



UFMG
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA GERAL
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO
DA VIDA SILVESTRE

TESE

SISTEMAS DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES:
CONTRIBUIÇÕES PARA O DESIGN E
MONITORAMENTO

RAONI ROSA RODRIGUES

2015

UFMG
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA GERAL
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA
VIDA SILVESTRE

SISTEMAS DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES: CONTRIBUIÇÕES
PARA O DESIGN E MONITORAMENTO

RAONI ROSA RODRIGUES

Orientador:

Alexandre Lima Godinho

Co-orientador:

Ricardo Ahouagi Carneiro Junho

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do Grau de Doutor. Área de Concentração: Conservação da Biodiversidade

Belo Horizonte – MG

Dezembro de 2015

043

Rodrigues, Raoni Rosa.

Sistemas de transposição de peixes : contribuições para o design e monitoramento [manuscrito] / Raoni Rosa Rodrigues. – 2015.

139 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Alexandre Lima Godinho. Co-orientador: Ricardo Ahouagi Carneiro Junho.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Biologia Geral.

1. Peixe- Comportamento - Teses. 2. Escoamento – Velocidade – Teses. 3. Escoamento – Potência – Teses. 4. Drenagem - Teses. 5. Armadilhas – Teses. 6. Modelo baseado no indivíduo. 7. Ecologia – Teses. I. Godinho, Alexandre Lima. II. Junho, Ricardo Ahouagi Carneiro. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Biologia Geral. IV. Título.

CDU: 502.7

Para a pequena Lívia, razão de tudo...

AGRADECIMENTOS

Antes e primeiro, às energias, divindades e entidades que estão sempre conosco, auxiliando, guiando, orientando, derrubando e levantando.

A ordem dos agradecimentos nem de longe representa qualquer ordem de importância. Segue parte do protocolo formal, parte da ordem de lembrança. Prioridades são sempre difíceis de elencar, e não menos complicado é colocar ordem de importância em coisas tão diferentes e ao mesmo tempo indissociáveis, que somadas nos tornam aquilo que somos. Desde já perdão por aqueles que eventualmente eu tenha esquecido, tenham certeza que a gratidão é maior que a memória!

Um doutorado só é possível por ter uma instituição sólida dando apoio e suporte. À UFMG, que tem sido minha segunda casa nesses últimos oito anos. À FAPEMIG que me agraciou com uma bolsa pelos três últimos anos do doutorado. Aos Profs. Adriano Paglia e Frederico Neves e ao Fred pelo suporte constante e grande eficiência. A todos os professores que compartilharam seus conhecimentos e batalharam para me transformar num biólogo/ecólogo/pesquisador melhor. Aos membros da banca que doaram seu tempo para enriquecer e contribuir com um trabalho apenas pelo prazer de ajudar: Professores Hersília Santos, Paulo Pompeu, Ronaldo Angelini e Sérgio Makrakis, além dos suplentes Carlos Martinez, Alejandro Giraldo e, de última hora, Gilmar Bastos.

Normalmente uma tese é escrita na primeira pessoa do singular. Mas eu não podia fazer isso. Foram tantas e tantas pessoas que participaram de cada etapa desse longo trabalho que não me senti confortável em seguir o padrão. Como os capítulos foram escritos (quase) dentro do formato de artigo, aproveitei para usar a primeira pessoa do plural para lembrar sempre da grande equipe envolvida. Ao Prof. Alexandre Godinho, por toda paciência e ensinamentos ao longo desses anos. Paciência só superada pelo Dr. Ricardo Junho, meu co-orientador, que conseguiu me fazer entender pelo menos os conceitos básicos da hidráulica. Os experimentos do CET foram pensados também pelo Dr. Boyd Kynard, que muito enriqueceu meus conhecimentos com sua vasta experiência. O sistema do PIT tag, a filtragem dos dados e boa parte das análises só foi possível pela ajuda inestimável do agora amigo (distante amigo) Don Pugh. Os trabalhos de campo contaram com o apoio incansável do Luiz Rochala e do Gabriel Torquato. E não podemos esquecer da equipe que fez o trabalho “sujo”, o Isaías e sua turma, Sr. Geraldo e todos os pescadores. Ao Ted Castro-Santos por ter colocado as análises na linha certa! A construção do CET e todos os custos operacionais foram financiados pela Santo Antônio Energia, que deu um exemplo de preocupação com o meio ambiente e modernidade ao investir

tanto em experimentos para direcionar a construção do STP final. Para o Capítulo 2, mais um grupo de pessoas veio enriquecer o trabalho com boas ideias: novamente o Ted teve participação central, e trouxe para a equipe Russell Perry, que é o responsável pela lógica da programação do modelo baseado no indivíduo. Mesmo muito distantes, ambos estão sempre de prontidão para ajudar. Diego Pujoni ajudou (e muito!!!) na programação do (maldito) R. Esse capítulo ainda passou por duas sabatinas, e sou muito grato à contribuição dos membros das duas bancas que o enriqueceram bastante: Professores Fábio Vieira, Frederico Neves, José Eugênio, Luiz Gustavo e Tatiana Barroca.

À turma do CTPeixes: Gisele e sua incrível eficiência, e os amigos de dia-a-dia, Alejandro, Alexandre Peressim, Gregório, Amanda e Jotinha, e claro, sem ficar repetitivo, Fábio e Tatiana. Aos amigos de longe, mas sempre perto: Chico, FOS, Livia, Botu, Cabeça, Mariana, Flávia, Agatha, Danúbia, Cris, Isabelha, toda turma do Peixe Vivo da CEMIG... Com certeza com vocês a caminhada é bem mais agradável!!!

Família é família. A gente não escolhe, mas sempre desempenham papel central na nossa vida. Eu não poderia ter tido sorte maior. Exemplo de pai, de marido, de amigo: saudades eternas Papai. Ficarei muito feliz se conseguir ser metade do Homem que o senhor foi. Mamãe, não há palavras para agradecer tudo o que a senhora sempre fez por mim, e continua fazendo no momento que minha vida virou de pernas pro ar! Renção, nosso “zécutivo”, que está sempre perto, seja para xingar o Galão ou para aprontar aquela farra. Mais que um Irmão, um Amigo. Fissou, já faz tempo que você não caminha mais conosco nesse mundo, mas seu sorriso, sua alegria, seu carinho jamais sairão da minha lembrança! Gratidão eterna por você ter cruzado minha vida e me ensinado tanto, em tão pouco tempo e com tão pouca idade...

À família do Bugei, a família que eu escolhi. Ao meu Mestre, que eu tenho nas mais altas referências. Que, com paciência incrível e sabedoria invejável, vem me ajudando a me tornar quem eu quero ser.

A dedicatória desse trabalho é para a pequena Livia, mas não podia deixar de falar mais algumas palavras.... Você, que na sua inocência e pureza não imagina o quanto ilumina e dá sentido a essa existência. Obrigado por ser minha filha. Gratidão sem fim àqueles que permitiram que eu fosse seu pai nessa vida. Estaremos juntos sempre, para sempre.

O sertanejo diz que “amores vêm e vão, são aves de verão”. O poeta diz que não é eterno, posto que é chama, mas que deve ser eterno enquanto durar. Obrigado, Aline, por viver uma eternidade linda ao meu lado. Obrigado Mariana, que chegou aos 40 minutos do segundo

tempo, mas me deu o que faltava para que esse trabalho se concretizasse: carinho, amor e ternura... Outra eternidade começa, que seja uma eterna eternidade...

RESUMO

Sistemas de Transposição de Peixes (STP) são estruturas criadas para mitigar a fragmentação de rios, causada principalmente por interferência humana. Embora utilizados em todo o mundo, essas estruturas ainda não são consideradas efetivas para reestabelecer a conectividade necessária para a manutenção de diversas espécies de peixes. Parte desse insucesso se deve, entre outras coisas, ao desconhecimento da biologia e do comportamento das espécies que utilizam os STPs, e parte se deve à própria incapacidade de monitorar e avaliar corretamente o funcionamento deles. Por isso, nesse trabalho nós buscamos contribuir para a redução dessas duas lacunas, avaliando (1) o comportamento de peixes em um canal experimental de transposição aberto (CET) e suas respostas à velocidade e potência específica do escoamento e (2) as premissas de três métodos de monitoramentos de STP. Para o objetivo (1), um canal aberto foi construído às margens do rio Madeira. Marcamos 512 peixes de 20 espécies com etiquetas PIT, e acompanhamos suas movimentações no canal utilizando sistema de identificação por rádio frequência. Foram testadas duas configurações de dissipadores de energia, de forma que as condições hidráulicas foram diferentes nos dois testes. Utilizamos ferramentas de análise de sobrevivência para descrever o comportamento dos peixes dentro do canal. Os peixes tiveram melhor performance (menor tempo, maior taxa de passagem, maior porcentagem de sucessos) com condições de velocidade e potência específica de escoamento maiores. A velocidade do escoamento foi a variável com maior influência sobre a taxa de passagem. A potência específica do escoamento também foi importante, mas talvez seus efeitos sejam negligenciáveis. Esses resultados sugerem que as espécies analisadas possuem maior capacidade natatória e capacidade de orientação no escoamento turbulento que aquelas espécies que já tiveram esse comportamento investigado. Para o objetivo (2), usamos um modelo baseado no indivíduo que simulou o comportamento a jusante de uma barragem de duas espécies hipotéticas de peixes, que diferiram em relação à sua velocidade de deslocamento dentro de uma escada para peixes, uma com deslocamento rápido (tempo de passagem médio < 4h) e uma com deslocamento lento (tempo de passagem médio > 30h). O comportamento do peixe foi influenciado pelas vazões turbinada e vertida da usina, além de responderem à hora do dia e à estação do ano. Baseados nos resultados simulados de 15 mil indivíduos de cada espécie, em cinco diferentes condições de vazão da usina, nós estimamos a eficiência de passagem da escada para peixes como a proporção de peixes que passou em relação ao total de peixes que chegaram à usina. Simulamos o monitoramento da escada para peixes com etiquetas PIT em três cenários (5, 10 e 20% da população marcada), com armadilhas instaladas na entrada e saída da escada em dias alternados e também a drenagem com captura dos peixes em cinco cenários (1, 3, 5, 10 e 20 dias monitorados por mês). Os resultados mostram que o monitoramento com etiquetas PIT foi o único adequado para se avaliar a eficiência do STP para ambas as espécies. A utilização de armadilhas pode ser útil para monitorar a eficiência de passagem da espécie de deslocamento rápido, mas subestima a passagem da espécie de deslocamento lento. Por outro lado, as armadilhas podem ser usadas para avaliar a comunidade de peixes que usa o STP, desde que usadas em monitoramento de longo prazo. Finalmente, a drenagem com captura dos peixes subestimou a passagem da espécie de deslocamento rápido em todos os cenários, superestimando assim a passagem da espécie de deslocamento lento. Os resultados da simulação sugerem que os resultados obtidos por vários monitoramentos ao redor do mundo podem estar enviesados, não caracterizando corretamente a ictiofauna que usa os STPs. Dessa forma, é preciso mudar os métodos de monitoramento de STP, visando uma melhor caracterização dos eventuais problemas, o que possibilita ações de melhora daqueles já existentes e construção de novos STPs mais adequados às espécies-alvo.

Palavras-chave: comportamento de peixes, velocidade do escoamento, potência específica do escoamento, modelo baseado no indivíduo, PIT, drenagem, armadilhas

ABSTRACT

Fishways are structures created to mitigate the fragmentation of rivers, mainly caused by human interference. Although used throughout the world, these structures are not considered effective to re-establish the connectivity required to maintain many fish species. Among other things, part of this failure is due to the lack of knowledge about the biology and behavior of the species that use fishways, and part is due to inability to properly monitor and evaluate its functioning. Therefore, in this paper we seek to contribute to the reduction of these two gaps, assessing (1) the fish behavior in an open channel and their behavior related to flow speed and energy dissipation factor (EDF) and (2) the premises of three fish passage monitoring methods. For goal (1) an open channel was built on the banks of the Madeira River. We marked 512 fish of 20 species with PIT tags, and monitored their movements in the channel using radio frequency identification system. Two energy dissipaters were tested, and the hydraulic conditions were different between the tests. We used survival analysis tools to describe the behavior of fish inside the channel. The fish had better performance (less time, higher passage rates, higher percentage of successes) in flows with higher speed and EDF. The flow velocity was the variable with the greatest influence on the passage rate. The EDF was also important, but perhaps its effects are negligible. These results suggest that the analyzed species have better swimming performance and orientation skills in turbulent flow than those species that already had this behavior investigated. For the goal (2), we used an individual-based model simulating the behavior downstream of a dam of two hypothetical species of fish, which differ regarding their transit time within fish ladder: one with low transit time (mean < 4h) and other with high transit time (mean > 30h). The fish's behavior was influenced by the spillage flow and outflow from draft tube; it also responded to the time of day and the season of the year. Based on simulated results of 15 thousand individuals of each species in five different dam's flow conditions, we estimated the fishway efficiency as the proportion of fish that reached the reservoir over the total of fish that arrived at the dam. We simulated the monitoring of the fish ladder with PIT tags in three scenarios (5, 10 and 20% of population being marked); with traps installed at the entrance and exit of the fish ladder in two consecutive days; and also the fish catch after drainage of fish ladder in five scenarios (1 3, 5, 10 and 20 days per month monitored). The results showed that monitoring with PIT tags was the only suitable method to evaluate the fish ladder efficiency for both species. The use of traps can be useful to monitor the efficiency of passage of the low transit time specie, but underestimates the passage of high transit time specie. Furthermore, traps can be used to assess the fish community using fish ladder, but just if used as long-term monitoring. Finally, fish catch after drainage underestimated the passage of the low transit time specie in all scenarios, thus overestimating the passage of high transit time specie. Those simulations suggested that the results obtained by various fish monitoring programs around the world may be biased, not characterizing properly the fish fauna using the fishways. Thus, it is needed to change the fishways monitoring methods, to better characterize the potential problems, enable the improvement of existing fishways and construction of new ones more appropriate to targeted species.

