

INSTITUTO FEDERAL DE  
EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
RIO DE JANEIRO

**Programa de Pós-Graduação *Lato Sensu***

**Especialização em Gestão Ambiental**

*Campus Nilópolis*

Alex Braz Iacone Santos

**EXIGÊNCIAS E REAIS DEMANDAS NO MONITORAMENTO AMBIENTAL:**

estudo de caso do manejo das escadas de peixes de duas PCHs no Rio Paraíba do Sul

Nilópolis, RJ

2013

Alex Braz Iacone Santos

**EXIGÊNCIAS E REAIS DEMANDAS NO MONITORAMENTO AMBIENTAL:**  
estudo de caso do manejo das escadas de peixes de duas PCHs no Rio Paraíba do Sul

Trabalho de conclusão de curso apresentado  
como parte dos requisitos para a obtenção do  
título de especialista em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. MSc. Alvaro Araujo Mendes

Nilópolis, RJ

2013

Alex Braz Iacone Santos

**EXIGÊNCIAS E REAIS DEMANDAS NO MONITORAMENTO AMBIENTAL:**  
estudo de caso do manejo das escadas de peixes de duas PCHs no Rio Paraíba do Sul

Trabalho de conclusão de curso apresentado  
como parte dos requisitos para a obtenção do  
título de especialista em Gestão Ambiental.

Data da aprovação: 03 de outubro de 2013

---

Prof. MSc. Alvaro Araujo Mendes (Orientador)  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ)

---

Prof. Dr. Marco Aurélio Passos Louzada  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ)

---

Prof. Dr. Marcus Rodrigues da Costa  
Módulo Centro Universitário

Nilópolis, RJ

2013

*Aos meus pais Guara e Gleison.*

*Aos meus avós Oswaldo e Deja.*

*Aos meus tios Arlete e Toninho*

*Ao meu irmão Allan.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram para a minha formação pessoal e profissional, conduzindo-me pelo caminho correto ou indicando, mesmo que despercebidamente, por onde não trilhar.

Obrigado aos meus pais Guara e Gleison pelo apoio incondicional e carinho desmesurado. *“Eu sei que vou te amar, por toda a minha vida eu vou te amar, em cada despedida eu vou te amar, desesperadamente eu sei que vou te amar”*.

Obrigado à minha avó Djanira pelo afeto, exemplo e companhia televisiva, seja assistindo novela, futebol ou MMA. *“Se todos fossem iguais a você, que maravilha viver”*.

Obrigado ao meu irmão Allan por estar sempre disposto a contribuir, ou melhor, socorrer-me ao longo de minha ontogenia. *“Viver e não ter a vergonha de ser feliz. Cantar e cantar e cantar a beleza de ser um eterno aprendiz”*.

Obrigado à minha tia Arlete pela presença, participação e preocupação com o meu desenvolvimento pessoal e progresso profissional. *“Tô com saudade de tu [minha tia]... do teu olhar carinhoso, do teu abraço gostoso...”*.

Obrigado à minha namorada Fernandinha pelo apoio, amor, companheirismo e incentivo, mesmo nos devaneios mais insanos possíveis (fica fácil torná-los reais se você estiver ao meu lado). *“Por onde for quero ser seu par”*.

Obrigado ao meu orientador Alvaro Araujo Mendes por me ter confiado a realização desta missão e por ter sido compreensivo ao longo desta jornada. *“Tudo está no seu lugar, graças a Deus... não devemos nos esquecer de dizer graças a Deus”*.

Obrigado aos amigos e docentes da especialização em Gestão Ambiental, IFRJ/2012 por contribuírem para um cotidiano agradável e pelos ensinamentos. *“Caminhando e cantando e seguindo a canção, somos todos iguais braços dados ou não”*.

*Prezo insetos mais que aviões.  
Prezo a velocidade das tartarugas mais que a dos mísseis.  
Tenho em mim esse atraso de nascença.  
Eu fui aparelhado para gostar de passarinhos.  
Tenho abundância de ser feliz por isso.  
Meu quintal é maior do que o mundo.*

(Manuel de Barros)

## RESUMO

SANTOS, Alex Braz Iacone. *Exigências e reais demandas no monitoramento ambiental: estudo de caso do manejo das escadas de peixes de duas PCHs no Rio Paraíba do Sul*. 68 p. Trabalho de conclusão de curso. Programa de Pós-Graduação *Lato Sensu* em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), *Campus Nilópolis*, Nilópolis, RJ, 2013.

Avaliações de Impacto Ambiental realizadas após a concessão da Licença de Operação, além de serem raramente solicitadas, geralmente são encaradas com menor importância quando comparadas às avaliações que antecedem o funcionamento do empreendimento. Neste trabalho foi realizado um estudo de caso sobre o manejo da ictiofauna das escadas de peixes de duas Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) instaladas recentemente no Rio Paraíba do Sul. O objetivo principal deste estudo é expor e avaliar o processo de monitoramento, contrapondo as imposições realizadas pelos órgãos ambientais e as reais demandas apontadas pelo conhecimento científico, além de estabelecer diretrizes para a continuidade do programa de monitoramento de longo. As amostragens foram realizadas no interior dos sistemas de transposição de peixes (STP) e no rio imediatamente a jusante das barragens. O delineamento amostral utilizado possibilitou investigar as espécies que utilizam os STP, a atratividade dos mecanismos para a ictiofauna, a sazonalidade relacionada ao período migratório e os padrões temporais diários no aproveitamento da escada pela ictiofauna. Duas espécies vulneráveis à extinção e endêmicas do Rio Paraíba do Sul foram capturadas neste estudo. Houve evidências do funcionamento adequado das escadas de peixes, favorecendo a manutenção da ictiofauna. Entretanto, o emprego da radiotelemetria é necessário para confirmar este indício. Provavelmente, o reservatório da Usina Hidrelétrica do Funil, situado 12 km a jusante da área de influência das PCHs está funcionando como fonte de peixes não nativos. Confirmando a necessidade de avaliar o efeito cumulativo e sinérgico dos represamentos dispostos em cascata, bem como a importância de considerar a bacia hidrográfica como unidade básica para a gestão do ecossistema. As exigências dos órgãos ambientais para a realização de estudos de monitoramento da ictiofauna em escadas de peixes estão muito aquém das reais demandas apontadas pelo conhecimento científico e não permitem identificar o real efeito de represamentos/medidas mitigadoras sobre as comunidades de peixes. Nos moldes atuais, as instruções de manejo de fauna abre brecha para a geração de resultados tendenciosos ou favoráveis a um determinado diagnóstico desejado. Portanto, cabe principalmente aos elaboradores de relatórios técnicos realizarem a avaliação de impacto ambiental de modo a favorecer o meio ambiente e o interesse coletivo. Tendo em vista que a gestão ambiental visa ordenar as atividades humanas para que estas originem o menor impacto possível sobre o meio ambiente, o presente estudo visa contribuir para a discussão crítica e o aperfeiçoamento dos estudos de monitoramento de fauna.

**Palavras-chave:** avaliação de impacto ambiental. hidrelétricas. ictiofauna. escadas de peixes.

## ABSTRACT

SANTOS, Alex Braz Iacone. *Requirements and real demands in environmental monitoring: case study of fish ladders of two small power plant dam in the Paraíba do Sul River*. 68 p. Trabalho de conclusão de curso. Programa de Pós-Graduação *Lato Sensu* em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), *Campus Nilópolis*, Nilópolis, RJ, 2013.

Environmental Impact Assessment carried out after the granting of the operating license, besides are rarely required, are generally viewed with less importance when compared to the environmental impact studies conducted prior to the operation of the enterprise. In this work, we present a case study about the management of fish ladders installed in two small hydropower plant recently settled in the Paraíba do Sul River. The main objective of this study is to present and evaluate the process of monitoring, comparing impositions charged by environmental agencies and the real demands outlined by scientific knowledge. In addition, to establishing guidelines for the continuation of the long-term monitoring. Samples were taken within fishways and below the dams. This sampling design was used to investigate each species use the STP, the attractiveness of the fish ladders, seasonality related to the migratory period and daily use of the fishways. Two vulnerable species endemic to the Paraíba do Sul River were captured in this study. There was an evidence of the proper functioning of fish ladders, favoring the conservation of fish populations. However, the use of radiotelemetry is required to confirm this indication. Probably the Funil reservoir, located 12 km downstream from the influence area is functioning as a source of non-native fishes. Confirming the importance of considering the cumulative and synergistic effect of serial impoundments, as well as the necessity of considering the river basin as the basic unit for ecosystem management. The requirements of environmental agencies to conduct monitoring studies of the ichthyofauna in fish ladders are far below the actual demands outlined by scientific knowledge and not identifying the real effect of impoundments on fish communities. According to the current, the operating instructions used to fish fauna management opens a loophole for generating biased results favorable or desired for a particular diagnosis. Therefore, it is mainly up to the developers of technical reports to conduct environmental impact assessment in order to promote the environment and the collective interest. Considering that environmental management aims at ordering human activities so that these originate the least possible impact on the environment, this study aims to contribute to critical discussion and refinement of monitoring studies of fauna.

**Keywords:** environmental impact assessment. hydropower. ichthyofauna. fishways.



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	9
<b>2 METODOLOGIA</b> .....	14
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	14
2.2 ESCADAS DE PEIXES .....	17
2.3 AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA .....	19
2.4 ANÁLISES DOS DADOS .....	21
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	24
<b>4 CONCLUSÕES</b> .....	41
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	44
<b>ANEXOS</b> .....	51
Anexo 1 - Parecer Técnico da SMA/DeFau CMFS n.º 45/2012 .....	52
Anexo 2 - Atestado de recebimento do material biológico .....	61
Anexo 3 - Registro fotográfico das espécies coletadas.....	63
Anexo 4 - Lista das espécies coletadas com nomenclatura vulgar .....	67

## 1 INTRODUÇÃO

O presente trabalho é um estudo de caso sobre o monitoramento dos sistemas de transposição de peixes (STP) de dois empreendimentos hidrelétricos instalados recentemente (final do ano de 2011) no Rio Paraíba do Sul – Pequena Central Hidrelétrica<sup>1</sup> (PCH) Queluz e PCH Lavrinhas, ambas em São Paulo. Embora esta proposta possa soar como um híbrido entre as áreas da ecologia e da gestão ambiental, é esperado que ela culmine em um híbrido fértil capaz de elucidar as *nuances* e diferentes cosmovisões existentes em avaliações de impacto ambiental, além de evidenciar o contraste entre as imposições realizadas pelos órgãos ambientais e as reais demandas apontadas pelo conhecimento científico.

Estudos acerca da evolução de hidrelétricas têm se expandido ao longo dos últimos anos, principalmente pela necessidade/obrigatoriedade de monitorar as consequências destes empreendimentos no ecossistema aquático e gerar subsídios para o seu manejo adequado e sustentável. O marco legal que principiou este tipo de discussão na esfera nacional foi a Política Nacional do Meio Ambiente (LEI n.º 6.938/81) ao estabelecer a avaliação de impacto ambiental como um de seus instrumentos. A concretização destes instrumentos, ao menos para empreendimentos potencialmente causadores de impactos ambientais (*e.g.*, hidrelétricas acima de 10 MW), deu-se com a publicação das Resoluções CONAMA<sup>2</sup> n.º 001/86 e CONAMA n.º 237/97, ao disporem sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Com relação ao manejo de fauna, objeto deste estudo, o avanço mais recente aconteceu com a promulgação da Instrução Normativa IBAMA<sup>3</sup> n.º 146/07, que padronizou os procedimentos no âmbito do licenciamento ambiental dos empreendimentos previstos pelas resoluções supracitadas.

A crescente demanda por fontes renováveis de energia substitutivas aos combustíveis fósseis figura entre as principais razões para a expansão dos represamentos no cenário mundial (PATERSON *et al.*, 2008). No Brasil, a construção de hidrelétricas atingiu seu pleno desenvolvimento nas décadas de 1960-70 e atualmente faz parte das metas para a expansão econômica do país. O setor elétrico nacional é orientado por usinas hidrelétricas (UHEs), PCHs e suas respectivas redes de transmissão integradas por um Sistema Interligado Nacional. Em conjunto, estas fontes são responsáveis por 68,39 % da geração de energia do

---

<sup>1</sup> Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) são usinas de pequeno porte, com potência instalada de até 30 MW.

<sup>2</sup> CONAMA = Conselho Nacional do Meio Ambiente.

<sup>3</sup> IBAMA = Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

país (64,73 % advindos de UHEs e 3,66 % de PCHs), seguidas pelas usinas termelétricas, eólicas e nucleares com, 28,11 %, 1,69 % e 1,60 %, respectivamente (ANEEL, 2013).

Observando os dados referentes aos empreendimentos hidrelétricos em operação, nota-se que as UHEs centralizam a geração de energia nacional. Entretanto, quando analisamos o quantitativo de barramentos existentes e previstos, as PCHs lideram as estatísticas (Figura 1). Diversos fatores explicam a sobrepujança das PCHs em relação às UHEs: i) para a instalação de UHEs é necessário um grande trecho de ambiente lótico (vazão hídrica), geralmente encontrado apenas no canal principal de grandes rios; ii) a hidrografia nacional já está perto da capacidade suporte para instalação de UHEs; iii) a falsa impressão de correlação direta entre o tamanho do barramento e o seu potencial de causar impacto ambiental; iv) facilidade no processo de licenciamento de empreendimentos hidrelétricos de menor porte e/ou visibilidade. Enquanto as duas primeiras justificativas dizem em respeito às limitações naturais no uso dos recursos hídricos, as duas últimas são fruto da leviandade propositada ou inconsciente das partes envolvidas nos processos de licenciamento ambiental. Considerando que o potencial de causar impactos é o mesmo tanto para grandes quanto para pequenos represamentos (POFF e HART, 2002), e que as PCHs são os modelos em expansão no quadro energético atual, urge que sejam realizadas avaliações de impactos ambientais críticas e desassociadas da proporção do empreendimento.

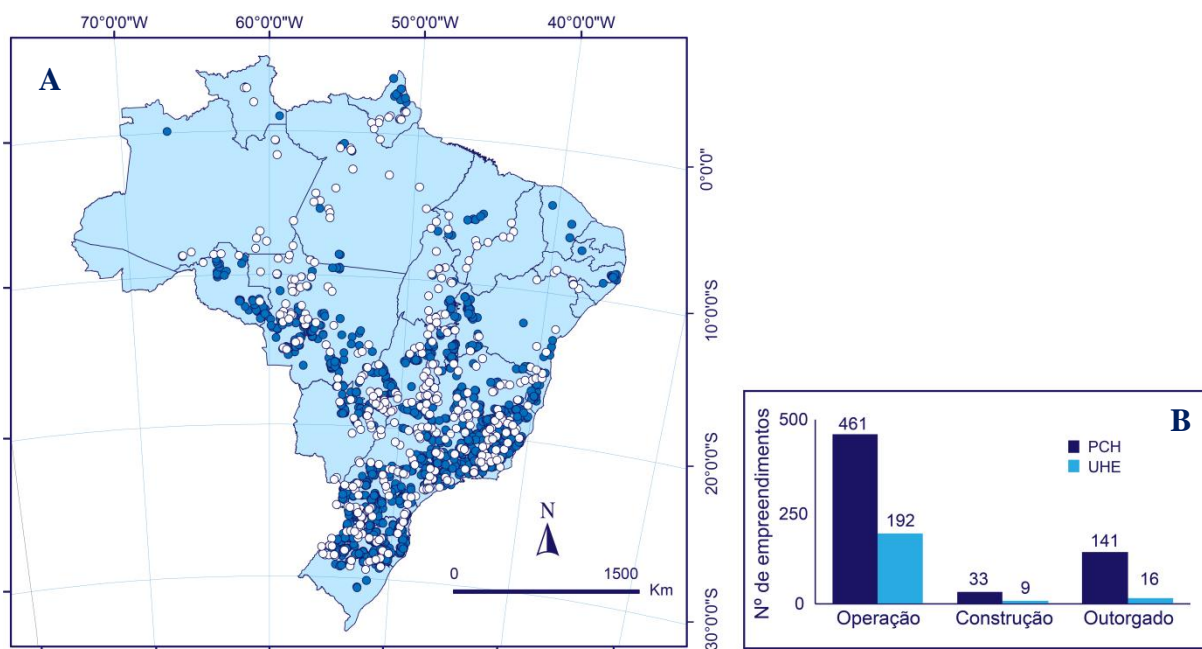


Figura 1. Mapa de distribuição dos empreendimentos hidrelétricos no Brasil (A): UHE = branco; PCH = azul. Gráfico do quantitativo de empreendimentos em operação, construção e previstos (B). Fonte: <http://www.aneel.gov.br/>

Os sistemas aquáticos continentais estão sujeitos a diversas ameaças, incluindo a perda e fragmentação do habitat, alteração hidrológica, mudanças climáticas, sobre-exploração, poluição e dispersão de espécies invasoras (DUDGEON *et al.*, 2006). Dentre estes, o represamento de rios tem sido cotado como o principal contribuinte para a alteração e deterioração de ecossistemas aquáticos. Aproximadamente 50 % dos grandes rios mundiais estão fragmentados por barragens (NILSSON *et al.*, 2005), interceptando cerca de 25 % da carga de sedimentos global antes que esta atinja os oceanos (SYVITSKI *et al.*, 2005). Como consequência, os peixes dulciaquícolas estão entre os mais ameaçados no mundo, com aproximadamente um quarto das espécies em risco de extinção (VIÉ *et al.*, 2009). No tocante à ictiofauna, as barragens promovem mudanças na estruturação das comunidades (POFF e HART, 2002; AGOSTINHO *et al.*, 2008), aumento na abundância de espécies nativas generalistas (GIDO *et al.* 2000; HERBERT e GELWICK, 2003), aumento na densidade de piscívoros introduzidos (HOLMQUIST *et al.*, 1998; PELICICE e AGOSTINHO, 2009) e obstrução de rotas migratórias (JOY e DEATH, 2001; FUKUSHIMA *et al.*, 2007; ROSCOE e HINCH, 2010). Por outro lado, intervenções antrópicas desta magnitude fornecem uma oportunidade única de investigar respostas e padrões ecológicos à manipulação das condições ambientais (DIAMOND, 2001; HAHN e FUGI, 2007). Desta forma, estudos em rios regulados podem contribuir para a determinação de medidas mitigatórias e práticas de manejo tendentes a amenizar o impacto deste tipo de empreendimento.

