70-153	4,6
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Curvier, 1829)	2	81	82	37	38	13	253	110-297	36,3
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887) ¹	1						1	700	0,4
<i>Probolodus heterostomus</i> Eigenmann, 1911		5					5	118-135	0,8
<i>Salminus brasiliensis</i> (Curvier, 1816) ¹		4		3	2	1	10	342-465	3,3
Crenuchidae									
<i>Characidium lauroi</i> Travassos, 1949	6						6	110-128	2,1
Curimatidae									
<i>Cyphocarax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)					39	2	41	110-245	5,8
Erythrinidae									
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	9	5	19	13	54	4	104	125-430	23,3
Prochilodontidae									
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	1	30	2	54	32	17	136	135-570	33,8
SILURIFORMES									
Callichthyidae									
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)		1					1	165	0,4
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	66	7	145	8	23	11	260	90-330	32,5
Loricariidae									
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)		22	27	44	13	3	109	110-438	26,3
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854	1	6		2		6	15	110-315	5,8
<i>Harttia loricariformes</i> Steindachner, 1877						1	1	60	0,4
<i>Loricariichthys castaneus</i>						4	4	280-	1,7

(Castelnau, 1855)								358	
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix & Agassiz, 1829 ¹		33					33	200-380	2,9
<i>Rineloricaria lima</i> (Kner, 1853)	1	13	2	21	2	17	56	60-173	14,2
Pimelodidae									
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	5	217		108	10	11	351	115-285	30,0
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cépède, 1803	70	200	18	34	1	1	324	118-370	34,2
<i>Pimelodella eigenmanni</i> (Boulenger, 1891)		1	1	3	4	9	18	105-198	5,8
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		12	17	22	51	6	108	135-400	25,8
Auchenipteridae									
<i>Glanidium albescens</i> Lütken, 1874						1	1	110	0,4
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)		1	1		15	33	50	140-265	12,5
GYMNOTIFORMES									
Gymnotidae									
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	3	11	20	11	31	24	100	150-400	28,8
Sternopygidae									
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)		37		26	25	40	128	121-405	25,0
SYNBRANCHIFORMES									
Synbranchidae									
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1975	1						1	430	0,4
MUGILIFORMES									
Mugilidae									
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836 ²						1	1	375	0,4
PERCIFORMES									
Sciaenidae									
<i>Pachyurus adspersus</i> Steindachner, 1879	55	7			1	14	77	125-305	14,6
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) ¹	258	64	7	97	35	28	489	60-450	51,3
Centropomidae									
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860 ²						3	3	410	1,3
Cichlidae									
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)					2		2	90-185	0,4
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006 ¹	64	1					65	90-405	9,6
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	6	4	1		3		14	130-305	5,4
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	17	2	7	8	1		35	110-265	12,9
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) ¹			2		1		3	282-300	1,3
<i>Tilapia rendalii</i> (Boulenger, 1897) ¹	2						2	100-110	0,4
Total	1058	1483	439	1040	566	325	4911		

A riqueza esperada de espécies, estimada pelas curvas de rarefação, revelou que os trechos a jusante tem riqueza comparativamente maior do que os reservatórios das barragens 1 e 3, mas um padrão inverso foi verificado para barragem 2. A maior riqueza estimada foi para jusante da barragem 3 (> 40 espécies), enquanto que os trechos de jusante restantes tiveram riqueza esperada, para uma amostra de 600 indivíduos, variando de 20 a 35 espécies (Figura 2).

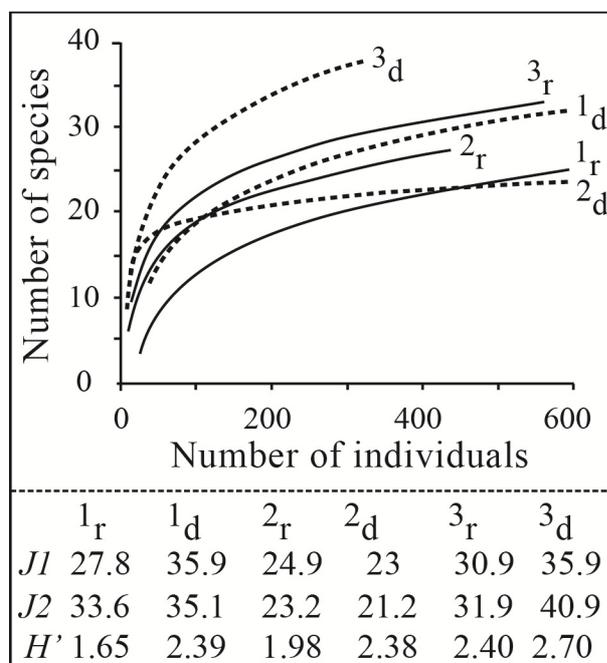


Figura 2. Curva de rarefação baseada no número de indivíduos por reservatório (r) e trecho a jusante (d) para riqueza de espécies em Funil (1), Santa Cecília (2) e Ilha dos Pombos (3) no rio Paraíba do Sul. J_1 = Jackknife 1; J_2 = Jackknife 2 e H' = Índice de Shannon.

As 13 espécies mais abundantes, i.e. aquelas com número > 100 e frequência de ocorrência > 20% da amostragem total, ocorreram em todos os sistemas amostrados, englobando quatro ordens: seis Characiformes (*A. bimaculatus*, *A. parahybae*, *H. malabaricus*, *L. copelandii*, *O. hepsetus* e *P. lineatus*); cinco Siluriformes (*H. affinis*, *H. littorale*, *P. maculatus*, *P. fur* e *R. quelen*); um Gymnotiformes (*E. virescens*); e um Perciformes (*P. squamosissimus*). Apenas cinco espécies (incluindo duas marinhas) foram exclusivas do trecho jusante da barragem 3: um Perciformes marinho (*C. parallelus*), um Mugiliformes marinho (*M. curema*); e três Siluriformes (*G. albescens*, *H. loricariformes* e *L. castaneus*). Nove espécies foram restritas a barragem 1, com quatro espécies ocorrendo apenas no trecho jusante (os Characiformes *C. lauroi* e *P. mesopotamicus*, o Synbranchiformes *S. marmoratus*, e o Perciformes *T. rendalii*), e quatro ocorrendo somente no reservatório (os Characiformes *B. insignis* e *P. heterostomus*, e os Siluriformes *C. callichthys* e *R. aspera*), com uma espécie, o não nativo *C. kilberi*, ocorrendo em ambas às zonas.

Astyanax bimaculatus foi a espécie mais abundante e amplamente distribuída no presente estudo. Embora algumas espécies também tenham mostrado ampla distribuição, suas capturas foram maiores em certas zonas. Por exemplo, *A. parahybae*, *P. maculatus*, *L. conirostris*, *L. copelandii* e *P. fur* foram registrados

principalmente a jusante da barragem 1 enquanto *P. squamosissimus* e *A. bimaculatus* no reservatório; *H. littorale* e *R. quelen* foram registados principalmente no reservatório da barragem 2.

Nove espécies tiveram valores significativos na Análise de Espécies Indicadoras (Tabela 4). A barragem 1 apresentou o maior número de espécies indicadoras: duas para o reservatório (*A. bimaculatus* e *P. squamosissimus*); e quatro para o trecho a jusante (*A. parahybae*, *L. copelandii*, *P. maculatus* e *P. fur*). *Hoplosternum littorale* (reservatório) e *H. affinis* e *P. lineatus* (jusante) foram indicadores para barragem 2. A barragem 3 apresentou apenas *E. virescens* como indicadora do trecho a jusante.

Tabela 4. Valores significantes da Análise de Espécies Indicadoras para a comunidade de peixes nos reservatórios (Res) e trecho a jusante (Jus) de Funil (Barragem 1), Santa Cecília (Barragem 2) e Ilha dos Pombos (Barragem 3) no rio Paraíba do Sul.

Espécies	Valor do Indicador	P	Barragem/Zona
<i>Astyanax bimaculatus</i>	33,4	0,000	1/Res
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	44,8	0,000	1/Res
<i>Astyanax parahybae</i>	39,2	0,000	1/Jus
<i>Pimelodus maculatus</i>	46,3	0,000	1/Jus
<i>Pimelodus fur</i>	31,0	0,001	1/Jus
<i>Leporinus copelandii</i>	28,7	0,000	1/Jus
<i>Hoplosternum littorale</i>	29,3	0,000	2/Res
<i>Hypostomus affinis</i>	19,2	0,00	2/Jus
<i>Prochilodus lineatus</i>	22,8	0,000	2/Jus
<i>Eigenmannia virescens</i>	16,4	0,007	3/Jus

A estrutura da comunidade de peixes mudou entre os reservatório e respectivos trechos a jusante, de acordo com ANOSIM, com a maior diferença registrada na barragem 1 ($R = 0,56$, $P < 0,01$), seguida pela barragem 2 ($R = 0,33$, $P < 0,01$) e barragem 3 ($R = 0,16$, $P < 0,01$). A plotagem do nMDS confirmou estas diferenças com maior distinção entre as zonas da barragem 1 (Figura 3). A análise de percentagem de similaridade (SIMPER) indicou que a variabilidade da estrutura da comunidade foi mais pronunciada no reservatório da barragem 2 (similaridade média = 18,3%), em contraste com o reservatório da barragem 1 que apresentou a maior média de similaridade dentro (40,2%). Ainda, a análise SIMPER também revelou uma grande dissimilaridade entre as zonas dentro de uma dada barragem (Tabela 5). A barragem 2 apresentou a maior dissimilaridade (88,9%) entre reservatório e trecho a jusante comparada com a barragem 3 (81,9%) e a barragem 1 (80,9%).

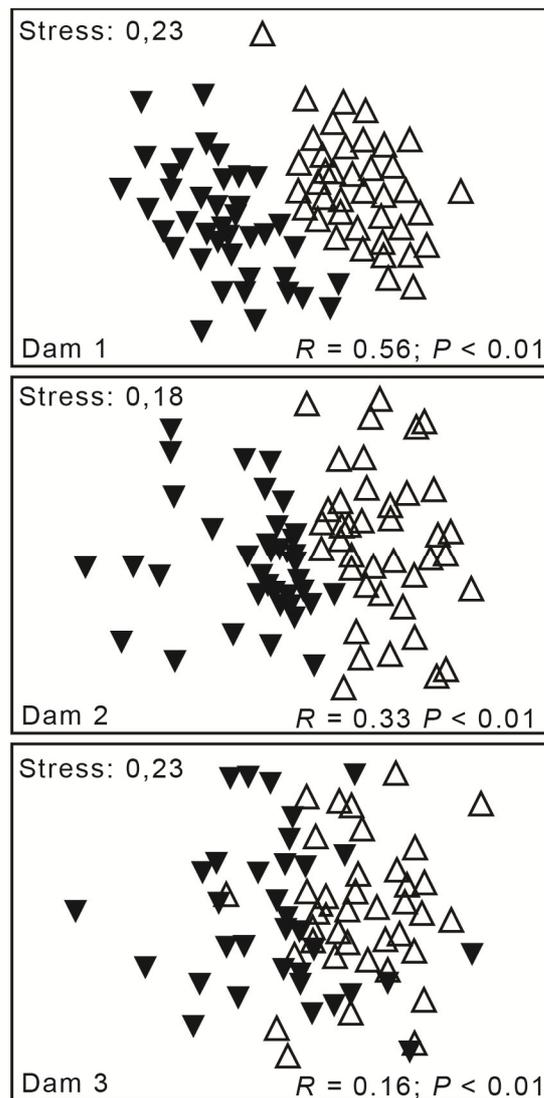


Figura 3. nMDS do reservatório (Δ) e trecho a jusante (\blacktriangledown) para estrutura da comunidade de peixes de Funil (barragem “Dam” 1), Santa Cecília (barragem “Dam” 2) e Ilha dos Pombos (barragem “Dam” 3) no rio Paraíba do Sul.

Tabela 5. Percentual de contribuição das espécies mais abundantes para similaridade dentro do reservatório (Res) e trecho a jusante (Jus) e dissimilaridade entre reservatório e trecho a jusante de Funil (barragem 1), Santa Cecília (barragem 2) e Ilha dos Pombos (barragem 3) no rio Paraíba do Sul.

Espécies	Barragem 1		Barragem 2		Barragem 3	
	Res	Jus	Res	Jus	Res	Jus
Similaridade média (%)	40,2	23,2	18,3	24,2	26,2	21,8
<i>Astyanax bimaculatus</i>	47,6	30	15,7	29,8	42,7	15,4
<i>Astyanax paraguayae</i>		10,5				
<i>Pimelodus fur</i>				16,1		
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	28,7			12,5		13,8
<i>Pimelodus maculatus</i>		20,4	9,8			
<i>Hoplosternum littorale</i>			24,7			
<i>Oligosarcus hepsetus</i>			19,2			

<i>Prochilodus lineatus</i>			10,6
<i>Eigenmannia virescens</i>			15
<i>Gymnotus carapo</i>			10
Dissimilaridade média (%)	Res x Jus	Res x Jus	Res x Jus
	80,9	88,9	81,8

As espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro do grupo no reservatório da barragem 1 foram *A. bimaculatus* e *P. squamosissimus*, enquanto que no trecho a jusante foram *A. bimaculatus*, *A. parahybae* e *P. maculatus*. A barragem 2 apresentou *A. bimaculatus*, *P. maculatus*, *H. littorale* e *O. hepsetus* contribuindo significativamente com a similaridade média dentro do reservatório e *A. bimaculatus*, *P. squamosissimus* e *P. fur* do trecho a jusante. A barragem 3 apresentou *A. bimaculatus* e *P. lineatus* (reservatório) e *A. bimaculatus*, *P. squamosissimus*, *G. carapo* e *E. virescens* como espécies típicas do trecho a jusante.

4 DISCUSSÃO

A comunidade de peixes tem sido impactada pelos três barramentos estudados ao longo do Rio Paraíba do Sul, com diferença significativa na estrutura da ictiofauna entre o reservatório e trecho a jusante da barragem. Em geral, a maioria dos peixes encontrados no reservatório também ocorreu no respectivo trecho a jusante, mas suas contribuições na estruturação da comunidade diferiram de forma significativa. As comunidades de peixes de reservatórios (e a jusante) são o resultado de uma reestruturação das comunidades que anteriormente ocupavam o rio represado (KUBECKA 1993, PODDUBNY & GALAT 1995, AGOSTINHO ET AL. 1999) e a introdução subsequente de espécies de peixes não nativas nos reservatórios (MARTINEZ ET AL. 1994).

A fragmentação causada pela barragem 1 teve o efeito mais forte sobre a comunidade de peixes, como indicado pela maior diferença na estrutura das comunidades entre o reservatório e respectivo trecho a jusante, como apontado pelo ANOSIM e nMDS. Este resultado está dentro das expectativas uma vez que o bloqueio total do rio impede a passagem de peixes do reservatório para jusante e vice-versa. Além disso, espécies típicas de reservatórios colonizaram a área, como os piscívoros pescada do piauí *P. squamosissimus* e o tucunaré *C. kelberi*. Espécies piscívoras têm sido amplamente introduzida em reservatórios neotropicais, principalmente para a pesca esportiva e comercialização. Estas duas principais espécies carnívoras são nativas da bacia Amazônica (ver BENNEMANN ET AL. 2006, KULLANDER & FERREIRA, 2006) e, provavelmente, encontraram neste grande reservatório condições favoráveis para colonizar eventuais nichos disponíveis.

GOMES E MIRANDA (2001) estudando os reservatórios da bacia do rio Paraná observaram que *P. squamosissimus* se tornou abundante na maioria destes. Uma tendência semelhante foi observada neste estudo, com *P. squamosissimus* sendo amplamente distribuída ao longo dos três barramentos. Seu sucesso pode ser atribuído à sua estratégia reprodutiva com produção de ovos pequenos, pelágicos e flutuantes, em vários lotes durante a temporada reprodutiva (AGOSTINHO ET AL. 1999), usando esta estratégia para colonização e disseminação por amplas áreas em reservatórios. Em contraste, *C. kelberi* ocorreu apenas na barragem 1, principalmente no reservatório, com apenas um espécime capturado a jusante. Esta espécie depende

de uma boa visibilidade como os outros Cichlidae (SANTOS ET AL. 2011) e, provavelmente, é menos adaptado às condições de alta turbidez do Rio Paraíba do Sul, uma vez que já foi descrita como uma espécie sensível neste ambiente impactado (ARAÚJO ET AL. 2009). A barragem 1 tem um reservatório lântico típico, com águas mais transparentes em comparação com os outros dois barramentos, estas características contribuem para a adaptação de *C. kelberi* a este reservatório.

Os migradores *P. maculatus* e *P. fur* ocorreram principalmente no trecho a jusante da barragem 1 e 2, o que sugere que eles são prejudicados em sua migração rio acima por estes dois barramentos, assim, concentrando as ocorrências nos trechos a jusante. O bloqueio das rotas de migração é a provável explicação para a elevada ocorrência destas espécies nos trechos a jusante, embora o comportamento migratório do gênero *Pimelodus* não seja claramente definido. O status de *P. maculatus* como uma espécie migratória tem sido questionada, porque esta espécie tem alta abundância em rios com reservatórios em cascatas e sem grandes afluentes, como os do rios Tietê e Rio Grande (BRAGA & ANDRADE 2005, FREITAS & PETRERE JR. 2001). De acordo com AGOSTINHO ET AL. (2003), *P. maculatus* é uma espécie migratória que precisa de menores trechos livres de rio para desovar do que outros migradores. Por outro lado, o comportamento migratório da espécie é descrita por BONETTO (1963) e GODOY (1967), que estimaram movimentos maiores do que 1.000 km. Nossos resultados estão de acordo com AGOSTINHO ET AL. (2003), uma vez que esta espécie está bem estabelecida no Rio Paraíba do Sul, um sistema altamente fragmentado.

Pimelodus fur não foi capturado apenas no reservatório da barragem 2. Embora este barramento permita uma conexão permanentemente entre reservatório e rio a migração dos peixes do trecho a jusante para o reservatório parece ser improvável, a não ser em ocasiões extremas de inundação quando alguns peixes são vistos pulando esta barragem. As características de projeto e operacionais do represamento de Santa Cecília levam a crer que a ictiofauna tenha condições de migrar, já que uma passagem é permanentemente aberta. No entanto, a migração ascendente parece ser menos provável uma vez que a velocidade da água que passa através do canal que liga a zona montante a jusante pode chegar a 5 m s^{-1} . SANTOS ET AL. (2008), investigando o desempenho de natação da espécie congênere *P. maculatus*, concluiu que esta espécie é incapaz de superar correntes superiores a $1,7 \text{ m s}^{-1}$. Embora essa conexão não seja um mecanismo de passagem de peixes propriamente dito, estudos anteriores (CLAY 1995, LARINIER & MURMULLA 2003) indicam que a velocidade de fluxo em escadas de peixes é um obstáculo à migração dos peixes rio acima, embora desempenhe um papel importante para atração destes. Entender como peixes respondem a velocidade da água é um pressuposto importante para garantir a eficiência de uma passagem de peixe para migrações rio acima ou vice e versa (GODINHO & KYNARD 2009).

De acordo com os resultados deste estudo, pode-se inferir que a barragem 3 tem uma escada de peixes eficiente para a transposição de *P. lineatus*. Apenas neste sistema registrou-se distribuição comparativamente equilibrada entre populações do reservatório e trecho a jusante. *Prochilodus lineatus* é uma espécie migradora de longa distância que depende do pulso de inundação para completar seu ciclo de vida (AGOSTINHO ET AL. 2004). A migração inferida neste estudo é consistente com pesquisas anteriores que descrevem a característica reofílica de *P. lineatus* (e. g. AGOSTINHO ET AL. 2003, CAPELETI & PETRERE JR. 2006). Passagens de peixes para a

migração de espécies neotropicais é um assunto muito controverso, que têm levantado preocupações sobre a sua eficiência no movimento de peixes de trechos a jusante para o reservatório e vice e versa (PELICICE & AGOSTINHO 2008, POMPEU & MARTINEZ 2007). Tal informação é necessária, a fim de ampliar o conhecimento científico e técnico sobre mecanismos de passagem de peixes.