Key-Words: fish behavior, flow velocity, EDF, individual based models, PIT tags, trapping, fishway drainage.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1: Tabela usada para o cálculo do coeficiente de descarga (c_d) do defletor 3. ab = abertura da base do defletor; Q_M = vazão medida pelo ADCP; dh = carga hidráulica no defletor D3; y = coluna d'água na soleira do defletor; A = área de escoamento na ranhura para y ; c_d = coeficiente de descarga; %1 = a porcentagem de desvio de cada c_d em relação à média dos valores calculados; %2 e %3 = porcentagem de desvio de cada c_d em relação à média, atualizado após a exclusão dos valores maiores que o limite de 10% acima ou abaixo da média (em destaque, com tons mais claros de cinza os que foram excluídos por último), até que todos estivessem adequados, ou seja, dentro daqueles limites (%F). Valor calculado final do c_d em negrito.	59
Tabela 1.2: Vazão teórica e média (mínimo – máximo) das variáveis hidráulicas por configuração e tanque no canal experimental de transposição.	60
Tabela 1.3: Tabela com a análise de deviance dos modelos lineares generalizados avaliando a influência da configuração e do tanque sobre o valor das variáveis hidráulicas. GL = graus de liberdade; Dev. resid. = deviance residual; F = valor da estatística de Fisher.	61
Tabela 1.4: Relação das espécies testadas no CET, com o número total de indivíduos marcados (N), número de indivíduos marcados em cada Configuração (N por configuração) e a média e amplitude do comprimento padrão (em cm). Entre parênteses, o número de indivíduos que tiveram o comportamento analisado.	62
Tabela 1.5: Número de detecções perdidas e porcentagem de falha (PF) por transecto vertical, teste e direção do movimento (M = para montante, J = para jusante). T6 parou de funcionar em 30/04.	63
Tabela 1.6: Número de indivíduos testados (n), número de indivíduos que saíram do CET (passagens), TP mediano (em dias, com intervalo de confiança de 95% entre parênteses) em cada configuração, para todas as espécies analisadas em conjunto e para aquelas com mais de 10 indivíduos testados. p foi obtido pela comparação das curvas de sobrevivência entre as duas configurações pelo teste de log-rank.	63
Tabela 1.7: Número médio de falhas (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%), número médio de sucessos (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%) e Porcentagem média (% Média) de sucessos por espécie e configuração para passar os tanques.	64

Tabela 1.8: Número médio de falhas (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%), número médio de sucessos (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%) e Porcentagem média de sucessos por espécie e por tanque.....	65
Tabela 1.9: Efeito da potência específica (Pe) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET, controlado pelo efeito do Configuração e do Tanque. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 100 w.m ⁻³ na Pe ($e^{\text{coef} \cdot 100}$)]; CIA: Critério de Informação de Akaike; ΔCIA: variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.....	66
Tabela 1.10: Efeito da potência específica (Pe) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 100 w.m ⁻³ na Pe ($e^{\text{coef} \cdot 100}$)]; CIA: Critério de Informação de Akaike; ΔCIA: variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.	67
Tabela 1.11: Efeito da velocidade média (Vt) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET, controlado pelo efeito do Configuração e do Tanque. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 1 m.s ⁻¹ na Vt (e^{coef})]; CIA: Critério de Informação de Akaike; ΔCIA: variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.	68
Tabela 1.12: Efeito da velocidade média (Vt) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 1m.s ⁻¹ na Vt (e^{coef})]; CIA: Critério de Informação de Akaike; ΔCIA: variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.	69
Tabela 1.13: Efeito do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$)]; CIA: Critério de Informação de Akaike.....	70
Tabela 1.14: Efeito da configuração (Conf) e tanque (efeitos aleatórios na regressão de Cox) sobre a taxa basal de passagem.....	70

Tabela 2.1: Nomes e siglas das variáveis tempo-dependentes, e a influência das variáveis ambientais e operativas sobre os tempos de passagem, relacionados àqueles apresentados na Figura 2. Os números dos estados se referem aos ilustrados nas Figuras 1 e 2. Qqr = qualquer. Zero (0) indica que não há influência da variável sobre os tempos de passagem; símbolo positivo (+) significa aumento e negativo (-) redução dos tempos de passagem para os estados; essa influência pode ser fraca (um símbolo), média (dois símbolos) ou forte (três símbolos). ^{MR} : migrador rápido; ^{ML} : migrador lento.	134
Tabela 2.2: Vazão turbinada (média e amplitude) e vazão vertida (média e amplitude) usadas na simulação do comportamento dos peixes a jusante de uma usina.	135
Tabela 2.3: Número de peixes (N) e eficiência de passagem do STP para cada espécie e simulação.	135
Tabela 2.4: Número de indivíduos (N) e percentual (%) de cada espécie simulados que efetivamente passaram e que foram amostrados com armadilhas e nos cinco diferentes cenários com drenagem da escada.	136

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Localização do CET (linha vermelha, no detalhe), com os principais pontos de pesca, na cachoeira do Teotônio, nos igarapés e nas margens alagadas e a jusante da UHE Santo Antônio. (Imagem: Google Earth®, modificada pelos autores.).	71
Figura 1.2: Corte transversal (A) e planta (B) do CET, mostrando as comportas (com medidas, em metros, abaixo da linha), grade de montante e tela de jusante, a posição dos defletores (em cinza) e das antenas (em marrom). Todas as medidas estão em metros. As duas antenas paralelas ao fundo foram omitidas. EL = elevação.	72
Figura 1.3: Dissipadores construídos no CET. As molduras de madeiras dão suporte às antenas do sistema de identificação por radiofrequência (SIRF). A: largura da ranhura de 1,1 m (Configuração 1); B: largura da ranhura de 1,6 m (Configuração 2). Soleira na base da ranhura coberta com azulejos brancos. C: Fluxo no Tanque 2 no Configuração 1; (foto: Alexandre Godinho) D: Fluxo no Tanque 2 no Configuração 2.	73
Figura 1.4: Pesca com rede de deriva (caçoeira) no rio Madeira para a pesca de grandes bagres, especialmente <i>B. filamentosum</i> e <i>B. rousseauxii</i> . A: pescadores lançando a rede (foto: Donald Pugh). B: vista panorâmica, cada um dos barcos segura uma ponta da rede, enquanto a correnteza os carrega para jusante.	74
Figura 1.5: A: Estrutura de bombas (ao fundo) e caixas d'água montadas no canteiro de obras da AHE Santo Antônio para armazenar os peixes capturados a jusante da cachoeira de Santo Antônio. Foto: Luiz Rocha. B: Caminhão com a caixa de transporte de peixes de 2.500 L, utilizada para transporte dos exemplares capturados próximos à cachoeira de Santo Antônio. Foto: Donald Pugh.	75
Figura 1.6: Logística da pesca nos igarapés próximos à cachoeira do Teotônio. Cada equipe de pescador recebeu um tanque-rede onde os peixes capturados ficavam até serem transportados para o CET.	76
Figura 1.7: Plataforma com os tanques circulares, com constante renovação com água do rio Madeira, onde os peixes foram mantidos antes de serem soltos.	76
Figura 1.8: Metodologia de marcação dos peixes. A: medição do tamanho de um <i>B. filamentosum</i> ; B: Etiqueta PIT presa em um anzol, fixado na nadadeira adiposa de um <i>Phactochphalus hemiliopterus</i> . Fotos: Luiz Rocha.	77
Figura 1.9: Método de soltura dos peixes na área de introdução com auxílio de maca e guincho elétrico. Foto: Luiz Rocha	77

Figura 1.10: Vazão teórica no CET (Q_T) e nível da água do rio Madeira (NA) durante o período de estudo. Pontos indicam valores de vazão medido pelo ADCP. Espaços vazios indicam os períodos que o CET ficou fechado para reforma entre os dois Configurações e devido a risco de segurança causado pela cheia do rio Madeira. Linha vertical representa o início do Configuração 2.	78
Figura 1.11: Relação entre a vazão medida pelo ADCP (Q_M) e a vazão calculada (Q_T) usando o coeficiente de descarga estimado para o defletor 3.	79
Figura 1.12: Boxplot da VH dividido por Configuração e tanque. Os valores foram significativamente maiores para o Configuração 2 e para o Tanque 3, exceto para Y_m . dh = carga hidráulica (m); Pe = potência específica do escoamento ($W \cdot m^{-3}$); vt = velocidade média ($m \cdot s^{-1}$); Y_m = profundidade média do tanque (m).....	80
Figura 1.13: Relações entre as VH. Diagonal mostra histograma das variáveis; painel superior o valor da correlação entre as variáveis da diagonal, com tamanho da fonte proporcional ao valor da correlação; painel inferior traz o gráfico com a relação entre as duas variáveis da diagonal. NR = Nível da água do rio Madeira; Q_t = vazão teórica; dh = carga hidráulica (m); vt = velocidade média ($m \cdot s^{-1}$); Pe = potência específica ($W \cdot m^{-3}$); Y_m = profundidade média (m).	81
Figura 1.14: Número total de peixes marcados por espécie, separados entre os que tiveram os dados analisados (cinza) e que foram excluídos da análise (branco).	82
Figura 1.15: Comportamentos que foram excluídos das análises. A e B: tempo total inferior a 2h e não saiu do CET; C e D: movimento instantâneo para jusante e um longo tempo de detecção apenas no T1; E e F: longo tempo dentro da área de introdução seguido praticamente nenhum movimento na área de testes. Números abaixo do nome da espécie refere-se ao número da etiqueta PIT de cada peixe.	83
Figura 1.16: A: comparação dos ferimentos na epiderme causados pelas redes de caçoeira em indivíduos de <i>B. filamentosum</i> (acima) e <i>B. rousseauxii</i> (abaixo). B: indivíduo de <i>B. rousseauxii</i> capturado no espinhel, e por isso com a epiderme intacta. Compare com C, um indivíduo bastante ferido pela rede e que foi atacado por botos (feridas na cauda). Esse peixe não foi testado.	84
Figura 1.17: Exemplos de comportamentos analisados: A e B: peixes que falharam em sair do CET; C e D: peixes que passaram mais tempo no Tanque 3; E e F: peixes que saíram em menos de 24h; G e H: peixes que saíram em mais de 24h. Tempo desde a soltura em horas.	85

Figura 1.18: A) Média (com Intervalo de confiança superior de 95%) do número de passagens ocorridas de dia (6 às 17:59h) e à noite (18 às 5:59h). B) Número absoluto de passagens durante a noite (barras cinzas) e durante o dia (barras brancas).....	86
Figura 1.19: Taxas de saída do CET, levando em conta todos os indivíduos testados, comparando-se as duas configurações. Linha horizontal representa 50% dos indivíduos saindo, enquanto as linhas verticais representam os tempos medianos nas duas configurações. “Δ” e “X” indicam dados censurados.....	87
Figura 1.20: Taxas de saída para as oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados. “Δ” e “X” indicam dados censurados.....	88
Figura 1.21: Taxas de saída das oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados. As curvas são diferentes entre si (Teste Log-rank, $p < 0,001$).....	89
Figura 1.22: TP mediano por espécie que tiveram mais de 10 indivíduos analisados. Barra de erro representa IC95%.	90
Figura 1.23: Gráficos de deslocamento em função do tempo dos indivíduos que chegaram a ser detectados no T8 mas permaneceram dentro do CET. Alguns saíram em outras tentativas (círculo no final da reta de deslocamento, enquanto outros falharam em sair (cruz no final da reta).....	91
Figura 1.24: Histograma do número de tentativas por indivíduo para atravessar cada um dos tanques (linhas) em cada uma das configurações (colunas).....	92
Figura 1.25: Taxas de passagem pelos dois tanques, independente do Configuração. “Δ” e “X” indicam dados censurados.....	93
Figura 1.26: Taxas de passagem pelo Tanque 2 (A) e Tanque 3 (B) em cada um dos Configurações testados no CET. “Δ” e “X” indicam dados censurados.	94
Figura 1.27: Taxas de passagem pelos tanques para as oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados. “Δ” e “X” indicam dados censurados.	95
Figura 1.28: Relação entre o tempo de passagem e o número da tentativa para passar pelos tanques nos dois Configurações avaliados no CET.	96
Figura 1.29: Efeito com intervalo de confiança de 95% das três variáveis avaliadas [V_t = velocidade média (incremento de 1m.s^{-1}); P_e = potência específica (incremento de 100 W.m^{-3}); CP = comprimento padrão (incremento de 10 cm)] sobre todas as espécies (Comp), e sobre cada uma das oito espécies que tiveram mais de 10 indivíduos analisados. Bfil = <i>Brachyplatystoma</i>	

filamentosum; Bpla = *Brachyplatystoma platynemum*; Brou = *Brachyplatystoma rousseauxii*; Bvai = *Brachyplatystoma vaillantii*; Pfas = *Pseudoplatystoma fasciatum*; Ppir = *Pinirampus pirinampu*; Spla = *Sorubimichthys planiceps*; Zzum = *Zungaro zungaro*. Área cinza representa redução da taxa básica de passagem, e 1 (linha tracejada) indica ausência de efeito. Linha pontilhada indica incremento de 5x na taxa de passagem e linha pontilhada-tracejada um incremento em 10x a taxa de passagem..... 97

Figura 2.1: Representação esquemática do local de estudo simulado. A distância entre a área de jusante e a área de aproximação está fora de escala. Os números representam os estados da cadeia de Markov, e têm correspondência com os números da Figura 2 e da Tabela 1. 124