Ainda que os impactos causados por represamentos sejam amplamente reconhecidos e documentados na literatura científica, as medidas corretivas visando amenizar os efeitos negativos desta interferência antrópica ainda são inexpressivas e de eficiência contestável. A construção de passagens para peixes é a medida de manejo mais antiga adotada para mitigar as consequências de represamentos (GODOY, 1985). Entretanto, mesmo após um século de desenvolvimento nesta temática, a efetividade de STP para a manutenção da integridade ambiental ainda é controversa e raramente acessada (POMPEU *et al.*, 2012). Outro agravante que dificulta a tomada de uma decisão de manejo adequada é a desconsideração quanto às particularidades ambientais de cada ecossistema fluvial (*e.g.*, localização geográfica, características hidrológicas, geológicas e biológicas). O exemplo maior deste descaso é a regulamentação por parte de alguns estados da federação, que torna compulsória a implantação de STP em barramentos, independente da conjuntura ecológica da bacia

hidrográfica onde se inserem. Ambas as escadas de peixes avaliadas neste estudo foram instaladas em respeito à Lei Estadual n.º 9.798/97, que torna compulsória a sua implantação em represamentos construídos no estado. Além do estado de São Paulo, Minas Gerais, Espírito Santo e Pará também consideram em sua legislação a instalação de STP. Embora a necessidade de um STP seja questionável de acordo com o ambiente onde se insere, a sua menção legal tem contribuído para a discussão a respeito dos fatores que envolvem a escolha de um mecanismo de transposição, assim como de todos os impactos que atuam sobre a ictiofauna no momento da construção de barragens.

Na maioria das vezes as exigências dos órgãos ambientais não condizem com as demandas apontadas pelo conhecimento científico. Mas antes de entrar neste mérito, é importante notar que, embora o Rio Paraíba do Sul seja um rio federal e a área de influência direta do empreendimento esteja praticamente na divisa entre os estados do Rio de Janeiro e São Paulo, a incumbência do licenciamento ambiental das PCHs ficou a cargo da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo, quando o mais indicado seria o IBAMA – de acordo com a Res. CONAMA n.º 237/97 e a LC. n.º 140/11. Mesmo não sendo ilegal, esta situação é no mínimo questionável, visto que o IBAMA atualmente é o responsável pelo licenciamento da UHE de Itaocara, em fase de instalação no Rio Paraíba do Sul. Além do Parecer Técnico do órgão estadual (SMA/DeFau/MFS n.º 45/12, Anexo 1), a IN IBAMA n.º 146/07 também foi considerada como exigência ao monitoramento. Por outro lado, as reais demandas foram extraídas a partir do conhecimento especializado disposto na literatura científica (Tabela 1).

Tabela 1. Exigências e reais demandas apontadas para a avaliação de impactos ambientais em escadas de peixes.

<b>EXIGÊNCIAS</b>
Parâmetros ecológicos de riqueza e abundância de espécies. <sup>1,2</sup>
Lista de espécies indicando nomes populares, espécies ameaçadas, endêmicas e exóticas. <sup>1</sup>
Índices de eficiência amostral e de diversidade, contemplando a sazonalidade em cada unidade amostral. <sup>2</sup>
Impactos gerados e medidas mitigatórias. <sup>1,2</sup>
<b>REAIS DEMANDAS*</b>
Não seletividade – qualquer integrante da ictiofauna deve ser capaz de utilizar o STP (AGOSTINHO <i>et al.</i> , 2007a; PELICICE e AGOSTINHO, 2008).
Sistemas de Transposição de Peixes devem promover o fluxo bidirecional das espécies (AGOSTINHO <i>et al.</i> , 2002; 2007b; PELICICE e AGOSTINHO, 2008).
Investigações ecológicas sobre a estrutura de comunidades não devem se limitar às análises sobre a riqueza de espécies, visto que o conhecimento holístico é multifacetado e envolve a diversidade genética, funcional, taxonômica, etc. (MOUILLOT <i>et al.</i> , 2007; CIANCIARUSO <i>et al.</i> , 2009).

<sup>1</sup> Parecer Técnico SMA/DeFau/MFS n.º 45/12; <sup>2</sup> IN IBAMA n.º 146/07.

Embora a instalação de sistemas de transposição de peixes não indique a mitigação de impactos ambientais *per se*, reflete ao menos uma mudança de postura em relação à conservação ambiental, pouco considerada na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul há pouco tempo atrás. Por este motivo, torna-se necessária a avaliação crítica e imparcial da funcionalidade de medidas mitigatórias adotadas para a operação das hidrelétricas, a fim de nortear a implantação de futuros empreendimentos. Neste contexto, o presente trabalho objetiva expor e avaliar o processo de monitoramento das escadas de peixes das PCHs Queluz e Lavrinhas/SP, dispondo com transparência os diferentes vieses envolvidos em estudos de avaliação de impacto ambiental, bem como estabelecer diretrizes para a continuidade do programa de monitoramento de longo prazo a ser realizado na área de influência dos empreendimentos. Tendo em vista que a gestão ambiental visa ordenar as atividades humanas para que estas originem o menor impacto possível sobre o meio ambiente, o presente estudo visa contribuir para a discussão crítica e o aperfeiçoamento dos estudos de monitoramento de fauna.

### **Objetivos específicos**

- Determinar as espécies que utilizam as escadas de peixes;
- Investigar a atratividade das escadas de peixes para a ictiofauna;
- Associar a composição da ictiofauna aos padrões sazonais;
- Avaliar o papel ecológico das escadas de peixes dos empreendimentos em estudo;
- Propor diretrizes para a continuidade do monitoramento dos empreendimentos;
- Contrapor as exigências dos órgãos ambientais com as reais demandas em estudos de monitoramento de ictiofauna em sistemas de transposição de peixes;
- Criticar e sugerir possíveis melhorias aos requisitos mínimos propostos em avaliações de impacto ambiental.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

As PCHs Lavrinhas e Queluz se localizam em territórios dos municípios homônimos, situados no estado de São Paulo. Inserem-se no trecho médio do Rio Paraíba do Sul ( $20^{\circ}26'$ - $23^{\circ}38'$  S;  $41^{\circ}00'$ - $46^{\circ}30'$  W). Este rio nasce na serra da Bocaina, no estado de São Paulo, da confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna, com sua bacia se estendendo pelos territórios dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (Figura 2).

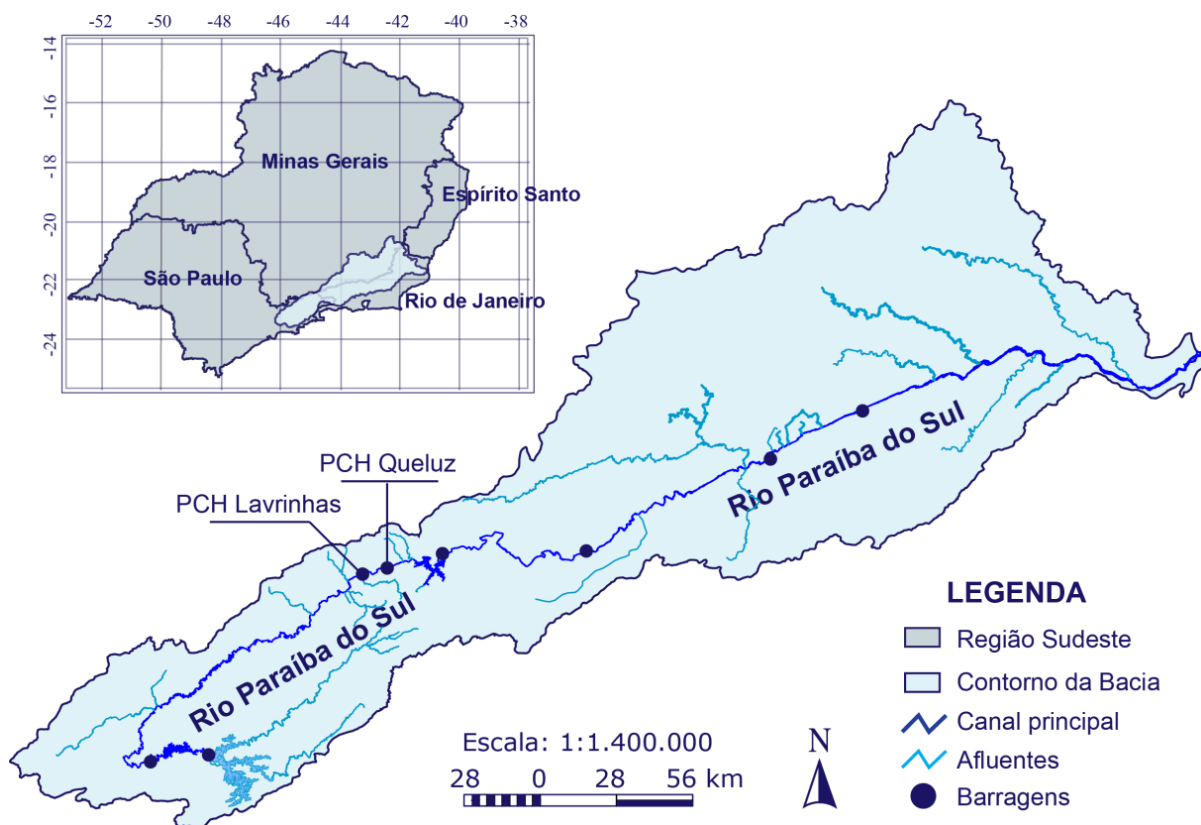


Figura 2. Mapa da Bacia do Rio Paraíba do Sul com indicação das barragens situadas na calha do rio.

Desde sua nascente até a foz em forma de delta em Atafona e São João da Barra, no norte fluminense, o Rio Paraíba do Sul percorre um trajeto de 1.120 km. Em superfície, a Bacia do Rio Paraíba do Sul é considerada uma das três maiores bacias hidrográficas secundárias do Brasil, abrangendo uma área de aproximadamente 57.000 km<sup>2</sup>. O clima da

bacia hidrográfica é caracterizado como subtropical com temperatura média anual oscilando entre 18 °C e 24 °C e variações determinadas pelas diferenças de altitude e entradas de ventos marinhos (MARENGO e ALVES, 2005). Compreende uma estação chuvosa (outubro a março) e uma estação seca (abril a setembro), com precipitação média entre 1.250 a 1.500mm anuais e umidade relativa acima de 70 % em todos os meses do ano (LABHID, 2006).

Atualmente existem oito represamentos localizados no canal principal do Rio Paraíba do Sul, sendo cinco UHEs, duas PCHs e uma Estação Elevatória, que realiza a transposição das águas para o Complexo Hidrelétrico de Lajes. A PCH Lavrinhas, pertencente à Usina Paulista Lavrinhas de Energia S/A e a PCH Queluz, pertencente à Usina Paulista Queluz de Energia S/A, têm como coordenadas geográficas 44°47'W-22°33'S e 44°52'W-22°34'S, respectivamente. O eixo das barragens se situa sobre a calha do Rio Paraíba do Sul. As PCHs distam 8 km entre si e têm como atributos uma potência instalada de 30 MW (sendo duas unidades Kaplan de eixo horizontal, tipo poço, de 15 MW cada), queda bruta de 13m e operação a fio d'água. Os dois empreendimentos possuem escada de peixes com ranhura vertical de jato único. Outras características físicas das PCHs são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Características físicas da PCH Lavrinhas e da PCH Queluz, SP.

CARACTERÍSTICAS	LAVRINHAS	QUELUZ
Área de drenagem	12.633 km <sup>2</sup>	12.732 km <sup>2</sup>
Descarga média de longo termo	215m <sup>3</sup> /s	217,5 m <sup>3</sup> /s
Cota máxima	498,50	484,50 m
Cota normal de jusante	484,50	471,50 m
Queda bruta	13,00 m	13,00 m
Área alagada	0,35 km <sup>2</sup>	0,555 km <sup>2</sup>
Área do reservatório	0,72 km <sup>2</sup>	1,54 km <sup>2</sup>
Volume do reservatório	3,37×10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	8,85×10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Tempo de enchimento do reservatório	6 horas	12 horas
Tempo médio de residência no reservatório	4 horas	11 horas
Profundidade média do reservatório	6 m	7 m
Profundidade máxima do reservatório	21 m	17,7 m
Energia firme (média no período crítico)	20,6 MW	21,1 MW
Capacidade instalada	30 MW	30 MW

Embora o monitoramento da ictiofauna pós-represamento esteja subdividido em quatro subprogramas – i) monitoramento da ictiofauna do canal principal do Rio Paraíba do Sul; ii) monitoramento da ictiofauna dos tributários do Rio Paraíba do Sul; iii) monitoramento das escadas de peixes dos empreendimentos; iv) monitoramento da espécie *Corydoras nattereri* Steindachner, 1877 – este trabalho enfocou apenas o subprograma relacionado aos



STP. Esta decisão foi tomada devido ao relacionamento direto do autor com este subprograma, além disto, como as escadas de peixes são mecanismos para a mitigação de impactos, é natural que a maior atenção do monitoramento seja conferida a esta temática. Pesa também o fato de estes serem os primeiros STP efetivamente operantes na bacia hidrográfica em questão. Logo, devem ser realizados esforços em prol de determinar os aspectos positivos e negativos de sua implantação, visando fornecer informações substanciais aos futuros represamentos.

Na figura 3 esta disposta a espacialização dos pontos de amostragem situados no canal principal e nos tributários do Rio Paraíba do Sul. Esta informação favorece a percepção das condições ambientais da área de influência dos empreendimentos, bem como a localização dos habitats potenciais de desova, alimentação e reprodução de determinadas espécies. Também é importante reconhecer que, aproximadamente, 12 km a jusante da barragem da PCH Queluz inicia o reservatório da UHE do Funil, instaurado desde 1969, com um espelho d' água de 40 km<sup>2</sup> e extensão de 20 km. Portanto, pode-se considerar que estas três barragens constituem uma cascata de represamentos.

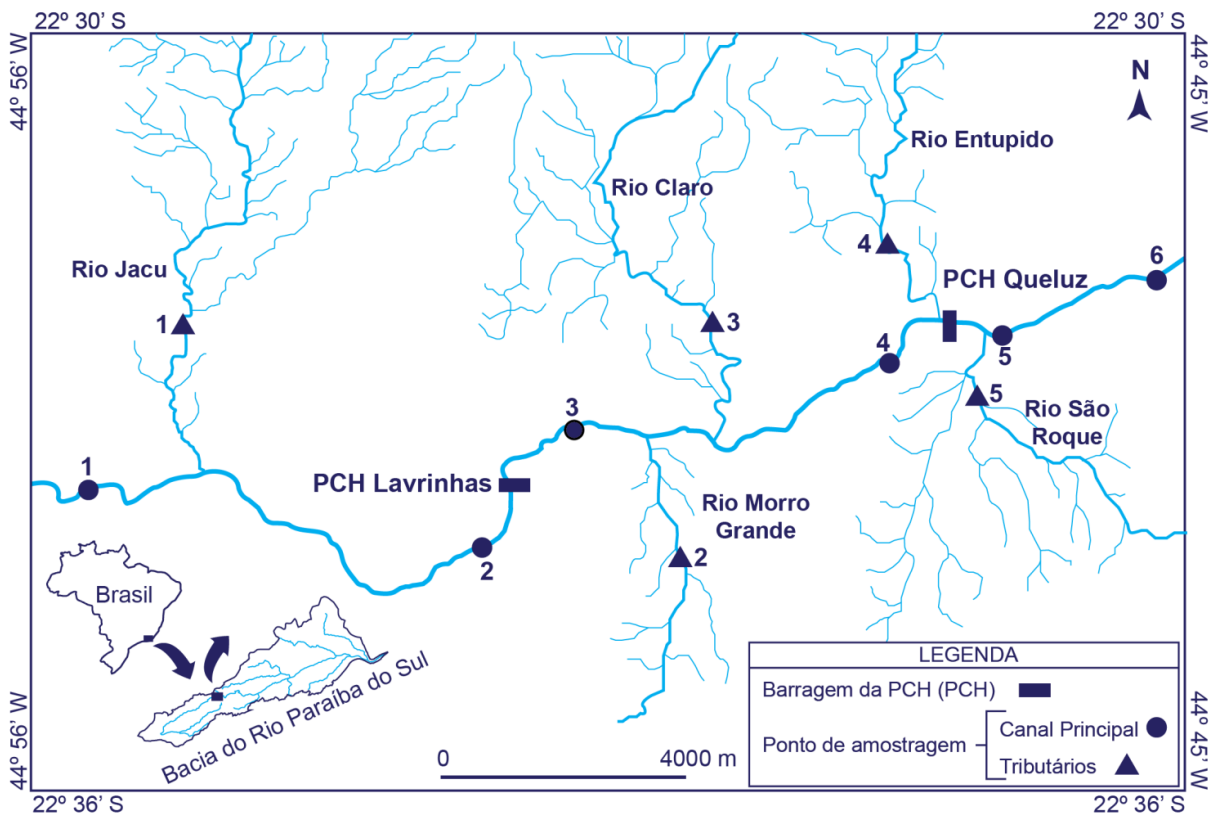


Figura 3. Mapa das estações amostrais do monitoramento da ictiofauna das PCHs Lavrinhas e Queluz, SP.