Em geral, verificou-se maior número de indivíduos (barragem 1 e 2) e espécies (barragem 1 e 3) no trecho a jusante em comparação com reservatório. Além disso, espécies migratórias foram típicas de trechos a jusante, como o caso de *P. maculatus*, *P. fur* e *L. copelandii* para barragem 1 e *P. lineatus* para barragem 3. Essas espécies precisam realizar migração rio acima durante as temporadas reprodutivas (AGOSTINHO ET AL. 2004, CAPELETI & PETRERE JR. 2006, GODINHO 2009) e são susceptíveis de serem os mais afetados pelas barragens. O grande número de espécies e indivíduos a jusante das barragem pode ser atribuído também ao efeito *tailwater* que atraem os peixes, como já reportado por POFF ET AL. (1997).

A maior riqueza esperada foi registrada para barragem 3, o que provavelmente esta associado à complexidade do habitat relativamente alta e diversificada neste trecho. Este também é o mais a jusante, onde o fluxo e as seções transversais do rio Paraíba do Sul são maiores. De acordo com OLIVEIRA ET AL. (2004), a riqueza é limitada em zonas lânticas, porque é altamente afetada por procedimentos operacionais da hidrelétrica. Além disso, aceita-se que os reservatórios tipicamente suportam menos espécies de peixe do que os seus rios associados, muitas vezes como resultado de grandes mudanças nos regimes de temperatura, vazão, turbidez, nutrientes alóctones, e disponibilidade de recursos e alimentos (WILLIAMS ET AL. 1998). No presente estudo, as variáveis ambientais examinadas parecem não desempenhar um papel importante quando se compara os reservatórios com trechos a jusante, uma vez que não foram encontradas diferenças significativas para qualquer variável ambiental. Estudos anteriores ao longo do gradiente longitudinal rio-reservatório relataram uma riqueza comparativamente mais baixa no reservatório (zona lacustre) em comparação com a zona ribeirinha de represamentos Neotropicais (GOMES & MIRANDA 2001, OLIVEIRA ET AL. 2004, SANTOS ET AL. 2010).

Apesar de barramentos terem o efeito de diminuir a riqueza de espécies de peixes e limitar a suas distribuições (PORTO ET AL. 1999, JOY & DEATH 2001, CUMMING 2004, FUKUSHIMA 2005), neste estudo, nem todas as espécies de peixes foram negativamente afetadas. Duas espécies apresentaram algum grau de adaptação à colonização desses ambientes (considerando-se tanto os reservatórios quanto os trechos a jusante): o nativo *A. bimaculatus* e o não-nativo *P. squamosissimus*. De acordo com MATTHEWS (1998), apenas aquelas espécies com adaptações que se encaixam '*fit*' aos habitats disponíveis terão êxito em colonizar um reservatório. Em reservatórios Neotropicais, espécies com alta plasticidade na alimentação, adaptações reprodutivas e utilização do habitat dominam os sistemas (VAZZOLER 1996, AGOSTINHO ET AL 1999).

Uma evidência da capacidade adaptativa de *A. bimaculatus* foi fornecida por sua altas frequência de ocorrência e abundância em todas as barragens. Segundo BENEDITO-CECÍLIO & AGOSTINHO (1997), espécies de pequeno porte, como algumas caracídeos, podem ser classificados como oportunistas por causa do alto potencial reprodutivo, plasticidade trófica, baixa longevidade e tolerância às restrições ambientais. Estas espécies geralmente predominam em ambientes lânticos (CASTRO &

ARCIFA 1987, SMITH ET AL. 2003), especialmente em áreas litorâneas, e são adaptadas a viver nestes ambientes alterados pelo homem (SMITH ET AL., 2003). Adicionalmente, *A. bimaculatus* parece ser mais adaptado ao ambiente lêntico de reservatórios em comparação com congênico *A. parahybae*, que foi registrado em altas abundâncias apenas em trechos a jusante das barragens 1 e 2. Estes resultados estão em conformidade com os de TERRA ET AL. (2010) e SANTOS ET AL. (2010).

No presente estudo, a hipótese de que as barragens com bloqueio total afetam mais a comunidade de peixes foi aceita. No entanto, esta é apenas uma primeira avaliação sobre os efeitos de diferentes tipos de barragens em um rio tropical. Pesquisas futuras são necessárias para apoiar uma melhor aceitação da hipótese levantada, de que bloqueio total (caso da barragem 1) afeta mais a estrutura da ictiofauna. Além disso, o bloqueio parcial (ou seja barragem 2 Santa Cecília) não é uma garantia de troca de indivíduos, espécies e fluxo genético, pois a velocidade da água pode ser uma restrição à migração dos peixes rio acima, bem como escada de peixes pode ser uma restrição para a migração dos peixes rio abaixo. Apesar de todas as informações de que passagens de peixes podem não ser a melhor solução para a preservação de peixes em ambientes represados (OLDANI & BAIGUN 2002, PELICICE & AGOSTINHO 2008), a barragem 3, que tem uma passagem (escada) de peixes, foi o barramento que mostrou uma estrutura de ictiofauna menos impactada. É necessário encontrar um equilíbrio entre as exigências econômicas (geração de energia) e ecológico (o movimento dos peixes), a fim de alcançar o desenvolvimento sustentável dos represamentos.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., VERÍSSIMO S. & EDSON, K. O. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev. Fish Biol. Fisher.* 14: 11–19.
- AGOSTINHO, A. A., MIRANDA, L. E., BINI, L. M., GOMES, L. C., THOMAZ, S. M. & SUZUKI, H. I. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognosis on aging. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. J. G. TUNDISI, M. STRASKRABA (Eds.). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 227–265.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SUZUKI, H. I. & JÚLIO JR., H. F. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. In: *J. CAROLSFELD, B. HERVEY, C. ROSS, A. BAER (Eds). Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Ottawa, World Fisheries Trust, International Bank for Reconstruction and Development/ The World Bank, 372p.
- AGUIAR, K. D. 2008. Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Msc. Thesis in Ecology and Conservation, PPGECO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 120p.
- ARAÚJO, F. G., PINTO, B. C. T. & TEIXEIRA, T. P. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia*. 618, 89-107.
- BENEDITO-CECÍLIO, E. & A. A. AGOSTINHO. 1997. Estrutura das populações de peixes no reservatório de Segredo. In: *A. A. Agostinho, L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, EDUEM. pp. 113-135.

- BENNEMANN, S. T., CAPRA, L. G., GALVES, W. & SHIBATTA, O. A. 2006. Dinâmica trófica de *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Sciaenidae) em trechos de influência da represa Capivara (rios Paranapanema e Tibagi). *Iheringia Sér. Zool.* 96:115–119.
- BONETTO A. A. 1963. Investigaciones sobre migraciones de peces en los rios de la cuenca del Plata. *Cienc. Invest.* 19: 12-26.
- BRAGA, F. M. S. & ANDRADE, P. M. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia Sér. Zool.* 95: 121-126.
- BRANCO, W. C. C., ROCHA, M. I. A., PINTO, F. S. P., GÔMARA, G. A. & FILIPPO, R. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of zooplankton community. *Lake. Reserv. Manage.* 7: 87-92.
- CAPELETI, A. R. & PETRERE JR, M. 2006. Migration of the curimatá *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall Cachoeira de Emas on the Mogi-Guaçu river São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.* 66: 651-659.
- CARVALHO, C. E. V. & TORRES, J. P. M. 2002. The ecohydrology of the Paraíba do Sul river, Southeast Brazil. In: *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. MCCLAIN, M. E. (Ed.). The IAHS Series of Special Publications, Venice Italy. pp. 179–191.
- CASTRO, R. M. C. & ARCIFA, M. S. 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Rev. Bras. Biol.* 47: 493–500.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, PRIMER-E Ltd, 172p.
- CLAY, C. H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- COLWELL, R. K. 2006. EstimateS 5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0 Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- CUMMING, G. S. 2004. The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA. *Ecol. Appl.* 14:1495–1506
- DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- FREEMAN, M. C., PRINGLE, C. M., GREATHOUSE, E. A. & FREEMAN, B. J. 2003. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. *Am. Fisher. Soc. Symp.* 35:255–266.
- FREITAS, C. E. C. & PETRERE JR, M. 2001. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lake. Reserv. Manage.* 6: 273-278.
- FUKUSHIMA, M. 2005. The dam-related decline of freshwater fish diversity: analysis of the data collected from Hokkaido during the last half century. *Ecol. Soc. Jpn.* 55:349–357.
- GODINHO, A. L.; KYNARD, B. 2009. Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Res. Applic.* 25: 702-712.
- GODOY, M. P. 1967. Dez anos de observações sobre a periodicidade migratória de peixes do rio Mogi Guassu. *Rev. Bras. Biol.* 27: 1-12.
- GOMES, L. C. & MIRANDA, L. E. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 67-76.

- JOY, M. K. & DEATH, R. G. 2001. Control of freshwater fish and crayfish community structure in Taranaki, New Zealand: dams, diadromy or habitat structure? *Freshw. Biol.* 46:417–429.
- KUBECKA, J. 1993. Succession of fish communities in reservoirs of Central and Eastern Europe. In: *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. S. Straskraba, J. G. Tundisi, A. Duncan (Eds). Kluwer Academic: Dordrecht. pp. 153–168.
- KULLANDER, S. O. & FERREIRA, E. J. G. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyol. Explor. Freshw.* 17:289–398.
- LARINIER, M. & MURMULLA, G. 2003. Fish passes: types, principles and geographical distribution: an overview. *Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium*. Phnom Penh, Cambodia. pp. 183-205
- MARTINEZ, P. J., CHART, T. E. & TRAMMEL, M. A. 1994. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River, Colorado. *Environ. Biol. Fishes* 40:227–239.
- MATTHEWS W. J. & MARSH-MATTHEWS, E. 2007. Extirpation of reed shiner in direct tributaries of Lake Texoma (Oklahoma-Texas): a cautionary case history from a fragmented river-reservoir system. *Transaction of the American Fisheries Society; Bethesda Maryland* 136: 1041–1062.
- MATTHEWS, W. J. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman and Hall and Thomson Publishing: New York. p. 627.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1997. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 3.11. Gleneden Beach: MjM Software.
- OLIVEIRA, E. F., GOULART, E. & MINTE-VERA, C. V. 2004. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Braz. J. Biol.* 64: 447-458.
- OLIVEIRA, E. F., GOULART, E. & MINTE-VERA, C. V. 2003. Patterns of dominance and rarity of fish assemblage along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. *Acta Sci. Biolog. Sci.* 25: 71–78.
- PARK, Y. S., CHANG, J., LEK, S., CAO, W. & BROSSE, S.; 2003. Conservation strategies for endemic fish species threatened by the Three Gorges Dam. *Conserv. Biol.* 17:1748–1758
- PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. 2008. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps in Large Neotropical Rivers. *Conservation Biology*. 22: 180-188.
- PINTO, B. C. T. & ARAÚJO, F. G. 2002. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Braz. Arch. Biol. Tech.* 50: 489-502.
- PODDUBNY, A. G. & GALAT, D. L. 1995. Habitat associations of upper Volga River fishes: effects of reservoirs. *Regul. River. Res. Manage.* 11: 67–84.
- POFF, N. L., ALLAN, J. D., BAIN, N. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B. D., SPARKS, R. E. & STROMBERG, J. C. 1997. The natural flow regime. *BioSci.* 47: 769–784.
- POFF, N. L. & HART, D. D. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioSci.* 52: 659–668.
- POMPEU, P. S. & MARTINEZ, C. B. 2007. Efficiency and selectivity of a trap and truck fish passage system in Brazil. *Neotr. Ichth.* 5: 169-176.

- PORTO, L. M., MCLAUGHLIN, R. L. & NOAKEA, D. L. 1999. Low-head barrier dams restrict the movements of fishes in two Lake Ontario streams. *N. Am. J. Fish. Manage.* 19:1028–1036.
- SANTOS, A. B. I., CAMILO, F. L., ALBIERI, R. J. & ARAÚJO, F. G. 2011. Morphological patterns of five fish species (four characiforms, one perciform) in relation to feeding habits in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. *J. Appl. Ichthyol.* 2011:1–5.
- SANTOS, A.B.I, TERRA, B.F. & ARAUJO, F. G. 2010. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia* v. 27, p. 732-740.
- SANTOS, H. A., POMPEU, P. S., VICENTINI, G. S. & MARTINEZ, C. B. 2008. Swimming performance of the freshwater Neotropical fish: *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803. *Braz. J. Biol.* 68: 433–439.
- SMITH, W. S., PEREIRA, C. C. G. F., ESPÍNDOLA, E. L. G. & ROCHA, O. 2003. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes. In: *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. R. Henry (Ed.). São Carlos, RIMA. p. 360.
- TEIXEIRA, T. P., PINTO, B. C. T., TERRA, B. F., ESTILIANO, E. O., GRACIA, D. & ARAÚJO, F. G. 2005. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Sér. Zool.* 95: 347–357.
- TERRA, B. F., SANTOS, A. B. I. & ARAÚJO, F. G. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotr. Ichth.* 8: 599-606.
- VAZZOLER, A. E. A. M., LIZAMA, M. A. P. & INADA, P. 1997. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In: *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná*. A. E. A. M. VAZZOLER, A. A. AGOSTINHO, N. S. HAHN (Eds.). Maringá, EDUEM. p. 460.
- VEHANEN, T., JURVELIUS, J. & LAHTI, M. 2005. Habitat utilization by fish community in a short-term regulated river reservoir. *Hydrobiology.* 545: 257–270.
- WILLIAMS, J. D., WINEMILLER, K. O., TAPHORN, D. C. & BALBAS, L. 1998. Ecology and status of piscivorous in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. *N. Am. J. Fisher. Manage.* 18: 274–285.

CAPÍTULO II

AVALIANDO O ISOLAMENTO ESPACIAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES ACIMA E ABAIXO DE UMA BARRAGEM NEOTROPICAL COM CONECTIVIDADE HIDROLÓGICA

*(Assessing spatial isolation of fish assemblages above and below a Neotropical dam
with hydrologic connectivity)*

RESUMO

O represamento de rios interrompe o fluxo da água e altera a estrutura da ictiofauna. Neste estudo foi investigado um barramento com conexão hidrológica permanente e homogeneidade ambiental entre fragmentos e descobriu-se que estes atributos não foram capazes de evitar o impacto negativo da fragmentação sobre assembleias de peixes do rio. O rio a jusante e o reservatório apresentaram diferentes estrutura e composição das assembleias. Espécies de peixes migratórias, como *Pimelodus maculatus*, *Pimelodus fur* e *Prochilodus lineatus* foram os mais afetados, e, provavelmente, são impedidos de realizar migrações rio acima. Por outro lado, apenas espécies adaptadas tais como *Hoplias malabaricus* e *Hoplosternum littorale* obtiveram sucesso na colonização do reservatório. Portanto, conclui-se que a presença de somente a conectividade hidrológica, certamente não garante a conectividade ecológica e, conseqüentemente, estruturas de passagem de peixes devem ser monitoradas e manejadas para avaliar e melhorar a sua funcionalidade e eficiência.

Palavras-chave: ictiofauna, migração de peixes, regulação de rios, reservatório, Rio Paraíba do Sul.

ABSTRACT

Damming rivers disrupts the water flow and changes the ichthyofauna structure. We investigated an impoundment with permanent hydrologic connection and environmental homogeneity between patches and we found that these attributes were not able to avoid the negative impact of river fragmentation on fish assemblage. The downriver and reservoir had different assemblages composition and structure. Migratory fish species such as *Pimelodus maculatus*, *Pimelodus fur* and *Prochilodus lineatus* were the most affected, and probably are prevented to perform upriver migrations. On the other hand, only adapted species such as *Hoplias malabaricus* and *Hoplosternum littorale* successfully colonized the reservoir. Therefore we conclude that the presence of a hydrologic connectivity alone does not guarantee the ecological connectivity and, consequently, fish passage facilities should be monitored and managed to evaluate and improve their functionality and efficiency.

Key-words: fish migration, ichthyofauna, Paraíba do Sul, reservoir, river, river regulation.

1 INTRODUÇÃO

A conectividade hidrológica é crucialmente importante para peixes e outros organismos aquáticos. A perda de conectividade pode impedir as migrações sazonais, reduzir a diversidade e mudar a estrutura das assembleias. A fragmentação de habitats aquáticos por barragens é freqüentemente associada à perda de populações inteiras de peixes de água doce (SHEER & AÇO 2006, OLDEN ET AL. 2010). Embora os problemas associados com represamentos tenham sido abordados em uma variedade de revisões e artigos científicos (BAXTER 1977, CUMMING 2004, POFF ET AL. 2007), até agora, as medidas de mitigação têm sido limitadas aos mecanismos de passagem de peixes.

Vários tipos de passagens para peixes (e. g., escadas de peixes, elevadores, 'locks' e operações 'trap-and-truck' e passagens de peixes "tipo-naturais"; revisto em ROSCOE & HINCH 2010) têm sido usados para minimizar os efeitos negativos do interrompimento de conexão entre as assembleias de peixes. No entanto, alguns mecanismos foram criticados pela baixa eficiência na facilitação dos movimentos bidirecionais, alta seletividade e ineficiência em permitir o retorno para jusante de adultos, ovos e larvas (AGOSTINHO ET AL. 2007; GODINHO & KYNARD 2009). Ao contrário das formas tradicionais de passagens de peixes que facilitam a migração rio acima, aqui se examinará uma passagem de peixes que provavelmente permite apenas movimentos rio abaixo.

Cada barragem tem características únicas e, conseqüentemente, a escala e a natureza das mudanças ambientais são altamente local-específicas (MCCARTNEY 2009). Santa Cecília pode ser considerada uma barragem "low-head" com ligação permanente entre os fragmentos, reservatório e jusante, onde a estrutura da vegetação ciliar, turbidez e habitat são semelhantes em cada lado da barragem. Devido ao estreitamento do canal do rio pelas comportas, a velocidade da água é aumentada (cerca de $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) no canal de 4 m de largura x 3 m de profundidade, que é permanentemente aberto mantendo a conectividade do rio. Essa velocidade da água pode limitar os movimentos dos peixes rio acima e facilitar o caminho inverso. Essas particularidades permitem fazer investigações com foco em pequena escala, portanto o objetivo deste estudo é determinar se a conectividade entre os fragmentos é suficiente para garantir a manutenção da estrutura da ictiofauna sem diferenças espaciais.

2 MATERIAL & MÉTODOS

A barragem de Santa Cecília ($22^{\circ} 28' 5'' \text{ S}$, $43^{\circ} 50' 2'' \text{ W}$) foi construída em 1952 e está localizada no trecho médio do rio Paraíba do Sul, Brasil (Figura 1). Ela forma um reservatório com cerca de $2,7 \text{ km}^2$ de superfície com o principal objetivo de acumular água que é bombeada ($\sim 160 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) para um Complexo Hidrelétrico e de abastecimento de água da cidade do Rio de Janeiro. Oito comportas compõem esta barragem e apenas a conexão lateral permanente mantém a liberação do fluxo mínimo, definido por lei, de $90 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$.