Figura 2.2: Diagrama representando a cadeia de Markov, com as possibilidades de movimentação entre estados (elipses). Significado das siglas de acordo com a Tabela 1. Os números entre parênteses representam cada estado dentro da cadeia de Markov (ver Figura 1 e Tabela 1). 125

Figura 2.3: Histograma com o tempo de aproximação (TA) dos peixes de deslocamento rápido. A linha vertical representa a média do tempo de motivação (TM). O histograma para os peixes de deslocamento lento é essencialmente o mesmo..... 126

Figura 2.4: Boxplot com a média do tempo para passar pelo STP (linha), intervalo interquartis (caixa), máximo e mínimo e outliers (pontos) das espécies com deslocamento rápido e lento simuladas..... 127

Figura 2.5: Eficiência de passagem simulada e estimada para a escada de peixes simulada com o uso de etiqueta PIT para cada cenário de porcentagem da população de peixes marcados... 128

Figura 2.6: Espécie rápida. a: número médio ($\pm$ desvio padrão) de peixes que entraram e saíram da escada de peixes para cada dia da simulação; b: coeficientes da correlação cruzada (CCC) entre o número de peixes que entram e saem da escada com diferentes atrasos (lag). Por padrão do programa, lag = 0 corresponde a lag = 1..... 129

Figura 2.7: Espécie lenta. a: número médio ($\pm$ desvio padrão) de peixes que entraram e saíram da escada simulada em cada dia do ano; b: coeficientes da correlação cruzada (CCC) entre o número de peixes que entram e saem da escada com diferentes atrasos (lag). Por padrão do programa, lag = 0 corresponde a lag = 1..... 131

Figura 2.8: Número de peixes capturados nas armadilhas localizadas na entrada e na saída do STP alternadamente em dois dias consecutivos, em cada uma das simulações. 132

Figura 2.9: Porcentagem de peixes capturados após a drenagem do sistema em relação ao total de peixes que passaram, em cada um dos cenários com diferentes esforços de captura. 133

SUMÁRIO

Considerações iniciais	21
Referências bibliográficas	22
Capítulo 1 – Comportamento e performance de peixes em um canal aberto	25
Introdução	25
Metodologia	28
Descrição do Canal Experimental de Transposição.....	28
Estimativa das variáveis hidráulicas	29
Captura e marcação dos peixes	30
Sistema de identificação por rádio frequência (SIRF)	31
Comportamento no CET e estimativa das variáveis biológicas.....	32
Análise dos dados.....	32
Resultados	37
Hidráulica do CET	37
Marcação de peixes.....	37
Eficiência do SIRF.....	38
Comportamento dos peixes no CET	38
Influência das variáveis hidráulicas	41
Discussão	42
Hidráulica do CET	44
Eficiência do SIRF.....	44
Questões metodológicas.....	45
Comportamento dos peixes e influência das VH	47
Referências Bibliográficas	52
Capítulo 2 – Avaliação de três métodos de monitoramento de escada de peixes usando modelo baseado no indivíduo	98
Introdução	98

Materiais e métodos	101
Biologia das espécies simuladas.....	101
Modelagem do comportamento.....	101
Avaliação das metodologias.....	105
Telemetria com etiqueta PIT	105
Amostragem com armadilhas	106
Amostragem após drenagem do sistema	107
Resultados	107
Comportamento do modelo	107
Avaliação das metodologias.....	108
Discussão	109
Referências Bibliográficas	115
Considerações Finais	137
Referências bibliográficas	138

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os homens alteram as vazões dos rios desde os primórdios da humanidade (Strayer & Dudgeon 2010). Atualmente, praticamente todas as principais drenagens do mundo estão barradas, e as espécies migradoras estão entre as mais ameaçadas do mundo (Froese & Torres 1999; Helfman 2007). Há mais de 300 anos os homens constroem mecanismos para tentar mitigar a interrupção no movimento migratório dos peixes (Clay 1995). Esses mecanismos, conhecidos como sistemas de transposição de peixes (STPs), são estruturas hidráulicas que passam através do obstáculo ou o contornam, dissipando a energia da água, permitindo assim que os peixes transponha-os (Clay 1995).

Embora existam hoje milhares de STPs construídos em todo mundo, sua efetividade em relação à conservação dos peixes tem sido questionada em diversas parte do mundo (Brand 2007; Oldani et al. 2007; Pompeu et al. 2012; Brown et al. 2013). Alguns autores atribuem essa falta de eficiência dos STP ao desconhecimento sobre a interação dos peixes em relação às características hidráulicas (Oldani et al. 2007; Castro-Santos 2012) ou ao monitoramento inadequado que esses sistemas recebem (Roscoe & Hinch 2010; Castro-Santos 2012; Noonan et al. 2012). Especialmente para as espécies neotropicais, não se conhece praticamente nada sobre seu comportamento em relação a questões hidráulicas, o que gera muita dificuldade na hora de projetar os STPs (Junho 2008). Além disso, há pouco ou nenhum monitoramento dos STPs existentes (Agostinho et al. 2007; Roscoe & Hinch 2010).

Entretanto, a matriz energética brasileira está apoiada na hidroeletricidade, e não há indícios que esse quadro irá mudar por algum tempo (EPE 2013). Sendo assim, é fundamental que se busque entender melhor a relação dos peixes com as características hidráulicas, o que permitirá que sejam projetados STPs mais adequados à espécies-alvo. Além disso, o monitoramento correto do STP permitirá entender as causas de sua baixa performance, permitindo dessa forma que sejam feitas adequações no projeto (*e.g.* Bunt 2001; Larinier et al. 2005). Apesar dos vários métodos existentes para monitorar os STP (Travade & Larinier 2002), Cooke & Hinch (2013) destacam a necessidade de estudos comparativos entre as diferentes metodologias para indicar quais são mais adequados.

Dentro desse contexto, nossos objetivos foram (1) contribuir para o design dos STPs, especialmente para aqueles que serão construídos na região amazônica, e (2) auxiliar na seleção dos melhores métodos para monitoramento de STPs.

No Capítulo 1, apresentamos os resultados do experimento realizado em canal experimental de transposição aberto construído na margem do rio Madeira. Nós descrevemos as características hidráulicas do canal em duas configurações de dissipadores de energia diferentes, avaliamos o funcionamento do sistema de identificação por rádio frequência para grandes espécies neotropicais e descrevemos o comportamento dos peixes sob as diferentes condições experimentais, utilizando ferramentas desenvolvidas para análise de sobrevivência. Avaliamos a hipótese que a configuração que apresentou condições hidráulicas mais conservativas, ou seja, menor potência específica e velocidade do escoamento, iria apresentar também melhor performance dos peixes. Mais diretamente, também avaliamos a hipótese que aumentos na velocidade e potência específica de escoamento iriam reduzir as taxas de passagem dos peixes.

No Capítulo 2, modelamos o comportamento de duas espécies de peixes hipotéticas usando modelo baseado no indivíduo: uma com deslocamento rápido e outra com deslocamento lento. Os resultados do modelo foram usados para avaliar as premissas de três dos métodos de avaliação de escadas para peixes: uso de etiquetas do tipo PIT, armadilhas no interior da escada e drenagem da escada com captura e contagem dos indivíduos. Nossa hipótese é que os métodos de contagem de indivíduos, seja por armadilhas ou por drenagem da escada não são adequadas para avaliar a eficiência da escada para peixes, e que a drenagem não é adequada para amostrar a comunidade que usa a escada para peixes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A.A. et al., 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil, UEM.
- Brand, D.A., 2007. Non-salmonids in a salmonid fishway : what do 50 years of data tell us about past and future fish passage ? , pp.1–14.
- Brown, J.J. et al., 2013. Fish and hydropower on the U.S. Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conservation Letters*, 0, p.n/a–n/a. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/conl.12000> [Accessed August 6, 2013].
- Bunt, C.M., 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology*, 8, pp.95–105.
- Castro-Santos, T., 2012. Adaptative fishway design-a framework and rationale for effective evaluations. In *Bundesanstalt für Gewässerkunde*. pp. 77–90.
- Clay, C.H., 1995. Design of fishways and other fish facilities, CRC Press.

- Cooke, S.J. & Hinch, S.G., 2013. Improving the reliability of fishway attraction and passage efficiency estimates to inform fishway engineering , science , and practice. *Ecological Engineering*, 58, pp.123–132. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.005>.
- EPE, E. de P.E.-B., 2013. Balanço Energético Nacional 2013: ano base 2012. Rio de Janeiro: EPE.
- Froese, R. & Torres, A., 1999. Fishes under threat: An analysis of the fishes in the 1996 IUCN red list. In *ICLARM Conf. Proc.* pp. 131–144.
- Helfman, G.S., 2007. *Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources*, Island Press.
- Junho, R.A.C., 2008. Migrações ascendentes de peixes neotropicais e hidroelétricas: proteção a jusante de turbinas e vertedouros e sistemas de transposição. Universidade de São Paulo.
- Larinier, M. et al., 2005. The use of radio telemetry for optimizing fish pass design. , (June 2003), pp.9–13.
- Noonan, M.J., Grant, J.W. a & Jackson, C.D., 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, 13(4), pp.450–464. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x> [Accessed August 6, 2013].
- Oldani, N.O. et al., 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? *Neotropical Ichthyology*, 5(2), pp.89–102. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252007000200002&lng=en&nrm=iso&tlng=en.
- Pompeu, P.S., Agostinho, A.A. & Pelicice, F.M., 2012. EXISTING AND FUTURE CHALLENGES : THE CONCEPT OF SUCCESSFUL FISH PASSAGE IN SOUTH AMERICA. , 512(July 2011), pp.504–512.
- Roscoe, D.W. & Hinch, S.G., 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 11(1), pp.12–33. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1467-2979.2009.00333.x> [Accessed August 27, 2013].
- Strayer, D.L. & Dudgeon, D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), pp.344–358. Available at: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/08-171.1> [Accessed August 8, 2013].

- 92 Travade, F. & Larinier, M., 2002. Monitoring techniques for fishways. Bulletin Francais de la peche et de la protection des miieux aquatiques, 354(supplement 1), pp.166–178.

CAPÍTULO 1 – COMPORTAMENTO E PERFORMANCE DE PEIXES EM UM CANAL ABERTO

INTRODUÇÃO

Sistemas de transposição de peixes (STP) são estruturas de engenharia projetadas para reconectar áreas separadas por diferentes tipos de barreiras (Clay 1995). Talvez as principais e mais importante sejam as barragens humanas, que fragmentam os rios, impedindo que diversos tipos de deslocamento realizados pela fauna aquática ocorram, ameaçando a integridade e sustentabilidade de populações inteiras (Helfman 2007). Como estruturas de engenharia, são governadas por leis hidráulicas e projetadas para apresentarem os menores custos possíveis para cumprir o objetivo a que se propõe (Castro-santos et al. 2009).

Dentre os diversos tipos de STPs existentes, as escadas com ranhura vertical estão entre as mais utilizadas recentemente em todo mundo (Alvarez-Vázquez et al. 2011). A caracterização dos principais parâmetros hidráulicos tem sido intensamente explorada na literatura (*e.g.* Rajaratnam et al. 1986; Rajaratnam et al. 1992; Wu et al. 1999; Tarrade et al. 2008; Santos et al. 2009; Tarrade et al. 2011; Wang et al. 2010; Sanagiotto et al. 2011; Alvarez-Vázquez et al. 2013). Entretanto, é fundamental que tais parâmetros sejam compatíveis com a biota aquática que irá usar o mecanismo (Castro-santos et al. 2009; Santos et al. 2009; Sanz-ronda et al. 2015). Embora atualmente outros grupos, como crustáceos, sejam alvos dos STPs (EU 2000; Pompeu et al. 2006), os peixes sempre foram o principal grupo alvo desses mecanismos (Katopodis & Williams 2012). Por isso, a compreensão de como os peixes respondem aos parâmetros hidráulicos é tema de estudos desde o início do desenvolvimento dos STPs, embora apenas recentemente outros grupos não-salmonídeos começaram a ser estudados (*e.g.* Brand 2007; Katopodis & Williams 2012; Franklin et al. 2012).

Diversos estudos têm buscado caracterizar a resposta dos peixes a velocidade do escoamento e a turbulência, que são dois dos principais parâmetros hidráulicos dos STP relacionados ao comportamento de peixes (*e.g.* Enders et al. 2003; Nikora et al. 2003; Castro-santos 2004; Rodr 2005; Liao 2007; Silva et al. 2012; Branco et al. 2013; Castro-Santos et al. 2013; Santos et al. 2013; Goettel et al. 2015; Sanz-ronda et al. 2015). A velocidade é uma grandeza vetorial bem estabelecida na literatura, cuja influência vem sendo medida de diversas formas, buscando identificar a capacidade natatória dos peixes (*e.g.* Haro et al. 2004; Santos et al. 2008; Santos et

al. 2012; Castro-Santos et al. 2013). Entretanto, em relação à turbulência, notamos, como alguns autores (Towler et al. 2015), que há uma discrepância entre os parâmetros de projetos sugeridos pela literatura e os que vêm sendo estudados. Um escoamento turbulento ocorre quando as partículas de água se movem de maneira bastante irregular, mesmo que o escoamento, como um todo, siga na mesma direção (Odeh et al. 2002). Isso quer dizer que existem movimentos ou flutuações de velocidades em outras direções além da direção principal do fluxo. Existem várias formas de caracterizar um escoamento turbulento (Neary et al. 2012), embora não seja possível descrevê-lo por meio de equações precisas, como os escoamentos laminares (Odeh et al. 2002). Os trabalhos têm avaliado principalmente tensão de cisalhamento, energia cinética turbulenta, intensidade de turbulência e tamanho do turbilhão (*e.g.* Lupandin 2005; Liao 2007; Tritico & Cotel 2010; Silva 2011; Silva et al. 2012; Goettel et al. 2015). Cada uma dessas variáveis informa sobre diferentes aspectos da turbulência, e Neary et al. (2012) ressaltam as dificuldades causadas pela utilização dessas diferentes métricas, geralmente informadas em diferentes escalas pelos trabalhos que avaliaram o comportamento dos peixes. As dificuldades de comparação entre trabalhos os levaram a sugerir uma nova estrutura para descrição da resposta dos peixes à essas diferentes métricas, agrupando-as segundo o componente da turbulência que caracterizam.