## 2.2 ESCADAS DE PEIXES

Tanto a escada de peixes da PCH Lavrinhas quanto da PCH Queluz são do tipo tanque com ranhura vertical e jato único. Santos *et al.* (2007) definem este sistema como um canal de baixa inclinação onde a energia hidráulica é dissipada por barreiras para permitir a passagem de peixes através da barragem. Este modelo tem sido amplamente utilizado em projetos recentes, pois dispensa equipamentos complexos de ajustes de vazão e/ou de profundidades do escoamento, para uma faixa relativamente ampla de níveis d' água no reservatório e na região a jusante da casa de força (CLAY, 1995). Do ponto de vista biológico, a principal vantagem deste modelo é permitir a passagem do peixe na altura da lâmina d' água que mais lhe convenha. Por outro lado, ele tem como inconveniente dificultar a migração por saltos.

A escada de peixes da PCH Lavrinhas possui 194,5 m de extensão, com declividade longitudinal de 8,6 % no trecho próximo à entrada e 7,6 % próximo à saída. O canal retangular de concreto apresenta dimensões de 3 m de base  $\times$  3 m de altura. As paredes transversais têm altura de 2,5 m e a abertura da ranhura vertical é de 0,3 m, favorecendo a passagem simultânea de diferentes espécies de peixes. O desnível geométrico entre as paredes transversais é de 0,2 m. A escada de peixes é praticamente linear e se localiza na margem esquerda do rio, ao lado do canal de fuga (Figura 4 e 5). Este posicionamento favorece a atratividade das espécies devido ao estímulo do fluxo de água, que ao contrário do vertedouro, ocorre durante o ano todo.

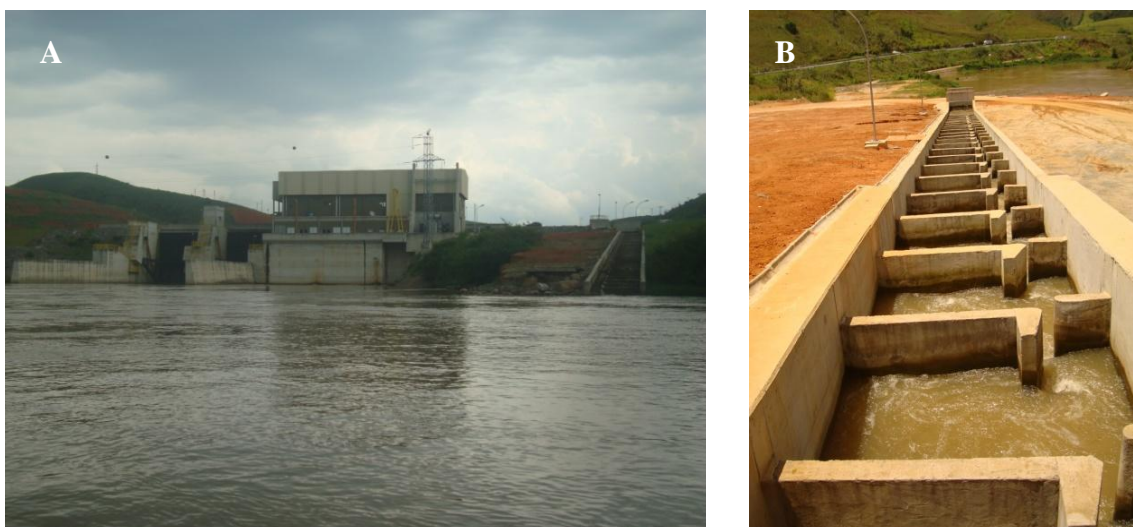


Figura 4. Localização (A) e detalhamento (B) da escada de peixes da PCH Lavrinhas.

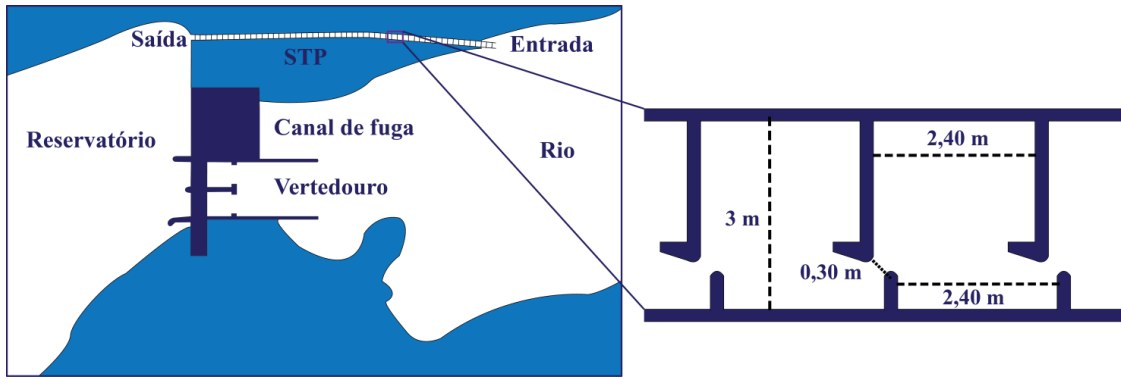


Figura 5. Esquema ilustrativo da escada de peixes da PCH Lavrinhas.

A escada de peixes da PCH Queluz possui 200 m de extensão e declividade longitudinal de 8,8 %. As dimensões do canal retangular são semelhantes às de Lavrinhas. A escada de peixes possui três pontos de curvatura praticamente perpendiculares (90°) e se localiza na margem direita do rio, ao lado do canal de fuga (Figura 6).

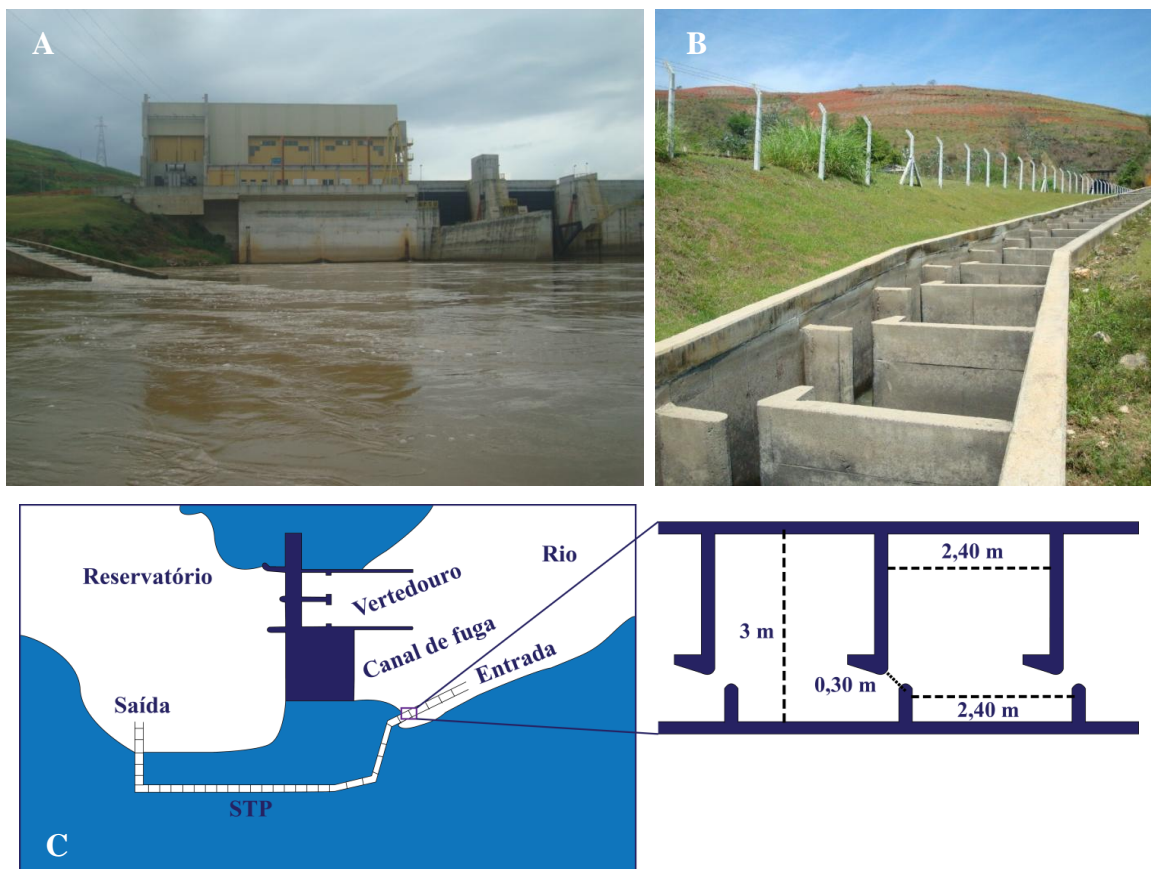


Figura 6. Localização (A), detalhamento (B) e esquema ilustrativo (C) da escada de peixes da PCH Queluz.

### 2.3 AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA

O monitoramento das escadas de peixes se dedicou a investigar as espécies que utilizam os STP, a atratividade dos mecanismos para a ictiofauna, a sazonalidade relacionada ao período migratório e os padrões temporais diários no aproveitamento da escada pela ictiofauna. Estas questões são fundamentais para a proposição de diretrizes adequadas ao manejo da ictiofauna, bem como para fornecer melhorias estruturais tendentes a aperfeiçoar o monitoramento a ser realizado em longo prazo (em princípio estipulado para três anos).

Diversas metodologias foram testadas para o monitoramento dos STP, a de maior sucesso na captura dos peixes foi a delimitação dos tanques a serem amostrados com telas de contenção compostas por três camadas (duas de metal, 10 cm e 5 mm de abertura; e uma de malha 2 mm) dispostas nas ranhuras da escada seguida do esvaziamento do sistema através do fechamento da comporta. Em ambos os STP, mesmo após o fechamento total da comporta persiste uma coluna de água no interior da escada (Lavrinhas 80 cm; Queluz 25 cm). Detalhadamente, a técnica consistiu nos seguintes procedimentos: i) delimitação da área a ser amostrada – padronizada em 40 tanques na porção média da escada; ii) esvaziamento da escada de peixes; iii) início da captura pelo tanque mais inferior com dois coletores munidos de puçás (malha de arame com abertura de 5 mm); iv) um dos coletores permanece no tanque de captura enquanto o outro afugenta os peixes do tanque acima para o puçá disposto de modo a obliterar a ranhura vertical; v) após a captura e identificação dos peixes, estes são liberados no tanque abaixo e ambos os coletores sobem um tanque (Figura 7). Desta forma, maximizou-se a captura e a sobrevivência da ictiofauna, além de dificultar a fuga dos peixes, pois eles seriam capturados no primeiro tanque caso se desloquem ascendentemente. Portanto, devido aos melhores resultados, optou-se por esta abordagem durante o primeiro ano de monitoramento. Objetivando avaliar padrões temporais diários, foram realizadas amostragens no período diurno e noturno em cada STP.

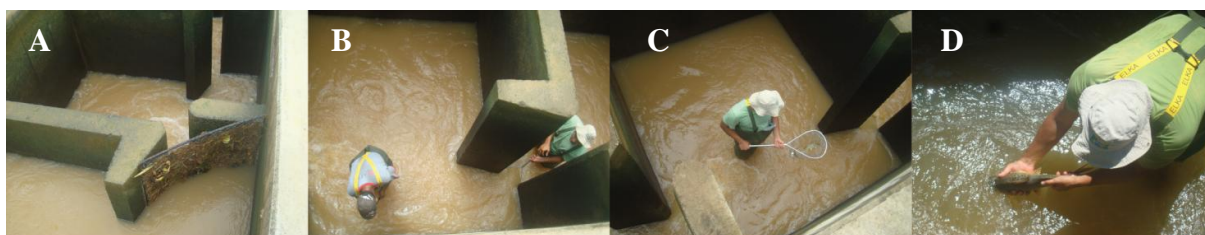


Figura 7. Sequência de eventos da metodologia empregada: delimitação (A), afugentamento (B), captura (C) e soltura (D).

De modo a complementar as amostragens, empregou-se capturas utilizando redes de espera (malhas 3, 7 e 11 cm entre nós opostos) à jusante das barragens. As redes foram dispostas na margem adjacente à escada de peixes e na margem adjacente ao vertedouro (Figura 8). Utilizou-se 300 m<sup>2</sup> de rede por amostragem à jusante de cada PCH, sendo 150 m<sup>2</sup> dispostos em cada um dos locais pré-determinados. Deste modo, foi possível avaliar a eficiência da atratividade das escadas de peixes à ictiofauna.

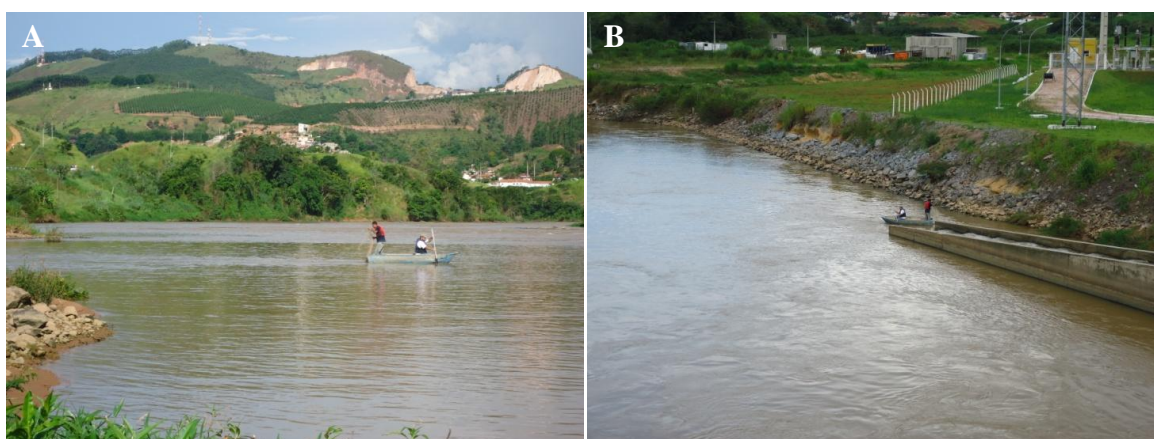


Figura 8. Registro da colocação das redes de espera a jusante da barragem de Queluz. Margem adjacente ao vertedouro (A) e margem adjacente à escada de peixes (B).

As expedições aos STP foram realizadas entre outubro de 2012 e julho de 2013. No total ocorreram nove expedições nas seguintes datas:

- 1<sup>a</sup> campanha – 1<sup>o</sup> de outubro de 2012 (reconhecimento dos STP)<sup>4</sup>;
- 2<sup>a</sup> campanha – 12 de novembro de 2012 (teste das metodologias viáveis);
- 3<sup>a</sup> campanha – 18 e 19 de dezembro de 2012 (1<sup>a</sup> amostragem);
- 4<sup>a</sup> campanha – 2 e 3 de janeiro de 2013 (2<sup>a</sup> amostragem);
- 5<sup>a</sup> campanha – 29 e 30 de janeiro de 2013 (3<sup>a</sup> amostragem)<sup>5</sup>;
- 6<sup>a</sup> campanha – 6 e 7 de março de 2013 (4<sup>a</sup> amostragem);
- 7<sup>a</sup> campanha – 23 e 24 de abril de 2013 (5<sup>a</sup> amostragem)<sup>6</sup>;
- 8<sup>a</sup> campanha – 3 e 4 de junho de 2013 (6<sup>a</sup> amostragem);
- 9<sup>a</sup> campanha – 17 e 18 de julho de 2013 (7<sup>a</sup> amostragem).

<sup>4</sup> Nesta campanha as amostragens noturnas nos STP ainda não estavam implementadas.

<sup>5</sup> Nesta campanha não foram realizadas amostragens com redes de espera a jusante das barragens, pois a PCH Lavrinhas estava em operação de transbordo.

<sup>6</sup> Nesta campanha não foram realizadas amostragens nos STP à noite devido ao funcionamento inadequado da comporta do STP de Lavrinhas.

Sempre quando necessário, como nos casos dos testes estatísticos de dados pareados, as amostras cujo par complementar não foi realizado foram descartadas da análise. Conforme exigência do Parecer Técnico SMA/DeFau CMFS n.º 45/2012 e da Instrução Normativa IBAMA n.º 146/2007 as espécies exóticas capturadas não foram devolvidas ao rio durante o monitoramento. Estas foram anestesiadas em solução de hidróclorato de benzocaína (50 mg/L), sacrificados por hipotermia, fixados em formalina 10 % por 48 horas e armazenados em etanol 70 %. Nenhum espécime capturado no interior dos STP veio a óbito, sendo todos devolvidos ao local de captura (exceto os 559 indivíduos exóticos). Em detrimento disto, espécies de difícil determinação taxonômica foram classificadas ao menor nível taxonômico possível, particularmente os indivíduos do complexo *Astyanax bimaculatus*. Todos os indivíduos coletados foram destinados ao Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Anexo 2).

## 2.4 ANÁLISES DOS DADOS

Os peixes capturados foram classificados em migratórios, não migratórios, nativos e exóticos de acordo com a literatura (CAROLSFELD, 2003; REIS 2003; ALVES *et al.* 2007; POMPEU e MARTINEZ 2007; BIZZOTO *et al.* 2009) para a realização de análises exploratórias baseadas na abundância.

Índices ecológicos descritores de parâmetros da comunidade também foram calculados para cada um dos ambientes investigados: riqueza de espécies (MARGALEF, 1968), diversidade de Shannon-Wiener (PIELOU, 1966) e o índice de dominância de Simpson (1949). A riqueza de Margalef (D) foi calculada a partir da seguinte equação:  $D = (S - 1) / \ln(N)$ , onde S = número de espécies na amostra; N = número de indivíduos na amostra. O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado como:  $H' = - \sum (p_i * \ln(p_i))$ , onde  $p_i$  = proporção da espécie i na amostra total, e s = número de espécies, e o i variando de 1 a s. A dominância foi calculada pelo índice de Simpson:  $S = \sum [n_i(n_i-1)/N(N-1)]$  onde  $n_i$  = número de indivíduos da espécie i em uma amostra e N = número total de indivíduos na amostra.

O estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem foi utilizado para avaliar a diversidade esperada para os sistemas de transposição de peixes e o rio a jusante das barragens. As comparações foram realizadas utilizando curvas de rarefação calculadas a partir das médias de 1.000 reamostragens com o auxílio do *software* EstimateS 7.5 (COLWELL,

2005). Normalmente este recurso é aplicado em amostragens preliminares para ajudar a determinar o tamanho da amostra, onde uma área relativamente homogênea é amostrada com um grande número de unidades amostrais. Esta amostra é subamostrada para determinar a média do número de espécies como função do tamanho da subamostra. Palmer e White (1994), comparando várias maneiras de estimar riqueza de espécies em uma área amostrada em pequenas unidades amostrais, incluiu nestas comparações estimativas de Jackknife, como o número de espécies observadas em uma subamostra é tipicamente menor do que o número real de espécies, esta técnica produz estimativas mais precisas e menos parciais.

A sazonalidade foi investigada, independentemente, para as amostras realizadas nas escadas de peixes e nos trechos de rio a jusante da barragem. Foram consideradas duas estações, uma reprodutiva (amostras entre dezembro e março) e outra não reprodutiva (amostras entre abril e julho). A categorização das estações foi realizada de acordo com os padrões de precipitação da bacia em estudo. Visto que em regiões tropicais as migrações reprodutivas geralmente coincidem com as estações chuvosas (LOWE-MCCONNEL, 1999). A matriz de dados brutos de abundância de espécies foi transformada ( $\log x+1$ ) para moderar a influência de valores extremos. Os dados transformados foram então usados para criar as matrizes de similaridade de Bray-Curtis, calculadas para todas as comparações de amostras pareadas, sobre as quais foram feitas as análises subsequentes. O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) foi usado para identificar os padrões de agrupamentos de amostras (um valor de *stress* < 0,20 é aceitável como bom na discriminação dos grupos) e a Análise de Similaridade Percentual (SIMPER) foi utilizada para identificar as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro de cada grupo (CLARKE e WARWICK, 1994). Estas análises foram realizadas com o *software* PRIMER (PRIMER-E, 2000).

A atratividade dos sistemas de transposição foi avaliada usando a ocorrência das espécies de peixes a jusante da barragem e dentro da escada de peixes. Para esta análise, os dados brutos foram transformados em uma matriz de presença e ausência. As comparações foram realizadas utilizando o teste não paramétrico de Cochran Q, considerando que em condições ótimas a presença do peixe no interior da escada deveria estar relacionada sua ocorrência no rio a jusante. Também foram realizadas análises pareadas sobre a matriz de abundância das amostras realizadas no rio a jusante da barragem (margem adjacente à escada × margem adjacente ao vertedouro), utilizando o teste não paramétrico de Wilcoxon. O intuito desta análise foi avaliar se as espécies estavam concentradas próximas à escada de peixes (e do canal de fuga) ou distante desta. Esta análise também foi realizada para investigar os

padrões temporais diários (manhã × noite) na utilização dos STP pela ictiofauna. Para estes testes foram consideradas apenas as espécies com frequência de ocorrência maior do que 1 % no ambiente (STP ou rio a jusante) a ser investigado. Ambos os testes foram realizados utilizando *software* Statistica 7.0 (Statsoft, USA).





ESPÉCIES	QUELUZ				LAVRINHAS				Total
	STP (dia)	STP (noite)	J (esc.)	J (vert.)	STP (dia)	STP (noite)	J (esc.)	J (vert.)	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Curvier, 1829)	159	85	10	2	52	29	18	10	365
<i>Salminus brasiliensis</i> (Curvier, 1816) <sup>N</sup>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Erythrinidae									
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829) <sup>N</sup>	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1	0	18	34	0	0	3	13	69
Prochilodontidae									
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	1	0	3	1	7	0	5	0	17
Parodontidae									
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907) <sup>N</sup>	33	6	4	0	9	2	7	3	64
Serrasalmidae									
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858) <sup>N</sup>	318	183	3	1	2	0	2	0	509
<b>SILURIFORMES</b>									
Callichthyidae									
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	0	3	175	63	1	0	5	21	268
Heptapteridae									
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823) <sup>E</sup>	248	66	0	0	18	19	3	0	354
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	3	0	6	0	0	0	1	2	12
Loricariidae									
<i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912)	58	160	9	1	10	17	0	3	258
<i>Harttia loricariformis</i> Steindachner, 1877 <sup>VU, E</sup>	84	93	1	0	17	16	1	0	212
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877) <sup>E</sup>	1	4	2	8	1	1	0	2	19
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854 <sup>E</sup>	19	35	65	118	120	182	126	488	1153
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i> Eigenmann e Kennedy, 1903 <sup>N</sup>	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix e Agassiz, 1829 <sup>N</sup>	4	0	1	3	1	1	2	2	14
<i>Rineloricaria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Pimelodidae									
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	6	11	6	2	15	5	24	6	75
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpede, 1803	92	71	15	17	66	589	8	22	880
<b>GYMNOTIFORMES</b>									
Gymnotidae									
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	5	5	0	0	1	25	4	0	40
Sternopygidae									
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	11	22	0	0	13	5	2	1	54
<b>SYMBRANCHIFORMES</b>									
Synbranchidae									
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	1	0	0	0	0	0	0	1	2
<b>PERCIFORMES</b>									
Cichlidae									
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	15	0	7	0	11	1	3	2	39
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	0	0	0	1	0	0	0	2	3
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) <sup>N</sup>	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Scaenidae									
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) <sup>N</sup>	0	0	13	31	0	0	12	38	94
<b>Abundância (n.º total de indivíduos)</b>	<b>1335</b>	<b>942</b>	<b>373</b>	<b>286</b>	<b>565</b>	<b>972</b>	<b>267</b>	<b>671</b>	<b>5411</b>
<b>Riqueza (n.º total de espécies)</b>	<b>23</b>	<b>16</b>	<b>22</b>	<b>16</b>	<b>22</b>	<b>15</b>	<b>25</b>	<b>21</b>	<b>35</b>

<sup>N</sup> Espécie não-nativa à Bacia do Rio Paraíba do Sul (REIS *et al.* 2003; ALVES *et al.* 2007).

<sup>VU</sup> Espécie ameaçada de extinção

*Harttia loricariformis* (Decreto n.º 56.031/2010, status = vulnerável);

*Brycon opalinus* (Decreto n.º 56.031/2010, status = vulnerável; Instrução Normativa IBAMA 005/2004).

<sup>E</sup> Espécie endêmica da Bacia do Rio Paraíba do Sul (REIS *et al.* 2003; OYAKAWA e MENEZES 2011).

Foram capturadas duas espécies vulneráveis à extinção e endêmicas, *Harttia loricariformis*, uma das mais abundantes e frequentes no interior dos STP em estudo, e *Brycon opalinus* (apenas um indivíduo). Durante o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) realizado entre os anos de 2008 e 2009, foram reportadas as espécies ameaçadas *Steindachneridion parahybae* (um indivíduo), *Pogonopoma parahybae* (três indivíduos) e *H. loricariformis* (92 indivíduos). É aconselhável reavaliar o real *status* de ameaça da espécie *H. loricariformis*, visto que ela foi capturada em abundância e durante todas as fases do empreendimento, desde a implantação até a operação. Possivelmente a espécie *P. parahybae* não ocorreu durante o EIA, mas teve a sua classificação confundida com o não nativo *Rhinelepis aspera* devido à alta similaridade morfo-taxonomica. Retificar esta informação é fundamental para a interpretação integral e inequívoca dos efeitos reais do represamento. Afinal, embora estas espécies sejam morfologicamente semelhantes, enquanto uma é vulnerável e endêmica do Rio Paraíba do Sul a outra é uma espécie introduzida na bacia. Imagine as diferentes consequências de concluir que um determinado empreendimento contribuiu para a extinção local de uma espécie endêmica, ou que o mesmo favoreceu a colonização de uma espécie exótica. Portanto, deve-se atentar para que a avaliação de impactos ambientais seja contínua e integrada, observando sempre de maneira crítica os resultados obtidos nas etapas que antecedem a fase atual. A rotatividade dos atores envolvidos na tramitação dos estudos de impactos ambientais (órgão ambiental, consultores, analistas ambientais, empreendedores), desfavorece esta perspectiva em *flashback* e contribui para o desencadeamento da legitimidade das avaliações de impacto ambiental. Uma alternativa simples para este problema seria dar maior transparência às avaliações de impactos ambientais, estabelecendo a lógica de fiscalização e responsabilidade compartilhada entre todas as partes envolvidas, incluindo os cidadãos interessados.

Quanto aos peixes migratórios, foram registradas seis espécies nativas (três espécies do gênero *Leporinus*, *Pimelodus maculatus*, *B. opalinus* e *Prochilodus lineatus*) e duas não nativas (*R. aspera* e *Salminus brasiliensis*), totalizando 943 indivíduos (sendo 94 % representados por *P. maculatus*, mandi). O mandi é um migrador que necessita de trechos de rio menores do que outros migrantes neotropicais para desovar (AGOSTINHO *et al.*, 2003a). De acordo com Makrakis (2007), este peixe aparentemente se locomove através de passagens para peixes sem maiores dificuldades devido a sua morfologia adaptada (fusiforme) e

estratégia de nadar próximo ao substrato. A frequência de ocorrência elevada, tanto nos STP quanto no rio, reportada neste estudo colabora para esta tendência. Conclui-se que esta espécie não teve o seu padrão de distribuição afetado pelo represamento. Além disto, a tendência de maior abundância de peixes migratórios encontrada imediatamente a jusante da barragem, constatada para a maioria das espécies migratórias deste estudo, confirma padrões de distribuição amplamente reportados para rios regulados (TAYLOR *et al.*, 2001; GEHRKE *et al.*, 2002). Na figura 9 está representada a proporção entre peixes migratórios e não migratórios para cada amostragem, evidenciando o predomínio de espécies não migratórias na área de influência do represamento.

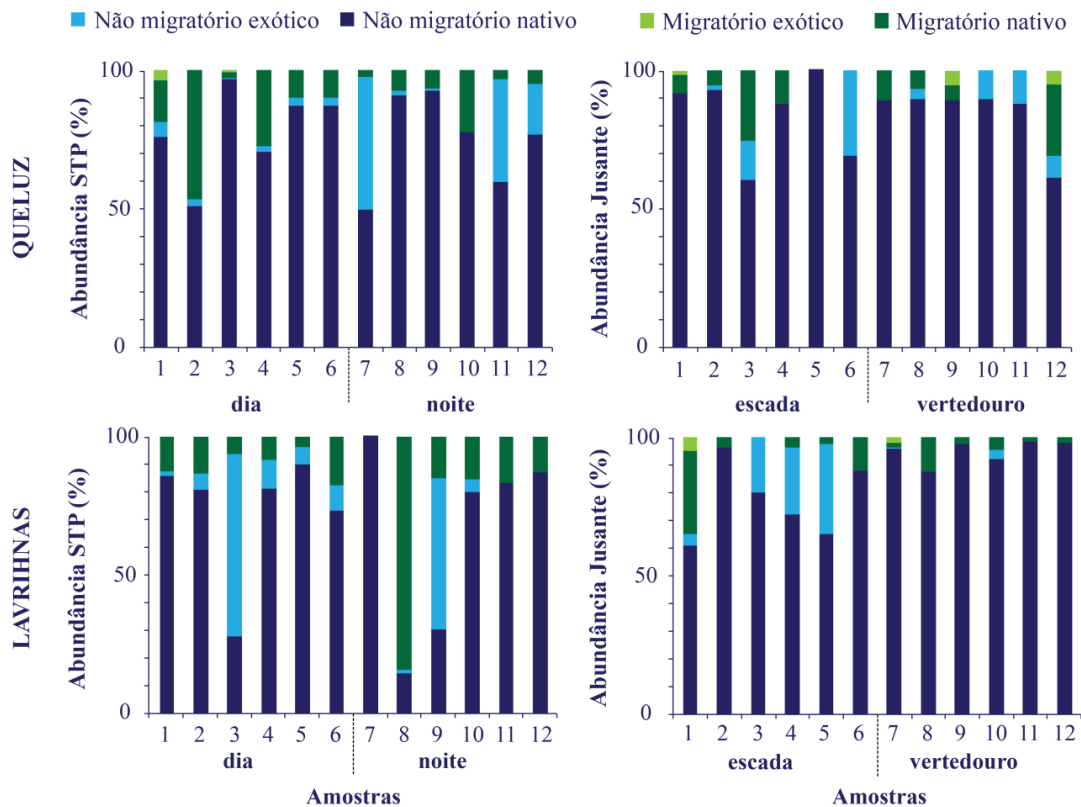


Figura 9. Proporção entre espécies migratórias e não migratórias em cada um dos ambientes.

Excetuando *P. maculatus*, as demais espécies migratórias nativas não entraram nas análises que testaram a atratividade da escada por apresentarem frequência de ocorrência nas amostras menor que 1 %. Entretanto, percebeu-se que todas as espécies exibiram algum grau de associação aos STP. Note que todas foram capturadas no interior da escada, exceto *B. opalinus*. A pirapitinga (*B. opalinus*) foi capturada a 5 m da entrada da escada de peixes de

Lavrinhas, no mês de junho, e liberada ao rio no mesmo local. De acordo com ICMBIO<sup>7</sup> esta espécie é reofílica, realiza migrações curtas e tem o período reprodutivo entre os meses de maio e novembro. Somando a estas evidências o padrão de distribuição das principais espécies migratórias encontradas na calha do rio após o represamento (Figura 10), é natural concluir que, “como as espécies migratórias foram capturadas em todos os trechos do canal principal e nos STP, as escadas de peixes estão funcionando de maneira efetiva e bidirecional”. Embora este seja um raciocínio lógico, faltam subsídios para garantir que esta constatação seja verídica. A metodologia empregada não permite avaliar o deslocamento das espécies. Da mesma forma que elas podem estar se deslocando livremente entre os represamentos, os peixes encontrados podem ser populações inviáveis remanescentes após a fragmentação e que permanecem confinadas aos pequenos trechos de rio. Apenas com o emprego da ferramenta adequada (e.g., experimentos de captura-marcação-recaptura ou radiotelemetria) será possível elucidar esta questão. A outra opção é “pagar pra ver”, ou seja, acompanhar passivamente a dinâmica populacional das espécies migratórias encontradas na área de estudo, na esperança de que não entrem em colapso. Este caso retrata perfeitamente as diferentes abordagens que podem ser assumidas, de maneira intencional ou não, durante o processo de avaliação de impacto ambiental, seja para aliviar a responsabilidade do empreendedor ou para vender uma postura falaciosa de conformidade ambiental.

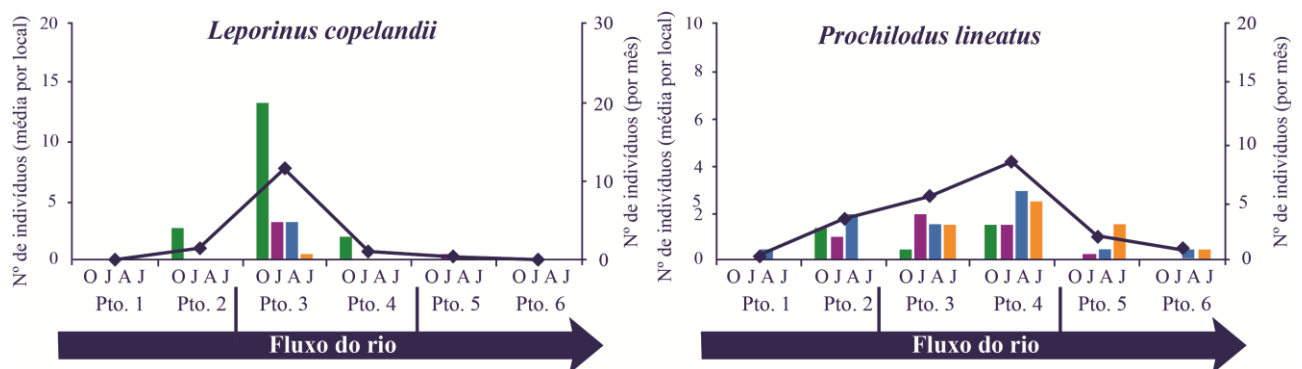


Figura 10. Média do número de indivíduos de *Leporinus copelandii* e *Prochilodus lineatus* por estação amostral, ao longo da calha do Rio Paraíba do Sul (linha azul). Total de indivíduos capturados por mês em cada estação amostral (barras: Outubro=verde; Janeiro=roxo; Abril=azul; Julho=laranja). Barras verticais azuis indicam a posição das barragens. Gráfico retirado do relatório final do Programa de Monitoramento da Ictiofauna das PCHs Queluz e Lavrinhas, SP.

<sup>7</sup> Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade  
Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-especies/1519-pirapitinga-brycon-opalinus>. Acessado em 26 de agosto de 2013.