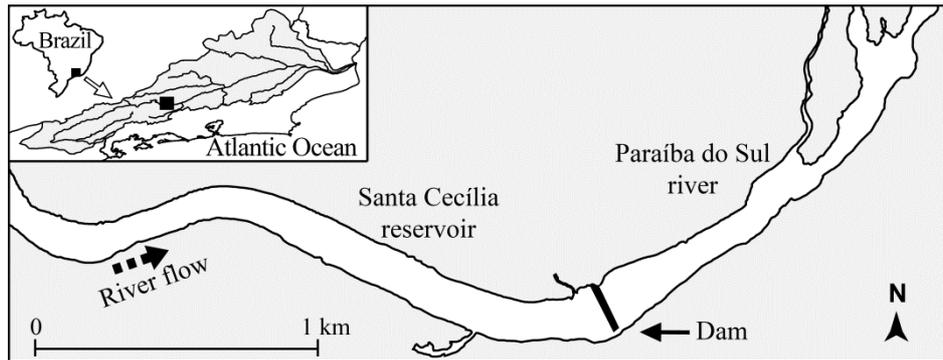


Figura 1. O Rio Paraíba do Sul com destaque da barragem de Santa Cecília utilizada como modelo de estudo.

A amostragem padronizada dos peixes foi realizada durante 2010-2011, em ambas as zonas (reservatório e jusante), ao longo de um trecho de aproximadamente 2 km da barragem. Em cada ano quatro coletas de peixes foram realizadas (Janeiro, Março, Julho e Agosto). Dez sites, em cada zona, escolhidos aleatoriamente, foram amostrados por meio de três redes de emalhar (25 × 2 m; malha 25, 50 e 75 mm), armadas ao pôr do sol e retiradas na manhã seguinte (~ 15 horas). Assim, o desenho amostral teve um total de 160 amostras - 10 amostras × 2 zonas × 8 coletas de peixes.

A Análise de Espécies Indicadoras foi usada para determinar quais espécies poderiam ser usadas como indicadoras, caracterizando montante e/ou jusante. Este método desenvolvido por DUFRÊNE & LEGENDRE (1997), foi aplicado usando-se o software PCOrd (MCCUNE & MEFFORD, 1997). Esta análise fornece valores de 0 a 100% para cada espécie, onde zero indica que a espécie não é uma indicadora de um ambiente particular e 100% indica que a ocorrência da espécie é característica daquele ambiente. A significância estatística de cada espécie foi acessada pelo teste de Monte Carlos, usando 1000 permutações ($P < 0,01$).

Comparou-se a riqueza de espécies entre o reservatório e o trecho a jusante da barragem utilizando o teste t de Student. Os dados brutos de abundância de espécies foram transformados (raiz quadrada) para reduzir as contribuições das espécies altamente abundantes. Em seguida, os dados transformados foram então usados para criar uma matriz de similaridade Bray-Curtis calculada para todas as comparações de pares de amostras. O escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi realizado para identificar se a assembleia de peixes diferiram espacialmente, e a análise da porcentagem de similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar que espécies contaram para as diferenças. Estas análises foram realizadas usando a versão PRIMER 5 (CLARKE & WARWICK 1994). Finalmente, comparou-se a distribuição espacial das espécies selecionadas pela análise SIMPER usando o teste não-paramétrico Mann-Whitney U-test.

3 RESULTADO & DISCUSSÃO

Um total de 1687 indivíduos compreendendo 27 espécies foram coletados a jusante, enquanto no reservatório foram coletados 879 indivíduos e 23 espécies (Tabela 1). De acordo com o resultado do teste t pareado ($t = 5,45$, $df = 79$, $p < 0,001$), a assembleia de peixes a jusante ($5,88 \pm 3,12$ espécies / local) apresentou mais espécies por amostra que a assembleia do reservatório ($3,65 \pm 1,94$). Adicionalmente,

ictiocenoses distintas também foram encontrados para cada zona (Figura 2). Estes resultados sugerem o impacto do barramento sobre ictiofauna, e também confirma a baixa eficiência ecológica do canal lateral.

Tabela 1. Número total de espécimes no reservatório (R) e trecho a jusante (J), amplitude de comprimento total (CT, cm), e frequência de ocorrência (%FO) dos peixes amostrados em Santa Cecília – rio Paraíba do Sul.

ESPÉCIES	R	J	CT	%FO
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	176	467	6,5–15,5	59,4
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Curvier, 1829)	187	97	11–30	48,1
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	110	76	13,5–38,5	46,3
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	45	64	11–36,5	36,3
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	0	236	11,5–28,5	31,9
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpede, 1803	26	75	13,5–37	31,3
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	189	24	11,6–24	30
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	52	18	13–42,5	26,9
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	7	139	15,5–36	22,5
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	14	37	11–28	21,9
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	8	43	12,5–38,2	19,4
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	2	59	20,5–42	18,8
<i>Astyanax parahybae</i> (Eigenmann, 1908)	7	84	9–22	15,6
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	25	9	17–40	15
<i>Astyanax</i> spp.	16	148	7,3–14	13,8
<i>Rineloricaria lima</i> (Kner, 1853)	3	33	6–15,3	8,8
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	1	18	20,5–38,8	6,3
<i>Pimelodella eigenmanni</i> (Boulenger, 1891)	1	21	10,5–51	5,6
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	4	4	12–30	4,4
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854	0	7	14,5–24,2	3,1
<i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875	1	3	13–33	2,5
<i>Leporinus mormyrops</i> Steindachner, 1875	2	3	18,2–30	2,5
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	28,2–30	1,9
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	0	15	9–17,5	1,3
<i>Cyphocarax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	2	13,2–44,6	1,3
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	0	2	14,5–15,5	1,3
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	1	0	13	0,6
<i>Salminus brasiliensis</i> (Curvier, 1816)	0	1	34,2	0,6
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	1	0	22	0,6

Embora descrevendo a ação de um único atributo hidrológico, o fluxo de água representa a principal força por trás de ecossistemas de água doce e é responsável pela distribuição e evolução da biota (POFF ET AL. 1997). Geralmente, os reservatórios suportam menos espécies de peixe do que rios (SCHLOSSER 1982, GOMES & MIRANDA 2001, OLIVEIRA ET AL 2004). Estas espécies por sua vez são adaptadas para colonizar o novo ambiente represado. Por outro lado, represamentos afetam a permanência de peixes nativos, especialmente as espécies migratórias, interrompendo a conectividade

longitudinal e obstruindo as rotas de migrações (JOY & DEATH 2001, FUKUSHIMA ET AL 2007, PELICICE & AGOSTINHO 2008).

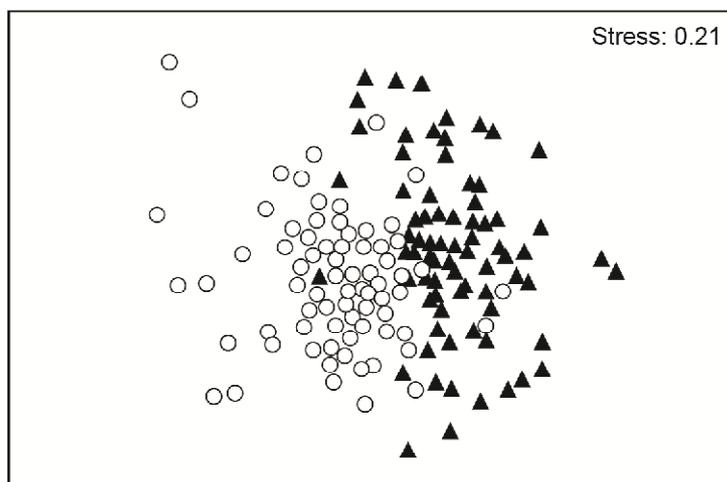


Figura 2. Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) da assembleia de peixes para o reservatório (triângulos) e trecho a jusante (círculos).

A análise SIMPER revelou um maior número de espécies a jusante que contaram para 90% da similaridade (Tabela 2). Em contraste, a dominância de espécies foi maior no reservatório. Quase todas as espécies associadas à jusante são migratórias ou reofilicas, exceto *P. squamosissimus* (Figura 3). Acredita-se que a comunicação do canal lateral está impedindo migrações rio acima porque *P. fur* não foi capturado no reservatório, bem como *P. lineatus* que contribuiu com apenas dois indivíduos.

Tabela 2. Contribuição percentual de similaridade dentro das zonas das espécies mais frequentes no reservatório de Santa Cecília e trecho a jusante do rio Paraíba do Sul.

ESPÉCIES	Zona	
	Reservatório	Jusante
<i>A. bimaculatus</i>	19,1	26,5
<i>O. hepsetus</i>	23,6	6,8
<i>R. quelen</i>	19,5	7,0
<i>H. littorale</i>	13,8	
<i>H. malabaricus</i>	9,8	
<i>H. affinis</i>	5,7	7,5
<i>P. fur</i>		19,5
<i>P. squamosissimus</i>		8,6
<i>P. maculatus</i>		5,5
<i>P. lineatus</i>		4,6
<i>G. brasiliensis</i>		3,0
Contribuição cumulativa (%)	91,4	88,9

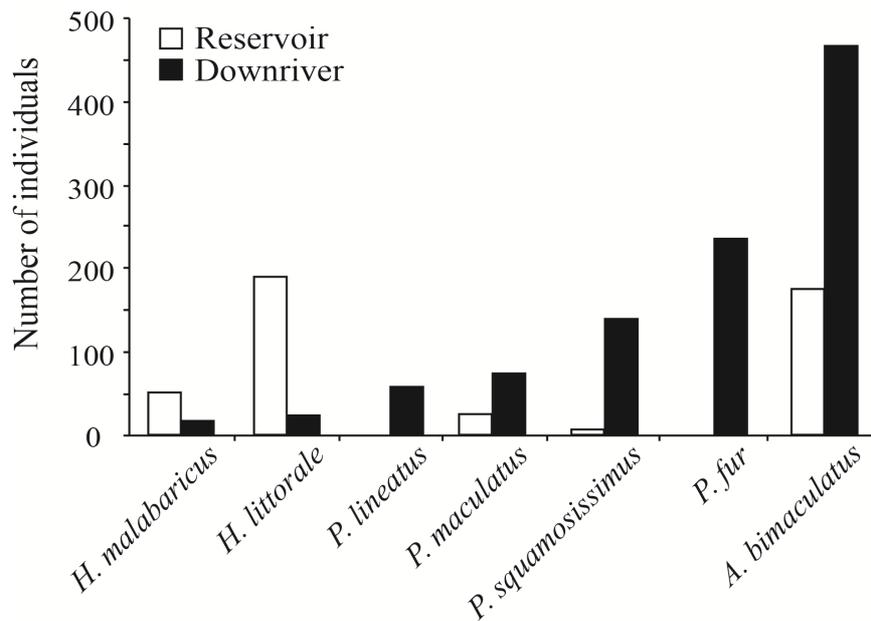


Figura 3. Espécies de peixes com diferenças na distribuição espacial de acordo com Mann-Whitney *U*-test ($p < 0,05$). Reservatório (reservoir) e trecho a jusante (downriver).

Pimelodus maculatus é uma espécie migratória que precisa de menos trechos livres de rios para desovar do que outros migradores (AGOSTINHO ET AL. 2003). De acordo com MAKRAKIS ET AL. (2007), *P. maculatus* parece mover-se em passagens de peixes sem maiores dificuldades, devido à sua adaptada morfologia corporal (fusiforme), e a estratégia de nadar perto do fundo. *Pimelodus maculatus* foi afetado pelo represamento do rio, mas aparentemente é menos suscetível aos efeitos adversos do barramento como já levantado anteriormente (FERNANDEZ ET AL. 2004, SANTOS ET AL. 2008).

Pouco se sabe sobre *P. fur*, no entanto espécies congêneras comumente partilham muitas características ecológicas e comportamentais. Além disso, esses pimelodídeos estreitamente relacionados exibem grande semelhança morfológica, diferindo apenas no tamanho do corpo. O tamanho é muitas vezes diretamente relacionado com a capacidade de natação, e pode explicar, pelo menos em parte, algumas diferenças interespecíficas na eficiência da dispersão em passagens de peixes (CALLES & GREENBERG 2007). Presumivelmente *P. maculatus*, que tem velocidade crítica de natação em torno de $1,6 \text{ m.s}^{-1}$ (SANTOS ET AL 2008), tem uma velocidade de natação maior que *P. fur*, e assim é capaz de superar uma forte contra-corrente durante migrações rio acima.

Prochilodus lineatus é uma espécie migratória de longa distância que depende do pulso de inundação para completar seu ciclo de vida (GUBIANI ET AL. 2007). De acordo com ANTONIO ET AL. (2007), *P. lineatus* é capaz de fazer as duas vias de migração, tendendo a evitar as regiões represadas em seu período reprodutivo, movendo-se tanto rio acima quanto rio abaixo. Neste trabalho, a distribuição de *P. lineatus* foi fortemente impactada pelo represamento que pode estar impedindo migrações rio acima e/ou simplesmente esta espécie está evitando o reservatório, refletindo na baixa captura nesta zona.

Plagioscion squamosissimus foi abundante a jusante de Santa Cecília. Esta espécie é um predador de topo, nativo da Bacia Amazônica, que foi intencionalmente

introduzido em diversos reservatórios do Sudeste do Brasil. Curiosamente, é comumente capturado em mecanismos de passagem de peixes (AGOSTINHO ET AL 2007, MAKRAKIS ET AL 2007). Provavelmente *P. squamosissimus* usa esse comportamento como uma estratégia alimentar oportunista associada à economia energética, uma vez que presas esgotadas podem ser mais facilmente capturadas. Além disso, esta espécie produz pequenos ovos, pelágicos e flutuantes gerados em vários lotes durante a temporada reprodutiva (AGOSTINHO ET AL. 1999), usando esta estratégia reprodutiva de colonização e disseminação por amplas áreas em reservatórios. No entanto, devido às características semi-lótica deste reservatório em particular, esta estratégia deve ser ineficaz uma vez que os ovos e larvas devem derivar rio abaixo enquanto se desenvolvem, refletindo as maiores abundâncias de *P. squamosissimus* a jusante.

Os peixes predominantes na zona de reservatório são sedentários com cuidado parental e associado a habitats lênticos. Normalmente, em reservatórios Neotropicais, espécies com alta plasticidade alimentar, adaptações reprodutivas e utilização do habitat dominam estes sistemas (VAZZOLER 1996, AGOSTINHO ET AL. 1999). A persistência de *H. malabaricus* na zona de reservatório está provavelmente ligada ao seu comportamento de forrageamento, através da emboscada, e forte territorialidade durante a temporada reprodutiva (PAIVA 1974). Por outro lado, *H. littorale* é muito abundante e adaptado a locais com aumento de concentração de compostos orgânicos e baixa oxigenação da água (SMITH 2003). A capacidade de respirar oxigênio atmosférico e estruturas saculiformes em alças intestinais (CHAGAS & BOCCARDO 2006) asseguraram uma maior eficiência durante a hipóxia. Assim, pode-se presumir que ambas as espécies estão adaptadas ao estresse ambiental causado pela construção de barragens.

De fato, este estudo ilustra o impacto negativo do represamento do rio nas assembleias de peixes. Embora haja uma conectividade permanente entre reservatório e trecho a jusante, esta conexão não tem sido suficiente para evitar uma reestruturação dessas populações que anteriormente ocupavam o rio. A interrupção do sistema resultou em ictiocenoses diferentes entre o reservatório e o trecho a jusante. As espécies mais afetadas foram as reofilicas e migratórias que requerem habitats distintos como parte de sua história de vida. Além disso, assim como MATTHEWS (1998) apontou, apenas as espécies com adaptações que se ajustem aos habitats disponíveis irão conseguir colonizar um reservatório. Assim, a presença somente de uma conectividade hidrológica certamente não garante a conectividade ecológica e, conseqüentemente, mecanismos de passagem de peixes devem ser monitorados para avaliar e melhorar a sua funcionalidade e eficiência.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHAMMS, M. & KATTENFELD, M. 1997 The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behaviour Ecology and Sociobiology* 40, 169–174.
- AGOSTINHO AA, THOMAZ SM, GOMES, LC. 2005 Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conserv Biol* 19: 646–652. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00701.x

- ANGERMEIER PL, KARR JR (1983) Fish communities among environmental gradients in a system of tropical streams. *Environ Biol Fish* 9: 117–135. doi: 10.1007/BF00690857.
- ARAÚJO FG, ANDRADE CC, SANTOS RN, SANTOS AFGN, SANTOS LN (2005) Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. *Rev Bras Biol* 65: 1–8. doi: 10.1590/S1519-69842007000400022.
- ARAÚJO NB, TEJERINA-GARRO FL (2009) Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brasil. *Neotrop Ichthyol* 7: 31–38. doi: 10.1590/S1679-62252009000100005.
- BAYLEY PB, PETRERE JRM (1989) Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. *Canadian Special Publ Fish Aquat Sci* 106: 385–398.
- BENNEMANN ST, CAPRA LG, GALVES W, SHIBATTA OA (2006) Dinâmica trófica de *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Sciaenidae) em trechos de influência da represa Capivara (rios Paranapanema e Tibagi). *Ihering Sér Zool* 96: 115–119. doi: 10.1590/S0073-47212006000100020.
- BENKE AC (1990). A perspective on America's vanishing streams. *Journal of the North American Benthological Society* 9: 77–88.
- BRANCO CWC, ROCHA MIA, PINTO GFS, GÔMARA GA, FILIPPO RD (2002) Limnological features of Funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lake Reservoir Res Manage* 7: 87–92. doi: 10.1046/j.1440-169X.2002.00177.x.
- CANDOLIN U, SALESTO T, EVERS M (2007): Changed environmental conditions weaken sexual selection in sticklebacks. *J Evol Biol* 20: 233-239.
- CARVALHO CEV, TORRES JPM (2002) The ecohydrology of the Paraíba do Sul river, Southeast Brazil. In McClain ME (ed.), *The ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. The IAHS Series of Special Publications, Italy, pp. 179–191.
- CHAGAS RJ, BOCCARDO L (2006) The air-breathing cycle of *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) (Siluriformes: Callichthyidae). *Neotrop Ichthyol* 4: 371-373. doi: 10.1590/S1679-62252006000300009.
- CLARKE KR, WARWICK RM (1994) *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth Marine Laboratories: Plymouth.
- COLWELL RK (2005) EstimateS 5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 7.5. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- FELLEY JD, FELLEY SM (1987) Relationships between habitat selection by individuals of a species and patterns of habitat segregation among species: fishes of the Calcasieu drainage. In Matthews WJ, Heins DC (eds.). *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*. Oklahoma Univ. Press, Norman, Oklahoma p.6168.
- GEHRKE PC, GILLIGAN DM, BARWICK M (2002) Changes in fish communities of the Shoalhaven River 20 years after construction of Tallowa Dam, Australia. *River Res Appl* 18: 265–286. doi: 10.1002/rra.669.
- GOMIERO LM, BRAGA FMS (2004) Feeding of introduced species of *Cichla* (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande Reservoir, River Grande (MG/SP). *Braz J Biol* 64: 787–795. doi: 10.1590/S1519-69842004000500008

- GORMAN OT, KARR JR (1978) Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515. doi: 10.2307/1936581
- GROSSMAN, GD, RATAJCZAK JR RE, CRAWFORD M, FREEMAN MC (1998). Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68 (3): 395-420.
- GUARINO AWS, BRANCO CWC, DINIZ GP, ROCHA R (2005) Limnological characteristics of an old tropical reservoir (Ribeirão das Lajes Reservoir, RJ, Brazil). *Acta Limnol Bras* 17: 129–141.
- HOEINGHAUS DJ, AGOSTINHO AA, GOMES LC, PELICICE FM, OKADA EK, LATINI JD, KASHIWAQUI EA, WINEMILLER KO (2009) Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conserv Biol* 23: 1222–1231. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x
- HOLMQUIST JG, SCHMIDT-GENGENBACH JM, YOSHIOKA BB (1998) High dams and marine-freshwater linkage: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conserv Biol* 12: 621–630. doi: 10.1111/j.1523-1739.1998.96427.x.
- HUSTON MA (1994) *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press: Cambridge.
- LATINI AO, PETRERE JRM (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fish Manage Ecol* 11: 71–79. doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x
- LOWE-MCCONNELL RH (1987) *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press: Cambridge.
- MATTHEWS WJ (1998) *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman and Hall: New York.
- MCCARTNEY M (2009) Living with dams: managing the environmental impacts. *Water Policy* 11: 121–139. doi: 10.2166/wp
- MCCUNE B, MEFFORD MJ (1997) *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 3.11. MjM Software: Gleneden Beach, Oregon, USA.
- NILSSON C, BERGGREN K (2000). Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50: 783–792. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0783:AORECB\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2)
- NORTHCOTE TG. (1998) Migratory behavior of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: *Fish migration and fish bypasses*, Jungwirth MS, Schmutz, Weiss S (eds). Fish News Books, Oxford and London, pp. 3–18.
- OGBEIBU AE, ORIBHABOR BJ (2002) Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Res* 36: 2427–2436. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00489-4,
- OLIVEIRA EF, GOULART E, MINTE-VERA CV (2004) Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Braz J Biol* 64: 447–458. doi: 10.1590/S1519-69842004000300008.
- PELICICE FM, AGOSTINHO AA (2009) Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biol Invasions* 11: 1789–1801. DOI: 10.1007/s10530-008-9358-3.