Entretanto, nos principais guias e diretrizes para construção de STP, indica-se a potência específica de escoamento como a principal métrica relacionada à turbulência a ser definida em projeto (Bell 1991; FAO/DVWK 2002; Larinier 2002; Armstrong et al. 2004; Brownell et al. 2012; revisão em Towler et al. 2015). Essa métrica passou a ser usada como critério de projeto a partir dos anos 1980, e sua maior vantagem é a facilidade com que é calculada, embora os valores adotados inicialmente servissem apenas para fixar limites folgados para os projetos de STP (Wang et al. 2010). Entretanto, Towler et al. (2015) ressaltam vários equívocos relacionados com o próprio conceito e formulação da potência específica do escoamento, indicando que um dos principais erros está no fato de se pensar que os valores de potência específica citados pela literatura são baseados em estudos pautados na resposta dos peixes a essa métrica.

Especialmente em relação aos peixes neotropicais, praticamente não há trabalhos que visem entender como as espécies se comportam frente a barreiras de velocidade ou a diferentes níveis de turbulência dos escoamentos (Santos et al. 2012). Alguns estudos caracterizaram a capacidade natatória dos peixes (*e.g.* Santos et al. 2008; Santos et al. 2012), e buscaram definir parâmetros de projetos de STP baseados nesses resultados (Santos et al. 2009). Entretanto, esses pesquisadores não fizeram nenhuma análise quanto à potência específica de escoamento.

A expansão da matriz energética brasileira para a Amazônia levantou várias questões sobre as possibilidades de mitigação dos impactos causados pelos barramentos, especialmente relacionados à fragmentação de hábitat (Barthem et al. 1991). Diversas espécies da bacia amazônica são conhecidas por realizarem migrações de milhares de quilômetros, com separação total entre as populações jovens e adultas (Barthem & Goulding 1997). O rio Madeira é um dos principais afluentes do rio Amazonas, e está entre os mais ricos em ictiofauna de todo mundo (Queiroz et al. 2013). Desde a década de 1980 identificou-se nesse rio a migração, aparentemente reprodutiva, de grandes bagres, como a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*), o babão (*Brachyplatystoma platynemum*) e o dourado-zebra (*Brachyplatystoma tigrinum*), além da movimentação de Characiformes como o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e a Matrinhã (*Brycon* spp), cujas migrações na calha do rio aparentemente não têm aspecto reprodutivo (Goulding 1980). Além disso, o rio Madeira apresenta uma série de corredeiras que foram identificadas como filtro biológico, que alteram de forma significativa a distribuição das espécies ao longo da sua calha (Torrente-Vilara et al. 2011).

A construção da usina de Santo Antônio interrompeu a migração dessas espécies, e por isso foi proposta a construção de dois STPs para reestabelecer a conectividade do rio. Um deles, que seria construído junto com a usina, tinha custos iniciais orçados na casa dos 50 milhões de reais. Entretanto, não havia nenhuma informação sobre o comportamento das espécies de peixe do rio frente aos parâmetros hidráulicos de STPs. Para auxiliar os engenheiros na definição do projeto do STP, foi construído um canal experimental de transposição (CET) aberto. O CET permitiu que fossem feitos testes para avaliar o comportamento e resposta dos peixes aos parâmetros hidráulicos de projeto, permitindo assim projetar um STP que atendesse às características biológicas das espécies do rio Madeira.

O objetivo geral deste trabalho foi descrever as condições hidráulicas experimentais no CET e o comportamento das principais espécies do rio Madeira. Mais especificamente, nós descrevemos a performance dos peixes em duas configurações de dissipadores de energia, comparando tempo total de passagem, porcentagem de passagem e porcentagem de sucesso nas tentativas de passagem. Avaliamos também a resposta das espécies à velocidade da água e à potência específica de escoamento, controlando pelo tamanho dos indivíduos, se tornando dessa forma um dos primeiros trabalhos a avaliar empiricamente o comportamento dos peixes em relação à potência específica de escoamento, muito utilizado no design de STPs pelo mundo. Também avaliamos o uso de sistema de identificação por radiofrequência com antenas grandes para estudar o comportamento de espécies neotropicais.

Nossas hipóteses são: 1) os peixes terão melhor performance na Configuração 1; 2) aumento na velocidade e potência específica do escoamento reduz as taxas de passagem para os peixes do rio Madeira; 3) aumento no tamanho dos peixes aumenta as taxas de passagem.

METODOLOGIA

Descrição do Canal Experimental de Transposição

O Canal Experimental de Transposição (CET) foi construído na margem direita do rio Madeira, logo a montante da Cachoeira de Teotônio (Zona 20L, 383110,0L e 9020329,0S, **Figura 1.1**). Ele foi concebido para funcionar de janeiro a maio, durante as cheias do rio Madeira. O CET tinha comprimento total de 51 m, sendo um trecho de alimentação a montante com 11,3 m de comprimento, um trecho intermediário (seção de testes) com 30 m de comprimento e um trecho de restituição à jusante com 9,7 m de comprimento. Os trechos de alimentação e restituição tinham declividade nula, e seus pisos ficavam nas cotas 62,4 m e 61,50 m, respectivamente (**Figura 1.2**). A seção de testes tinha inclinação de 3%. A largura interna do CET era 3,75 m, e a altura variava de 4,6 m (montante) a 5,5 m (jusante, **Figura 1.2**). A profundidade máxima de escoamento prevista foi da ordem de 4,0 m (Junho et al. 2012).

Comportas ensecadeiras localizadas no início dos trechos de alimentação e de restituição permitiam o esvaziamento do CET (**Figura 1.2**). Duas comportas basculantes localizadas logo a jusante das comportas ensecadeiras de montante e jusante regulavam, respectivamente, a vazão e a profundidade de escoamento no interior do CET. Havia um tanque adjacente ao CET denominado área de introdução, que se conectava ao terço de jusante do trecho de testes por uma ranhura vertical. Esse tanque tinha 3 m de comprimento por 4 m de largura e foi o local de soltura dos peixes experimentais (**Figura 1.2**, Junho et al. 2012).

Na seção de testes, foram instalados três defletores transversais de concreto (D1, D2 e D3 – sentido jusante-montante), com quatro metros de altura, espaçados entre si por 13,5 m (**Figura 1.2 e Figura 1.3**). Cada defletor possuía dois diques, um em cada lado do canal, com uma ranhura vertical e uma soleira semicircular de 0,75 m de raio entre eles. Os defletores possuíam borda circular junto à ranhura. Eles foram construídos em forma de camadas, sendo a inferior com 2 m de altura e a intermediária e a superior com 1 m de altura. Cada camada possuía, em relação à camada inferior, dimensão 0,25 m menor nas três direções, de forma que a ranhura era mais estreita na base e mais larga no topo (**Figura 1.3**). A soleira servia para auxiliar na dissipação de energia e na uniformização do escoamento. As ranhuras estavam posicionadas em lados alternados em cada defletor ao longo do canal. Foram ainda adicionados pequenos diques na metade da distância entre os defletores, no mesmo lado que o dique menor do defletor de

montante, para melhor orientação do escoamento em direção à ranhura de jusante (**Figura 1.2**, Junho et al. 2012).

Os três defletores criaram dois tanques na sessão de testes, Tanque 2 e Tanque 3, a jusante de D2 e D3, respectivamente, e dois meios tanques, Tanque 1, a jusante de D1, e Tanque 4, a montante de D3 (**Figura 1.2**). Duas grades metálicas foram instaladas no início da seção de testes (a jusante do Tanque 1) para impedir a saída de peixes por jusante (**Figura 1.2**). Duas dimensões de largura da base da ranhura vertical foram testadas: 1,1 m (Configuração 1) e 1,6 m (Configuração 2, **Figura 1.3**)(Junho et al. 2012). A relação largura do tanque(B)/largura da ranhura(b₀) no CET foi entre 3,4 na base e 2,3 na camada superior para a Configuração 1 e 2,3 na base e 1,8 na camada superior na Configuração 2.

Estimativa das variáveis hidráulicas

Os experimentos foram realizados durante 38 dias, 14 em cada configuração, entre 11/02/2011 e 14/05/2011. Em cada teste, medimos o nível da água (NA) em 13 réguas limnimétricas, sendo 12 posicionadas ao longo do CET, e uma situada 20 m a montante do CET, no rio Madeira. Sempre que o NA do rio Madeira variava mais de 40 cm em relação ao dia anterior, medimos a vazão do CET utilizando um ADPC (sigla em inglês para Perfilador de Corrente Acústico *Doppler*), imediatamente a jusante da comporta ensecadeira.

A partir das leituras das réguas limnimétricas e das vazões medidas pelo ADCP (vazão medida, Q_M), calculamos o coeficiente de descarga (c_d) para a seguinte equação do tipo orifício (Rajaratnam 1986; Clay 1995):

$$Q = c_d \cdot A_{D3} \cdot \sqrt{2g \cdot dh_{d3}}, \quad [1]$$

Sendo Q a vazão, c_d o coeficiente de descarga do defletor de montante (D3), A_{D3} a área de escoamento na ranhura vertical do defletor D3, g a aceleração da gravidade e dh_{D3} a carga hidráulica no defletor D3, calculada pela diferença entre as réguas M3 e J3 (**Figura 1.2**).

A vazão adotada nos cálculos do c_d correspondeu à média das medições realizadas pelo ADCP pós-processadas pelo programa SonTek RiverSurveyor Live v1.00 (SonTek Corporation, 2011®). Como a área transversal era conhecida, excluimos da análise aquelas medições cuja área calculada pelo ADCP fosse 10% maior ou menor que a área transversal do canal no dia da medição (SonTek/YSI 2009). Calculamos o valor de c_d para cada dia que houve medição com o ADCP. Calculamos a média dos c_d encontrados para cada dia, e excluimos os valores que eram 10% maiores ou menores que a média, um por um, iniciando com o mais discrepante, até que

todos estivessem dentro desse intervalo de 10% da média (**Tabela 1.1**). Após o cálculo do c_d , utilizamos a equação [1] para a obtenção da vazão teórica (Q_T) durante os experimentos.

Com os dados do NA das réguas e da Q_T , estimamos as seguintes variáveis hidráulicas (VH) para cada um dos tanques, em cada dia de experimento:

- I. Carga hidráulica (Δh): diferença no nível da água imediatamente a montante e a jusante do defletor, medida em metros;
- II. Potência específica do escoamento (Pe): é uma medida indireta da turbulência e agitação da água, que indica a quantidade de energia que está sendo dissipada por unidade de volume de água (Towler et al. 2015), medida em $W.m^{-3}$ pela fórmula (Rajaratnam 1986):

$$Pe = \frac{\rho g Q \Delta h}{B Y_m L}, \quad [2]$$

Sendo ρ o peso específico da água, Δh a carga hidráulica (Δh), B a largura do tanque, Y_m a profundidade média do escoamento e L o comprimento interno do tanque.

- III. Velocidade do escoamento (vt): estimativa da velocidade média do escoamento na ranhura, medida em $m.s^{-1}$ pela fórmula (Clay 1995; Wu et al. 1999; Santos et al. 2009):

$$vt = \sqrt{2g\Delta h} \quad [3]$$

- IV. Profundidade média (Y_m): profundidade no centro do tanque, em metros, medida diretamente nas réguas limnimétricas instaladas.

Captura e marcação dos peixes

Para captura do maior número de espécies de peixes, utilizamos oito equipes de pescadores. Cinco equipes com dois pescadores utilizaram redes de deriva de fundo (localmente conhecidas como caçoeiras, **Figura 1.4**). Eles capturaram os peixes, principalmente *Brachyplatystoma filamentosum* e *Brachyplatystoma rousseauxii*, num trecho do rio Madeira de cerca de 4 km de extensão, iniciando a cerca de 4 km a jusante do eixo da barragem da UHE Santo Antônio. Em fevereiro e março, a pesca foi realizada das 7 às 18 h. Nos meses de abril e maio, três dessas equipes passaram a pescar das 4 às 7 h.

Os peixes capturados foram imediatamente colocados em caixa d'água de 500 L contendo cerca de 150 L de água e transportados de barco até o canteiro de obras da UHE Santo Antônio, viagem que durava entre 5 e 10 minutos. No canteiro, os peixes ficavam em tanques circulares com

1.000 L com constante renovação de água do rio Madeira (**Figura 1.5A**). Os peixes eram transferidos para uma caixa de transporte de peixes contendo cerca 2.500 L de água. Um caminhão levava a caixa de transporte de peixes até ao CET (**Figura 1.5B**). Esse transporte levava por volta de 50 minutos. No máximo três peixes eram transportados por vez. Para reduzir o estresse da captura e transporte, 500 mL de Protect Plus® eram diluídos na água da caixa de transporte.

As outras três equipes pescavam próximas à cachoeira do Teotônio. Uma equipe composta por cinco pescadores capturava os peixes, principalmente *Brachyplatystoma platyemum* e *Brachyplatystoma tigrinum* com tarrafa na cachoeira de Teotônio. As outras duas equipes utilizavam espinheis e malhadeiras em igarapés e no rio Madeira, coletando um grande número de espécies. Os peixes capturados por essas três equipes eram, primeiramente, colocados em tanques-rede (2 x 2 x 1,5 m) no rio Madeira (**Figura 1.6**) e depois transportados de barco e de caminhonete até o CET em caixa d'água de 500 L contendo cerca de 100 L de água.