Foram coletadas oito espécies não nativas à Bacia do Rio Paraíba do Sul: *Salminus brasiliensis*, *Hoplerthrinus unitaeniatus*, *Apareiodon piracicabae*, *Metynnis maculatus*, *Pterygoplichthys anisitsi*, *Rhinelepis aspera*, *Oreochromis niloticus* e *Plagioscion squamosissimus*. A captura do cascudo-borboleta (*P. anisitsi*) é inédita para a Bacia do Rio Paraíba do Sul. De acordo com Oykawa e Menezes (2011), esta espécie ocorre na região do Alto Paraná. A maioria das espécies não nativas foram raras no presente estudo, exceto *M. maculatus*, *A. piracicabae* e *Plagioscion squamosissimus*. *A. piracicabae* não foi reportada durante a realização do EIA, possivelmente por ter sido classificada erroneamente como alguma espécie nativa do gênero *Characidium*. Este julgamento é baseado pela constatação da espécie nos registros fotográficos obtidos durante a implantação do empreendimento. Novamente uma espécie nativa indicadora de boa qualidade ambiental foi confundida com outra exótica. Cabe aqui a mesma reflexão feita anteriormente sobre a importância da perspectiva em *flashback* nas avaliações de impactos ambientais. O pacu prata (*M. maculatus*) e a corvina da água doce (*P. squamosissimus*) são espécies historicamente introduzidas no trecho médio do Rio Paraíba do Sul e sempre foram encontradas em abundância na região de estudo, mesmo antes da inserção destes empreendimentos. Entre outros motivos, o sucesso destas espécies na colonização do ambiente recém-formado está relacionado com a proximidade entre os empreendimentos e a UHE do Funil, onde estes peixes são abundantes (SANTOS *et al.*, 2010; TERRA *et al.*, 2010). Sendo assim, o reservatório da UHE do Funil é uma fonte potencial de espécies não nativas para a área de influência das PCHs Queluz e Lavrinhas. Portanto, qualquer medida de manejo e monitoramento deve levar em consideração a interação dinâmica entre a ictiofauna destes três empreendimentos e os seus efeitos cumulativos e sinérgicos. Embora a bacia hidrográfica seja considerada há muito tempo como a unidade fundamental para a gestão e manejo dos ecossistemas (*vide* MOULTON e SOUZA, 2006), em nenhum momento esta hipótese foi considerada para a implantação destas hidrelétricas.

As espécies com frequência de ocorrência maior do que 1 % em cada um dos ambientes investigados estão apresentadas na Figura 11 para Queluz e na Figura 12 para Lavrinhas. Em todos os ambientes coletados a ictiofauna foi composta predominantemente por Characiformes e Siluriformes. De acordo com Britski (1994), estas ordens constituem cerca de 90 % da diversidade de peixes da Bacia do Rio Paraíba do Sul.

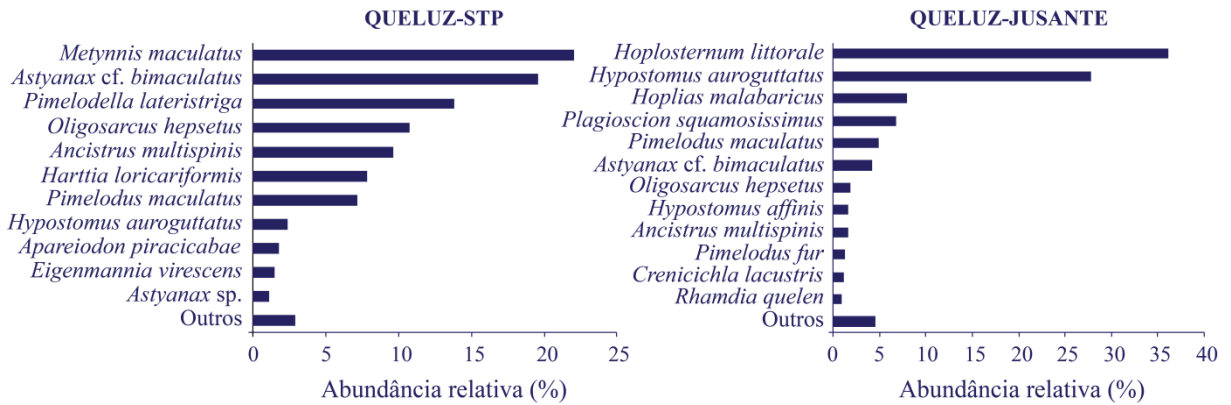


Figura 11. Frequência de ocorrência das espécies com contribuição > 1 % nos ambientes de Queluz.

A dominância da ictiofauna de todos os ambientes foi representada pelos siluriformes *H. auroguttatus*, *H. littorale* e *P. maculatus*, exceto no STP de Queluz, onde houve maior equitabilidade da composição da ictiofauna. Dentre todas as espécies representativas, há apenas duas consideradas migratórias (*P. maculatus* e *L. copelandii*). Comparando a frequência de ocorrência entre cada ambiente independente para cada barramento: i) em Queluz cinco espécies foram frequentes apenas no STP (*M. maculatus*, *P. lateristriga*, *H. loricariformis*, *A. piracicabae*, *E. virescens*) e sete apenas no rio a jusante (*H. littorale*, *H. malabaricus*, *P. squamosissimus*, *H. affinis*, *P. fur*, *C. lacustris* e *R. quelen*); ii) em Lavrinhas seis espécies foram frequentes apenas no STP (*P. lateristriga*, *H. loricariformis*, *A. multispinis*, *G. carapo*, *P. fur* e *E. virescens*) e cinco no rio (*P. squamosissimus*, *H. littorale*, *H. malabaricus*, *L. copelandii* e *A. piracicabae*). A relação entre espécies piscívoras (*H. malabaricus* e *P. squamosissimus*) e sistemas de transposição será abordada detalhadamente posteriormente.

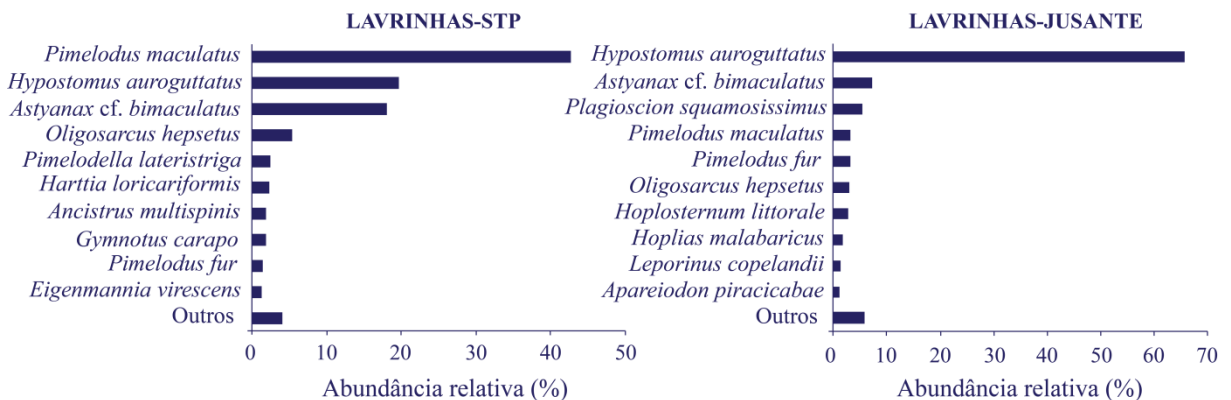


Figura 12. Frequência de ocorrência das espécies com contribuição > 1 % nos ambientes de Lavrinhas.

Os parâmetros estimadores da diversidade foram calculados e estão dispostos na Tabela 4. Embora os índices de diversidade não sejam o parâmetro ideal para sintetizar a estruturação de comunidades biológicas (*vide* MELO 2008; MENDES 2008), eles foram inseridos neste estudo em respeito à IN IBAMA n.º 146/2007, que instrui a utilizá-los e a contemplar sazonalidade. Os índices ecológicos nada mais são do que relações entre a riqueza e abundância de espécies, que por vezes mais enganam do que ajudam a compreender a organização da biota, principalmente por não considerarem a identidade e função de cada componente da comunidade. Por exemplo, se uma mudança ambiental qualquer repõe uma comunidade em que as espécies pertencem a gêneros distintos e funcionalmente complementares por outra onde a maioria das espécies são aparentadas e funcionalmente redundantes, mantendo o mesmo número de espécies e a mesma distribuição de abundâncias, índices de diversidade não revelarão nenhum efeito da mudança sobre a comunidade, mesmo elas sendo completamente diferentes (CIANCIARUSO, 2009). Logo, não há motivos para considerar esta abordagem como um requisito mínimo válido para estudos de monitoramento de impacto ambiental.

Tabela 4. Índices de diversidade dos ambientes avaliados no monitoramento das PCHs Lavrinhas e Queluz. J = jusante das barragens; esc. = margem adjacente à escada de peixes; vert. = margem adjacente ao vertedouro.

ESPÉCIES	QUELUZ				LAVRINHAS			
	STP (dia)	STP (noite)	J (esc.)	J (vert.)	STP (dia)	STP (noite)	J (esc.)	J (vert.)
Simpson	0,85	0,86	0,74	0,75	0,80	0,59	0,75	0,46
Shannon	2,14	2,17	1,95	1,73	2,07	1,34	2,10	1,21
Margalef	3,06	2,19	3,55	2,65	3,31	2,04	4,30	3,07

A sazonalidade é outra questão polêmica e pouco evidente, muito embora seja de fundamental relevância em investigações ecológicas e em avaliações de impacto ambiental. Entretanto ela pode ocorrer em diferentes escalas, desde variações nictemerais até plurianuais. Além disto, diferentes espécies pertencentes a uma determinada comunidade podem responder distintamente às escalas sazonais. Sendo assim, quando não há evidências prévias de sazonalidade para um determinado grupo biológico, estudos de impactos ambientais realizados com delineamento amostral deficiente (seja por orçamento restrito ou imperícia técnica), podem não identificar de forma adequada as variações sazonais existentes ou mesmo



encontrá-las quando de fato não existem. Portanto, mais importante do que examinar a sazonalidade indiscriminadamente e sem critérios sólidos, é determinar com objetividade o que se espera responder com tal abordagem. Aqui a escala de sazonalidade adotada foi a variação temporal diária nos STP, pois nesta etapa do monitoramento é mais interessante avaliar a necessidade de amostragens em dois períodos distintos (manhã e noite) do que avaliar a variação em escala maiores (mensal ou verão  $\times$  inverno), porém sem repetições. Ademais, a sazonalidade foi contemplada de forma mais robusta na análise de escalonamento (nMDS), onde a escala temporal adotada foi a estação reprodutiva, pois há conhecimento, *a priori*, de que a ictiofauna tropical dulciaquícola (particularmente os peixes migratórios) respondem ao estímulo propiciado pelas estações chuvosas.

A curva de rarefação foi realizada com base no estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem para estimar a suficiência amostral para cada um dos ambientes investigados (Figura 13). Em nenhum dos ambientes houve estabilização da curva, ou seja, espera-se o registro de novas espécies com o avanço do monitoramento. A maior discrepância entre o número de espécies observadas e o número de espécies estimadas ocorreu para os ambientes à jusante das barragens, onde a diferença foi de nove espécies potenciais para Lavrinhas e oito para Queluz. Nos STP de Queluz e de Lavrinhas esta diferença entre espécies observadas e estimadas foi, respectivamente, de seis e quatro espécies. O maior descompasso entre espécies capturadas e estimadas encontrado para a região à jusante da barragem era esperado, pois neste ambiente a composição da ictiofauna é mais inconstante no tempo, dentre outros motivos, por ser um trecho onde anteriormente ao barramento um número maior de espécies tinha a faculdade de ocorrer, ao contrário dos STP que são ambientes recém-estabelecidos e seletivos à entrada dos peixes.

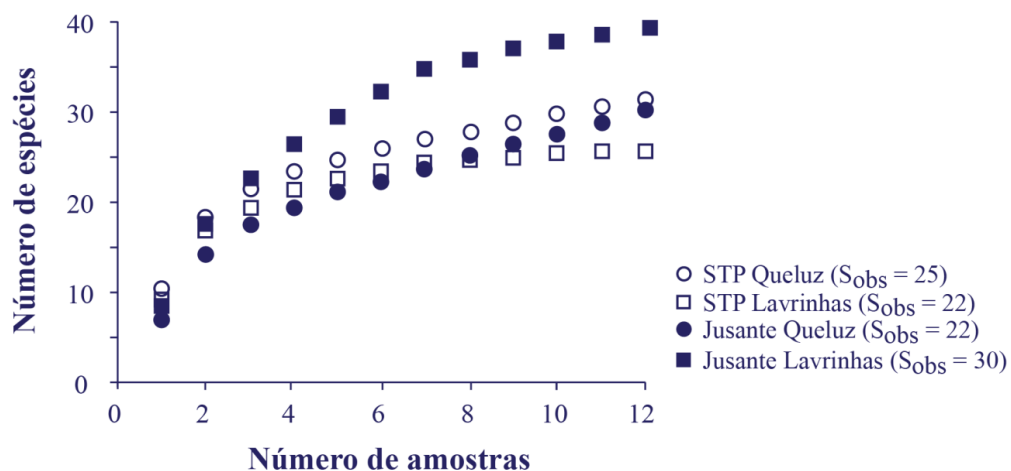


Figura 13. Curva de rarefação de espécies para os ambientes investigados. S<sub>obs</sub> = n.º de espécies observadas.

Os índices de eficiência amostral, também conhecido como índices estimadores de riqueza, geralmente representados por curvas de rarefação, curva do coletor ou curva espécie-área, são parâmetros que permitem inferir o quanto da riqueza total da comunidade foi capturada durante a realização do estudo. Este também é um balizador importante em avaliações de impacto ambiental ou estudos ecológicos, pois confere um nível de confiança do quão eficiente foi o esforço amostral empregado, permitindo utilizá-lo para evitar a sub- ou sobreamostragem. Entretanto, em uma análise minuciosa da IN IBAMA n.º 146/2007 percebe-se que há possibilidades do uso tendencioso destes índices, para favorecer um ou outro resultado desejado. Há diversos índices disponíveis na literatura científica, e cada um deles possui as suas premissas e capacidade de predição intrínseca. Enquanto alguns estimam um valor de riqueza próximo ao número de espécies observadas, outros avaliam valores muito além da riqueza encontrada (Figura 14). Desta forma, o profissional que elabora o relatório técnico pode tanto utilizar um índice que condiz com a riqueza observada (vantagem: avaliação positiva do delineamento e esforço amostral empregado; desvantagem: serve como indício de que os estudos foram suficientes e não são necessários maiores investimentos na área ambiental para prosseguimento do empreendimento) quanto outro que seja mais discrepante, de modo a favorecer interesses particulares. Uma possível solução seria a exigência de calcular os principais estimadores de riqueza disponíveis na literatura científica. Isto possibilitaria comparar não só a eficiência direta do esforço amostral, mas também a indireta, causada devido à escolha de um ou outro índice.

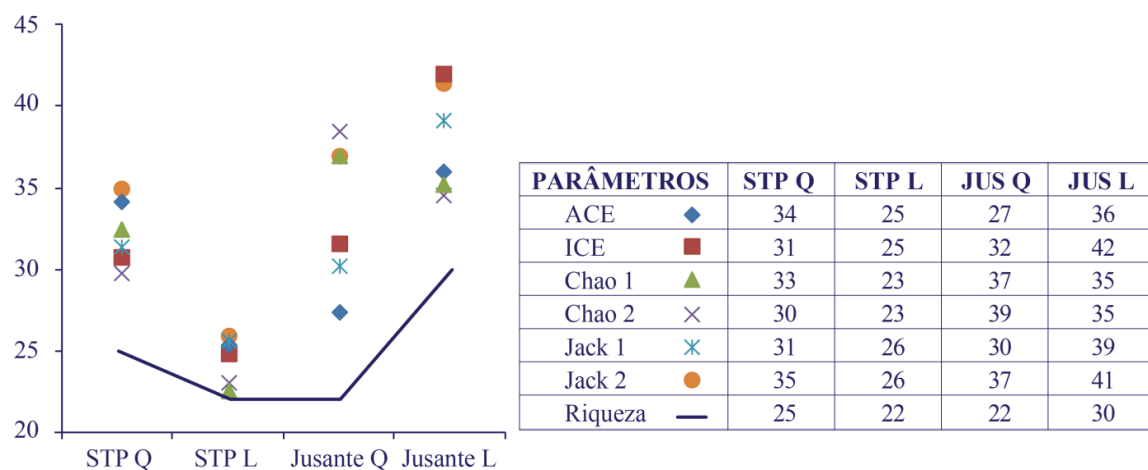


Figura 14. Resultado dos índices estimadores de riqueza para os ambientes das PCH Queluz (Q) e Lavrinhas (L).

A influência da sazonalidade na composição da ictiofauna entre os períodos reprodutivos foi mais forte nas escadas de peixes do que no rio abaixo das barragens, padrão este evidenciado tanto pela distribuição das amostras no diagrama de ordenação quanto pelo valor de *stress* (Figura 15).

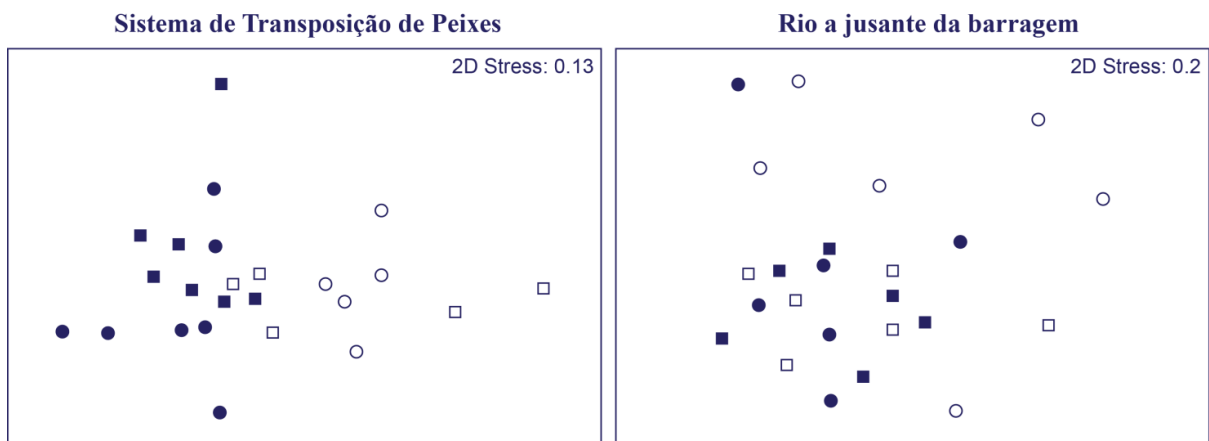


Figura 15. Análise de ordenação (nMDS) do monitoramento da ictiofauna nos STP. Círculos = Queluz; quadrados = Lavrinhas; símbolos preenchidos = estação migratória; símbolos vazios = estação não migratória.