- PERETTI D, ANDRIAN IF (2004) Trophic Structure of Fish Assemblages in Five Permanent Lagoons of the High Paraná River Floodplain, Brazil. *Environ Biol Fish* 71: 95–103. doi: 10.1023/b:ebfi.0000043155.76741.a1
- POFF NL, ALLAN JD, BAIN MB, KARR JR, PRESTEGAARD KL, RICHTER BD, SPARKS RE, STROMBERG JC (1997) The natural flow regime. *BioScience* 47: 769–784.
- PRINGLE CM, FREEMAN MC, FREEMAN BJ (2000) Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical–temperate comparisons. *BioScience* 50: 807–823.
- PUSEY BJ, ARTHINGTON AH, READ MG (1995) Species richness and spatial variation in fish assemblage structure in two rivers of the wet tropics of northern Queensland, Australia. *Environ Biol Fish* 42: 181–199.
- ROSCOE DW, HINCH SG (2010) Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish Fish* 11: 12–33. doi: 10.1111/j.1467-2979.2009.00333.x.
- ROSENZWEIG ML (1995) Species diversity in space and time. Cambridge University Press: Cambridge.
- SANTOS ABI, TERRA BF, ARAÚJO FG (2010) Fish assemblage in a dammed tropical river an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Zoologia* 27: 732–740. doi: 10.1590/S1679-62252010000300004.
- SCHLOSSER IJ (1982) Fish community structure and function along two habitat gradients in headwater stream. *Ecol Monog* 52: 395–414. doi: 10.2307/2937352.
- SMITH WS, PETRERE JRM, BARRELA W (2009) The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo, Brazil). *Braz J Biol* 69: 1015-1025. doi: 10.1590/S1519-69842009000500005.
- SOARES MCS, MARINHO MM, HUSZAR VLM, BRANCO CWC, AZEVEDO SMFO (2008) The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lake Reserv* 13: 257–269. doi: 10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x.
- TAYLOR CA, KNOUFT JH, HILAND TM (2001) Consequences of stream impoundment on fish communities in a small North American Drainage. *Reg River Res Manage* 17: 687–698. doi: 10.1002/rrr.629.
- ter BRAAK CJF, ŠMILAUER P (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power: Ithaca, NY, USA.
- TERRA BF, SANTOS ABI, ARAÚJO FG (2010) Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotrop Ichthyol* 8: 599–606. doi: 10.1590/S1679-62252010000300004.
- UTNE-PALM AC (2002) Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. *Mar Fresh Behav Phys* 35: 111–128. doi: 10.1080/10236240290025644.
- VAZZOLER AEAM, LIZAMA MAP, INADA P (1997) Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná*, Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS (eds). EDUEM, Maringá, pp. 1–460.
- WINEMILLER KO, JEPSEN DB (1998) Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *J Fish Biol* 53: 267–296. doi: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb01032.x.

CAPÍTULO III
RESPOSTA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES A UM BARRAMENTO EM UM RIO NEOTROPICAL:
UMA ABORDAGEM DE ESCALA LOCAL
(Response of the fish assemblages to a blockage in a Neotropical river: a local-scale approach)

RESUMO

Mudanças na estrutura da assembleia de peixes acima e abaixo de um barramento em um rio no sudeste do Brasil foram investigadas para avaliar os possíveis impactos deste represamento, considerando duas condições ambientais contrastantes: estações chuvosa/verão e seca/inverno. Um total de 3579 indivíduos, distribuídos em 38 espécies, incluindo seis não-nativas, foram coletados. Uma mudança nos parâmetros bióticos e abióticos ocorreu devido ao contraste entre o reservatório e a zona a jusante. A complexidade do habitat relativamente alta e o regime de fluxo de água a jusante favoreceu uma assembleia de peixes mais rica e abundante, especialmente na estação chuvosa. Neste período, as águas cobrem parte da vegetação ciliar, aumentando a disponibilidade de habitat e aporte de nutrientes. Além disso, a obstrução das migrações de peixes rio acima, principalmente na estação chuvosa, como *Leporinus copelandii*, *Pimelodus fur*, *Pimelodus maculatus* e *Prochilodus lineatus* aumentam a concentração de cardumes a jusante da barragem. Embora o reservatório represente um ecossistema simplificado, altamente influenciado por espécies não-nativas predadoras de topo (*Cichla kelberi* e *Plagioscion squamosissimus*), processos cíclicos (e. g., flutuações do nível da água e pulsos de inundação) parecem estar envolvidos na estruturação das assembleias de peixes. As cinco variáveis ambientais selecionadas explicaram 55% dos padrões espaço-temporais, definido principalmente pela turbidez (a jusante), temperatura e oxigênio dissolvido (no reservatório). Peixes predadores-visuais, mudanças sazonais e processo de eutrofização foram relacionados a estas variáveis, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: reservatório de Funil, Rio Paraíba do Sul; ictiofauna; estrutura espaço-temporal; barragens; fragmentação de rios.

ABSTRACT

*Changes in fish assemblage structure above and below of a dam in a river of Southwestern Brazil were investigated to evaluate the possible impacts of this impoundment, considering two contrasting environmental conditions: wet/summer and dry/winter seasons. A total of 3579 individuals distributed in 38 species, including six non-natives, were collected. A major shift in biotic and abiotic parameters occurred due to contrast between downriver and reservoir zones. The comparatively high habitat complexity and water flow regime of the downriver zone favored a richer and abundant fish assemblage, especially in the wet season. In this period, the waters cover part of the riparian vegetation, increasing habitat availability and nutrient input. Additionally, the obstruction of upriver migrations of reophilics, mainly in wet season, such as *Leporinus copelandii*, *Pimelodus fur*, *Pimelodus maculatus* and *Prochilodus lineatus* increases shoals below dams. Although the reservoir represents a simplified ecosystem, highly influenced by non-native top predator species (*Cichla kelberi* and *Plagioscion squamosissimus*), cyclic processes (e.g. water level fluctuations and flood pulses) seem to be involved in the structuring of fish assemblages. The five selected environmental variables, although highly influenced by the impoundment, explained 55% of spatio-temporal patterns, defined mainly by turbidity (downriver) temperature, and dissolved oxygen (reservoir). Visual-predators fishes, seasonal changes and eutrophication process were linked to these variables, respectively.*

KEY WORDS: *Funil reservoir; Paraíba do Sul River; ichthyofauna; spatio-temporal structure; dams; river fragmentation*

1 INTRODUÇÃO

Represamentos fluviais fragmentam ecossistemas lóticos em todo o mundo (NILSSON & BERGGREN 2000), frequentemente com impactos deletérios sobre os sistemas aquáticos em múltiplas escalas espaciais e temporais (BENKE 1990, WARD 1998, PRINGLE ET AL. 2000, POFF ET AL. 2007). O reservatório de Funil foi construído em 1969 no trecho médio do rio Paraíba do Sul, um dos sistemas lóticos mais utilizados no Sudeste do Brasil. Como consequência, dois habitats contrastantes (um ambiente lêntico a montante e um ambiente lótico a jusante) e desconectados (i. e., não há nenhum mecanismo de transposição de peixes) foram formados por este barramento.

O Reservatório de Funil tem padrões sazonais induzidos principalmente pela precipitação (SOARES ET AL 2008), que está diretamente relacionado ao aumento do nível da água e influxo do rio durante a estação chuvosa. Ambas as zonas, a jusante e reservatório, são altamente influenciadas pelo pulso de inundação e seca, que envolvem mudanças na disponibilidade de habitat físico, *input* de nutrientes, alimento, e migrações de peixes (SANTOS ET AL. 2010, TERRA ET AL. 2010).

Este estudo teve como objetivo elucidar a estrutura das assembleias de peixes a montante e a jusante da barragem de Funil para avaliar possíveis impactos deste represamento, considerando duas condições ambientais contrastantes: estações verão/úmido e inverno/ seco. Adicionalmente, foram investigadas possíveis relações entre variáveis ambientais e a as espécies de peixes.

2 MATERIAL & MÉTODO

2.1 Área de Estudo

A área de estudo localiza-se no trecho médio do Rio Paraíba do Sul (Figura 1). O reservatório de Funil tem uma profundidade máxima de 70 m (média de 20 m) e um tempo de retenção considerado curto (10-55 dias), causando uma oscilação de nível de água constante, a qual contribui para a erosão marginal e sedimentação (SANTOS ET AL. 2010). O nível operacional de água varia de 444 a 465,5 m acima do nível do mar. Devido a amplitude de variação do nível da água no reservatório a vegetação circundante é muito pobre, com uma extensa área de margem desprotegida. Em contraste, o trecho a jusante tem um ambiente heterogêneo, com habitat complexo devido a margens e substrato pedregoso, com cascalhos, fluxo estável e corrente forte (TERRA ET AL. 2010). As margens são relativamente bem protegidas por mata ciliar e a profundidade é de cerca de 3 m.

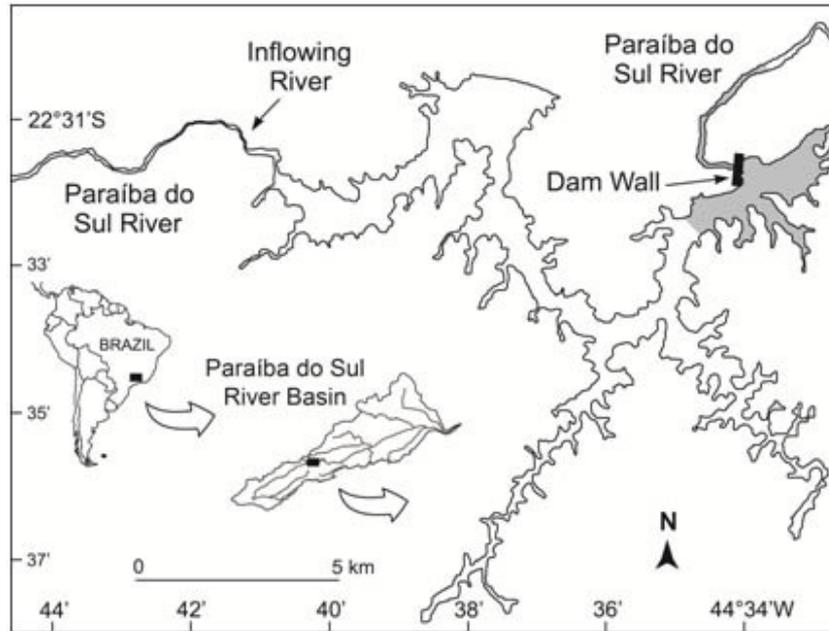


Figura 1. Rio Paraíba do Sul destacando o sistema formado pela barragem de Funil. A área achurada indica onde ocorreram as amostragens.

2.2 Programa Amostral

Oito amostras de peixes foram realizadas em dois anos consecutivos. Em cada ano, duas coletas foram realizadas durante a estação chuvosa (Janeiro e Fevereiro/2010; Janeiro e Março/2011) e duas durante a estação seca (Julho e Agosto/2010 e 2011). Um esforço de pesca padronizado foi aplicado em ambas as zonas (reservatório e jusante), em um trecho de aproximadamente 2 km da barragem. Dez conjuntos de três redes de emalhar (150 m²; 25, 50 e 75 mm de malha) foram distribuídos aleatoriamente dentro de cada zona. A unidade amostral foi definida como a soma dos peixes capturados por cada conjunto. Portanto, o desenho amostral teve um total de 40 amostras em cada zona por estação.

Temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), condutividade (mS.cm⁻¹) e potencial redox (mV) foram medidos usando o multisensor Horiba W-21 (Horiba Co., Shanghai). A turbidez (NTU) foi obtida com um turbidímetro Policontrol modelo AP2000. Estas medições foram feitas em simultâneo com a amostragem de peixe em dez locais dentro de cada zona. As medições foram realizadas durante a manhã, a uma profundidade de 20 cm da superfície da água e uma distância de aproximadamente 3 m da margem do rio ou reservatório.

2.3 Análise de dados

A riqueza de espécies estimada com algoritmo Jackknife 1 e as curvas de rarefação representando a média das repetidas re-amostragens de todos os indivíduos agrupados foram calculados utilizando o software Estimates 7.5 (Colwell, 2005).

Os dados brutos de abundância de espécies foram transformados (raiz quadrada), para reduzir as contribuições de espécies altamente abundantes, e usado para criar uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. A análise de similaridades (ANOSIM) *one-way* foi realizada para identificar se a assembleia de peixes diferem espaço-temporalmente. Esta análises foram realizadas usando PRIMER 5 (CLARKE & WARWICK 1994).

As variáveis abióticas foram log-transformadas para minimizar as diferenças entre unidades de diferentes variáveis e comparadas com o teste não paramétrico Kruskal-Wallis seguido por um teste de Comparações Múltiplas de Médias de Ranques para todos os Grupos ($P < 0,01$). Estas análises foram empregadas usando o pacote Statistica 7.0 (Statsoft, Tulsa, Oklahoma, EUA).

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada utilizando CANOCO 4.5 (BRAAK & ŠMILAUER 2002), com os dados transformados (raiz quarta), para detectar a distribuição conjunta de espécies e padrões ambientais. A significância estatística foi avaliada pelo teste de permutação de Monte Carlo, utilizando-se 1000 permutações amostrais ($P < 0,01$). Com o objetivo de eliminar a influência de espécies raras, apenas espécies com frequência de ocorrência acima de 15% foram consideradas nesta análise. Tal remoção de espécies raras pode impedir a forte dependência dos procedimentos de ordenação sobre as espécies *outlier* únicas (MCCUNE & GRACE 2002).

3 RESULTADOS

3.1 Assembleia de peixes

Um total de 3579 espécimes, distribuídos em cinco ordens, 15 famílias, 30 gêneros e 38 espécies foram capturados, incluindo seis espécies não-nativas (Tabela 1). Uma maior riqueza e abundância (33 espécies e 2069 indivíduos) foram encontradas a jusante em comparação com a zona de reservatório (23 espécies e 1510 indivíduos). As curvas de rarefação mostraram um aumento no número de espécies, contudo não alcançaram uma assíntota (Figura 2). No entanto, a mesma tendência foi confirmada, com o maior número de espécies para a zona a jusante.

Tabela 1. Número total (ΣN), amplitude de comprimento total (CT, cm), e frequência de ocorrência (%FO) dos peixes amostrados no reservatório de Funil e zona a jusante. S= número de espécies, *espécies não nativas, estações chuvosa (Chu) e seca (Sec).

Espécies	Reservatório (S=23)		Zona Jusante (S=33)		ΣN	CT	%FO
	Chu	Sec	Chu	Sec			
CHARACIFORMES							
Anastomidae							
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	0	0	56	27	83	15,2-51,5	26,3
<i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875	1	0	8	0	9	23-34	1,9
<i>Leporinus mormyrops</i> Steindachner, 1875	0	0	7	3	10	13-23,3	2,5
Characidae							
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	481	250	242	141	1114	4,5-15,5	77,5
<i>Astyanax paraguayae</i> (Eigenmann, 1908)	0	2	235	18	255	8-16	20
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	0	0	54	0	54	9-13	2,5
<i>Astyanax</i> sp.	0	0	116	2	118	9-14,3	7,5
<i>Brycon insignis</i> Steindachner, 1877	0	0	0	1	1	28,5	0,6
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	2	1	81	54	138	16-29,7	25,7
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)*	8	11	1	0	20	7-15,3	5,6
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)*	1	0	0	0	1	70	0,6
<i>Probolodus heterostomus</i> Eigenmann, 1911	0	0	5	1	6	11,8-13,5	1,9
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)*	0	0	4	0	4	37-38,7	1,3
Crenuchidae							
<i>Characidium lauroi</i> Travassos, 1949	6	2	0	0	8	10-13	4,4
Erythrinidae							
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	0	3	0	0	3	24-25,5	0,7

<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	9	25	5	21	60	12,5-43	27,5
Prochilodontidae							
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	1	1	30	6	38	15-45,5	16,9
SILURIFORMES							
Auchenipteridae							
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	0	0	1	0	1	17	0,6
Callichthyidae							
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	1	16,5	0,6
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	66	4	7	4	81	9-29	21,9
Heptapteridae							
<i>Pimelodella eigenmanni</i> (Boulenger, 1891)	0	0	1	0	1	13,5	0,6
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	0	12	8	20	21-37	10,7
Loricariidae							
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	0	0	22	11	33	15,8-43,8	15,6
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854	1	0	6	6	13	14-34	6,9
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix & Agassiz, 1829*	0	0	33	0	33	20-38	4,4
<i>Rineloricaria lima</i> (Kner, 1853)	1	0	13	6	20	12,3-15,5	5,6
Pimelodidae							
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	5	5	217	173	400	12-28,5	33,1
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpede, 1803	70	50	200	51	371	11,5-41,5	58,1
GYMNOTIFORMES							
Gymnotidae							
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	3	2	11	1	17	15-33,2	8,1
Sternopygidae							
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	0	0	37	13	50	12,1-33	13,1
SYMBRANCHIFORMES							
Synbranchidae							
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	1	0	0	0	1	43	0,6
PERCIFORMES							
Cichlidae							
<i>Australoheros paraibae</i> Ottoni & Costa 2008	0	9	0	1	10	8,2-15,5	5,6
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006*	64	2	1	0	67	9-40,5	15,6
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	6	2	4	7	19	12,5-27	10,6
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	17	4	2	3	26	12-26,5	12,5
<i>Tilapia rendalii</i> (Boulenger, 1897)	2	0	0		2	11-16,5	0,6
Sciaenidae							
<i>Pachyurus adspersus</i> Steindachner, 1879	55	22	7	8	92	12,5-28	23,1
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)*	258	57	64	20	399	6-45	58,8
Total	1058	452	1483	586	3579		

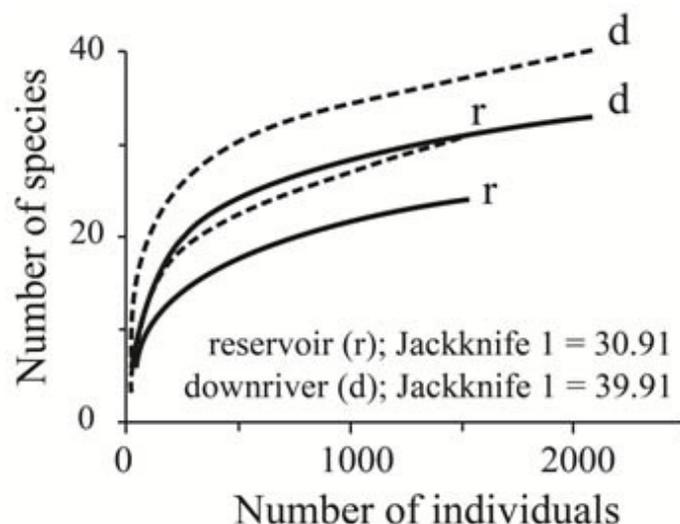


Figura 2. Curvas de rarefação de indivíduos (tracejado) e acumulação (sólido) para riqueza de espécies no reservatório de Funil (r) e zona a jusante (d).