Ao chegarem ao CET, os peixes capturados eram imediatamente transferidos para tanques circulares de 1.000 L (**Figura 1.7**). Esses tanques eram mantidos cheios e em constante renovação com água do rio Madeira, levando cerca de 20 min para renovar a água. Os indivíduos capturados nas proximidades do CET eram mantidos por cerca de cinco horas antes de serem soltos no CET. Em cada caixa ficavam no máximo oito indivíduos das espécies pequenas (< 60 cm de comprimento padrão) e no máximo quatro das espécies de maior porte (> 60 cm de comprimento padrão). Os indivíduos capturados principalmente nas proximidades da UHE Santo Antônio permaneciam isolados nos tanques por cerca de 24 h antes da soltura. Esse procedimento foi adotado para o peixe se recuperar do estresse da captura e transporte.

Antes de serem soltos no CET, cada indivíduo teve o seu comprimento padrão (CP) determinado e uma etiqueta do tipo PIT (sigla em inglês para transponder passivo integrado) presa a um anzol foi afixada em sua nadadeira adiposa (**Figura 1.8**). O processo de marcação e soltura de cada indivíduo levou, em geral, menos de três minutos. Soltamos os peixes na área de introdução, utilizando maca e guincho elétrico (**Figura 1.9**). Uma vez soltos na área de introdução, os peixes entravam por vontade própria no trecho de testes do CET.

Sistema de identificação por rádio frequência (SIRF)

Para acompanhar o movimento dos peixes dentro do CET, instalamos 16 antenas leitoras de etiquetas PIT series 2000 da Texas Instrument, compostas por módulo controlador RI-CTL-MB2B-30, antena de alta performance RI-RFM-008B-00 e módulo afinador da antena modelo RI-ACC-008B-00. Essas antenas estavam ligadas a uma central de processamento e tinham

capacidade de leitura de aproximadamente 10 Hz. As antenas foram dispostas de modo a formar seis transectos verticais (T1, T2, T3, T5, T6 e T8, de jusante para montante). Como o tamanho máximo das antenas era insuficiente para cobrir toda a coluna d'água, foram necessárias mais de uma antena para que não houvesse espaços que o peixe pudesse passar sem ser registrado. Os transectos verticais T1 e T2 possuíam três antenas (duas com altura de 1,20 m e 3,75 m de largura e uma com 0,80 x 3,75 m), e os demais duas (1,20 x 3,75 m), posicionadas verticalmente uma sobre a outra. Também foram instaladas duas antenas paralelas ao fundo logo a jusante de D2 e D3 (T4 e T7, respectivamente, 3,75 x 0,80 m) e uma antena na ranhura na saída da área de introdução (T_{AI}, 4,0 m de altura por 1,20 m de largura; **Figura 1.2**). Quando um peixe entrava na área de detecção de uma antena, ele tinha registrado hora, antena e número da etiqueta PIT.

Cada antena foi configurada para ter alcance mínimo de 30 cm na região central, tanto para jusante quanto para montante. Calculou-se a eficiência geral do SIRF como a porcentagem de indivíduos sem detecções em relação ao número total marcados. A eficiência de cada transecto foi calculada como a porcentagem de não detecções de um transecto em relação à todas as detecções desse transecto.

Comportamento no CET e estimativa das variáveis biológicas

Com os registros feitos pelo SIRF, fizemos uma análise visual do comportamento dos peixes com gráficos do deslocamento entre os transectos em função do tempo de permanência no CET.

Calculamos as seguintes variáveis biológicas para cada peixe testado:

- i. Tempo de passagem pelo CET (TP): tempo para sair do CET, definido como o intervalo de tempo entre a soltura do peixe na área de introdução até sua última detecção no T8;
- ii. Tempo de passagem pelo tanque (TT): tempo entre a primeira detecção no transecto do tanque (T2 para o Tanque 2 e T5 para o Tanque 3) e a primeira detecção no transecto a montante do defletor (T5 para o Tanque 2 e T8 para o Tanque 3).

Análise dos dados

Como as antenas de um mesmo transecto detectavam o PIT de um indivíduo simultaneamente, as detecções das antenas de um mesmo transecto foram agrupadas. Além disso, buscamos eliminar detecções simultâneas entre dois transectos diferentes (*cross-talk*). Caso um indivíduo fosse detectado por dois transectos em intervalo inferior a 1 s, o registro era atribuído ao transecto em que houve o primeiro registro.

Devido a questões metodológicas que influenciaram o bem-estar dos peixes (ver discussão),
usamos de métricas de comportamento para inferir sobre as condições fisiológicas dos
indivíduos testados, visando eliminar aqueles que possivelmente estavam em condições
inadequadas para o experimento. Utilizamos quatro parâmetros comportamentais para inferir
sobre a condição fisiológica: 1) tempo total no CET (intervalo entre a primeira e a última
detecção); 2) sucesso na saída do CET; 3) tempo de permanência na área de introdução; e 4)
tempo de detecção no T1.

Para avaliar as variáveis hidráulicas, fizemos uma regressão linear (função *lm*, R Core Team 2015)
da Q_T em função Q_M para validar o valor de c_d . Avaliamos a normalidade das VH com o teste de
Shapiro-Wilk (função *shapiro.test*), a correlação entre elas com o teste de Pearson ou de
Spearman (função *cor*) e diferenças da Q_T entre as Configurações com um teste de Wilcoxon
(função *wilcox.test*). Avaliamos diferenças nas VH entre as Configurações e os tanques e da
interação entre os dois com um modelo linear generalizado (função *glm*). A distribuição de erros
foi gaussiana e função de ligação identidade para todas as variáveis exceto Pe , cuja distribuição
foi quasipoisson e função de ligação log. A significância da deviance capturada pelas variáveis
explicativas foi analisada usando uma análise de deviance e teste de Fisher (função *anova.glm*).

Uma vez que as variáveis biológicas (variáveis resposta) eram a duração de um evento, usamos
a análise tempo-até-o-evento [também conhecida como análise de sobrevivência em medicina
ou análise de confiabilidade em engenharia, Hosmer et al. (2008)] para avaliar a influência das
VH sobre as variáveis resposta. Essa análise é a mais adequada para esse tipo de dado, pois
permite a utilização de dados censurados (Klein & Moeschberger 2003; Hosmer et al. 2008;
Allison 2010b; Crawley 2012). Em análise de sobrevivência é necessário o acompanhamento
individual dos objetos de estudo. Quando se tem algum conhecimento sobre o tempo de um
objeto de estudo, mas não se sabe exatamente qual o tempo do evento, seja porque o
acompanhamento foi perdido, ou porque o estudo chegou ao fim, ou ainda porque o objeto
teve um evento diferente daquele que está sendo estudado, então esse dado é chamado de
dado censurado (Klein & Moeschberger 2003). Essa análise tem sido indicada e utilizada para
análises de experimentos sobre comportamento e capacidade natatória de peixes e sobre a
eficiência de STPs (e.g. Castro-santos & Haro 2003; Castro-santos 2004; Castro-santos & Perry
2012).

Neste estudo, consideramos um evento a passagem do peixe pelo CET (TP) ou por um dos
tanques (TT). Foram censurados aqueles indivíduos que iniciaram os testes, mas o tempo do
evento (nesse caso, passagem) é desconhecido, seja por falha do equipamento, seja por

incapacidade do peixe de atravessar o CET ou os tanques. Para a análise do TP, o evento ocorreu quando o peixe teve a última detecção no T8. Os indivíduos cuja última detecção ocorreu nos demais transectos foram censurados. Da mesma forma, para análise do TT o evento ocorreu quando os indivíduos foram detectados no T5 (para o Tanque 2) e no T8 (para o Tanque 3). Quando analisamos o TT, censuramos os tempos em duas situações: 1) quando o indivíduo se deslocava para o tanque de jusante, ou seja, foi detectado no Tanque 3, e em seguida no Tanque 2, ou quando foi detectado no Tanque 2 e em seguida no Tanque 1. A censura ocorreu na última detecção do T5 (Tanque 3) e do T2 (Tanque 2) antes da detecção no tanque de jusante; 2) quando a última detecção do indivíduo ocorreu em um transecto diferente do T5 e do T8 para peixes que estavam no Tanque 2 e no Tanque 3, respectivamente. Nesse caso, a censura ocorreu na última detecção registrada do peixe.

Para as duas variáveis biológicas, em cada uma das configurações para todas as espécies em conjunto e para aquelas com mais de 10 indivíduos analisados, estimamos a taxa de saída pelo CET ou pelo tanque utilizando-se a curva de sobrevivência ($\hat{S}(t)$) calculada pelo método Kaplan-Meier (função *survfit*) modificada na função de distribuição cumulativa ($F(t)$):

$$\hat{S}(t) = \prod_{t_i \leq t} \frac{n_i - d_i}{n_i} \quad [5]$$

$$F(t) = 1 - \hat{S}(t) \quad [6]$$

Sendo n o número de indivíduos dentro do CET no tempo i e d o número de passagens que ocorreram no tempo i . Essa transformação fornece uma descrição gráfica mais intuitiva do processo que está sendo analisado (Castro-santos & Perry 2012).

Usamos o teste de log-rank (Hosmer et al. 2008) para comparar as curvas de sobrevivência (função *survdiff*). Comparamos as curvas entre as Configurações para todas as espécies em conjunto e para cada espécie com mais de 10 indivíduos analisados. Também comparamos as espécies com mais de 10 indivíduos analisados entre si.

Avaliamos os horários em que o evento de passagem ocorreu, e comparamos com teste t (função *t.test*) se houve maior número de passagens de dia (6:00 às 17:59) ou a noite (18:00 às 5:59). Para cada indivíduo, em cada tanque e configuração, calculamos o número de sucessos (peixe detectado no tanque superior) e falhas (peixe detectado no tanque inferior ou não mais detectado). Estimamos a porcentagem de sucesso de cada indivíduo, e a média para cada espécie em cada configuração e tanque.

Para se estimar o efeito do CP e das VH sobre o tempo de passagem por cada tanque, utilizamos a regressão semi-paramétrica de Cox (Cox 1972, função *coxph*). Com ela, a taxa de passagem [taxa de falha ou *hazard function* na literatura médica, $\lambda(t)$] é modelada pela equação:

$$\lambda(t) = \lambda_0(t)e^{\sum_{i=1}^p \beta_i(x_i)} \quad [7]$$

Sendo $\lambda_0(t)$ a taxa basal de passagem quando o valor de todas as covariáveis é zero e β_i o vetor de coeficientes estimados de p covariáveis x (Klein & Moeschberger 2003). Essa função taxa de falha, ou taxa de passagem no nosso estudo, corresponde à taxa instantânea de passagem por unidade de tempo posto que os peixes estiveram no tanque até o tempo t (Klein & Moeschberger 2003; Hosmer et al. 2008). A premissa desse modelo é que a razão entre as taxas de passagem em quaisquer dois tempos é proporcional, por isso ele pode ser representado por (Castro-santos & Haro 2003):

$$\ln[h_i - h_j] = \beta_1(x_{i1} - x_{j1}) + \dots + \beta_p(x_{ip} - x_{jp}) \quad [8]$$

Com x sendo o valor da covariável sobre os indivíduos i e j . Dessa forma, coeficientes positivos indicam incremento na taxa de passagem, e negativos uma redução dessa taxa (Castro-santos & Haro 2003). Avaliamos a premissa das taxas de passagem proporcionais com a análise gráfica da variação de β em função do tempo, e o teste χ^2 para confirmar que a regressão entre essas duas variáveis tinha inclinação $\neq 0$. Também avaliamos a correlação entre o tempo de passagem transformado e os resíduos escalonados de Schoenfeld (função *cox.zph*) (Klein & Moeschberger 2003; Hosmer et al. 2008).

O estudo ocorreu durante o período das cheias no rio Madeira. Por isso, o nível d'água (NA) do rio variou constantemente, intercalando momentos de enchente e vazante (**Figura 1.10**). Como não era possível regular com precisão a vazão interna do CET, os peixes foram expostos a diferentes valores das VH durante a permanência deles no experimento. Esse tipo de dado é facilmente modelado com a extensão da regressão de Cox para variáveis tempo-dependentes, adicionando-se a variável t ao valor da covariável x . Assim, a equação [7] é reescrita como (Hosmer et al. 2008):

$$\lambda(t) = \lambda_0(t)e^{\sum_{i=1}^p \beta_i(x_i t)} \quad [9]$$

O tamanho do indivíduo entrou no modelo como covariável fixa e a P_e e v_t como covariáveis tempo-dependentes. Um peixe poderia passar pelo tanque mais de uma vez, então o evento poderia ser recorrente para o mesmo indivíduo. A análise foi estratificada pelo número da

tentativa (Castro-santos & Perry 2012). Utilizamos o método de estimativa da função de taxa de
 falha para intervalos de tempo (PWP-GT, Prentice et al. 1981), que considera o tempo
 retornando a zero a cada tentativa do peixe, assumindo-se assim independência nos eventos
 (Hosmer et al. 2008). Essa forma é a mais indicada para regressão de Cox com eventos
 recorrentes (Kelly & Lim 2000), e a taxa de falha proporcional para o s -ésimo evento é calculada
 pela fórmula:

$$\lambda_s(t) = \lambda_{0s}(t - t_{s-1}). e^{\beta_s(x_s t)} \quad [10]$$

Sendo t_{s-1} o tempo que o último evento ocorreu. O TT foi dividido em intervalos de uma hora,
 e o valor das VH foi calculado para o instante final de cada um desses intervalos. Sempre que o
 evento não acontecia em um desses intervalos, a observação era censurada. Para a regressão
 de Cox, os dados foram agrupados independente do tanque ou da configuração, mas
 controlamos o efeito dessas variáveis utilizando-as como fatores aleatórios aninhados
 (Therneau & Clinic 2015), com a função *coxme*. Assim, o modelo final com fatores aleatórios foi:

$$\lambda(t) = \lambda_0(t - t_{i-1})e^{\sum_{i=1}^p \beta_i(x_i t) + zb} \quad [11]$$

$$b \sim G(0, \Sigma(\theta))$$

Sendo z o valor da variável de efeito aleatório com coeficiente b . A distribuição dos efeitos
 aleatórios G é modelada como uma distribuição Gaussiana com média zero e uma matriz de
 variância Σ que depende do vetor de parâmetros θ (Therneau & Clinic 2015). Como não existe
 ainda formulação matemática para avaliar os pressupostos do modelo de Cox com efeitos
 aleatórios (Terneau, T. M., comunicação pessoal), pressupomos que se as taxas de falha fossem
 proporcionais no modelo sem efeito aleatório, elas também seriam quando inserimos esses
 efeitos.