Observe que as diferenças sazonais não ocorreram por conta das espécies migratórias, visto que elas tiveram baixa frequência de ocorrência, logo não contribuíram com a similaridade percentual da comunidade. A única espécie migratória observada nos resultados da análise foi o mandi (*P. maculatus*). É importante salientar as controvérsias do *status* das espécies do gênero *Pimelodus* como migradores. Alguns pesquisadores consideram que esta espécie não é migradora devido ao fato de estar presente em abundância em sistemas de reservatórios em cascata e sem aporte de grandes tributários, como é o caso do Rio Grande e do Rio Tietê (BRAGA e ANDRADE, 2005; FREITAS e PETRERE Jr., 2001). Enquanto outros identificam as espécies como migratórias de curta (AGOSTINHO *et al.*, 2003a) ou de longa distância, capazes de empreender deslocamentos maiores do que 1000 km (GODOY, 1967). Este caso reflete uma situação onde é necessário, além do conhecimento científico, o bom senso de estabelecer a decisão que mais favorece a conservação da área de estudo. Por exemplo, considerar o mandi como uma espécie não migratória equivale a dizer que a ictiofauna da região é composta principalmente por espécies residentes, ou seja, a interrupção do contínuo fluvial teria menor efeito neste caso. Por outro lado, assumi-lo como migrador é a

ratificar a necessidade do bom funcionamento dos STP, contribuindo para a percepção da conectividade hidrológica como um atributo importante para a biodiversidade como um todo.

Cinco espécies foram constantes nos STP em ambos os períodos (migratório e não migratório): *A. cf. bimaculatus*, *P. maculatus*, *O. hepsetus*, *A. multispinis*, *H. loricariformis* (Tabela 5). Dentre estas, *H. loricariformis* apresentou distribuição relacionada com o período não migratório. Isto deve ter ocorrido por conta da menor contribuição percentual das outras espécies associadas, e não a um comportamento intrínseco da espécie. O bagre *P. lateristriga* exibiu distribuição associada ao período migratório em ambos os STP. De acordo com Bizzerril (1999), no Rio Paraíba do Sul esta espécie está associada com as áreas de remanso em unidades de grandes ordens fluviais. Considerando a mudança ocorrida na paisagem (de ambiente lótico para semi-lêntico), possivelmente esta espécie foi beneficiada pelo represamento. O não nativo *M. maculatus* associado ao período migratório em Queluz foi consequência de uma única amostragem, no mês de janeiro de 2013, na qual foram capturados 490 indivíduos. *H. auroguttatus* é uma espécie popularmente conhecida como cascudo ou acari, encontrada geralmente em associação com substrato rochoso e águas lólicas. A confluência destas características em escadas de peixes e no canal de fuga promove a ocorrência deste e de outros loricarídeos em STP (POMPEU e MARTINEZ, 2007; BIZZOTO *et al.* 2009; ARCIFA e ESGUÍCERO, 2012; SILVA *et al.* 2012). Repare a importância do conhecimento prévio em relação ao objeto de estudo na investigação da sazonalidade. Praticamente nenhuma das espécies identificadas na análise possui padrões sazonais reconhecidos, logo, as diferenças encontradas dizem respeito simplesmente às variações temporais, ou mesmo aos *outliers* do processo de amostragem. Neste caso, inferir sazonalidade seria um verdadeiro equívoco.

Tabela 5. Análise de Similaridade Percentual realizada para os STP. Período migratório (M) e não migratório (NM).

ESPÉCIES	QUELUZ		LAVRINHAS	
	M	NM	M	NM
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i>	19,03	16,55	23,28	25,26
<i>Pimelodus maculatus</i>	18,89	11,97	17,66	10,21
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	14,43	14,55	10,38	6,83
<i>Ancistrus multispinis</i>	9,33	12,81	4,02	9,31
<i>Harttia loricariformis</i>	8,28	30,89	3,72	32,82
<i>Pimelodella lateristriga</i>	7,56		8,61	
<i>Eigenmannia virescens</i>	6,46			
<i>Metynnis maculatus</i>	4,61			
<i>Hypostomus auroguttatus</i>	3,99		22,89	9,65

Embora a ocorrência da espécie *E. virescens* (tuvira) não seja reportada nos STP de outros empreendimentos, neste estudo ela foi capturada com frequência na escada de peixes de Queluz durante o período migratório. Pelo mesmo motivo, intriga também a presença de *Gymnotus carapo* (sarapó) e *Synbranchus marmoratus* (mussum) no interior das escadas de peixes. Considerando que os STP devem ser não seletivos, ou seja, favorecer o livre deslocamento da ictiofauna não apenas as espécies migratórias. Poderíamos concluir que as escadas de peixes em estudo beiram a perfeição, pois permitem o acesso de espécies nunca antes encontradas em STP e pouco adaptadas ao seu uso. Todavia, o aparecimento destas espécies nas escadas de peixes está relacionado com o acúmulo de macrófitas nos reservatórios, visto que em todos os meses nos quais estes peixes apareceram (janeiro e março em Queluz e Lavrinhas; junho, apenas em Lavrinhas) houve este contratempo (Figura 16). Estas espécies vivem em associação às macrófitas e podem se beneficiar diretamente, utilizando-as como refúgio, ou indiretamente, consumindo recursos alimentares (e.g., crustáceos e insetos) incrementados por estas plantas aquáticas (AGOSTINHO *et al.*, 2003b; SILVA *et al.*, 2012). Na realidade, o que era a solução de fato é um problema ambiental agravado pela obliteração do rio devido aos represamentos. É optativo ao elaborador do relatório técnico a versão a ser contada, porém, no caso da escolha indevida é bom estar ciente do seguinte crime ambiental:

Elaborar ou apresentar, no licenciamento, concessão florestal ou qualquer outro procedimento administrativo, estudo, laudo ou relatório ambiental total ou parcialmente falso ou enganoso, inclusive por omissão: Pena - reclusão, de 3 (três) a 6 (seis) anos, e multa. (LEI 9.605/98, Art. 69-A).



Figura 16. Vista panorâmica do reservatório de Queluz com adensamento de macrófitas em 6 de março de 2013. Observe no centro inferior da foto o canal de saída do STP e à direita a barragem e a PCH.

Quanto aos ambientes de rio situados a jusante dos barramentos, também houve baixa ocorrência de espécies migratórias, apenas o mandi se classifica neste grupo (Tabela 6). O fato mais intrigante desta análise foi a presença expressiva de espécies tipicamente piscívoras imediatamente abaixo dos represamentos: *Plagioscion squamosissimus* (corvina), *Hoplias malabaricus* (traíra) e *Oligosarcus hepsetus* (lambari-bocarra). Do ponto de vista da sazonalidade, este resultado aponta para uma pressão constante da piscivoria sobre a ictiofauna, onde independentemente do período, esta fica submetida aos efeitos da predação. Em estudo recente na barragem de Lajeado (Rio Tocantins), Agostinho *et al.* (2012) reconheceram que as escadas de peixes podem representar um *hotspot* para a predação, onde a ictiofauna é submetida à piscivoria em escalas espaciais distintas (no interior do STP, acima e abaixo do barramento) e por diferentes espécies (peixes, aves e golfinhos).

Tabela 6. Análise de Similaridade Percentual das amostras realizadas a jusante das barragens. M = período migratório; NM = período não migratório.

ESPÉCIES	QUELUZ		LAVRINHAS	
	M	NM	M	NM
<i>Hypostomus auroguttatus</i>	25,62	31,06	53,91	58,99
<i>Hoplosternum littorale</i>	20,65		5,6	
<i>Hoplias malabaricus</i>	15,29	16,72		6,27
<i>Pimelodus maculatus</i>	11,59		6,95	9,43
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	7,54	25,33	15,52	5,65
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i>	6,38		4,17	7,77
<i>Hypostomus affinis</i>	4,02			
<i>Pimelodus fur</i>			4,41	
<i>Oligosarcus hepsetus</i>		14,68		4,45

Nos STP em estudo os predadores de peixes estão espacializados da seguinte forma; *O. hepsetus* ocupa com sucesso tanto o interior das escadas de peixes quanto o rio à jusante das barragens, enquanto *P. squamosissimus* e *H. malabaricus* ocupam especialmente os trechos de rio. Além destes, foi constatada com frequência a presença das aves piscívoras oportunistas – biguá (*Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789)), garça branca (*Ardea alba* Linnaeus, 1758) e savacu (*Nycticorax nycticorax* (Linnaeus, 1758)) – forrageando nas proximidades do canal de entrada das escadas de peixes (Figura 17).



Figura 17. Aves piscívoras em comportamento de forrageio no canal de entrada dos STP de Queluz (A) e Lavrinhas (B).

As demais espécies reveladas pela análise são loricarídeos (*Hypostomus* spp. e *H. littorale*) que tiram proveito do habitat físico formado abaixo dos barramentos (*i.e.*, ambientes rasos, pedregosos e com fluxo constante de água), e o lambari (*Astyanax* cf. *bimaculatus*), uma das espécies capturadas em maior abundância neste trecho do Rio Paraíba do Sul, independente do período do ano.

A análise sobre a atratividade dos STP foi realizada sobre os dados de presença e ausência para todas as espécies com frequência de ocorrência maior do que 1 %, desta forma reduziu a influência dos diferentes apetrechos de pesca adotados em cada ambiente. Nota-se que a eficiência do proveito do apetrecho em número de indivíduos é amenizada com este tipo de análise, mas isto não torna os apetrechos igualmente eficientes na captura de uma determinada espécie – *e.g.*, a tuvira (*E. virescens*) e o sarapó (*G. carapo*) são facilmente capturadas com o uso de puçás em ambientes confinados, e dificilmente apreendidos nas redes de espera devido a sua forma corpórea. Por este motivo, estas espécies foram observadas com maior frequência no interior do STP (Figura 18). Também estão enquadradas neste caso as seguintes espécies: *P. lateristriga*, *A. piracicabae* e *A. multispinis*.

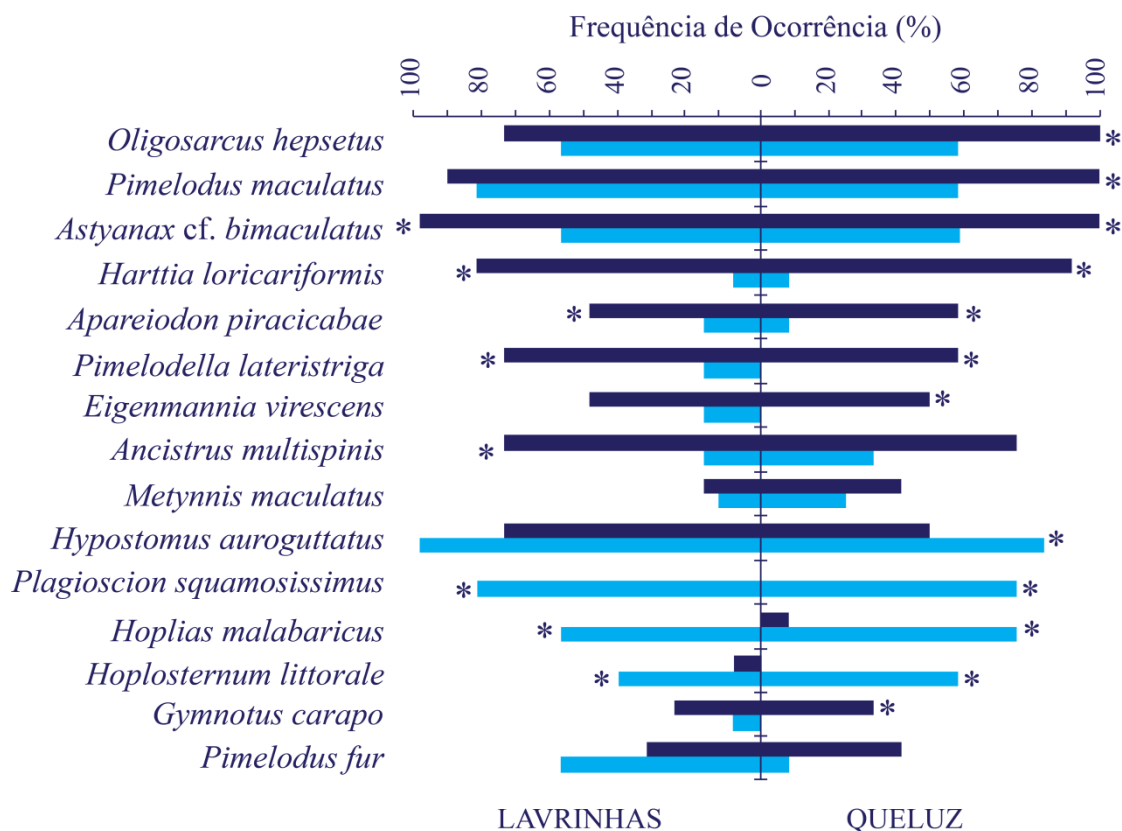


Figura 18. Frequência de ocorrência nos STP. \* =  $p < 0,05$ . Azul escuro (STP); azul claro (rio abaixo da barragem).

Como dito anteriormente, os piscívoros *H. malabaricus* e *P. squamosissimus* foram capturados quase que exclusivamente nos trechos de rio a jusante das barragens. O comportamento residente e de forrageio em emboscada é amplamente reconhecido para a traíra, logo a sua captura em escadas de peixes é inesperada. Enquanto a corvina é mais provável de ser encontrada no interior de STP no estágio de ovos ou larvas, já que nestes estágios ontogenético esta espécie deriva ao sabor do fluxo do rio. O tamboatá (*H. littorale*) é um loricarídeo que habita preferencialmente ambientes lânticos, como os disponíveis nas margens opostas ao STP em ambos os empreendimentos, logo não costuma nadar no contrafluxo, sendo improvável a sua captura no interior das escadas de peixes. *H. loricariformis* possivelmente pode estar enquadrada no mesmo caso das espécies que são mais facilmente capturadas com os puçás nos STP do que nas redes de espera. Entretanto, a dinâmica populacional desta espécie merece atenção especial durante a sequência do monitoramento devido ao seu *status* de vulnerável à extinção. *M. maculatus* e *P. fur* apresentaram frequência de ocorrência equilibrada entre os dois ambientes, ou seja, não diferiram estatisticamente em taxa de ocorrência (STP × rio à jusante). Embora as espécies *A. cf. bimaculatus*, *H. auroguttatus* e *P. maculatus* tenham apresentado diferenças entre os



ambientes, especialmente nos de Queluz, a ocorrência destas espécies foi maior do que 50 %, independentemente do ambiente investigado. Além disto, estas espécies são comuns e abundantes em todos os barramentos do trecho médio do Rio Paraíba do Sul (*vide* SANTOS *et al.* 2013), tanto acima quanto abaixo das barragens, logo não correm risco de serem afetadas pelos represamentos recentes.

Poucas espécies responderam às análises que investigaram a preferência pelas margens (adjacente à escada × adjacente ao vertedouro) ou período do dia (manhã × noite). Em Queluz o bagre *Rhamdia quelen* foi encontrado apenas na margem adjacente a escada ( $p = 0,043$ ). A jusante de Lavrinhas também houve apenas uma espécie com diferença significativa na distribuição entre as margens, *H. auroguttatus* ( $p = 0,027$ ) com associação à margem adjacente ao vertedouro. A variação temporal diária não parece ser um fator determinante na passagem da ictiofauna, exceto para as espécies *A. multispinis* (associada ao período noturno em ambas as escadas de peixes,  $p = 0,043$  em ambos os casos) e *P. maculatus* (relacionada com o período noturno para a escada de peixes de Lavrinhas,  $p = 0,043$ ). Bizzoto *et al.* (2009) também reporta a preferência da espécie *P. maculatus* pelo período noturno na utilização de sistemas de transposição. Reforçando a tendência encontrada para estas duas espécies, Pompeu e Martinez (2007) indicam que os siluriformes possuem predileção pelo deslocamento durante o período noturno no elevador da UHE Santa Clara. Sendo assim, a realização de amostragens à noite em ambos os STP pode ser considerada dispensável, visto que as espécies relacionadas a este período também foram abundantes nas amostras realizadas no período diurno. Sugere-se realizar as amostragens nos STP em período único (vantagens: redução do esforço amostral e da interferência no sistema) e manter as amostragens a jusante dos barramentos para viabilizar a análise sobre a atratividade das escadas de peixes.

## 4 CONCLUSÕES

Duas espécies vulneráveis à extinção e endêmicas do Rio Paraíba do Sul foram capturadas durante o primeiro ano do monitoramento: *Harttia loricariformis* e *Brycon opalinus*. Neste monitoramento *H. loricariformis* foi capturada em abundância, contrapondo-se ao padrão de raridade corriqueiramente encontrado para a maioria das espécies ameaçadas de extinção. Pode-se pensar em considerar este peixe como uma espécie bandeira na promoção da conservação da ictiofauna da área de influência dos empreendimentos em questão, facilitando a difusão e massificação da necessidade de conservar os recursos hídricos e recuperar os habitats da região.

Em princípio, não é possível confirmar se as populações migratórias estão transitando entre os barramentos ou se são diferentes subpopulações que ficaram confinadas após a obliteração do contínuo fluvial. O mais aconselhável é a aplicação da técnica de radiotelemetria para monitorar estas espécies (principalmente *Leporinus* spp. e *Prochilodus lineatus*), pois este é o método de menor custo monetário para investigar questões fundamentais como; o sucesso destas espécies na travessia dos STP, o tempo de deslocamento, a capacidade de transpor as duas barragens e a direção do deslocamento. Em conjunto com o conhecimento da biologia reprodutiva, estas informações permitirão afirmar se existem populações viáveis de peixes migratórios na área de influência das PCHs.