De acordo com o ANOSIM, as diferenças espaciais da composição de peixes foram mais pronunciadas durante a estação chuvosa ($R = 0,55$, $P < 0,001$) do que na seca ($R = 0,34$, $P < 0,001$). Quando considerado as diferenças temporais em cada uma das zonas, o reservatório apresentou maiores mudanças das assembleias de peixes ($R = 0,26$, $P < 0,001$) do que a jusante ($R = 0,14$, $P < 0,001$). Além disso, cada zona / estação foi caracterizada por diferentes conjuntos de espécies (Tabela 2). Oito espécies, incluindo os migratórios *L. copelandii*, *P. maculatus*, *P. lineatus* e *P. fur*, foram caracterizados para jusante durante a estação chuvosa, enquanto que cinco espécies foram relacionadas com zona de reservatório na mesma temporada. Entre estes últimos, destaca-se a presença de *H. littorale* e duas espécies não-nativas (*C. kelberi* e *P. squamosissimus*). O número de espécies discriminantes foi reduzido durante a estação seca. *Hoplias malabaricus* foi o único peixe exclusivamente relacionado a esta estação.

Tabela 2. Valores significativos da Análise de Espécies Indicadoras para o reservatório de Funil e zona a jusante. Códigos: R = Reservatório; J = Jusante; c = Estação Chuvosa; s = Estação seca.

Espécies	Valor Indicador	P	Zona/estação
<i>Astyanax bimaculatus</i>	38,9	< 0,001	R/c
<i>Cichla kelberi</i>	52,5	< 0,001	R/c
<i>Hoplosternum littorale</i>	55	< 0,001	R/c
<i>Pachyurus adspersus</i>	26,9	< 0,001	R/c
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	55	< 0,001	R/c
<i>Astyanax parahybae</i>	48,4	< 0,001	J/c
<i>Hypostomus affinis</i>	25	< 0,001	J/c
<i>Leporinus copelandii</i>	40,5	< 0,001	J/c
<i>Pimelodus maculatus</i>	40,4	< 0,001	J/c
<i>Prochilodus lineatus</i>	39,5	< 0,001	J/c
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	24,9	0,002	J/c; J/s
<i>Pimelodus fur</i>	28,3	0,008	J/c; J/s

3.2 Influências ambientais sobre a assembleia de peixes

A temperatura foi comparativamente mais elevada na estação chuvosa, com os maiores valores registrados na zona de reservatório, independentemente das estações (Tabela 3). Os valores de oxigênio dissolvido foram significativamente mais elevados na zona de reservatório durante a estação seca, enquanto a mais alta turbidez e valores de potencial redox foram encontrados a jusante, na estação chuvosa. A condutividade foi significativamente maior na estação seca em comparação com estação chuvosa, em ambas as zonas.

Tabela 3. Dados abióticos (média \pm desvio padrão) do reservatório de Funil e zona a jusante durante as estações chuvosa e seca. Letras sobscritas indicam valores de diferenças significativas ($P < 0,01$) de acordo com o teste Kruskal-Wallis ($a > b > c > d$). $n = 40$ para cada zona em cada estação. Códigos: R = Reservatório; J = Jusante; c = Estação Chuvosa; s = Estação seca.

Zona/Estação	Temperatura (°C)	Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	Potencial redox (mV)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)
R/c	29,0±0,7 ^a	6,5±1,5 ^b	247,3±26,8 ^b	73,1±0,2 ^b	23,9±11,4 ^b
J/c	25,9±1,3 ^b	6,3±0,9 ^b	276,7±46,9 ^a	70,3±0,5 ^b	56,2±17,7 ^a
R/s	22,2±1,1 ^c	8,8±0,6 ^a	217,8±40,7 ^c	90,5±0,4 ^a	4,3±2,3 ^c
J/s	20,3±0,6 ^d	5,9±0,3 ^b	269,1±12,0 ^b	89,2±0,3 ^a	3,8±1,8 ^c

O teste de permutação de Monte Carlo foi significativo para todas as variáveis abióticas utilizadas na CCA, ou seja, não houve variáveis excluídas da análise. Estas variáveis explicaram 78,6% da variância total na correlação espécie-ambiente. Os dois primeiros eixos canônicos revelaram um padrão espaço-temporal bem definido (Figura 3, Tabela 4). O primeiro eixo explicou 51,4% da relação espécie-ambiente e separou as amostras do reservatório e de jusante (dimensão espacial). O segundo eixo explicou 27,5% e distinguiu amostras da estação chuvosa da seca (dimensão sazonal). De acordo com a CCA, as espécies não-nativas predadoras (*P. squamosissimus* e *C. kelberi*), assim como algumas espécies nativas (*O. hepsetus*, *H. malabaricus* e *H. litoralli*) foram associados ao reservatório e com maiores valores de temperatura e turbidez, típicas das amostras da estação chuvosa. Em contraste, a condutividade foi a principal variável relacionada com as amostras da estação seca (Figura 3).

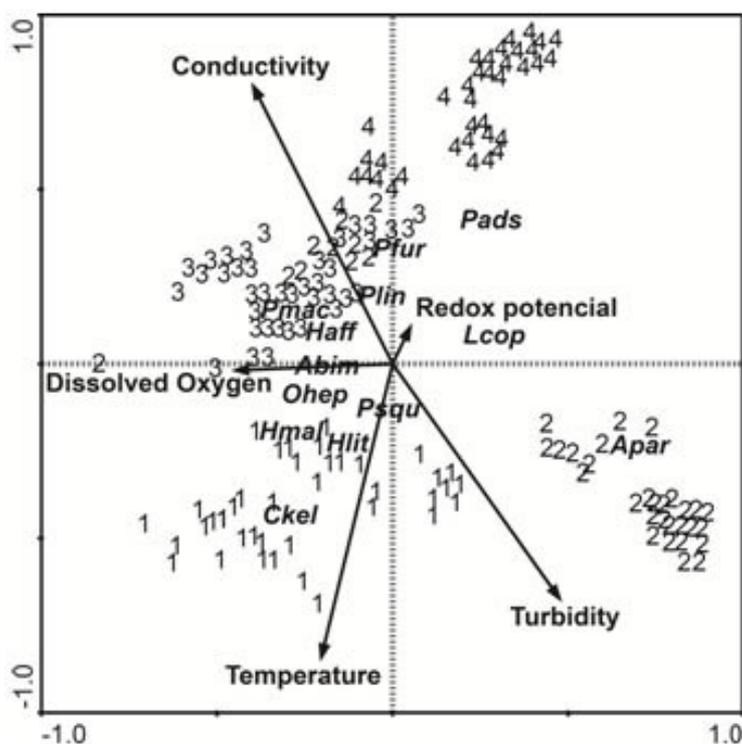


Figura 3. Ordenação de Correspondência Canônica das 13 espécies mais frequentes com as variáveis abióticas

Códigos: 1 = Reservatório/estação chuvosa; 2 = jusante/ estação chuvosa; 3 = Reservatório/estação seca; 4 = Jusante/estação seca. Apar = *Astyanax paraguayensis*;

Abim = *Astyanax bimaculatus*; *Ckel* = *Cichla kelberi*; *Hmal* = *Hoplias malabaricus*; *Hlit* = *Hoplosternum littorale*; *Haff* = *Hypostomus affinis*; *Lcop* = *Leporinus copelandii*; *Ohep* = *Oligosarcus hepsetus*; *Pfur* = *Pimelodus fur*; *Pmac* = *Pimelodus maculatus*; *Pads* = *Pachyurus adpersus*; *Plin* = *Prochilodus lineatus*; *Psqu* = *Plagioscion squamosissimus*.

Tabela 4. Sumário da Análise de Correspondência Canônica de dados de fatores bióticos e abióticos no reservatório de Funil e zona a jusante.

Eixos	1	2	3	4	
Temperatura	-0,15	-0,56	0,21	-0,02	
Condutividade	-0,29	0,53	-0,22	-0,02	
Oxigênio dissolvido	-0,32	-0,01	-0,38	0,15	
Potencial Redox	0,04	0,07	0,34	0,25	
Turbidez	0,34	-0,45	0,13	0,05	
Sumário					
Soma de todos os eigenvalores	0,284	0,152	0,073	0,031	3,282
Soma de todos os eigenvalores canônicos					0,552
Variância acumulada (%)					
de dados de espécies	8,6	13,3	15,5	16,5	
da relação ambiente-espécies	51,4	78,9	92,2	97,8	

4 DISCUSSÃO

Maiores abundância e diversidade de espécies foram encontradas a jusante, provavelmente devido à maior heterogeneidade de habitats, a estreita seção transversal do habitat e o obstáculo da barragem que contribuem para a aglomeração dos peixes. É amplamente aceito que um aumento na complexidade do habitat suporta um maior número de espécies que são capazes de explorar diferentes nichos (LOWE-MCCONNELL 1987, HUSTON 1994, ROSENZWEIG 1995). Além disso, a riqueza da fauna muitas vezes aumenta à medida que aumenta a complexidade de habitats, com profundidade, velocidade, e cobertura vegetal sendo as variáveis mais importantes que regem esta relação (GORMAN & KARR 1978, SCHLOSSER 1982, FELLELY & FELLELY 1987, PUSEY ET AL. DE 1995, GARCÍA ET AL 2011). A complexidade estrutural do habitat suporta diversidade de peixes tanto direta como indiretamente, porque contribui para o aumento de espécies de invertebrados, recursos alimentares preferenciais para onívoros e carnívoros jovens (por exemplo, *P. fur* e *O. hepsetus*). Corroborando esta afirmação, OGBEIBU & ORIBHABOR (2002) revelaram que locais a jusante de reservatórios geralmente suportam maior diversidade de macroinvertebrados do que os reservatórios.

Resultados do ANOSIM e CCA mostraram que as mudanças espaciais são a principal força por trás da modificação da ictiofauna, enquanto mudanças temporais parecem desempenhar um papel secundário na estruturação das assembleias. A variabilidade da assembleia de peixes é função de muitos fatores que interagem, incluindo região geoclimáticas, regime hidrológico, composição de espécies, regulação biótica contra abiótica, e histórico de perturbação, frequência e magnitude (SCHLOSSER 1985, GROSSMAN ET AL 1998). Embora seja difícil isolar o efeito de cada fator, é razoável sugerir que a escala espacial é a causa dominante da estruturação da assembleia de

peixes no sistema reservatório/jusante estudado. Além disso, maiores diferenças das assembleias entre reservatório e jusante foram observados durante a estação chuvosa, provavelmente devido à contribuição de peixes migradores (e. g., *L. copelandii*, *P. maculatus*, *P. lineatus* e *P. fur*) a jusante e de espécies reservatório-tolerantes nativas (*H. littorale*) e não nativas (*C. kelberi* and *P. squamosissimus*) a montante.

Neste estudo, todos os peixes associados com a zona a jusante durante a estação chuvosa foram espécies migratórias ou reofílicas. Geralmente, a reprodução da maioria das espécies de peixes Neotropicais, especialmente os migrantes, coincide com a estação chuvosa e altas temperaturas (LOWE-MCCONNELL 1975, SANTOS & FERREIRA 1987). Estes peixes, subindo o rio, acumulam-se imediatamente abaixo de barragens (TAYLOR ET AL 2001, GEHRKE ET AL 2002), fazendo com que estas interrupções sejam o principal fator que afeta a abundância de peixes migradores (BAYLEY & PETRERE JR. 1989, NORTHCOTE 1998, AGOSTINHO ET AL 2005, ROSCOE & HINCH 2010).

A introdução e estabelecimento de espécies não-nativas foi um resultado do represamento aqui detectado. As espécies não-nativas pescada do piauí (*P. squamosissimus*) e o tucunaré (*C. kelberi*), ambos predadores de topo dos rios e lagos da Amazônia, foram introduzidos no reservatório para fins recreativos e seu estabelecimento está ligado à redução e deslocamento da população de peixes nativos neste trecho da bacia do rio Paraíba do Sul. De acordo com HOLMQUIST ET AL. (1998), os predadores não-nativos de peixes têm uma maior abundância a montante do que a jusante de grandes barragens em rios tropicais. Além disso, em muitos reservatórios brasileiros a diminuição das populações de peixes nativos do rio têm sido relatada como resultado da introdução de espécies não-nativas de peixes piscívoros associados com represamentos (LATINI & PETRERE 2004, GOMIERO & BRAGA 2004, BENNEMANN ET AL 2006, PELICICE & AGOSTINHO 2009).

Hoplosternum littorale foi outra espécie bem adaptada às condições do reservatório durante a estação chuvosa. A maior amplitude de valores de oxigênio dissolvido encontrados no reservatório pode ser interpretada como uma evidência do processo de eutrofização já relatado por BRANCO ET AL. (2002). De acordo com SMITH (2003), esta espécie é abundante e adaptada a locais com aumento de compostos orgânicos e, conseqüentemente, baixa oxigenação da água. A capacidade de respirar oxigênio atmosférico e estruturas saculiformes em alças intestinais (CHAGAS & BOCCARDO 2006) asseguram uma maior eficiência durante a hipoxia e a colonização deste tipo de ambiente.

Neste estudo, variáveis abióticas tiveram uma forte influência no segundo eixo canônico (i. e. dimensão sazonal) apesar de também serem diretamente relacionadas e influenciadas pela barragem/represamento. Altos valores de turbidez foram registrados durante a estação chuvosa, e associado a *A. Parahybae* e *H. littorale* e espécies carnívoras (e. g. *P. squamosissimus*, *C. kelberi* e *O. hepsetus*). O aumento no *input* de sedimentos causado por erosão e lixiviação (maiores na estação chuvosa) e o crescimento de algas devido a eutrofização, levam ao aumento da turbidez (GRAY ET AL. 2011), e foram, provavelmente, as principais causas que produziram os padrões encontrados aqui. Águas turvas podem alterar comportamentos mediados pela visão em peixes, como forrageamento (UTNE-PALM 2002), de evitar predadores (ABRAHAMS & KATTENFELD 1997) e seleção de companheiros (CANDOLIN ET AL 2007, MAAN ET AL 2010). Talvez a relação destas espécies com a turbidez deve-se ao fato de

estarem mais susceptíveis a emalharem nas redes devido a visibilidade restrita, ou ao maior deslocamento para forrageamento (mais difícil localizar presas em águas turvas). Em contraste, altos valores de condutividade foram registrados durante a estação seca. A condutividade da água tende a ser menor na estação chuvosa (WINEMILLER & JEPSEN 1998), e influenciada por atividades antrópicas devido à entrada de matéria orgânica, e sua decomposição mais tarde por organismos heterotróficos (MATTHEWS 1998, GUARINO ET AL. 2005). Essas condições ambientais parecem favorecer a presença de espécies que habitam o fundo como o cascudo *H. affinis* e os bagres *P. maculatus* e *P. fur*. Portanto, a turbidez e condutividade também podem desempenhar um papel significativo na estrutura das assembleias de peixes.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO AA, THOMAZ SM & GOMES, LC. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* 19: 646–652. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00701.x
- ANGERMEIER PL & KARR JR. 1983. Fish communities among environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes* 9: 117–135. DOI: 10.1007/BF00690857.
- ARAÚJO FG, ANDRADE CC, SANTOS RN, SANTOS AFGN & SANTOS LN. 2005. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. *Revista Brasileira de Biologia* 65: 1–8. DOI: 10.1590/S1519-69842007000400022.
- BARLETTA MA, JAUREGUIZAR J, BAIGUN C, FONTOURA NF, AGOSTINHO AA, ALMEIDA-VAL VMF, VAL AL, TORRES RA, JIMENES-SEGURA LF, GIARRIZZO T, FABRÉ NN, BATISTA VS, LASSO C, TAPHORN DC, COSTA F, CHAVES PT, VIEIRA JP & CORRÊA MFM. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76: 2118–2176. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x.
- BAYLEY PB & PETRERE JRM. 1989. Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 385–398.
- BENNEMANN ST, CAPRA LG, GALVES W & SHIBATTA OA. 2006. Dinâmica trófica de *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Sciaenidae) em trechos de influência da represa Capivara (rios Paranapanema e Tibagi). *Iheringia Série Zoologia* 96: 115–119.
- BOTELHO MLLA, GOMIERO LM & BRAGA FMS. 2007. Feeding of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) in the Serra do Mar State Park – Santa Virgínia Unit, São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 67: 741–748. DOI: 10.1590/S1519-69842007000400022.
- BRANCO CWC, ROCHA MIA, PINTO GFS, GÔMARA GA & FILIPPO RD. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 7: 87–92. DOI: 10.1046/j.1440-169X.2002.00177.x.
- CAPRA LG & BENNEMANN ST. 2009. Low feeding overlap between *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) and *Cichla monoculus* (Spix & Agassiz, 1831), fishes introduced in tropical reservoir of South Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 343–348.

- CHAGAS RJ & BOCCARDO L. 2006. The air-breathing cycle of *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) (Siluriformes: Callichthyidae). *Neotropical Ichthyology* 4: 371–373. DOI: 10.1590/S1679-62252006000300009.
- CLARKE KR & WARWICK RM. 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratories: Plymouth.
- COLWELL RK. 2005. EstimateS 5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 7.5. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- DIAS ACML, BRANCO CWC & LOPES VG. 2005: Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27: 355–364.
- DUFRENE M & LEGENDRE P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366. DOI: 10.2307/2963459.
- FELLEY JD & FELLEY SM. 1987. Relationships between habitat selection by individuals of a species and patterns of habitat segregation among species: fishes of the Calcasieu drainage. In W. J. Matthews and D. C. Heins (eds.). Community and evolutionary ecology of North American stream fishes. p. 6168. Oklahoma Univ. Press, Norman, Oklahoma.
- FUKUSHIMA M, KAMEYAMA S, KANEKO M, NAKAO K & STEEL EA. 2007. Modeling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. *Freshwater Biology* 52: 1511–1524. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01783.x.
- GEHRKE PC, GILLIGAN DM & BARWICK M. 2002. Changes in fish communities of the Shoalhaven River 20 years after construction of Tallowa Dam, Australia. *River Research and Applications* 18: 265–286. DOI: 10.1002/rra.669.
- GIDO KB & MATTHEWS WJ. 2000. Dynamics of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma-Texas). *Copeia* 2000: 917–930.
- GOGOLA TM, DAGA VS, SILVA PRL, SANCHES PV, GUBIANI EA, BAUMGARTNER G & DELARIVA RL. 2010. Spatial and temporal distribution patterns of ichthyoplankton in a region affected by water regulation by dams. *Neotropical Ichthyology* 8: 341–349. DOI: 10.1590/S1679-62252010000200013.
- GOMES LC & MIRANDA LE. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 67–76.
- GOMIERO LM & BRAGA FMS. 2004. Feeding of introduced species of *Cichla* (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande Reservoir, River Grande (MG/SP). *Brazilian Journal of Biology* 64: 787–795. DOI: 10.1590/S1519-69842004000500008
- GORMAN OT & KARR JR. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59:507-515.
- GUARINO AWS, BRANCO CWC, DINIZ GP & ROCHA R. 2005. Limnological characteristics of an old tropical reservoir (Ribeirão das Lajes Reservoir, RJ, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 129–141.
- HOLMQUIST JG, SCHMIDT-GENGENBACH JM & YOSHIOKA BB. 1998. High dams and marine-freshwater linkage: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology* 12: 621–630. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1998.96427.x.