A seleção do modelo foi feita com base na análise de *deviance* entre os modelos com e sem o
 controle das variáveis configuração e tanque (efeitos aleatórios, função *anova.coxme*). Uma vez
 selecionado o tipo de modelo (com ou sem efeito aleatório), utilizamos o critério de informação
 de Akaike (CIA) (usando-se a função *extractAIC* para os modelos sem efeito aleatório) para
 ordenar os modelos dentre todos os possíveis, considerando-se todas as espécies em conjunto
 e também as espécies com mais de 10 indivíduos analisados.

Como a leitura das réguas de NA foi feita apenas uma vez por dia, obtivemos o valor das VH a
 qualquer momento por interpolação, considerando que o NA variou linearmente entre duas
 medições consecutivas.

Fizemos a interpolação das VH no *Visual Basics for Applications* (VBA) para Microsoft Excel®. As funções *wilcox.test*, *t.test*, *anova*, *cor*, *shapiro.test*, *glm* e *extractAIC* são do pacote *stats*, as funções *survfit*, *survdiff*, *coxph* e *cox.zph* são do pacote *survival* (Therneau 2015), enquanto as funções *coxme* e *anova.coxme* são do pacote *coxme* (Therneau & Clinic 2015) do R (R Core Team 2015). O nível de significância (α) adotado foi 0,05.

RESULTADOS

Hidráulica do CET

A vazão foi medida com o ADCP em 11 dias: seis na Configuração 1 e cinco na Configuração 2. Para cada dia, medimos a vazão de 10 a 20 vezes com o ADCP. A Q_M variou entre 1,08 m³.s⁻¹ no início dos testes a 10,12 m³.s⁻¹ logo após a mudança da Configuração 1 para a Configuração 2, quando o NA do rio Madeira chegou ao seu máximo (**Figura 1.10**). Das onze medições, oito foram usadas para o cálculo do c_d . O valor de c_d calculado foi igual a 0,914 (**Tabela 1.1**), e a regressão de Q_T em função da Q_M foi significativa ($r^2_{\text{ajust}} = 0,98$, $p = <0,001$, **Figura 1.11**).

A Q_T variou de 0,64 a 11,30 m³.s⁻¹ (média = 4,1 m³.s⁻¹) e foi diretamente relacionada com o NA do rio Madeira (correlação de Spearman, $p = <0,001$, **Figura 1.10**). A Q_T variou entre 1,09 e 5,88 m³.s⁻¹ na Configuração 1 e entre 0,64 e 11,30 m³.s⁻¹ na Configuração 2, mas não foi estatisticamente diferente entre as configurações (Teste de Wilcoxon, $w = 297$, $p = 0,77$). A d_h de D2 variou de 0,10 a 0,40 m e de D3 de 0,20 a 0,48 m (**Tabela 1.2**, **Figura 1.12**). A v_t variou entre 1,88 e 2,80 m.s⁻¹ no Tanque 2 e 1,98 e 3,07 m.s⁻¹ no Tanque 3. A P_e variou de 11,4 a 300,7 W.m⁻³ no Tanque 2 e de 33,4 a 355,4 W.m⁻³ no Tanque 3. A Y_m variou entre 1,35 e 3,75 m no Tanque 2 e entre 1,15 e 3,75 m no Tanque 3. Houve influência da configuração e do tanque sobre todas as VH, exceto Y_m , mas não da interação entre os dois (**Tabela 1.3**).

Houve correlação significativa entre praticamente todas as VH (**Figura 1.13**).

Marcação de peixes

Foram marcados 512 peixes, de 20 espécies diferentes, sendo 160 na Configuração 1 e 352 na Configuração 2 (**Tabela 1.4**). Os peixes marcados pertenceram às famílias Characidae, Prochilodontidae e Serrasalminidae (ordem Characiformes), cada uma com uma espécie marcada e Loricariidae (uma espécie), Doradidae (três espécies) e Pimelodidae (treze espécies) (Siluriformes, **Tabela 1.4**). As espécies com maior número de peixes testados foram *Pseudoplatystoma punctifer* (141 indivíduos), *Brachyplatystoma platynemum* (75) e *Pirirampus pirinampu* (71) (**Figura 1.14**). Doze espécies tiveram menos de 10 indivíduos coletados, sendo todos os Characiformes, Doradidae e Loricariidae e mais cinco espécies de Pimelodidae (**Tabela**

1.4). O CP variou de 21 cm do *Hypostomus* sp. até 148 cm de *Brachyplatystoma filamentosum*. O CP médio foi de 59,41 cm, com percentis de 25% e 75% iguais a 46 e 70 cm, respectivamente. Oito das vinte espécies tiveram CP médio maior que 60 cm, sendo consideradas espécies de grande porte. Outras quatro são consideradas de grande porte pela literatura (CP > 60 cm), mas nesse estudo o tamanho médio foi inferior a 60 cm (**Tabela 1.4**).

Eficiência do SIRF

A eficiência geral de detecção do SIRF foi de 97,1%, com apenas 15 peixes não sendo detectados por nenhum dos transectos. A eficiência de detecção do SIRF nas Configurações 1 e 2 foi idêntica à geral. A eficiência de detecção dos transectos variou mais entre transectos do que entre configurações (**Tabela 1.5**). O T6 apresentou a menor eficiência de detecção, especialmente na Configuração 2.

Comportamento dos peixes no CET

Dos 497 peixes registrados pelo SIRF, 173 peixes foram excluídos das análises (≈35%), 62 da Configuração 1 e 111 da Configuração 2 (**Figura 1.14, Tabela 1.4**). Pelos critérios comportamentais, dos 173 peixes excluídos, 102 peixes (28 na Configuração 1 e 74 na Configuração 2) tinham TP inferior a 2h e não saíram do CET (**Figura 1.15A e B**), 35 (20 e 15) deslocaram-se imediatamente para jusante e foram detectados por um longo período apenas no T1 (**Figura 1.15C e D**), e 36 (16 e 20) permaneceram a maior parte do tempo na área de soltura, e em seguida movimentaram-se para jusante com detecção apenas nos T1, T2 e/ou T3 (**Figura 1.15E e F**).

Characiformes foi o grupo com o menor número de indivíduos analisados: dos 16 indivíduos marcados, apenas um *Colossoma macropomum* teve seu comportamento analisado. Além dos dois caracídeos, *Megalodoras uranoscopus* (Doradidae) também não teve nenhum indivíduo analisado. Essa família também teve baixa porcentagem de aproveitamento dos indivíduos marcados: apenas três em 10. Oito espécies tiveram mais de 10 indivíduos analisados e cada uma delas foi avaliada individualmente (**Tabela 1.4**): *Brachyplatystoma filamentosum*, *Brachyplatystoma platynemum*, *Brachyplatystoma rousseauxii*, *Brachyplatystoma vaillantii*, *Pirirampus pirinampu*, *Pseudoplatystoma punctifer*, *Sorubimichthys planiceps* e *Zungaro zungaro*. Mesmo com mais de 10 indivíduos analisados, várias dessas espécies tiveram baixas porcentagens de indivíduos analisados em relação aos marcados: *B. vaillantii* ≈ 57%; *B. filamentosum* e *B. rousseauxii* ≈ 45%; *B. platynemum* ≈ 33%. Muitos desses indivíduos apresentavam feridas relacionadas ao processo de captura (**Figura 1.16**). No outro extremo, *B. tigrinum*, *P. tigrinum* e *S. planiceps* tiveram todos os indivíduos marcados analisados.

O comportamento dos peixes apresentou pequenas variações entre espécies e também entre indivíduos da mesma espécie. Por isso, pôde-se determinar dois padrões comportamentais: 1) os peixes passaram mais tempo no Tanque 2, com exceção de cinco indivíduos que passaram mais tempo no Tanque 3, e 2) os movimentos de saída do CET foram direcionados e curtos para 70% dos peixes na Configuração 1 e 83% na Configuração 2 (**Figura 1.17**). Direcionados porque iniciaram no T1 ou T2 e seguiram até o T8, sem nenhum ou com apenas um movimento para jusante. Curtos porque levaram, em alguns casos, menos que 5% do TP do peixe. Esses deslocamentos finais foram semelhantes a uma reta no gráfico de deslocamento x tempo (**Figura 1.17C e D**). Assim, os peixes foram agrupados em dois grupos de acordo com o tempo gasto para sair do CET: menos de 24h para sair do CET (18 na Configuração 1 e 83 na Configuração 2) e mais de 24h para sair do CET (25 e 71). Significativamente mais peixes saíram durante a noite (entre 18h e 5h, $t_{17,8} = -5,52$, $p < 0,001$), e esse período correspondeu a 65% dos eventos de saída (**Figura 1.18**).

Cerca de 80% dos peixes avaliados na Configuração 2 saíram do CET, contra cerca de 65% na Configuração 1 (**Tabela 1.6**). Quando comparada todas as espécies, o TP mediano foi menor na Configuração 2 (**Tabela 1.6**), e as curvas de sobrevivência são diferentes estatisticamente (Teste Log-rank, $p < 0,001$). A taxa de saída do CET na Configuração 2 foi maior em qualquer intervalo de tempo avaliado (**Figura 1.19**). Para as oito espécies que tiveram mais de 10 indivíduos analisados, as curvas de sobrevivência foram diferentes entre as duas configurações para apenas três espécies (*B. rousseauxii*, *P. pirinampu* e *Z. zungaro*), e em todas as taxas de saída foram maiores na Configuração 2 (**Figura 1.20**).

Todos os *S. planiceps* que foram testados saíram do CET. Das espécies que foram analisadas separadamente, ela foi a com a melhor performance, enquanto *P. platymerum* foi a espécie com menor percentual de saída ($\approx 50\%$). As curvas de sobrevivência para as oito espécies, independente da configuração, também são significativamente diferentes (Teste Log-rank, $p < 0,001$, **Figura 1.21**, **Tabela 1.6**). As curvas do TP das outras espécies foram muito semelhantes entre si. Sem separar pela configuração, *B. filamentosum* foi a espécie com maior TP mediano e *Z. zungaro* o menor (**Figura 1.22**). O menor tempo de passagem foi de um *Leiarinus marmoratus*, que levou apenas 3 min e 19s para sair do CET na Configuração 2. Por outro lado, o maior tempo foi de um *P. pirinampu*, que levou 17 dias e 12h para sair do CET na Configuração 1. Aproximadamente 50% dos peixes saíram do CET em menos de um dia, sendo que os limites dos quartis de 25% e 75% foram aproximadamente 9h e 2 dias e 12h, respectivamente.

Dos 205 indivíduos que saíram, 198 chegaram apenas uma vez no Tanque 4. Como não foram mais detectados, possivelmente saíram do CET. Três indivíduos de *B. filamentosum* e quatro de *B. rousseauxii* chegaram no Tanque 4, ou seja, atravessaram todo o CET, mas voltaram para jusante. Quatro deles terminaram o experimento dentro do CET (**Figura 1.23**).

Os números médios de falhas e tentativas para passar pelos tanques foram semelhantes entre as duas configurações (**Tabela 1.7**). Mas mais peixes fizeram mais tentativas na Configuração 1 em relação à Configuração 2 e no Tanque 2 em relação ao Tanque 3 (**Figura 1.24**). A porcentagem média de sucessos foi maior na Configuração 2 em relação à Configuração 1, aproximadamente 66% a 51%, respectivamente (**Tabela 1.7**).

Para a Configuração 1, das 11 espécies analisadas, *B. rousseauxii* foi a espécie com maior média de falhas, e *B. platynemum* e *P. pirinampu* tiveram médias de falha acima de 2. *Z. zungaro* teve a menor média de falhas, e, consequentemente, a maior média de sucessos. *B. vaillantii*, *B. tigrinum* e *O. niger* também tiveram médias de falhas abaixo de 1 e altas médias de sucesso (>70%). Praticamente todas as espécies tiveram sucesso médio igual a um, exceto *B. filamentosum* que teve a maior média de sucessos (2,2) e *P. notatus* não teve nenhum sucesso (**Tabela 1.7**).

Na Configuração 2, foram 13 espécies testadas, das quais apenas *B. filamentosum*, *P. granulosus* e *Z. zungaro* tiveram mais de uma falha em média. A média de sucessos também foi próxima de um, com exceção de *P. granulosus* que teve mais de três. Todas as espécies tiveram média de sucesso maior que 60%, exceto *Hypostomus* sp. e *P. granulosus*, enquanto na Configuração 1 apenas cinco espécies tiveram essa performance (**Tabela 1.7**).