A atratividade do conjunto formado pela escada de peixes e o canal de fuga, até o momento, é favorável à ictiofauna capturada a jusante das barragens. Entretanto, futuras amostragens compreendendo o pico das migrações reprodutivas (piracema) permitirão validar esta constatação, bem como encontrar padrões sazonais realmente importantes. Quanto às diferenças temporais diárias no uso das escadas de peixes, não houve resultados relevantes para justificar a manutenção desta abordagem na sequência do manejo da ictiofauna afetada pelos empreendimentos.

Espécies reconhecidamente não nativas à Bacia do Rio Paraíba do Sul, como *Apareiodon piracicabae*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Metynnis maculatus*, *Oreochomis niloticus*, *Pterygoplichthys anisitsi*, *Plagioscion squamosissimus* e *Salminus brasiliensis* foram encontradas na área de influência das PCHs de Lavrinhas e Queluz. A ocorrência de espécies introduzidas é reconhecida em toda a bacia. No entanto, a devida atenção deve ser dada a estas espécies em ambientes lênticos artificiais criados por barragens, uma vez que a

redução do fluxo da água favorece o crescimento destas populações em detrimento de espécies nativas. Além disto, o reservatório do Funil, situado há 12 km da barragem de Queluz e operante desde 1969, é uma potencial fonte de espécies não nativas para os barramentos recém-implantados. Portanto, qualquer medida de manejo e monitoramento na área de influência dos empreendimentos deve levar em consideração a interação entre a ictiofauna afetada por estes três empreendimentos.

O predomínio de espécies piscívoras à jusante dos barramentos (especialmente *Hoplias malabaricus*, *Oligosarcus hepsetus* e *Plagioscion squamosissimus*) e no interior dos STP (*O. hepsetus*), deve ser levada em consideração ao monitoramento em longo prazo e nas possíveis medidas de manejo a serem adotadas futuramente. Pois esta pressão de piscivoria sobre a ictiofauna além de reduzir o estoque existente, pode comprometer, por exemplo, a eficiência do peixeamento nestes sistemas. Sendo assim, antes de ser considerada qualquer iniciativa neste sentido, primeiramente se deve dar atenção à recomposição dos habitats de desova, criação e alimentação, primordiais para o estabelecimento dos peixes nativos. Caso o peixeamento seja executado futuramente, recomenda-se considerar o uso espécies nativas ameaçadas de extinção (e.g., *Brycon* spp., e *Steindachneridion parahybae*) e de espécies herbívoras (*Leporinus* spp.) para ajudar no controle biológico das macrófitas aquáticas.

O controle da proliferação de macrófitas aquáticas é a medida mais emergencial a ser considerada neste momento pelos empreendedores, pois: i) elas podem oferecer barreira física ao deslocamento das espécies quando concentradas no canal de saída das escadas de peixes; ii) contribuem para a alteração das condições abióticas do ambiente aquático. Cabe ressaltar que iniciativas neste sentido já estão sendo adotadas pela empresa; como a colocação de *log-booms* para evitar que estas plantas atinjam os barramentos e a remoção mecânica (Figura 19).



Figura 19. *Log-boom* utilizado para evitar a deriva das macrófitas aquáticas até a barragem.

Pequenas alterações na arquitetura do canal de saída e a colocação de uma camada de borracha na parte inferior da comporta do STP de Lavrinhas poderão contribuir para evitar a sua obliteração por resíduos sólidos grosseiros e aumentar a eficiência de vedação da escada de peixes, facilitando os procedimentos realizados durante o monitoramento. Além disto, a colocação de comportas gradeadas fixas (Figura 20) em diferentes trechos de ambos os STP podem facilitar tanto o monitoramento contínuo das escadas de peixes, como favorecer as operações de manutenção e limpeza.



Figura 20. Exemplificação da comporta gradeada, STP da UHE de Peixe Angical, Tocantins (retirado de Pelicice e Agostinho, 2012).

As exigências dos órgãos ambientais para a realização de estudos de monitoramento da ictiofauna em escadas de peixes estão muito aquém das reais demandas apontadas pelo conhecimento científico. Os requisitos mínimos solicitados não permitem identificar o real efeito dos represamentos sobre as comunidades de peixes e a efetividade dos STP. Além disto, as análises solicitadas são deficientes para a investigação apurada de qualquer comunidade biológica, e não apenas para a ictiofauna. Nos moldes atuais, há brechas para a geração de resultados tendenciosos ou favoráveis a um determinado diagnóstico desejado. Portanto, cabe principalmente aos elaboradores de relatórios técnicos realizarem a avaliação de impacto ambiental de modo a favorecer o meio ambiente e o interesse coletivo.

## REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; AGOSTINHO, C. S.; PELICICE, F. M.; MARQUES, E. E. Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology* 10, 687-696. 2012.

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

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JULIO, Jr. H. F. *Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes*. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Eds.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. EDUEM: Maringá, 2003b.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO Jr H. F. *Migratory fish from the Upper Paraná river basin, Brazil*. In: CAROLSFELD, J.; HERVEY, B.;

ROSS, C.; BAER, A. (eds.). *Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status*. Victoria (BC): World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre. 2003a.

AGOSTINHO, A. A.; MARQUES, E. E.; AGOSTINHO, C. S.; de ALMEIDA, D. A.; de OLIVEIRA, R. J.; MELO, J. R. B. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on oneway routes? *Neotropical Ichthyology* 5, 121-130. 2007 b.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68, 1119-1132. 2008

AGOSTINHO, C.S.; AGOSTINHO, A. A; PELICICE, F. M.; ALMEIDA, D. A.; MARQUES, E. E. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology* 5, 205-213. 2007a.

ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; MAGALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F. G. *Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: Present situation and prospects*. In: BERT, T. M. (ed). *Ecological and genetic implications of aquaculture activities*. Florida: Springer, 2007.

ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica, 2013. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/>>. Acesso em: 24 de agosto de 2013.

ARCIFA, M. S.; ESGUÍCERO, A. L. H. The fish fauna in the passage at the Ourinhos Dam, Paranapanema River. *Neotropical Ichthyology* 10, 715-722. 2012.

BIZERRIL, C. R. S. F. A Ictiofauna da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e Padrões Biogeográficos. *Archives of Biology and Technology*, 233-250. 1999.

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

BRAGA, F. M. S.; ANDRADE, P. M. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia Série. Zoologica* 95, 121-126. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n.º 001, de 17 de fevereiro de 1986.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n.º 237, de 19 de dezembro de 1997.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis. Instrução Normativa n.º 146, de 10 de janeiro de 2007.

BRASIL. Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981.

BRASIL. Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998.

BRASIL. Lei Complementar n.º 140, de 08 de dezembro de 2011.

BRITSKI, H. A. *A fauna de peixes brasileiros de água doce e o represamento de rios.* In: COMASE: Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico. Rio de Janeiro. 23-30. 1994.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. *Migratory Fishes of South America*. Victoria: IDRC and the World Bank, 2003.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9, 1-11. 2009.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth Marine Laboratories: Plymouth, 1994.

CLAY, C. H. *Design of Fishways and other Fish Facilities*. Florida: CRC Press, 1995.

COLWELL, R. K. EstimateS 5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 7.5. 2005.

DIAMOND, J. Dammed experiments! *Science* 294, 1847-1848. 2001.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.;

KNOWLER, D. J.; LEVEQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A. H.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J.; SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Revisions* 81, 163-182. 2006.

FREITAS, C. E. C.; PETRERE Jr, M. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lakes & Reservoir Management* 6: 273-278. 2001.

FUKUSHIMA, M.; KAMEYAMA, S.; KANEKO, M.; NAKAO, K.; STEEL, E. A. Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. *Freshwater Biology* 52, 1511-1524. 2007.

GEHRKE, P. C.; GILLIGAN, D. M.; BARWICK, M. Changes in fish communities of the Shoalhaven River 20 years after construction of Tallowa Dam, Australia. *River Research and Applications* 18, 265-286. 2002.

- GIDO, K. B.; MATTHEWS, W. J.; WOLFINBARGER, W. C. Long-term changes in a fish assemblage of an artificial reservoir: stability in an unpredictable environment. *Ecological Applications* 10, 1517-1529. 2000.
- GODOY, M. P. Dez anos de observações sobre a periodicidade migratória de peixes do rio Mogi Guaçu. *Revista Brasileira de Biologia* 27, 1-12. 1967.
- HAHN, S. N.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis* 11, 469-480. 2007.
- HERBERT, M. E.; GELWICK, F. P. Spatial variation of headwater fish assemblages explained by hydrologic variability and upstream effects of impoundment. *Copeia* 2003, 273-284. 2003.
- HOLMQUIST, J. G.; SCHMIDT-GENGENBACH, J. M.; YOSHIOKA, B. B. High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology* 12, 621-630. 1998.
- JOY, M. K.; DEATH, R. G. Control of freshwater fish and crayfish community structure in Taranaki, New Zealand: dams, diadromy or habitat structure? *Freshwater Biology* 46, 417-429. 2001.
- LABHID (Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ). *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo Diagnóstico dos Recursos Hídricos – Relatório Final (PSR-010-R0)*. In: Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – AGEVAP. 2006.
- LARINIER, M.; TRAVADE, F.; PORCHER, J. P. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 364, vol. 208. 2002.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. EDUSP: São Paulo, 1999.
- MAKRAKIS, S.; MAKRAKIS, M. C.; WAGNER, R. L.; DIAS, J. H. P.; GOMES, L. C. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology* 5, 97-204. 2007.



MARENCO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia* 20, 215-226. 2005.

MARGALEF, R. Information theory in ecology. *General System*, 36-71. 1968.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8, 21-27. 2008.

MENDES, R.S., EVANGELISTA, L.R., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography* 31, 450-456. 2008.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 71, 443-456. 2007.

MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L. *Conservação com Base em Bacias Hidrográficas*. In: *Biologia da Conservação: Essências*. ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A.; Van SLUYS, M. (eds). Rima Editora: São Carlos, 2006.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation on the world's large river systems. *Science* 308, 405-408. 2005.

OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 11, vol. 1A, p. 19-31. 2011

PALMER, M.W.; WHITE, P. S. Scale dependence and the species-area relationship. *American Naturalist* 144, 717-740. 1994.

PATERSON, J. S.; ARAÚJO, M. B.; BERRY, P. M.; PIPER, J. M.; ROUNSEVELL, M. D. A. Mitigation, adaptation, and the threat to biodiversity. *Conservation Biology* 22, 1352-1355. 2008.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11, 1789-1801. 2009.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, C. S. Deficient downstream passage through fish ladders: the case of Peixe Angical Dam, Tocantins River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10, 705-713. 2012.

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

PIELOU, E. C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* 10, 370-383. 1966

POFF, N. L.; HART, D. D. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52, 659-668. 2002.

POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A; PELICICE, F. M. Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America. *River Research and Applications* 28, 504-512. 2012.

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

PRIMER-E. 2000. PRIMER 5. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK. 87 p.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS, C. J. J. R. *Check list of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Edipucrs: Porto Alegre, 2003.

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

SANTOS, A. B. I.; ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F. G. Influences of dams with different levels of river connectivity on the fish community structure along a tropical river in Southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology* 29, 163-171. 2013.

SANTOS, A. B. I.; TERRA, B. F.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblage in a dammed tropical river an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Zoologia* 27, 732-740. 2010.

SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; MARTINEZ, C. B. Swimming performance of the migratory Neotropical fish *Leporinus reinhardtii* (Characiformes: Anostomidae). *Neotropical Ichthyology*, 5: 139-146. 2007.

SÃO PAULO (Estado). Lei Estadual n.º 9.798, de 7 de outubro de 1997.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria Geral Parlamentar. Decreto n.º 56.031, de 20 de julho de 2010.

SILVA, L. G. M.; NOGUEIRA, L. B.; MAIA, B. P.; RESENDE, L. B. Fish passage post-construction issues: analysis of distribution, attraction and passage efficiency metrics at the Baguari Dam fish ladder to approach the problem. *Neotropical Ichthyology* 10, 751-762. 2012.

SILVA, P. A. da; REYNALTE-TATAJE, D. A.; ZANIBONI-FILHO, E. Identification of fish nursery areas in a free tributary of an impoundment region, upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 425-438. 2012.

SIMPSON, E. H. Measurement of divertisy. *Nature* 163, 688. 1949.

SYVITSKI, J. P. M.; VÖRÖSMARTY, C. J.; KETTNER, A. J.; GREEN, P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308, 376-380. 2005.

TAYLOR, C. A.; KNOUFT, J. H.; HILAND, T. M. Consequences of stream impoundment on fish communities in a small North American Drainage. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 687-698. 2001.

TERRA, B. F.; SANTOS, A. B. I.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology* 8, 599-606. 2010.

VIÉ, J.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S. *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Switzerland: World Conservation Union, 2009.

## **ANEXOS**

---

## **Anexo 1**

---

Parecer Técnico da Secretaria do Meio  
Ambiente/Departamento de Fauna CMFS nº. 45/2012



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE  
COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE FAUNA  
CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

PARECER TÉCNICO CMFS nº 45/2012

**Interessado:** Usina Paulista Queluz S.A. e Usina Paulista Lavrinhas de Energia S.A.  
**Assunto:** Autorização de Manejo *In Situ* de Fauna Silvestre – Fundação BIO-RIO  
**Processos SMA/DeFau:** 11.653/2010 e 13.264/2010  
**Processos relacionados:** SMA 13.642/2002 e SMA 13.641/2002  
**Municípios:** Queluz e Lavrinhas

Trata-se de duas solicitações de Autorização de Manejo *In Situ* de fauna silvestre, para execução de programa de monitoramento de ictiofauna na área de influência das PCHs Queluz e Lavrinhas, recebidas por este CMFS em 06/07/2012. Complementações foram solicitadas por meio de mensagens eletrônicas atendidas em documentação recebida pelo CMFS em 28/08/2012. Esclarecimentos adicionais foram solicitados por meio de mensagem eletrônica atendida pela mesma via em 13/09/2012.

Tal monitoramento visa atender às exigências da Licença Ambiental de Operação (LO) nº 2000, de 22/06/2011 (PCH Queluz, fls. 295 a 297 do Processo SMA/DeFau 11.653/2010) e da LO nº 2010, de 26/08/2011 (PCH Lavrinhas, fls. 389 a 391 do Processo SMA/DeFau nº 13.264/2010), as quais englobam os Programas de Manejo da Ictiofauna dos Reservatórios destas PCHs, em moldes similares.

As atividades serão executadas pelo Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, sob a responsabilidade legal da Fundação BIO-RIO, conforme atestado pelo empreendedor (fls. 414 e 415 do Processo SMA/DeFau nº 13.264/2010; fls. 320 e 321 do Processo SMA/DeFau nº 11.653/2010), sob a responsabilidade técnica do Biólogo Rafael Jardim Albieri, CRBio nº 71005/02, ART nº 2-05397/12 (PCH Queluz: fl. 299 do Processo SMA/DeFau nº 11.653/2010) e ART nº 2-05399/12 (PCH Lavrinhas: fl. 393 do Processo SMA/DeFau nº 13.264/2010).

Após análise de ambas as solicitações, foi constatado que o monitoramento de ictiofauna de ambos empreendimentos será integrado, tendo em comum os pontos amostrais, campanhas de monitoramento, metodologia e equipe envolvida. Assim sendo, trata-se na verdade de um único programa de monitoramento abrangendo a área de ambos os empreendimentos, o que é perfeitamente cabível.



**SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE**  
**COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS**  
**DEPARTAMENTO DE FAUNA**  
**CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE**

no entendimento deste CMFS, dada a proximidade e os impactos conjugados dos dois empreendimentos sobre a mesma calha fluvial e bacia de drenagem. Disto, não só resulta que as análises dos programas resultem idênticas, como também que este CMFS entenda ser desnecessária a emissão de duas Autorizações de Manejo *In Situ*, contemplando a mesma equipe, campanhas e pontos de amostragem.

Desta forma, foi estabelecido junto aos empreendedores e responsável técnica que haverá a emissão de uma única autorização abrangendo ambos os empreendimentos, razão da redação deste Parecer Técnico conjunto para as duas PCHs. Haverá a duplicação das cópias a serem anexas aos processos, tanto do parecer quanto da autorização a ser emitida, sendo que quando da emissão dos relatórios parciais e finais do monitoramento de ictiofauna em tela, será necessário o envio de duas vias de um mesmo relatório comum a ambos os empreendimentos, a serem anexadas aos respectivos processos. Este CMFS enviará cópias duplicadas dos pareceres e autorizações resultantes à CETESB, para anexação a ambos os processos de licenciamento. Contudo, o interessado deverá consultar a CETESB quanto à forma de envio de relatórios aos respectivos processos de licenciamento, uma vez que a critério do órgão licenciador poderá ser necessário o envio de relatórios separados para os programas de monitoramento de cada empreendimento.

Nas seções que se seguem, todas as menções à localização das informações sobre o programa de monitoramento de ictiofauna indicarão: A) as folhas do Processo SMA/DeFau nº 11.653/2010 (PCH Queluz); B) as folhas correspondentes à mesma informação no Processo SMA/DeFau nº 13.264/2010 (PCH Lavrinhas), para localização dentro dos processos respectivos.

Após análise técnica, verificou-se que:

**Metodologia apresentada:**

As amostragens serão efetuadas em campanhas trimestrais de campo ao longo de 03 anos, abrangendo 11 pontos amostrais: 06 ao longo do canal principal e 05 tributários inseridos na área de influência do empreendimento, cujas coordenadas geográficas são fornecidas em tabela (Quadro 4, A: fl. 337; B: fl. 431) e ilustradas



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE  
COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE FAUNA  
CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

em mapa (A: fl.339; B: fl. 433). A equipe técnica informa que, para amostragens fora da área do empreendimento que demandem entrada em propriedades particulares serão adotados os seguintes procedimentos alternativos em caso de impedimento de acesso pelos proprietários: a) acessar a margem do rio por outro ponto mais próximo possível; ou b) acessar a margem do rio por outro local disponibilizado e chegar até o ponto com barco e motor. Além disto, serão realizadas incursões específicas para o monitoramento do mecanismo de transposição (escada de peixes).