- HUSTON MA. 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press: Cambridge.
- JACKSON DA, PERES-NETO PR & OLDEN JD. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157–170.
- JOY MK & DEATH RG. 2001. Control of freshwater fish and crayfish community structure in Taranaki, New Zealand: dams, diadromy or habitat structure? *Freshwater Biology* 46: 417–429. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00681.x.
- JUNK WJ, BAYLEY PF & SPARKS RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110–27.
- LATINI AO & PETRERE JRM. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* 11: 71–79. DOI: 10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x
- LOWE-MCCONNELL RH 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press: Cambridge.
- MCCARTNEY M. 2009. Living with dams: managing the environmental impacts. *Water Policy* 11: 121–139.
- MCCUNE B & MEFFORD MJ. 1997. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 3.11. MjM Software: Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MEHNER T, DIEKMANN M, BRÄMICK U & LEMCKE R. 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50:70–85. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01294.x.
- NORTHCOTE TG. 1998. Migratory behavior of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: *Fish migration and fish bypasses*, Jungwirth MS, Schmutz, Weiss S (eds). Fish News Books: Oxford and London; 3–18.
- OGBEIBU AE & ORIBHABOR BJ. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research* 36: 2427–2436.
- OLIVEIRA EF, GOULART E & MINTE-VERA CV. 2004. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64: 447–458. DOI: 10.1590/S1519-69842004000300008.
- OLIVEIRA EF, MINTE-VERA CV & GOULART E. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fish* 72: 283–304. DOI: 10.1007/s10641-004-2582-5.
- PELICICE FM & AGOSTINHO AA. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11: 1789–1801. DOI: 10.1007/s10530-008-9358-3.
- POFF NL, ALLAN JD, BAIN MB, KARR JR, PRESTEGAARD KL, RICHTER BD, SPARKS RE & STROMBERG JC. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47: 769–784.
- POLIS GA, HOLT RD, MENGE BA & WINEMILLER KO. 1996. Temporal and spatial components of food webs. In *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*, POLIS GA & WINEMILLER KO (EDS). Chapman & Hall: New York; 435–460.
- PRINGLE CM, FREEMAN MC & FREEMAN BJ. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical–temperate comparisons. *BioScience* 50: 807–823.

- PUSEY B J, ARTHINGTON AH & READ MG. 1995. Species richness and spatial variation in fish assemblage structure in two rivers of the wet tropics of northern Queensland, Australia. *Envir. Biol. Fishes* 42: 181–199.
- RAHEL FJ. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 291–315.
- ROSCOE DW & HINCH SG. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries* 11: 12–33. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2009.00333.x.
- ROSENZWEIG ML. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press: Cambridge.
- SANTOS ABI, TERRA BF & ARAÚJO FG. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Zoologia* 27: 732–740. DOI: 10.1590/S1679-62252010000300004.
- SANTOS AFGN, SANTOS LN & ARAÚJO FG. 2011: Digestive tract morphology of the Neotropical piscivorous fish *Cichla kelberi* (Perciformes: Cichlidae) introduced into an oligotrophic Brazilian reservoir. *Revista de Biologia Tropical* 59: 1245–1255.
- SCARABOTTI PA, LÓPEZ JA & POUILLY M. 2011. Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecology of freshwater fish* 20: 605–618. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2011.00510.x.
- SCHLOSSER IJ. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395–414. DOI: 10.2307/2937352.
- SMITH WS, PETRERE JRM & BARRELA W. 2003. The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 69: 1015–1025.
- SOARES MCS, MARINHO MM, HUSZAR VLM, BRANCO CWC & AZEVEDO SMFO. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs* 13: 257–269. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x.
- STEFANI PMA & ROCHA OB. 2009. Diet composition of *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), a fish introduced into the Tietê River system. *Brazilian Journal of Biology* 69: 805–812. DOI: 10.1590/S1519-69842009000400007.
- TAYLOR CA, KNOUFT JH & HILAND TM. 2001. Consequences of stream impoundment on fish communities in a small North American Drainage. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 687–698. DOI: 10.1002/rrr.629.
- TER BRAAK CJF & ŠMILAUER P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power: Ithaca, NY, USA.
- TERRA BF, SANTOS ABI & ARAÚJO FG. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology* 8: 599–606. DOI: 10.1590/S1679-62252010000300004.
- UTNE-PALM AC. 2002. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioral aspects. *Marine and Freshwater Behavior and Physiology* 35: 111–128. DOI: 10.1080/10236240290025644.

- VANNOTE RL, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDELL JR & CUSHING CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- WINEMILLER KO & JEPSEN DB. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology* 53: 267–296. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb01032.x.

CAPITULO IV

COMPARAÇÕES DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES ENTRE HABITATS ACIMA E ABAIXO DE BARRAGENS DE UM RIO NEOTROPICAL: A INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TIPOS DE BARRAGENS

*(Comparison of fish assemblages between above- and below-dam habitats of a
Neotropical river: the influence of different types of dams)*

RESUMO

A comparação das assembleias de peixes entre habitats acima e abaixo de barragens, em rio do sudeste do Brasil, foi investigada a fim de detectar possíveis diferenças na comunidade de peixes entre estes habitats em duas estações (seca e chuvosa). Usou-se três tipos de barragens e dispositivos de passagem de peixes associados como modelo de estudo para as comparações: (i) bloqueio total, sem dispositivo de passagem de peixes (ii) bloqueio parcial / canal lateral e (iii) bloqueio total, com escada de peixes. Esperou-se uma assembleia de peixes impactada com as maiores diferenças na ictiofauna entre habitats a montante e a jusante em (i), diferenças intermediárias em (iii) e menos evidentes em (ii). Diferenças nas assembleias de peixes entre habitats a montante e a jusante foram maiores no (i) bloqueio total. No entanto, o (ii) bloqueio parcial / canal lateral apresentou diferenças maiores na fauna de peixes do que o (iii) bloqueio total, com escada de peixes, principalmente na estação chuvosa, quando cheias funcionam como gatilho para diversas funções biológicas (e.g. movimentos de dispersão e migração reprodutiva) em peixes de água doce Neotropicais. Adicionalmente, a riqueza de espécies foi maior em habitats a jusante, como um efeito da heterogeneidade de habitats e de concentração de peixes abaixo das barragens devido ao bloqueio da migração. Foram fornecidas informações que podem contribuir para os programas de gestão e projetos futuros, bem como o melhoramento da base de dados da ecologia de ambientes aquáticos continentais. PALAVRAS-CHAVE: Fragmentação de rios, passagem de peixes, peixes de água doce, reservatórios, Rio Paraíba do Sul.

ABSTRACT

Comparison of fish assemblages between above- and below-dam habitats of a river from Southeastern Brazil was studied in order to detect possible differences in fish community between these habitats in two seasons (wet and dry). We use three types of dams and associated fishways: (i) total blockage, (ii) partial blockage/side channel and (iii) total blockage with fish ladder, as models for the comparisons. We expected an impacted fish assemblage with the highest differences in fish fauna between up and downriver habitats in (i), intermediate in (iii) and less evident in (ii). Differences of fish assemblage between up and downriver habitats were highest in (i) total blockage. However, partial blockage/side channel (ii) showed higher differences in fish fauna than (iii) total blockage with fish ladder, mainly in wet season, when flood triggers biological features (e.g. dispersal movements and reproductive migration) in Neotropical freshwater fish. Moreover, species richness was higher in downriver habitats, as an effect of habitat heterogeneity and fish concentration down the dams because impairment of migration. We provide information that may contribute to management programs and future projects as well as enhance freshwater ecology data base.

KEYWORDS: Fish passage, freshwater fish, Paraíba do Sul River, reservoir, River fragmentation.

1 INTRODUÇÃO

Ecosistemas aquáticos continentais são ameaçados por barragens que causam fragmentação de habitats, entre outros efeitos deletérios, com sérios impactos sobre a riqueza e a estrutura das assembleias de peixes (FREEMAN ET AL. 2003, FUKUSHIMA 2005, AGOSTINHO ET AL. 2007a). As barragens são projetadas de acordo com seus propósitos, por exemplo, energia hidrelétrica, abastecimento de água, controle de inundações, etc. As barragens variam em forma, largura, comprimento, altura e na quantidade de água que podem armazenar (WCD, 2000). O tamanho da barragem (altura, largura) influencia fortemente muitos parâmetros ambientais, tais como a probabilidade de estratificação da temperatura da água e modificação do regime térmico, sua eficácia como uma barreira à migração biótica e transporte de sedimentos, e sua capacidade para armazenar picos de cheias (POFF & HART 2002). Além disso, as barragens de tamanhos semelhantes podem, potencialmente, ter diferentes efeitos ecológicos enquanto barragens de tamanhos muito diferentes podem ter efeitos hidrológicos a jusante semelhantes, dependendo de como elas armazenam e liberam água ao longo do tempo (POFF & HART 2002).

Várias barragens têm instalações associadas a elas para promover a movimentação de peixes. Estas instalações para transposição de peixes também variam em forma e função devendo permitir a dispersão dos peixes e os movimentos migratórios (CLAY 1995, GODINHO & KYNARD 2009). Alguns exemplos destas instalações são escadas de peixes e canais paralelos ou laterais que podem proporcionar conexão ecológica entre habitats a montante e a jusante. Uma vez que existem tantas características a respeito de barragens e passagens para peixes associadas, é razoável supor que cada tipo de barragem (e passagem para peixes) irá influenciar a assembleia de peixes diferentemente, tanto a montante quanto a jusante, de acordo com o grau de obstrução do rio e da existência e / ou tipo de instalação para passagem de peixes. Adicionalmente, há um investimento crescente em energia limpa fornecida pela hidreletricidade, sobretudo em países com grandes recursos hídricos como o Brasil, e os esforços são no sentido de um design e operação amigáveis, tanto para barragens quanto para passagens de peixes, com o objetivo de conciliar as aspirações econômicas e ambientais.

Embora seja difícil encontrar réplicas fidedignas de barragens e habitats dadas as características naturais e da magnitude de efeitos antropogênicos, o Rio Paraíba do Sul fornece condições para tais investigações, pois é um ecossistema de água doce bem estudado (PINTO ET AL. 2006, PINTO 2008, ARAÚJO ET AL. 2009, TERRA ET AL. 2010) e é fragmentado por sete barragens diferentes. Portanto, este estudo se concentrou em três destes sete barramentos: (i) uma barragem que bloqueia o rio totalmente, sem passagem para peixes, (ii) uma barragem que tem uma conectividade hidrológica lateral (considerado como um canal lateral) entre habitats a montante e a jusante e (iii) uma barragem que bloqueia o rio totalmente, mas tem uma escada de peixes. O objetivo deste estudo foi descrever a fauna de peixes de habitats a montante e a jusante destas três barragens e detectar possíveis diferenças nas assembleias de peixes entre estes habitats, uma vez que o impacto de barragens não é apenas nos trechos a montante, mas também em trechos a jusante destas (HAN ET AL. 2008). Espera-se um maior impacto na assembleia de peixes e maiores diferenças da ictiofauna entre habitats de montante e jusante no (i) bloqueio total, uma diferença

intermediária no (iii) bloqueio total com passagem de peixes e menores diferenças na (ii) barragem com conectividade hidrológica.

2 MATERIAL & MÉTODOS

As seções Área de estudo e Programa amostral são descritos no Capítulo I com diferença apenas na denominação dos modelos de estudo. No presente Capítulo, o sistema formado pela barragem de Funil é chamado de Local 1, o sistema de barragem formado pela barragem de Santa Cecília de Local 2 e o sistema formado pelo barramento de Ilha dos Pombos é chamado Local 3. Os reservatórios, lênticos, são denominados habitat a montante e os trechos lóticos a jusante são denominados habitat a jusante. Portanto, temos os habitats à montante dos locais 1, 2 e 3 e os habitats a jusante dos locais 1, 2 e 3 (Figura 1 Capítulo II).

2.1 Análise de dados

A riqueza esperada de espécies foi calculada usando o estimador Bootstrap. As curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos representando a média de repetidas re-amostragem de todos os indivíduos reunidos foram calculadas com software EstimateS 8.0 (COLWELL 2006).

Os dados brutos de abundância de espécies foram transformados (raiz quadrada) para atender os pressupostos de normalidade multivariada e moderar as influências de valores extremos. Os dados transformados foram então usados para criar uma matriz de similaridade Bray-Curtis calculada para todas as comparações de pares de amostras. Hipóteses nulas de não haver diferenças na composição das assembleias de peixes entre habitats e entre as estações foram testadas usando a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (ANDERSON 2001). A Análise de Similaridade (ANOSIM) foi realizada para comparar a estrutura de peixes entre habitats. Um escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com base em uma distância euclidiana foi utilizado para identificar grupos de amostras e a Análise de Porcentagens de Similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro do grupo. Todas as análises multivariadas foram realizadas utilizando PRIMER v6.1.11 com o pacote PERMANOVA + 1.0.1 adicionado.

3 RESULTADOS

Um total de 8058 espécimes, distribuídos em seis ordens, 17 famílias, 40 gêneros e 47 espécies foram coletados, incluindo oito espécies não-nativas e duas espécies marinhas (Tabela 2). As 10 espécies mais abundantes, i. e., aquelas com $n > 2\%$ de todos os peixes coletados e frequência de ocorrência $> 20\%$, abrangeram três ordens: quatro Characiformes (*A. bimaculatus*, *H. malabaricus*, *O. hepsetus* e *P. lineatus*), cinco Siluriformes (*H. affinis*, *H. littorale*, *P. maculatus*, *P. fur* e *R. quelen*) e um Perciformes (*P. squamosissimus*). *Astyanax bimaculatus* foi a espécie mais abundante e amplamente distribuída no presente estudo (Tabela 2).

Embora com baixa abundância ($n < 7$) e / ou baixa frequência de ocorrência (FO $< 1\%$), dez espécies foram restritas ao local 1 e seis a local 3. No local 1, cinco espécies

ocorreram apenas no habitat lântico a montante (os Characiformes *C. lauroi*, *H. malabaricus* e *P. mesopotamicus*, o Synbranchiformes *S. marmoratus*, e Perciformes *T. rendalii*), e quatro ocorreram somente no habitat a jusante (os Characiformes *B. insignis* e *P. heterostomus*, e o Siluriformes *C. Callichthys* e *R. aspera*). Apesar de o Perciformes não-nativos *C. kelberi* (n = 68; FO = 5,2%) ocorrer em ambos os habitats, apenas um indivíduo foi capturado no habitat a jusante (Tabela II). Seis espécies (incluindo duas espécies marinhas) foram exclusivas para o local 3 no habitat a jusante, i. e., dois Perciformes (*A. tajasica* e o marinho *C. parallelus*), um Mugiliformes marinho (*M. curema*) e três Siluriformes (*G. albescens*, *H. loricariformes* e *L. castaneus*) (Tabela 2).

Tabela 2. Número total (N), frequência de ocorrência (% FO), e amplitude de tamanho (comprimento total = CT, mm) das espécies de peixes nos habitats lânticos (montante-Mon) e lóticos (jusante- Jus) do rio nos locais 1, 2 e 3.

Espécies	Local 1		Local 2		Local 3		Local agrupado		
	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	N	CT (mm)	F.O.%
	S=24	S=33	S=23	S=27	S=27	S=32			
Characiformes									
Anostomidae									
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875		83	8	43	8	23	165	115-515	18,96
<i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875	1	8	1	3	4	1	18	130-365	2,08
<i>Leporinus mormyrops</i> Steindachner, 1875		10	2	2			14	130-300	1,66
<i>Leporinus</i> spp					1		1	320	0,21
Characidae									
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	731	383	176	467	365	83	2205	45-170	64,16
<i>Astyanax parahybae</i> (Eigenmann, 1908)	2	253	7	84	10	7	363	80-220	14,37
<i>Astyanax intermedius</i> Eigenmann, 1908		54		15		53	122	90-175	1,87
<i>Astyanax</i> spp.		118	16	148		23	305	73-300	9,16
<i>Brycon insignis</i> Steindachner, 1877		1					1	285	0,21
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858) ¹	19	1	1		2	1	24	70-153	2,71
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Curvier, 1829)	3	135	187	97	86	16	524	110-300	35,21
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887) ¹	1						1	700	0,21
<i>Probolodus heterostomus</i> Eigenmann, 1911		6					6	118-135	0,62
<i>Salminus brasiliensis</i> (Curvier, 1816) ¹		4		1	3	6	14	270-540	2,08
Crenuchidae									
<i>Characidium lauroi</i> Travassos, 1949	8						8	100-130	1,46
Curimatidae									
<i>Cyphocarax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)				2	96	6	104	100-446	8,33
Erythrinidae									
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	3						3	240-255	0,21
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	34	26	52	18	69	5	204	125-430	24,37
Prochilodontidae									
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	2	36	2	59	45	48	192	135-570	22,91
Siluriformes									
Callichthyidae									
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)		1					1	165	0,21
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	70	11	189	24	69	11	374	90-330	24,37
Loricariidae									
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)		33	45	64	39	12	193	110-275	24,58
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854	1	12		7		8	28	110-340	4,79
<i>Harttia loricariformes</i> Steindachner, 1877						1	1	100	0,21
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau, 1855)						35	35	225-380	0,21

<i>Rhinelepis aspera</i> Spix & Agassiz, 1829 ¹		33						33	200-380	1,46
<i>Rineloricaria lima</i> (Kner, 1853)	1	19	3	33	5	20		81	60-210	8,12
Pimelodidae										
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	10	390		236	89	72		797	110-285	33,75
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cépède, 1803	120	251	26	75	27	7		506	115-415	32,91
<i>Pimelodella eigenmanni</i> (Boulenger, 1891)		1	1	21	26	29		78	105-510	6,87
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		20	110	76	92	9		307	135-400	28,12
Auchenipteridae										
<i>Glanidium albescens</i> Lütken, 1874						1		1	110	0,21
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	1	1			25	31		58	14-285	6,25
Gymnotiformes										
Gymnotidae										
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	5	12	25	9	40	28		119	150-400	15,83
Sternopygidae										
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)		50	1	18	45	71		185	121-410	16,87
Synbranchiformes										
Synbranchidae										
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1975	1							1	430	0,21
Mugiliformes										
Mugilidae										
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836 ²						2		2	375-405	0,41
Perciformes										
Sciaenidae										
<i>Pachyurus adspersus</i> Steindachner, 1879	77	15			1	25		118		10,62
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) ¹	315	84	7	139	50	50		645	60-450	37,71
Centropomidae										
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860 ²						2		2	425	0,41
Cichlidae										
<i>Australoheros cf. paraibae</i> Ottoni & Costa 2008	9	1		2	9			21	82-198	3,75
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006 ¹	66	1						67	90-405	5,20
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	8	11	4	4	12	3		42	12-305	7,5
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	21	5	14	37	5			82	110-280	12,5
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) ¹			1	2	1			4	282-300	0,83
<i>Tilapia rendalii</i> (Boulenger, 1897) ¹	2							2	110	0,21
Gobiidae										
<i>Awaous tajasica</i> Lichtenstein, 1822						1		1	155	0,21
Total	1510	2069	879	1686	1224	690		8058		

¹ não nativo

² espécie marinha

A PERMANOVA das abundâncias das espécies de peixes apresentaram diferenças significativas para cada fator e interação multivariada significativa entre os fatores (habitat e estação; Tabela 3); indicando assim que a assembleia de peixes de alguma forma muda por influência dos habitats lântico (montante) ou lótico (jusante) e/ou por influência das estações chuvosa (verão) ou seca (inverno).

Tabela 3. Resultados da PERMANOVA para comparações da abundância de peixes entre habitats montante e jusante (locais 1, 2 e 3) e estações chuvosa e seca.