Quando analisados os dois tanques separadamente, independente da configuração, a média de falhas no Tanque 2 foi três vezes maior que a média de falhas no Tanque 3. Mas as médias de sucessos são semelhantes. *P. hemiolipterus* não teve nenhuma falha no Tanque 2, enquanto *L. marmoratus*, *O. niger* e *P. tigrinum* não tiveram falhas no Tanque 3. A diferença entre os dois tanques é visível na porcentagem média de sucessos: mais de 77% para o Tanque 3 e menos de 48% para o Tanque 2. Dez espécies tiveram média de sucessos maior que 1 no Tanque 2, enquanto apenas duas alcançaram esse patamar no Tanque 3 (**Tabela 1.8**).

A curva de sobrevivência dos peixes para passar o Tanque 3 foi significativamente diferente da curva para passar o Tanque 2, independente da configuração, com taxas sempre menores em qualquer intervalo de tempo considerado (**Figura 1.25**). Para o Tanque 2, não houve diferenças entre as configurações, enquanto as taxas para passar pelo Tanque 3 foram maiores na

Configuração 2, embora nessa configuração também ocorreu o maior tempo de passagem (Figura 1.26).

As curvas de sobrevivência para passar pelos tanques, independente da configuração, foram diferentes para seis das oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados. Apenas para *B. filamentosum* e *B. rousseauxii* as curvas foram iguais, indicando que não houve diferença nas taxas de passagem entre os dois tanques para essas espécies. Para as outras, as taxas de passagem pelo Tanque 3 sempre foram maiores que as taxas do Tanque 2 (Figura 1.27).

O tempo para passar foi menor à medida que o indivíduo fazia mais tentativas para passar cada um dos tanques, independente da configuração (Figura 1.28). O tempo para passar tende a estabilizar a partir da sétima tentativa para o Tanque 2 e da terceira tentativa para o Tanque 3.

Influência das variáveis hidráulicas

Praticamente todas as VH foram correlacionadas entre si (Figura 1.13). Como a v_t e P_e explicam processos diferentes do comportamento dos peixes (Castro-santos et al. 2009, ver discussão), nós fizemos modelos separados para cada uma delas, evitando assim os problemas relacionados ao uso de variáveis colineares em um mesmo modelo (Crawley 2012).

Quando analisadas todas as espécies, o modelo que controlou pelo efeito da configuração e do tanque explicou uma parte mais significativa da variância do que o modelo sem esse controle (Análise de Deviance, $p < 0,001$), tanto para P_e quanto para v_t . Das oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados, o controle do efeito da configuração e do tanque foi melhor para quatro (*B. vaillantii*, *P. pirinampu*, *P. fasciatum* e *Z. zungaro*) enquanto o modelo simples foi melhor para as outras quatro (*B. filamentosum*, *B. platynemum*, *B. rousseauxii* e *S. planiceps*), para ambas variáveis analisadas.

Em geral, o efeito da v_t é maior que o da P_e , enquanto CP tem sempre o menor efeito (Figura 1.29). Esses efeitos em geral são menores (e o erro padrão maior) quando se controla pela interação entre o CP e a VH, embora o efeito da interação em si seja desprezível em todos os modelos analisados, com coeficientes sempre muito próximos de zero (Tabela 1.9, Tabela 1.10, Tabela 1.11 e Tabela 1.12). Ambas as variáveis aumentaram a taxa basal de passagem, com incrementos que chegam a mais de 5 vezes a taxa basal de passagem para as duas VH analisadas. Entretanto, apenas v_t tem todo o seu intervalo de confiança de 95% aumentando a taxa de passagem. O CP, por sua vez, foi responsável por pequenos incrementos quando analisado com outras variáveis, e, mesmo sozinho, não alterou a taxa de passagem em mais de 20%. Para cinco dos nove modelos, o CP reduziu a taxa de passagem (Tabela 1.13). *P. pirinampu* foi a espécie

que as variáveis analisadas menos influenciaram as taxas de passagem. Por outro lado, os bagres do gênero *Brachyplatytoma* tiveram grandes alterações das suas taxas de passagem relacionadas com as VH. *S. planiceps* também apresentou esse comportamento.

As variáveis configuração e tanque também tiveram grande efeito sobre as taxas de passagem (Tabela 1.14). Estar no Tanque 2, em geral, implicou em redução da taxa de passagem, exceto para *B. vaillantii* na Configuração 1. Por outro lado, o peixe estar no Tanque 3 na Configuração 2 aumentou a taxa de passagem para todas as espécies analisadas, com incrementos de 2,5 a 4,5 vezes.

DISCUSSÃO

Nosso trabalho trouxe a resposta de peixes neotropicais à potência específica e velocidade de escoamento, sendo o primeiro trabalho a estudar empiricamente o efeito da primeira variável sobre o comportamento de peixes neotropicais. Nós rejeitamos todas as hipóteses do experimento. A melhor performance dos peixes ocorreu na Configuração 2 e no Tanque 3, ambos com as condições aparentemente mais adversas, ou seja, com maior velocidade e potência específica do escoamento maiores. Aumentos nessas duas variáveis aumentaram as taxas de passagem. Finalmente, o comprimento padrão teve pouca influência sobre a passagem dos peixes. Os resultados sugerem que os peixes estudados possuem maior capacidade natatória e de orientação em fluxo turbulento que as espécies que já foram estudadas.

O trabalho foi feito por uma equipe multidisciplinar, envolvendo biólogos e engenheiros. A importância do trabalho conjunto desses profissionais para projetar STPs mais adequados às espécies alvo é cada vez mais clara (Kemp 2012; Williams et al. 2012). Inicialmente, as espécies alvo eram salmonídeos, e muitos estudos foram desenvolvidos para que os STPs se tornassem adequados às necessidades biológicas dessas espécies (Katopodis & Williams 2012). Em seguida, essa tecnologia foi exportada para outras regiões do mundo, mas sem grandes sucessos (Oldani et al. 2007; Mallen-Cooper & Brand 2007; Baigun et al. 2007). As demandas biológicas são muito diferentes, e por isso a necessidade de desenvolvimento de tecnologias específicas para as espécies locais (Stuart & Berghuis 2002; Barrett & Mallen-cooper 2006; Junho 2008; Fouché & Heath 2013; Baigun et al. 2007).

As variáveis selecionadas estão entre as mais importantes para definição do projeto de um STP (Castro-santos et al. 2009), embora os estudos com peixes utilizem-se de variáveis mais específicas para compreender o seu comportamento, como a velocidade do escoamento decomposta em três eixos (e.g. Rodríguez et al. 2006) ou várias métricas diferentes para medir

a turbulência (*e.g.* Silva et al. 2012; Branco et al. 2013). Isso gera desencontro de informações, pois os engenheiros não conseguem, com base nos estudos publicados, saber quais as faixas de valores que eles devem usar nos projetos de STP (Junho 2008). Nós buscamos preencher essa lacuna, informando o efeito da velocidade e da potência específica do escoamento sobre as taxas de passagem dos peixes. Usar métodos desenvolvidos para análise de tempo-até-o-evento tem sido considerado mais adequado para se entender o comportamento dos peixes no contexto de STP (Castro-santos & Haro 2003; Castro-santos & Perry 2012). Usar análises tradicionais, que comparam médias ou ranks para variáveis de tempo-até-o-evento, pode causar distorções nas conclusões. Por exemplo, mesmo diferenças de duas vezes na taxa de passagem são difíceis de serem detectadas com os métodos tradicionais, levando a conclusões que podem ser opostas à realidade dos dados (Crawley 2012).

Esse é o primeiro trabalho que conhecemos em que a regressão de Cox foi utilizada em dados empíricos de passagem de peixes, embora os métodos descritivos já tenham sido usados por outros pesquisadores (Wagner et al. 2012). Além disso, é crescente na literatura o uso dessas metodologias para entender melhor a capacidade natatória dos peixes e suas relações com a velocidade do escoamento (*e.g.* Haro et al. 2004; Castro-Santos 2005; Santos et al. 2012; Sanz-ronda et al. 2015).

Finalmente, desconhecemos outro trabalho que analisou espécies desse porte. O maior indivíduo medido tinha 148 cm e aproximadamente 50 kg [baseado na curva peso-comprimento publicada em Barthem & Goulding (1997)]. O tamanho médio dos indivíduos testados foi de aproximadamente 60 cm, o que faz com que a maior parte dos peixes testados seja de grande porte. Indivíduos grandes aumentam a complexidade logística para execução do trabalho, aumentando os custos proporcionalmente. Além disso, são mais difíceis de transportar e manusear (Kynard et al. 2008).

Por outro lado, a variação do NA do rio Madeira, que está associado ao período de estudo relativamente longo (três meses), pode ter causado vieses difíceis de serem analisados. Por um lado, o uso de variáveis tempo-dependentes na regressão de Cox corrigiu a flutuação das VH analisadas. Por outro lado, efeitos temporais sobre a motivação dos peixes podem ter afetado as taxas de saída do CET e as passagens pelos tanques. A época precisa da migração da maioria das espécies não é conhecida, e a Configuração 1 foi testada durante a cheia do rio Madeira, enquanto a Configuração 2 foi testada durante a vazante. O ciclo de cheias em geral está associado aos movimentos migratórios de espécies neotropicais.

Além disso, os Characiformes e Siluriformes não pimelodídeos testados forneceram pouca informação sobre a influência das VH. Por isso nossos resultados e discussão devem ficar restritos aos grandes bagres pimelodídeos do rio Madeira.

Hidráulica do CET

Pela forma como o escoamento passa pelos defletores do CET, eles, tecnicamente, eram do tipo ranhura vertical (Rajaratnam 1986; Clay 1995). Entretanto, como a ranhura não tinha a mesma largura em toda a sua altura, as características hidráulicas do escoamento nos tanques não foram semelhantes às dos tanques de escadas com ranhura vertical de largura constante. Isso pôde ser constatado pelo aumento crescente da Pe com o aumento da vazão. Está demonstrado que, para escadas com ranhuras verticais de largura constante, a Pe não depende da vazão (Wu et al. 1999; Rodríguez et al. 2006; Tarrade et al. 2008). Por outro lado, o c_d calculado de 0,914 é semelhante ao de outros STP tipo ranhura vertical (Wang et al. 2010), mas superior à maioria dos valores apresentados por Rajaratnam et al. (1992).

Talvez uma das maiores alterações hidráulicas do CET em relação aos mecanismos com ranhura vertical com largura constante está na relação B/b_0 , sendo B a largura do tanque e b_0 a largura da ranhura. A indicação para essa relação é de 7-9 (Bell 1991; Rajaratnam et al. 1992; Wu et al. 1999). Assim, embora não avaliado quantitativamente, a circulação da água nos tanques foi visivelmente diferente daquela com ranhura vertical uniforme (*e.g.* Wu et al. 1999; Rodríguez et al. 2006; Tarrade et al. 2008; Wang et al. 2010; Tarrade et al. 2011), alterando as zonas de recirculação que os peixes usam para descansar. Wang et al. (2010) demonstraram que redução da relação B/b_0 reduz as zonas de recirculação. Isso não é por si um problema, já que peixes podem não se orientar corretamente para seguir o escoamento nessas zonas, aumentando o tempo de passagem (Tarrade et al. 2008). Dessa forma, o escoamento mais unidirecional pode ter auxiliado os peixes a saírem do CET, o que explicaria as boas porcentagens de passagem especialmente na Configuração 2. Mas a redução das zonas de descanso, por outro lado, pode ter sido uma das causas que contribuiu para que um número expressivo de peixes tivesse comportamento considerado inadequado para as análises, e cujos dados tiveram que ser excluídos (mais sobre isso abaixo).

Eficiência do SIRF

A eficiência do SIRF instalado no CET foi semelhante à de outros trabalhos que utilizaram essa metodologia (*e.g.* Prentice et al. 1990; McCutcheon et al. 1994; Castro-Santos et al. 1996; Gibbons & Andrews 2004). Apenas o T6 se destacou negativamente. Além de problema técnico que o fez parar de funcionar durante a Configuração 2, ele teve baixa eficiência mesmo durante

a Configuração 1. A exata causa dessa elevada porcentagem de falha não é conhecida, mas pode estar relacionada à posição do peixe não favorável à leitura do PIT ao passar pelo transecto. Entretanto, por ser um transecto intermediário no Tanque 3, essa baixa eficiência não comprometeu os resultados obtidos. Os transectos mais importantes, T2 e T5 tiveram eficiência superior a 97%. Infelizmente, a eficiência de T8 não pode ser determinada pela inexistência de outro transecto mais a montante, mas a análise visual dos comportamentos indica que ele foi semelhante aos outros transectos.

Questões metodológicas

Nosso trabalho usou indivíduos de tamanho que não se tem registro em outros estudos desse tipo. Embora Kynard et al. (2008) tenham demonstrado que o uso de indivíduos juvenis de algumas espécies permite inferências para os adultos, reduzindo custos e as dificuldades de manutenção e manipulação de grandes indivíduos, não havia essa possibilidade nesse estudo. Jovens de *B. rousseauxii* e *B. vaillantii* são conhecidos praticamente apenas no estuário do rio Amazonas, mais de 3.000 km a jusante de onde o CET foi instalado. Para quase todas as outras espécies, a área de recrutamento é desconhecida (Barthem & Goulding 1997). Além disso, não existe produção comercial para praticamente nenhuma das espécies estudadas. Dessa forma, não havia outra opção que não usar os peixes que fossem possíveis de serem capturados diretamente no rio, na área mais próxima do local de construção do CET. Além disso, o tamanho dos peixes que seriam testados obrigou a construção de um canal dessa magnitude, o primeiro desse porte conhecido para o hemisfério sul.