**Canal principal:** Em cada um dos locais de amostragem no canal principal do Rio Paraíba do Sul, serão determinados aleatoriamente cinco pontos de coleta compostos por três redes de diferentes malhas (25, 50 e 75 mm entre nós opostos) e de aproximadamente 100 m<sup>2</sup>. As redes permanecerão dispostas das 15h00 de um dia até 07h00 do dia seguinte (16 horas de operação). Também serão utilizadas tarrafas e peneiras em tempos alternados, em cinco séries de 20 lances por local de amostragem, distribuídos entre o primeiro e o segundo dia de amostragem em cada local.

**Tributários:** Os peixes serão coletados com pesca elétrica, utilizando um gerador de corrente alternada (900 W, 220 V, 1-2 A). O procedimento de pesca envolve a delimitação do local com uma rede de picaré com malha pequena (malha de 05 mm) que cerca toda a largura do rio onde são efetuadas as descargas elétricas; quatro pessoas, duas equipadas com uma pequena rede acoplada a um gerador e duas com puçás (não acoplado ao gerador) coletarão ativamente os peixes acometidos pelo campo elétrico. As amostragens terão duração de uma hora em cada local, e serão complementadas por três lances de cerco com picaré de 10 x 02 m e 05 mm entre nós. Além da pesca elétrica, também serão realizadas uma série de 20 lances de tarrafas e outra de 20 lances de peneiras para cada local de amostragem. A unidade amostral de cada tributário será representada pela soma dos peixes coletados por todos os petrechos de pesca.

**Escada de peixes:** O monitoramento aqui envolverá distintas metodologias:

- a) Filmagem no visor (método não invasivo);

100





SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE  
COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE FAUNA  
CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

- b) Captura ativa – será realizada a técnica de captura e recaptura com marcação, com a seguinte sequência de eventos: 1) bloqueio da intercomunicação entre as diferentes regiões da escada utilizando um picaré (com 5 mm entre nós), delimitando um terço superior, intermediário e inferior da escada; 2) fechamento da comporta da escada, impedindo a entrada e escape dos peixes inseridos no experimento; 3) coleta dos espécimes com pesca elétrica em cada região da escada; 4) triagem e marcação dos espécimes coletados; 5) soltura dos peixes no mesmo ponto da captura; 6) abertura da comporta; 7) tempo para reabilitação dos espécimes à condição natural da escada de peixes; 8) reiniciar todas as etapas de 1 a 3; 9) anotação da direção de deslocamento de cada espécime recapturado.

A corrente elétrica e o tempo de duração da pesca elétrica será estipulado após experimento *in situ*, objetivando adequar a técnica de maneira a evitar a morte acidental e interferir o mínimo possível no comportamento natural dos indivíduos para não distorcer os dados de recaptura.

A marcação dos indivíduos será através de injeção de elastômero visível, que tem como características ser atóxica, não permanente e de fácil aplicação em qualquer espécie. Outra possibilidade de marcação é a colocação de uma etiqueta plástica, que é costurada no peixe com o auxílio de linha de nylon. Porém, nem todas as espécies possuem morfologia adequada a este método. Ambos os tipos de marcações não comprometem a integridade física do peixe, porém a decisão mais adequada será evidenciada pela equipe técnica de campo após uma amostragem piloto a ser realizada no início do projeto de monitoramento. Dependendo dos dados obtidos por cada metodologia, estas poderão ser utilizadas de forma independente ou complementares.

Os peixes capturados pelas diferentes metodologias serão triados (identificados, medidos e pesados) e alguns exemplares (particularmente os espécimes de *Corydoras nattereri*) serão dissecados para remoção do estômago e gônadas que fornecerão as informações necessárias para a análise da biologia reprodutiva e dos hábitos alimentares. Sempre que possível, os espécimes



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE  
COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE FAUNA  
CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

considerados íntegros e sadios serão devolvidos ao seu habitat de captura após a triagem. Os exemplares de difícil determinação específica serão selecionados para identificação através de consulta à literatura especializada e confirmação com especialistas: será respeitado um limite de no máximo 10 indivíduos por morfoespécie a serem coletados para posterior identificação. Os peixes debilitados, feridos ou selecionados para identificação serão anestesiados em solução de hidroclorato de benzocaina (50 mg/l), sacrificados por hipotermia, armazenados em formalina a 10% e destinados à coleção ictiológica do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRRJ, conforme carta de aceite da instituição (A: fl. 293; B: fl. 387).

Relata-se que o monitoramento da espécie *Corydoras hattereri*, objeto de programa específico constante das exigências das LOs dos empreendimentos, será realizado a partir dos espécimes coletados nos demais subprogramas. Esta iniciativa tem a vantagem de evitar a sobrepesca e a captura acidental de espécies não-alvo.

Apesar de não constar das exigências das LOs, o interessado apresentou justificativa para o não emprego de radiotelemetria no monitoramento da ictiofauna, dado tanto o pequeno porte de praticamente todas as espécies de peixes com hábitos reofílicos ou migratórios, inviabilizando a implantação de radiotransmissores e levando ao aumento da taxa de mortalidade, quanto o fato de que esta técnica exige elevados custos e capacitação de pessoal. A única espécie capturada compatível com o uso da técnica, *Steidachneridion parahybae*, teve apenas um indivíduo capturado nos estudos prévios. É também apontado que os radiotransmissores inseridos nos peixes perderiam a sua utilidade após o indivíduo ultrapassar o mecanismo de transposição, pelo fato do rastreamento dos indivíduos em ambiente não confinado ser considerado como virtualmente inviável.

**Demais informações:**

São apresentadas listas de ictiofauna resultantes do levantamento pré-representamento para o canal do Rio Paraíba do Sul (Tabela 2 – A: fls. 283 e 284; B: fls. 377-378) e para seus tributários (Tabela 3 – A: 286 e 287; B: 380 e 381), que deverão ser re-elaboradas quando do relatório final do monitoramento em tela, incluindo dados sobre endemismos e status de ameaça das espécies listadas em

160



**SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE**  
**COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS**  
DEPARTAMENTO DE FAUNA  
CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

uma tabela única, além das listas específicas com distribuição e abundância das mesmas pelos diferentes pontos amostrais. Recomendações sobre revisão taxonômica das listas foram feitas na primeira mensagem encaminhada aos interessados, tendo sido replicadas pela equipe técnica (A: fls. 323 e 324; B: fls. 417 e 418), garantindo que os dados sobre identificação das espécies estarão contidos no primeiro relatório do monitoramento e reiterando o status de ocorrência de algumas espécies não listadas em Oyakawa & Menezes (2011) e Bressan *et al.* (2009) para o Estado de São Paulo

Foi apresentado, após solicitação deste CMFS, um cronograma revisado com a execução prevista do monitoramento, com detalhamento do primeiro ano do programa (A: fl.325; B: fl. 419).

**Considerações finais:**

Diante do exposto, sugiro a emissão da devida Autorização de Manejo *In Situ*, com prazo de **12 meses** de vigência, devendo a empresa consultora e sua equipe técnica atentar para o atendimento aos pontos acima expostos.

Salienta-se que a **equipe técnica deverá comunicar com antecedência ao CMFS o início da execução da primeira campanha de monitoramento da ictiofauna**, a qual poderá ser objeto de vistoria técnica.

Cabe reiterar a orientação desta SMA, de que no caso de captura de exemplares pertencentes a **espécies sabidamente exóticas** para a região, os mesmos **não deverão ser soltos**, e sim submetidos à eutanásia para posterior envio à coleção científica.

Mudanças na metodologia que impliquem em substituição dos métodos estabelecidos para captura dos animais, inclusão ou alteração dos pontos de amostrais, substituição da maioria da equipe técnica ou outras adequações necessárias deverão ser previamente comunicadas e submetidas à aprovação deste CMFS.

Uma vez que o Programa de Monitoramento de Ictiofauna possui previsão de duração de 3 anos, a solicitação de renovação da Autorização de Manejo *In Situ* deverá ocorrer com 30 dias de antecedência a contar da data da validade da



**SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE**  
**COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS**  
DEPARTAMENTO DE FAUNA  
CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

mesma. Junto ao pedido de renovação, deverá ser elaborado e encaminhado ao CMFS relatório parcial de acompanhamento, com descrição das atividades desenvolvidas, lista dos animais manejados com data, local da captura e destinação dos mesmos, identificação da equipe técnica responsável, acervo fotográfico obtido para o período, análise parcial dos resultados obtidos até o momento e cronograma de atividades subsequentes.

O **relatório final** deve ser entregue no prazo de até **60 dias** após o término da validade da última autorização, inicialmente em versão impressa e, após as considerações deste CMFS e complementações do interessado, em versão digital. Além da análise dos dados mencionada nos plano de trabalho, o relatório também deverá conter, no mínimo: a) parâmetros ecológicos de riqueza e abundância de espécies; b) registros fotográficos representativos das atividades desenvolvidas durante a campanha e dos indivíduos manejados, em arquivos digitais; c) listagem de animais capturados com nome científico, nome popular, indicação das espécies ameaçadas de extinção em nível estadual (Decreto Estadual nº 56.031/2010) e federal (segundo a Instrução Normativa MMA nº 005/2004), indicação das espécies endêmicas, bioindicadoras e sabidamente exóticas, destinação dos animais, indicação de quantos vieram a óbito e a causa; d) anexo digital contendo lista de dados brutos dos registros de todos os espécimes, forma de registro, local de captura, destino ou local de soltura, habitat e data; e) análise dos impactos resultantes do empreendimento e sugestão de medidas mitigadoras a serem adotadas; f) documentação emitida pela instituição receptora atestando o recebimento dos espécimes procedentes do monitoramento de fauna dos empreendimentos.

Aproveitamos a oportunidade para divulgar o intuito de implantar um banco de dados baseado nos registros de fauna obtidos durante os estudos necessários para o licenciamento ambiental. Assim, o CMFS solicita o preenchimento de tabela padrão, a qual pode ser acessada por meio do seguinte *link*: [http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam2/Repositorio/263/Documentos/Tabela\\_Levantamento de Fauna .xls](http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam2/Repositorio/263/Documentos/Tabela_Levantamento_de_Fauna.xls) com as informações pertinentes ao monitoramento de fauna aqui tratado. Tal tabela deverá ser entregue apenas em versão eletrônica ao



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE  
COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE FAUNA  
CENTRO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

final das atividades. Sugestões de inclusões ou de alterações podem ser feitas a fim de melhorar a qualidade e efetividade da tabela a longo prazo.

**Este parecer técnico não é válido como autorização para o manejo de fauna.** O interessado deve estar ciente de que estará sujeito à autuação por infração ambiental, com base na Resolução SMA n° 32/2010 e na Resolução SMA n° 23/2012, caso não esteja portando a devida autorização durante as atividades de monitoramento de fauna silvestre.

Sendo o que tínhamos a informar, à consideração superior para prosseguimento.

São Paulo, 13 de setembro de 2012.

Dilmar Alberto Gonçalves de Oliveira  
Especialista Ambiental  
Centro de Manejo de Fauna Silvestre  
DeFau/CBRN/SMA

Visto.

2. De acordo.
3. CMFS em 13/09/2012.

Monique Silva Pereira  
Diretora do Centro de Manejo de Fauna Silvestre  
DeFau/CBRN/SMA

## **Anexo 2**

---

Atestado de recebimento do material biológico emitido pela  
instituição recebedora



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE BIOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL**

## **DECLARAÇÃO**

Declaro que os peixes coletados durante o PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA ICTIOFAUNA NA AREA DE INFLUÊNCIA DAS PCHS QUELUZ E LAVRINHAS - RIO PARAÍBA DO SUL, SP, realizado entre os meses de setembro de 2012 e agosto de 2013, estão armazenados como material-testemunho na Coleção Ictiológica do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (LEP-UFRRJ). No total foram recebidos 2.811 peixes pertencentes a 54 espécies, que no momento estão em fase de tombamento.

Seropédica, 29 de Agosto de 2013.

A handwritten signature in black ink, reading 'Francisco Jerson Arango', written over a horizontal line.











Prof. Associado – UFRRJ  
Responsável pelo LEP/DBA/IB/UFRRJ













### **Anexo 3**













---

#### Registro fotográfico das espécies coletadas



<p><i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875</p>  <p><u>5 cm</u></p>	<p><i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875</p>  <p><u>5 cm</u></p> <p>Espécie endêmica</p>
<p><i>Hypomasticus mormyrops</i> (Steindachner, 1875)</p>  <p><u>2 cm</u></p>	<p><i>Astyanax cf. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)</p>  <p><u>2 cm</u></p>
<p><i>Astyanax</i> sp.</p>  <p><u>2 cm</u></p>	<p><i>Astyanax parahybae</i> (Eigenmann, 1908)</p>  <p><u>3 cm</u></p>
<p><i>Oligosarcus hepsetus</i> (Curvier, 1829)</p>  <p><u>4 cm</u></p>	<p><i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1817)</p>  <p><u>4 cm</u></p> <p>Espécie vulnerável</p> <p>Espécie endêmica</p>
<p><i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)</p>  <p><u>5 cm</u></p> <p>Espécie não-nativa</p>	<p><i>Salminus brasiliensis</i> (Curvier, 1816)</p>  <p><u>10 cm</u></p> <p>Espécie não-nativa</p>

<p><i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)</p>  <p>10 cm</p>	<p><i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)</p>  <p>2 cm</p> <p>Espécie não-nativa</p>
<p><i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)</p>  <p>3 cm</p> <p>Espécie não-nativa</p>	<p><i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)</p>  <p>15 cm</p>
<p><i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)</p>  <p>3 cm</p>	<p><i>Pimelodella lateristriga</i> (Müller &amp; Troschel, 1849)</p>  <p>1 cm</p> <p>Espécie endêmica</p>
<p><i>Rhamdia quelen</i> (Quoy &amp; Gaimard, 1824)</p>  <p>5 cm</p>	<p><i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912)</p>  <p>2 cm</p>
<p><i>Harttia loricariformis</i> (Steindachner, 1876)</p>  <p>3 cm</p> <p>Espécie vulnerável</p> <p>Espécie endêmica</p>	<p><i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)</p>  <p>5 cm</p> <p>Espécie endêmica</p>
<p><i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854</p>  <p>5 cm</p> <p>Espécie endêmica</p>	<p><i>Pterygoplichthys anisitsi</i> Eigenmann &amp; Kennedy, 1903</p>  <p>5 cm</p> <p>Espécie não-nativa</p>

<p><i>Rhinelepis aspera</i> Spix &amp; Agassiz, 1829</p>  <p>Espécie não-nativa</p> <p>5 cm</p>	<p><i>Rineloricaria</i> sp.</p>  <p>2 cm</p>
<p><i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpede, 1803</p>  <p>4 cm</p>	<p><i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)</p>  <p>3 cm</p>
<p><i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758</p>  <p>4 cm</p>	<p><i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)</p>  <p>5 cm</p>
<p><i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795</p>  <p>5 cm</p>	<p><i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)</p>  <p>5 cm</p>
<p><i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)</p>  <p>4 cm</p>	<p><i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)</p>  <p>Espécie não-nativa</p> <p>5 cm</p>
<p><i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy &amp; Gaimard, 1824)</p>  <p>3 cm</p>	<p><i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)</p>  <p>Espécie não-nativa</p> <p>5 cm</p>

## **Anexo 4**

---

### Lista das espécies coletadas com nomenclatura vulgar

Espécies	Nome vulgar
<b>CHARACIFORMES</b>	
Anastomidae	
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	piau; piava vermelha
<i>Leporinus conirostris</i> Steindachner, 1875 <sup>E</sup>	piau
<i>Hypomasticus mormyrops</i> (Steindachner, 1875)	piau
<i>Leporinus</i> sp.	piau
Characidae	
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	lambari, piaba, piabinha
<i>Astyanax parahybae</i> (Eigenmann, 1908)	lambari, piaba, piabinha
<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819) <sup>VU, E</sup>	pirapitinga
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Curvier, 1829)	lambari-bocarra, peixe-cachorro
<i>Salminus brasiliensis</i> (Curvier, 1816) <sup>N</sup>	dourado
Erythrinidae	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829) <sup>N</sup>	jeju
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	traíra
Prochilodontidae	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	curimatá, curimba
Parodontidae	
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907) <sup>N</sup>	canivete, duro-duro
Serrasalmididae	
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858) <sup>N</sup>	pacu-prata
<b>SILURIFORMES</b>	
Callichthyidae	
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	tamboatá
Heptapteridae	
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823) <sup>E</sup>	mandizinho
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	jundiá
Loricariidae	
<i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912)	casquinho, barbudo
<i>Harttia loricariformis</i> Steindachner, 1877 <sup>VU, E</sup>	casquinho
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877) <sup>E</sup>	casco-pintado
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854 <sup>E</sup>	casco-preto
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903 <sup>N</sup>	casco-borboleta
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix & Agassiz, 1829 <sup>N</sup>	casco-leiteiro, acari roncador
<i>Rineloricaria</i> sp.	pito
Pimelodidae	
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	mandi-branco
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpede, 1803	mandi-pintado
<b>GYMNOTIFORMES</b>	
Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	sarapó, peixe-banana
Sternopygidae	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	tuvira
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>	
Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	mussum, muçum
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>	
<b>PERCIFORMES</b>	
Cichlidae	
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	acará-ferreiro
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	jacundá
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	acará-azul, acará-topete
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) <sup>N</sup>	tilápia
Sciaenidae	
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) <sup>N</sup>	corvina