Fonte de variação	gl	SQ	F	P
Local 1				
Habitat	1	64389	31,0	0,001

Estação	1	19440	9,4	0,001
Ha x Es	1	10770	5,2	0,001
Residual	155	3,22E+09		
<hr/>				
Local 2				
Habitat	1	51105	18,7	0,001
Estação	1	20632	7,5	0,001
Ha x Es	1	5304,8	1,9	0,042
Residual	156	4,27E+09		
<hr/>				
Local 3				
Habitat	1	33263	11,2	0,001
Estação	1	18092	6,1	0,001
Ha x Es	1	8397,2	2,8	0,001
Residual	151	4,49E+09		

O maior número de espécies foi registrado em habitats a jusante - locais 1 (33 espécies), 2 (27 espécies) e 3 (32 espécies), em comparação com habitats a montante - 24 espécies, 23 espécies e 27 espécies, respectivamente. A mesma tendência foi demonstrada pela riqueza esperada de espécies estimada através do estimador Bootstrap que revelou que os habitats a jusante têm riqueza comparativamente maior do que habitats a montante para todos os locais (Figura 2, Tabela 2 e 4).

Habitats a jusante do local 1 (n = 2069) e 2 (n = 1686) também apresentaram maior abundância de indivíduos em comparação com habitats a montante, mas o oposto foi encontrado para o local 3, com 690 indivíduos encontrados no habitat a jusante, enquanto 1224 indivíduos foram encontrados no habitat a montante. Quanto a sazonalidade, a estação chuvosa apresentou maior riqueza observada e esperada de espécies e abundância de indivíduos em comparação com a estação seca, independentemente de locais ou habitats (Figura 2, Tabela 2 e 4).

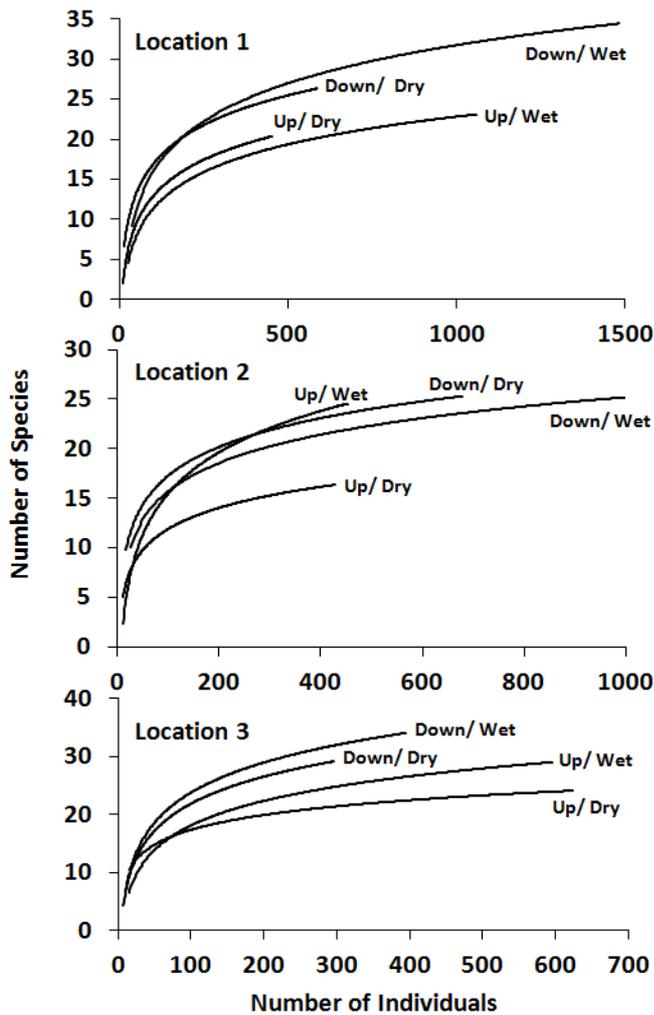


Figura 2. Curva de rarefação para habitats (montante-up; jusante-down), e para estações (chuvosa-Wet e seca-Dry) nos locais 1, 2 e 3 do Rio Paraíba do Sul.

Tabela 4. Riqueza de espécies observada (Esp. Obs.) e esperada (estimador Bootstrap) e número de indivíduos e amostras para os habitats a montante (mon) e jusante (jus) dos locais 1, 2 e 3 e estações chuvosa (Chu) e seca (sec).

Local/Habitat/Estação	Amostras	Indivíduos	Esp. Obs.	Bootstrap
Local 1				
Chu-Mon	40	1058	21	23,73
Chu-Jus	40	1483	31	33,67
Sec -Mon	40	452	18	19,96
Sec -Jus	40	586	24	26,18
Local 2				
Chu-Mon	40	452	22	24,18
Chu-Jus	40	1008	23	25,12
Sec-Mon	40	427	15	16,39
Sec-Jus	40	678	23	23,94
Local 3				
Chu-Mon	40	596	26	28,42

Chu- Jus	40	394	30	32,84
Sec- Mon	40	623	22	23,04
Sec-Jus	40	296	26	28,58

Mudanças na estrutura das assembleias de peixes entre os dois habitats a montante e a jusante e estação chuvosa e seca também foram evidenciadas pela Análise de Similaridade - ANOSIM. De acordo com ANOSIM, a diferença mais significativa entre habitats foi registrada para o local 1 na estação chuvosa ($R = 0,55$, $P = 0,001$) e seca ($R = 0,35$, $P = 0,001$), seguido pelo local 2 na estação chuvosa ($R = 0,31$, $P = 0,001$) e seca ($R = 0,22$, $P = 0,001$), e em menor escala, no local 3 na estação seca ($R = 0,28$, $P = 0,001$) e chuvosa ($R = 0,14$, $P = 0,001$) (Tabela 5). Diferenças comparativamente menores foram encontrados entre as estações, com ANOSIM detectando diferenças no local 1 a montante ($R = 0,25$, $P = 0,001$) e jusante ($R = 0,14$, $P = 0,001$), para o local 2 a montante ($R = 0,1$, $P = 0,001$) e a jusante ($R = 0,11$, $P = 0,001$) e para o local 3 a montante ($R = 0,09$, $P = 0,001$) e a jusante ($R = 0,13$, $P = 0,001$). Os plots do nMDS mostraram separação dos habitats em dois grupos para o local 1 e 2 e uma separação menos evidente para o local 3 (estações agrupadas) (Figura 3). A Análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) indicou que a variabilidade da estrutura da assembleia foi mais pronunciada no habitat a jusante do local 3 (similaridade média = 19%), em contraste com o habitat a montante do local 1, que apresentou a maior similaridade média dentro (49%) .

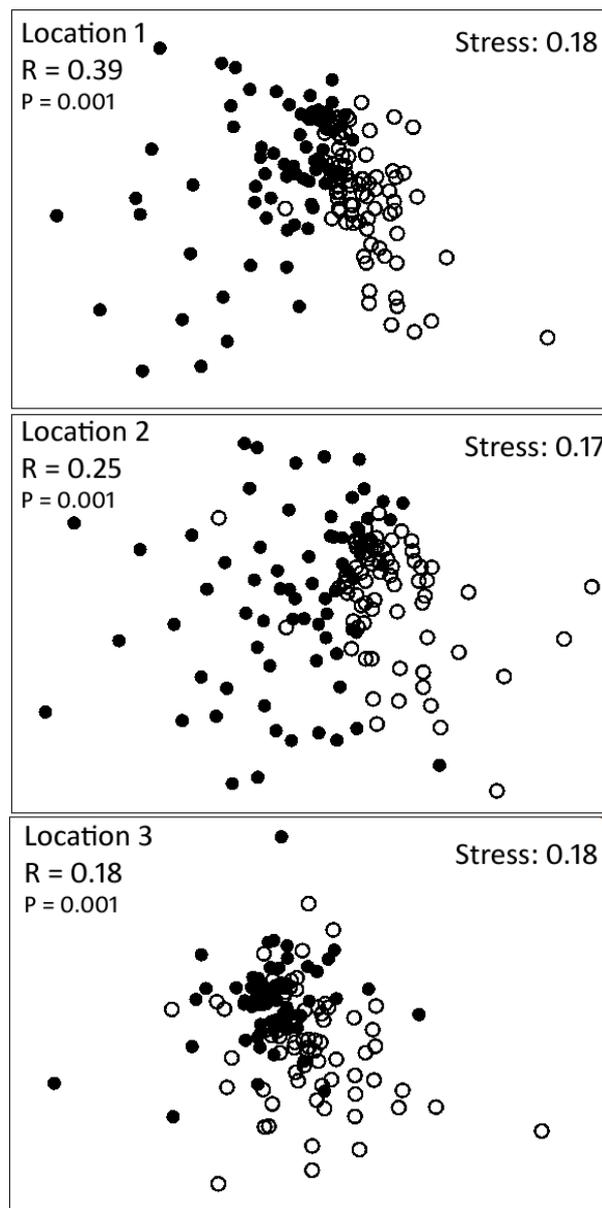


Figura 3. Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) dos habitats montante (o) e jusante (•) dos locais 1, 2 e 3 (estações agrupadas). Valores de R global ANOSIM (R) e nível de significância (P) para cada local.

As espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro no habitat a montante do local 1 foram *A. bimaculatus* e *P. squamosissimus*, enquanto que no habitat a jusante foram *A. bimaculatus*, *P. Fur* e *P. maculatus*. O local 2 teve *A. bimaculatus*, *O. hepsetus*, *H. malabaricus* e *R. quelen* contribuindo significativamente para a similaridade média dentro no habitat a montante, e *A. bimaculatus*, *P. squamosissimus*, *R. quelen* e *P. fur* no habitat a jusante. O local 3 apresentou *A. bimaculatus* e *R. quelen* (habitat a montante) e *P. squamosissimus*, *P. lineatus* e *P. fur* (habitat a jusante) como espécies discriminantes (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados do *one-way* ANOSIM (valores de R e níveis de significância) da abundância das espécies de peixes e análise SIMPER das 10 mais abundantes espécies

para habitats montante (M) e jusante (J) dos locais 1, 2 e 3 e estações chuvosa (Chu) e seca (Sec).

Espécies	Local 1				Local 2				Local 3			
	Chu		Sec		Chu		Sec		Chu		Sec	
	M x J	M x J	M x J	M x J	M x J	M x J	M x J	M x J	M x J	M x J	M x J	
Similaridade média (%)	48,9	33,2	38,4	32,4	20,7	27,2	34,8	33	28	19,8	32,6	19
<i>A. bimaculatus</i>	19	8	20,3	8,3		5,8	6,5	9,7	10		11,5	
<i>P. squamosissimus</i>	12,8		9,2			5,8				4,8		
<i>P. maculatus</i>		6,4		5,7								
<i>P. fur</i>				6,9		5,8		5				8
<i>O. hepsetus</i>				4,2	4,1			8,2				
<i>H. littorale</i>						5,5						
<i>R. quelen</i>								11,1	4			4
<i>H. malabaricus</i>								4,1				
<i>P. lineatus</i>												5
ANOSIM	R	0,55	0,35	0,31	0,22	0,14	0,28					
	P	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001					
SIMPER Dissimilaridade média (%)		75,3	76,1	87,32	73,1	80,4	82,7					

4 DISCUSSÃO

A fragmentação, no sistema fluvial estudado, provocada por barragens parece ser um fator importante na determinação das diferenças na estrutura das assembleias de peixes entre habitats a montante e a jusante. Embora em menor grau, as mudanças sazonais também desempenharam um importante papel como fator estruturante das assembleias de peixes, como têm sido registrados em vários estudos sobre peixes de água doce tropicais (LOWE-MCCONNELL 1987, VAZZOLLER 1996, AGOSTINHO ET AL 2003, AGOSTINHO ET AL 2005, AGOSTINHO ET AL 2007b). A assembleia de peixes em habitats lênticos (reservatórios) e lóticos (a jusante) de rios são o efeito da reorganização das assembleias que primeiro habitavam estes agora fragmentados sistemas (PODDUBNY & GALAT 1995, AGOSTINHO ET AL. 1999). Além disso, a introdução intencional de espécies de peixes não-nativas nos reservatórios é outro fator principal para reestruturação das assembleias de peixe (MARTINEZ ET AL. 1994). No entanto, no presente estudo vários componentes da fauna de peixes nativos foram bem representados em todos os habitats, com grande abundância de consumidores de primeira ordem e/ou peixes de forrageamento (e. g., *Astyanax* spp e *O. hepsetus*), carnívoros de topo (e. g., *H. malabaricus*, *R. quelen* e *P. squamosissimus*) e detritívoros/onívoros (e. g., *H. affinis*, *H. littorale*, *P. maculatus* e *P. fur*). Contudo, embora a maioria dos peixes registrados em habitats a montante também tenham sido registrados em habitats a jusante, suas contribuições para as assembleias diferiram significativamente, o que se leva a concluir que as assembleias de peixes são impactadas em todos os locais estudados.

A interrupção no local 1 causada pelo bloqueio total do rio, provavelmente causou a modificação mais notável sobre a ictiofauna entre habitats a montante e jusante, tal como indicado pelas análises estatísticas. Estes efeitos estão dentro das expectativas, uma vez que bloqueio total impede o movimento dos peixes de habitats

a jusante para montante e vice-versa. Adicionalmente, o local 1 tem um reservatório com tempo de retenção (10 a 55 dias) e volume de armazenamento (890 m^3) maior do que os locais 2 e 3 (tempo de retenção < 1 dia; volume de armazenamento de $4,35 \text{ m}^3$ e $7,87 \text{ m}^3$, respectivamente). Uma também provável explicação para maiores diferenças entre os habitats a montante e jusante do local 1 é o tempo de residência hidráulico (HRT). O HRT é uma interação entre o tamanho da barragem e operação, que é uma variável-chave que afeta diferentes facetas do regime biofísico (POOF & HART 2002). O HRT é definido como a razão entre o volume de armazenamento (m^3) do reservatório e sua taxa de fluxo-atraves (m^3 por ano), sendo este último uma função do fluxo de entrada natural para, e o controle humano de saída a partir do, reservatório (POOF & HART 2002). O HRT potencialmente pode influenciar, entre outros fatores, o desenvolvimento das assembleias planctônicas e processos e o transporte de biota através do reservatório para áreas a jusante (KALFF 2002), levando a grandes diferenças das assembleias de peixes entre habitats a montante e jusante.

Enquanto isso, a interrupção moderada do local 2 (obstrução parcial) parece causar surpreendentes diferenças na fauna de peixes entre habitats a montante e jusante como indicadas pelas análises estatísticas. Como o local 2 tem um *continuum* ou conectividade hidrológica entre os dois habitats, esperava-se que as diferenças na assembleia de peixes não fossem tão pronunciadas. Provavelmente esta conexão hidráulica fornecida pelo canal lateral não significa uma conexão de habitat para muitas espécies, pois a água pode atingir altas velocidades (5 ms^{-1}) por causa do estreitamento da largura do canal principal, impedindo o movimento de peixes de jusante para montante. Elevada velocidade da água (e. g., $5 \times$ comprimento total do peixe $\times \text{s}^{-1}$) bloqueia o movimento de peixes para montante, funcionando como uma barreira de mão única (CLAY 1995, SANTOS 2008). Embora a velocidade da água possa ser uma explicação adicional para as diferenças encontradas, estudos complementares são necessários para confirmar a hipótese de velocidade da água no local 2. Quanto ao local 3, as diferenças na assembleia de peixes entre habitats a montante e jusante foram menos evidentes, mas ainda presentes. Isto pode ser parcialmente explicado pela operação da escada de peixe. Embora controverso (PELICICE & AGOSTINHO 2008), passagens de peixes podem ser eficientes em movimentos de dispersão rio acima (AGOSTINHO ET AL 2007b, POMPEU & MATINEZ 2007), portanto, resultando na diminuição das diferenças das assembleias de peixes entre habitats a montante e jusante no local 3.

A sazonalidade, representada por estações chuvosa (períodos de cheia) e seca (períodos de seca), embora considerado aqui como um fator secundário, continua a desempenhar um papel importante influenciando a fauna de peixes. Diferenças na assembleia de peixes entre habitats a montante e jusante no local 1 e 2 foram comparativamente mais elevadas na estação chuvosa, enquanto no local 3, a estação chuvosa apresentou as menores diferenças. Durante a estação chuvosa, a cheia desencadeia características biológicas (e. g., movimentos de dispersão e migração reprodutiva) em peixes de água doce Neotropicais. Neste período, as espécies de peixes reofílicos tendem a migrar para habitats rio acima, devido a estratégias reprodutivas (VAZZOLER 1996, AGOSTINHO ET AL 2003, AGOSTINHO ET AL 2005) e tal migração concentrada peixes a jusante da barragem que bloqueia seu caminho (AGOSTINHO ET AL 2007a, SANTOS ET AL 2008). Este bloqueio aumenta cardumes de diferentes espécies de peixes e, conseqüentemente, as diferenças quando comparada

a comunidade entre habitats a montante e jusante, como o caso do local 1. No local 2, a velocidade da água aumenta muito no canal lateral por causa da cheia, também bloqueando a migração rio acima para a maioria das espécies, conforme mencionado anteriormente. No local 3, onde a escada de peixes é aberta durante a estação chuvosa, as diferenças da ictiofauna entre habitats a montante e jusante são mais baixas, uma indicação de que os peixes não são totalmente bloqueados e migração segue, ao menos em parte, o seu curso.

Os três reservatórios estudados têm idades diferentes, variando de 43 a 88 anos. Embora a idade seja um importante fator que influencia a ictiofauna, depois de 40 anos essas diferenças são normalmente estabilizadas e reservatórios neotropicais possuem riquezas de peixes aproximadamente similares (média de 30 espécies) (AGOSTINHO ET AL. 2007a). Portanto, é razoável supor que não é a idade do reservatório a razão para as diferenças encontradas na ictiofauna, mas o tipo de barragem e passagem para peixes associada.

Neste estudo, os habitats lóticos a jusante tiveram uma fauna de peixes mais rica em comparação com os habitats lênticos a montante. Menores riquezas em habitats lênticos a montante muitas vezes estão relacionada a grandes mudanças de temperatura, nos regimes de turbidez, fluxo, *input* alóctones de nutrientes, e disponibilidade de alimentos (Williams et al., 1998) além da homogeneidade do habitat. Além disso, os habitats lóticos a jusante são favorecidos pela maior complexidade de habitat que pode sustentar um número maior de espécies do que habitats de menor complexidade (HUSTON 1994, WARD, 1998, AGOSTINHO ET AL. 2007a). Maior riqueza na estação chuvosa reflete efeitos do regime de cheias, ou seja, o aumento da heterogeneidade de habitats devido a inundações e a disponibilidade de alimentos, em ambos habitats a montante e jusante (AGOSTINHO ET AL. 2005 AGOSTINHO ET AL. 2007a).

O ecossistema fluvial estudado recebeu um grande número de espécies de peixes não nativas através de introduções intencionais (BIZERRIL & PRIMO 2001). Algumas das espécies introduzidas obtiveram sucesso, conforme indicado pelas elevadas abundâncias em ambientes lênticos e/ou lótico. O tucunaré *C. kelberi* e a pescada do piauí *P. squamosissimus* são exemplos de introduções bem sucedidas, ambas espécies da bacia amazônica. *Plagioscion squamosissimus* foi abundante nos três locais e caracterizada como espécie discriminante para ambos habitats montante e jusante. Embora seja conhecida como uma espécie de ampla disseminação em ambientes de água doce Neotropicais, uma possível causa para o seu sucesso pode ser atribuída à sua estratégia reprodutiva de produção de ovos pequenos, pelágicos e flutuantes em vários lotes durante a temporada reprodutiva (AGOSTINHO ET AL. 1999) usando esta estratégia reprodutiva de colonização e dispersão amplamente ao longo do sistema fluvial. O tucunaré *C. kelberi* foi restrito ao local 1, abundante no habitat a montante, com apenas um indivíduo capturado no habitat a jusante. ESPÍNDOLA ET AL. 2010 mostrou que a distribuição deste invasor não é aleatória; reservatórios com maiores áreas, temperaturas mais altas, maiores profundidades máximas e maiores transparências têm maiores probabilidades de abrigar populações de *C. kilberi*. Estas características são as mesmas do habitat a montante do local 1 e opostas aos do local 2 e 3, portanto, parcialmente explicando a distribuição apresentada por *C. kilberi* no presente estudo.

Pimelodus fur foi uma espécie discriminante para jusante de todos os locais, enquanto *P. maculatus* foi característico apenas para jusante do local 1. Embora estas duas espécies de *Pimelodus* sejam amplamente distribuídas neste sistema fluvial (ARAÚJO ET AL. 2009), *P. fur* está associado com fundo rochoso, típico de habitats lóticos a jusante, enquanto *P. maculatus* está mais associado com o substrato fino e lamacento (PINTO 2008). Além disso, os movimentos de migração também podem concentrar essas espécies em habitats a jusante (AGOSTINHO ET AL. 2003, SANTOS ET AL. 2008), aumentando assim suas capturas. Outro Siluriformes *R. quelen* foi frequente e característico do local 2 em ambos habitats a montante e jusante. Esta espécie é amplamente distribuída na Bacia do Rio Paraíba do Sul (ARAÚJO ET AL. 2009) e provavelmente colonizou tanto o habitat a montante quanto a jusante favorecida por sua plasticidade alimentar onívora e desova em lotes sem cuidado parental, permitindo uma intensa reprodução (GOMIERO ET AL. 2007).

As elevadas abundâncias de *O. Hepsetus* em habitats a montante (local 2) e a jusante (local 1) indicam que esta espécie nativa obteve sucesso mesmo com as alterações e impactos sofridos pelo Paraíba do Sul. Sua alta atividade reprodutiva, tanto em reservatórios e habitats a jusante (AGUIAR 2008), associado a desova parcelada, o que favorece a sobrevivência juvenil (SANTOS ET AL. 2005) além de mudanças na dieta ao longo da ontogenia (BOTELHO ET AL. 2007) são, provavelmente, os principais fatores que permitem a manutenção e sucesso de *O. hepsetus* em ambientes lênticos e/ou lóticos. O nativo piscívoro *H. malabaricus* é amplamente difundido em sistemas de água doce Neotropicais (AGOSTINHO ET AL. 2007a, ARAÚJO ET AL. 2009), como observado neste estudo. Esta espécie foi discriminante para habitats a montante (local 2), provavelmente por preferir áreas lênticas mais fundas (MAKRAKIS ET AL. 2007) e habitats estruturados, que favoreçam o seu hábito de forrageamento através de emboscadas.

Astyanax bimaculatus, a espécie mais abundante e amplamente distribuída neste estudo, foi uma espécie discriminante para habitats a montante e jusante e para todos locais. Espécies de pequeno porte, como alguns caracídeos, têm estratégia oportunística com alto potencial reprodutivo, plasticidade alimentar, baixa longevidade e tolerância às restrições ambientais (BENEDITO-CECÍLIO & AGOSTINHO 1997). Além disso, como também observado por TERRA ET AL. (2010) e SANTOS ET AL. (2011), *A. bimaculatus* parece ser mais adaptado ao ambiente lêntico a montante em comparação com seu congênico *A. paraguayensis*, que foi capturado em altas abundâncias apenas a jusante, nos locais 1 e 2.

A presença das espécies marinhas *C. parallelus* e *M. Curema* no habitat a jusante do local 3 é uma consequência da conectividade do presente ambiente fluvial com mar, isto é, enquanto as amostras foram realizadas, não havia fragmentação do rio entre o habitat a jusante do local 3 e o mar. Outro registro que deve ser ressaltado é a ocorrência de *B. insignis* no habitat a jusante do local 1. *Brycon insignis* é uma espécie endêmica e ameaçada no Rio Paraíba do Sul (ROSA & LIMA 2007). Além de a fragmentação do habitat por barragens prejudicar a migração reprodutiva de *B. insignis*, outros fatores também contribuem para seu declínio neste sistema, tais como o desmatamento da mata ciliar, uma vez que também é um frugívoro (CARAMASCHI ET AL. 1991), e a diminuição da qualidade da água por um aumento de suspensão de sólidos, influenciando as estratégias de caça através de orientação visual descrito para Bryconinae (BIZERRIL & PRIMO 2001).

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência do grau de fragmentação na fauna de peixes do rio, comparando a resposta das assembleias de peixes em três diferentes tipos de barragens. Descobriu-se que a conectividade hidrológica fornecida por canais laterais pode ser uma via de mão única rio abaixo e estes devem ser projetados para minimizar a velocidade da água, de montante para jusante, permitindo a migração dos peixes rio acima. Além disso, a escada de peixe pode desempenhar um importante papel nos movimentos de peixes, mesmo funcionando em períodos curtos, provando que ainda é uma opção razoável para o manejo das assembleias de peixes ao invés da ausência de passagem de peixes. O Brasil é um dos hotspots de diversidade de peixes e espera grandes investimentos em usinas hidrelétricas. Procurar meios pelos quais a fauna nativa e endêmica pode prosperar é um passo para a preservação e manutenção da biodiversidade. A intenção deste estudo foi fornecer subsídios para gerenciamento e manejo de reservatórios e para programas de monitoramento em desenvolvimento de rios no Brasil e nos rios tropicais em todo o mundo.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO AA, MIRANDA LE, BINI LM, GOMES LC, THOMAZ SM & SUZUKI HI. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognosis on aging. In *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. TUNDISI JG & STRASKRABA M (Eds.). Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands; 227–265.
- AGOSTINHO AA, GOMES LC & PELICICE FM. 2007a. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM: Maringá; 501p.
- AGOSTINHO CS, PEREIRA CR, OLIVEIRA RJD, FREITAS IS & MARQUES EE. 2007b. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology* 5: 161-167.
- AGOSTINHO AA, GOMES LC, VERI S & OKADA EK. 2005. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Parana River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11-19. DOI: 10.1007/s11160-004-3551-y
- AGOSTINHO, AA, GOMES LC, SUZUKI HI & JÚLIO JR. HF. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. In Carolsfeld J, Hervey B, Ross C, Baer A (eds), *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. World Fisheries Trust, International Bank for Reconstruction and Development/ The World Bank, Ottawa; 372p.
- AGUIAR KD. 2008. *Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil*. Msc. Thesis in Ecology and Conservation, PPGECO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba; 120p.
- ANDERSON MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- ARAÚJO FG, PINTO BCT & TEIXEIRA TP. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia* 618: 89-107. DOI: 10.1007/s10750-008-9551-5
- BARBIERE EB & KRONEMBERGER DMP. 1994. Climatologia do litoral sul-sudeste do estado do Rio de Janeiro. *Caderno Geociências* 12: 57–73.

- BENEDITO-CECÍLIO E & AGOSTINHO AA. 1997. Estrutura das populações de peixes no reservatório de Segredo. In Agostinho AA, Gomes LC. (eds.), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá, pp. 113-135.
- BIZERRIL CRSF & PRIMO PBS. 2001. *Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro*. Série SEMADS 5. Projeto Planágua-SEMADS/GTZ de cooperação técnica Alemanha-Brasil. FEMAR-SEMADS, Rio de Janeiro.
- BOTELHO MLLA, GOMIERO LM & BRAGA FMS. 2007. Feeding of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) in the Serra do Mar State Park - Santa Virgínia Unit, São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 67: 741-748. DOI: 10.1590/S1519-69842007000400022
- BRANCO WCC, ROCHA MIA, PINTO FSP, GÔMARA GA & FILIPPO R. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of zooplankton community. *Lake and Reservoir Management* 7: 87-92. DOI: 10.1046/j.1440-169X.2002.00177.x
- CARAMASCHI EP, ARANHA JMR, THIAGO HS, MORAES JR DF, HALBOTH DA, GOMES JHC, VIANNA M, MENEZES MS & FRANCISCHINI D. 1991. *Levantamento da ictiofauna do rio Paraíba do Sul e ciclo reprodutivo das principais espécies, no trecho compreendido entre Três Rios e Campos. Vol II. Aspectos reprodutivos da ictiofauna*. Furnas Centrais Elétricas S. A., Rio de Janeiro 190p.
- CARVALHO CEV & TORRES JPM. 2002. The ecohydrology of the Paraíba do Sul river, Southeast Brazil. In MCCLAIN ME (ed.), *The ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. The IAHS Series of Special Publications. Venice, Italy, pp. 179–191.
- CLAY CH. 1995. *Design of fishways and other fish facilities*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 248 p.
- COLWELL RK. 2006. *EstimateS 5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8.0 Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- ESPÍNOLA LA, MINTE-VERA CV, & JÚLIO HF. 2010. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biological Invasions*, 12: 1873-1888.
- FREEMAN MC, PRINGLE CM, GREATHOUSE EA & FREEMAN BJ. 2003. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. *American Fisheries Society Symposium* 35: 255–266
- FUKUSHIMA M. 2005. The dam-related decline of freshwater fish diversity: analysis of the data collected from Hokkaido during the last half century. *Ecological Society of Japan* 55: 349–357.
- GODINHO AL & KYNARD B. 2009. Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications* 25: 702-712. DOI: 10.1002/rra.1180
- GOMIERO, LM, SOUZA UP & BRAGA FMS. 2007. Reproduction and feeding of *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) in rivers of the Santa Virgínia Unit, State Park of the Serra do Mar, São Paulo, SP. *Biota Neotropical* 7: 127-133. DOI: 10.1590/S1676-06032007000300015
- HAN M, FUKUSHIMA M, KAMEYAMA S, FUKUSHIMA T & MATSUSHITA B. 2008. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. *Ecological Research* 23: 735-743. DOI: 10.1007/s11284-007-0432-6

- HUSTON MA. 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, 681p.
- KALFF J. 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems.*: Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 592p.
- LOWE-MCCONNELL RH. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge Tropical Biology Series, Cambridge University Press, Cambridge, 400 p.
- MAKRAKIS S, GOMES LC, MAKRAKIS MC, FERNANDEZ DR & PAVANELLI CS. 2007. The Canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. *Neotropical Ichthyology* 5: 185-195.
- MARTINEZ PJ, CHART TE & TRAMMEL MA. 1994. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River, Colorado. *Environmental Biology of Fishes* 40:227–239. DOI: 10.1007/BF00002509
- PELICICE FM & AGOSTINHO AA. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology* 22: 180-8. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x
- PFEIFFER WC, FISZMAN M, MALM O & AZCUE JM. 1986. Monitoring heavy metals pollution by the critical pathway analysis in the Paraíba do Sul River. *The Science of the Total Environment* 58: 73–79.
- PINTO BCT. 2008. Condicionantes Ambientais Estruturadoras das Assembleias de Peixes da Bacia do Rio Paraíba do Sul: Condição do Uso da Terra, do Habitat Físico e Qualidade Físico-química da Água. Ph.D. Tese. Instituto de Biologia UFRRJ, Rio de Janeiro 236p.
- PINTO BCT, ARAÚJO FG & HUGHES RM. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69–83. DOI: 10.1007/s10750-005-9009-y
- PODDUBNY AG & GALAT DL. 1995. Habitat associations of upper Volga River fishes: effects of reservoirs. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 67–84.
- POFF NL & HART DD. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52: 659–668.
- POMPEU PDS & MARTINEZ CB. 2007. Efficiency and selectivity of a trap and truck fish passage system in Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 169-176.
- ROSA RS & LIMA FCT. 2007. Os Peixes Brasileiros Ameaçados de Extinção. In Machado A, Drummond G, Martins CS (eds.), 2007. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção V II*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, 278 p.
- SANTOS ABI, CAMILO FL, ALBIERI RJ & ARAÚJO FG. 2011. Morphological patterns of five fish species (four characiforms, one perciform) in relation to feeding habits in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 1360-1364. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2011.01801.x
- SANTOS HA, POMPEU PS, VICENTINI GS & MARTINEZ CB. 2008. Swimming performance of the freshwater Neotropical fish: *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803. *Brazilian Journal of Biology* 68: 433–439. DOI: 10.1590/S1519-69842008000200029
- SANTOS RN, ANDRADE CC, SANTOS AFGN, SANTOS LN & ARAÚJO FG 2005. Hystological analysis of ovarian development of the characiform *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) in a Brazilian reservoir. *Brazilian journal of biology* 65, 169-77. DOI: 10.1590/S1519-69842005000100020

- TERRA BF, SANTOS ABI & ARAÚJO FG. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology* 8: 599-606. DOI: 10.1590/S1679-62252010000300004
- VAZZOLER AEAM. 1996. *Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática*. EDUEM, Maringá, 169 p.
- WARD JV. 1998. Riverine landscapes : biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83: 269-278. DOI: 10.1016/S0006-3207(97)00083-9
- WILLIAMS JD, WINEMILLER KO, TAPHORN DC & BALBAS L. 1998. Ecology and status of piscivorous in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 274–285. DOI: 10.1577/1548-8675(1998)018<0274:EASOPI>2.0.CO;2
- WCD (WORLD COMMISSION ON DAMS). 2000. *Dams and development: a new framework for decision-making*. The report of the World Commission on Dams. Earthscan Publishing, London 404p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hipótese testada de que existem diferenças na composição das comunidades de peixes entre os habitats lênticos acima das barragens (reservatórios) e seus respectivos trechos de rio (lótico) a jusante da barragem foi confirmada. Entretanto, a previsão de que a diferença na assembleia de peixes entre os dois tipos de habitats (lêntico e lótico) é maior onde o rio é barrado completamente, intermediária onde o rio é barrado totalmente, mas ainda existe uma conectividade representada por uma passagem (escada) para peixes e menor onde o rio é barrado parcialmente, foi refutada. Inesperadamente, encontrou-se um padrão onde maiores diferenças entre a ictiofauna de montante e jusante ocorreram no barramento parcial, onde existe uma conectividade hidrológica, e menores diferenças entre a ictiofauna de montante e jusante ocorreram no barramento total com escada de peixes. Contudo, o barramento total sem dispositivo de transposição de peixes foi, indiscutivelmente, o que provocou maiores diferenças entre a ictiofauna de montante e jusante. Estas informações salientam a importância da existência de mecanismos de transposição de peixes, tanto de montante para jusante quanto vice e versa, em barragens, além de um manejo adequado destes mecanismos.

O sucesso de espécies nativas, e também introduzidas, nos faz crer que a ictiofauna, apesar dos impactos sofridos por efluentes, pela fragmentação e pela própria introdução de espécies, está se reestruturando e adaptando as atuais condições, principalmente devido sua plasticidade. Adicionalmente, é primordial o melhoramento da qualidade ambiental do Rio Paraíba do Sul. Apenas o interrompimento da degradação e recebimento de dejetos já seria uma medida eficiente, visto que o ambiente é dinâmico e ainda apresenta meios de recuperar-se sozinho.

Em relação à fragmentação, o Brasil é um dos hotspots de diversidade de peixes e espera grandes investimentos em usinas hidrelétricas. Procurar meios pelos quais a fauna nativa e endêmica pode prosperar é um passo para a preservação e manutenção da biodiversidade. A intenção deste estudo foi fornecer subsídios para gerenciamento e manejo de reservatórios e para programas de monitoramento em desenvolvimento de rios no Brasil e nos rios tropicais em todo o mundo.

ANEXO I – Fotografias dos modelos de estudo.



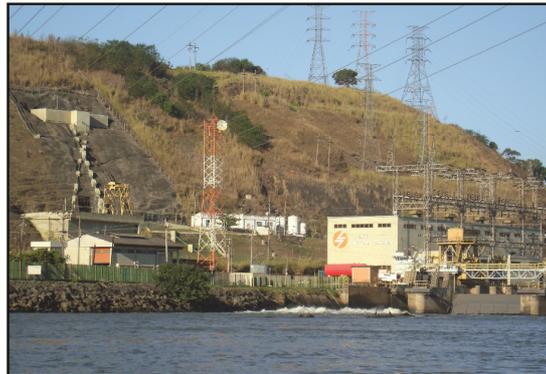
Funil (Montante)



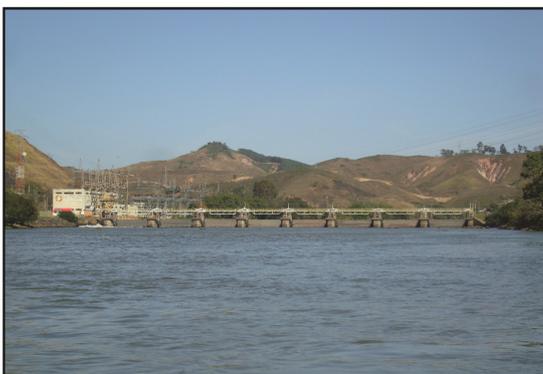
Funil (Jusante)



Santa Cecília (Montante)



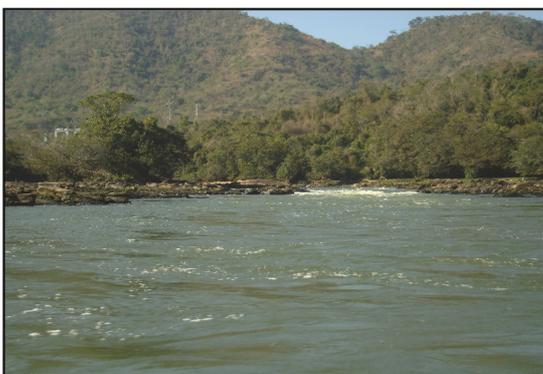
Santa Cecília (Canal lateral)



Santa Cecília (Jusante)



Ilha dos Pombos (Montante)



Ilha dos Pombos (Jusante)



Ilha dos Pombos (Escada de Peixes)

ANEXO II – Lista de espécies capturadas neste estudo e seus nomes vulgares.

Espécie	Nome Vulgar
Characiformes	
Anostomidae	
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	Piau três pintas
<i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875	Piau
<i>Leporinus mormyrops</i> Steindachner, 1875	Piau
<i>Leporinus</i> spp	Piau
Characidae	
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Lambari do rabo amarelo
<i>Astyanax parahybae</i> (Eigenmann, 1908)	Lambari do rabo vermelho
<i>Astyanax intermedius</i> Eigenmann, 1908	Lambari, piaba
<i>Astyanax</i> spp.	Lambari, piaba
<i>Brycon insignis</i> Steindachner, 1877	Piabanha
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858) ¹	Pacu prata
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	Peixe cachorro, lambari bocarra
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	Pacu
<i>Probolodus heterostomus</i> Eigenmann, 1911	Lambari, piaba
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	Dourado
Crenuchidae	
<i>Characidium lauroi</i> Travassos, 1949	Canivete
Curimatidae	
<i>Cyphocaraax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Saguiru
Erythrinidae	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Jejú
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra
Prochilodontidae	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	Curimba
Siluriformes	
Callichthyidae	
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Sobe-serra
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Camboatá
Loricariidae	
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo pintado
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854	Cascudo
<i>Harttia loricariiformes</i> Steindachner, 1877	Cascudinho
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau, 1855)	Cascudo viola
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix & Agassiz, 1829	Cascudo
<i>Rineloricaria lima</i> (Kner, 1853)	Cascudinho
Pimelodidae	
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	Mandi
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cépède, 1803	Mandi
<i>Pimelodella eigenmanni</i> (Boulenger, 1891)	Bagrinho
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Jundiá
Auchenipteridae	
<i>Glanidium albescens</i> Lütken, 1874	Cumbaca
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	Cumbaca
Gymnotiformes	
Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Carapó
Sternopygidae	

<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Tuvira
Synbranchiformes	
Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1975	Mussum
Mugiliformes	
Mugilidae	
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	Parati
Perciformes	
Sciaenidae	
<i>Pachyurus adpersus</i> Steindachner, 1879	Corvina
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Pescada do Piauí
Centropomidae	
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	Robalo
Cichlidae	
<i>Australoheros cf. paraibae</i> Ottoni & Costa 2008	Acará ferreira
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	Tucunaré
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	Jacundá
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Acará
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilápia
<i>Tilapia rendalii</i> (Boulenger, 1897)	Tilápia
Gobiidae	
<i>Awaous tajasica</i> Lichtenstein, 1822	Peixe flôr, gobião da areia