O fato dos peixes terem sido capturados nas proximidades do CET foi uma vantagem, pois teoricamente usamos indivíduos motivados para migrarem e de populações que usariam o STP construído a partir dos resultados do CET, como recomendado por Sanz-ronda et al. (2015). Por outro lado, os métodos tradicionais de captura dos peixes podem causar muitas injúrias. Algumas espécies testadas mostraram-se especialmente sensíveis à manipulação. Por exemplo, das cinco espécies de *Brachyplatystoma* testadas, *B. platynemum* e *B. rousseauxii* apresentaram feridas epidérmicas causadas pela captura e manipulação. O nome comum de *B. platynemum* é babão, que está relacionado ao fato dessa espécie liberar camadas superficiais da epiderme quando segurado nas mãos (Zuanon, J., comunicação pessoal). Além disso, o local mais propício à captura de *B. filamentosum* e *B. rousseauxii* estava distante quase 40 km do CET, o que deve ter aumentado o estresse dos peixes testados devido ao transporte e à manipulação. Por último, especialmente *B. filamentosum* e *B. rousseauxii* eram indóceis à manipulação (observação pessoal). A união desses fatores pode explicar a baixa porcentagem de indivíduos dessas espécies que foram usados nas análises, a despeito do grande número de indivíduos marcados.

Animais analisados sob condições de estresse podem resultar em resultados enviesados (Altmann 1974). Por isso, nós optamos por excluir das análises aqueles peixes cujo comportamento aparentemente foi influenciado pelo estresse da captura e manipulação. Embora a área de introdução permitisse o descanso dos peixes, devido ao seu lento escoamento, e que eles entrassem na seção de testes do CET somente quando tivessem vontade, a posição lateral da área de introdução em relação a seção de teste possivelmente não permitia aos peixes avaliarem adequadamente em qual tipo de fluxo eles estavam entrando. Além disso, a pequena relação entre B/b_0 gerou poucas áreas de recirculação na seção de testes. Assim, uma vez na seção de testes, os peixes eram obrigados a nadar ativamente para não serem carregados para jusante. Por isso, os quatro parâmetros utilizados para exclusão de peixes não representavam tentativas reais de passagem, devido ao curto tempo que o peixe esteve se deslocando, e/ou por apresentarem movimentos praticamente apenas para jusante, para onde o peixe seria levado passivamente. A exclusão foi necessária para não provocar subestimativa das taxas de falha, reduzindo artificialmente a influência das variáveis hidráulicas sobre as taxas de passagem. Além disso, sob uma perspectiva analítica, o uso de tais peixes representaria censura informativa, um problema peculiar à análise de sobrevivência (Allison 2010a). Os métodos de análise de sobrevivência devem ter apenas censuras não-informativas, que são aquelas que não carregam informação sobre a probabilidade do eventual evento subsequente (Clark et al. 2003). No nosso exemplo, isso quer dizer que um peixe que não conseguiu sair do CET (censurado) deveria ter a mesma probabilidade de conseguir sair do que um peixe que continuou sendo monitorado, caso o indivíduo censurado continuasse sendo monitorado. A censura informativa geralmente está relacionada a questões metodológicas, como é claro em nosso estudo. Normalmente é difícil identificar e avaliar o impacto das censuras informativas sobre os dados, e, embora existam meios de lidar com elas analiticamente (Allison 2010b), no nosso caso a causa e os indivíduos influenciados por problemas metodológicos eram tão evidentes que nós achamos que seria mais correto simplesmente excluir os dados desses indivíduos das análises.

Dos 16 Characiformes que foram marcados, apenas um conseguiu fornecer alguma informação. Os outros 15 sequer conseguiram chegar ao T3. As principais movimentações dessas espécies na calha do rio Madeira são registradas no período das secas (Goulding 1980). Durante a época das cheias, essas espécies não usam a calha principal, ficando restritas às lagoas marginais e aos afluentes (Goulding 1980). A alta turbidez das águas do rio Madeira durante o período chuvoso deve ser a melhor explicação para esse fato, visto que os Characiformes são, em geral, visualmente orientados (Britski & Carvalho 1981). Provavelmente esse foi o principal motivo da

baixa performance dessas espécies, além de serem mais sensíveis à manipulação que a maioria dos Siluriformes (observação pessoal).

Comportamento dos peixes e influência das VH

Sem levar em consideração a Configuração, 50% dos peixes que conseguiram atravessar o CET permaneceram mais de um dia dentro dele. Esse longo tempo não parece estar relacionado a dificuldades dos peixes de sair do CET, visto que os movimentos de saída da grande maioria foram rápidos e direcionados. Além disso, os peixes permaneceram mais tempo no Tanque 2, e muitas vezes não tentaram passar o defletor. Propomos duas explicações para esse comportamento: 1) pode ter relação com o tempo necessário para os peixes se adaptarem ao fluxo a que estavam submetidos ou 2) ter relação com o tempo necessário para o peixe se recuperar do estresse da captura, transporte e manuseio. Todos os trabalhos que avaliam o comportamento de peixes em canais abertos mantêm os peixes em tanques a jusante do canal, permitindo que eles entrem no canal quando a motivação para entrar superar a de ficar (*e.g.* Haro et al. 2004; Castro-Santos 2005; Silva et al. 2009; Branco et al. 2013; Sanz-ronda et al. 2015). Condicionantes de engenharia impediram que o tanque de introdução fosse construído à jusante do CET. Isso pode ter feito com que os peixes saíssem da área de introdução sem terem as informações necessárias para sua orientação sobre o escoamento, e necessitassem de um tempo para se adaptarem a ele. Se esse for o caso, talvez seja importante estudos que avaliem o tempo necessário para que os peixes se aclimatem às condições de testes, visto que normalmente o tempo de aclimação nos estudos é de 2-12h. Por outro lado, se a causa for a recuperação do estresse devido à metodologia de captura e marcação, são necessários trabalhos que avaliem a influência do estresse sobre a motivação de peixes para entrarem em canais abertos. Os dois fatores também podem ter atuado conjuntamente para explicar esse comportamento.

Os peixes responderam de forma semelhante à velocidade e à potência específica do escoamento. Ambas variáveis são reconhecidamente importantes para determinar o sucesso de passagem de peixes por mecanismos de transposição, embora geralmente outras métricas de turbulência, que não a Pe , sejam avaliadas, mesmo que essa seja o parâmetro de projeto mais utilizado. A velocidade de escoamento está relacionada à capacidade natatória dos peixes, enquanto a turbulência, com a capacidade do peixe se orientar pelo escoamento e manter sua estabilidade (Lupandin 2005; Liao 2007). Por explicarem eventos diferentes para a passagem de peixes, as duas variáveis foram modeladas, a despeito de sua colinearidade.

Na Configuração 2, 85% dos peixes analisados conseguiram sair do CET, valor superior a boa parte dos STPs que tiveram dados analisados (Bunt et al. 2012). É importante lembrar que a eficiência do STP depende também da sua capacidade de atrair o peixe até sua entrada e de atraí-lo para dentro (Castro-santos et al. 2009), além da diferença do comprimento dos dois canais. Portanto, o simples fato dos peixes conseguirem transpor o CET não é uma garantia que o STP construído a partir dos seus resultados será eficiente, mas garante que as condições hidráulicas no segmento do STP não afetado pela NA do canal de fuga serão apropriadas à subida dos peixes.

Embora as médias das vazões diárias não tenham sido estatisticamente diferentes entre as configurações, as VH apresentaram valores maiores nos dois tanques na Configuração 2. Mesmo assim, os peixes tiveram melhor performance para saírem do CET na Configuração 2 e para atravessar o Tanque 3. Essas conclusões são embasadas em praticamente todos os resultados descritivos apresentados: nas curvas de sobrevivência para sair do CET, tanto avaliando-se todas as espécies quanto as oito espécies analisadas separadamente; no número de tentativas; porcentagem de sucessos entre os tanques; e nas curvas de sobrevivência para passar os tanques.

O Tanque 3 na Configuração 2, onde houveram os maiores valores de P_e e v_t , e, teoricamente, as condições mais severas para a passagem dos peixes, aumentou as taxas de passagem entre 2 a 4 vezes. Isso pode ser explicado porque aumento da P_e e, especialmente, v_t aumentaram as taxas de passagem pelos tanques. Esses resultados, somados ao movimento de saída rápido e direcionado, sugerem que as condições hidráulicas na amplitude testada não dificultaram a saída dos peixes. Pelo contrário, dentro das condições hidráulicas avaliadas, quanto maiores os valores das variáveis hidráulicas, menor foi o tempo de passagem e melhor a performance dos peixes. Dessa forma, nós refutamos a nossa hipótese central desse trabalho, que aumento das VH analisadas reduziria as taxas de passagem.

Várias hipóteses podem ser levantadas para explicar esses resultados. Alguns autores relatam baixas performance de STPs cujas condições hidráulicas são muito conservativas (Orsborn 1987). Isso pode estar relacionado com a falta de estímulo para deslocar-se para montante (Castro-Santos & Haro 2010). Das corredeiras do rio Madeira, a cachoeira do Teotônio é a que apresenta o maior desnível (Goulding 1979), e provavelmente as condições hidráulicas mais adversas para muitas espécies, a ponto de ser um filtro biológico distinguindo as espécies que ocorrem a montante e jusante dela (Torrente-Vilara et al. 2011). Mesmo espécies de grande porte, como *Phactcephalus hemiliopterus* estão ausentes no trecho a montante da cachoeira. Outras

espécies, como *B. rousseauxii*, *B. filamentosum* e *B. platynemum* tinham importantes pontos de pesca na cachoeira, quando eram capturados enquanto faziam a transposição do obstáculo (Goulding 1979). Além disso, tais espécies são conhecidas por fazerem migrações que podem abranger praticamente toda a bacia Amazônica (Goulding 1980; Barthem & Goulding 1997). Dessa forma, é de se esperar que essas espécies tenham altas capacidades natatórias, tanto em termos de velocidade de explosão quanto em velocidade sustentada. Também deve-se considerar que peixes que permanecem na calha de grandes rios podem não se sentirem atraídos para se moverem em regiões de pouca vazão (que, em condições naturais, geralmente implica baixa velocidade e turbulência), que poderiam representar pequenos afluentes. Indivíduos adultos de *B. rousseauxii*, *B. filamentosum*, *B. platynemum*, *S. planiceps* e *Z. zungaro* estão geralmente restritos às calhas dos grandes rios (Barthem & Goulding 1997), e são raramente encontrados em afluentes do rio Madeira. São mais comuns na confluência do tributário com o rio principal, onde aparentemente predam os Characiformes que fazem a movimentação entre os dois ambientes (Goulding 1980).

Estudos com espécies tropicais em respirômetros demonstraram que aparentemente a velocidade crítica dos peixes neotropicais é superior à dos peixes de clima temperados (Santos et al. 2012). Esses autores demonstram que espécies de pequeno porte (CP médio < 30 cm) possuem velocidade crítica próximo de 2 m.s^{-1} . Essa velocidade foi próxima à v_t média nos tanques em ambas as Configurações. A maior v_t calculada para os experimentos foi maior que os 3 m.s^{-1} , que deve estar abaixo da velocidade de explosão para as espécies de grande porte testadas no CET. A região do jato da passagem da água entre os tanques é onde estão as maiores velocidades em STP com ranhura vertical, e normalmente onde os peixes mais negociam a passagem e mais demandam atividade muscular (Alexandre et al. 2013). Como as velocidades aparentemente estavam abaixo daquelas que os peixes conseguem transpor, as taxas de passagem foram altas mesmo nas maiores velocidades testadas.

Quanto à turbulência, existe muita contradição na literatura. Por exemplo, Liao et al. (2003), Taguchi & Liao (2011) e Liao (2009) indicam redução do gasto energético na natação devido à redução da atividade muscular pela capacidade do peixe em explorar o torque de vórtices de água para manter a posição. Por outro lado, aumento da turbulência está associado com maior gasto energético na natação (e.g. Odeh et al. 2002; Enders et al. 2003) e com desorientação e perda de estabilidade para várias outras espécies (Lupandin 2005; Liao 2007). A seleção de micro-habitat em relação à turbulência pode variar dependendo da velocidade, com os peixes escolhendo habitats menos turbulentos em baixas velocidades, mas mudando para áreas mais turbulentas à medida que a velocidade aumenta (Smith et al. 2005). Outros trabalhos indicam

até que o efeito da turbulência pode ser negligenciável em algumas situações (Nikora et al. 2003). É mais provável que esses trabalhos sejam complementares, e que as diferenças encontradas estejam relacionadas ao desenho experimental, à escala e às métricas avaliadas (Neary et al. 2012). Um fato que parece estar bem consolidado é que a influência da turbulência sobre o comportamento e a velocidade dos peixes é tão maior quanto maiores forem os vórtices em relação ao tamanho dos indivíduos, afetando não apenas a estabilidade como também a velocidade crítica de deslocamento (Montgomery et al. 2000; Tritico & Cotel 2010; Lupandin 2005; Liao 2007; Cada & Odeh 2001). Certamente os vórtices formados no CET deviam ser pequenos quando comparados ao tamanho dos exemplares testados. Além disso, a pequena relação entre B/b_0 fazia com que o fluxo fosse mais direcionado, reduzindo as zonas de recirculação, especialmente na Configuração 2, quando ocorreram os menores tempo de passagem.

Se de fato nossa interpretação está correta e se as condições hidráulicas foram adequadas para as espécies testadas, essas parecem possuir maior capacidade de orientação em escoamento mais turbulento. Na literatura, a maior Pe indicada para STP é de 200 W.m^{-3} para salmonídeos, e estudos feitos em outras regiões sugerem Pe nunca superiores a 100 W.m^{-3} (Mallen-Cooper 1999) ou tão baixas quanto 70 W.m^{-3} (Fouché & Heath 2013). Embora os valores médios de Pe estivessem abaixo do limite de 200 W.m^{-3} , a Pe foi superior a ele em nove dias ($\approx 33\%$ dos dias) de experimento (quatro no Tanque 2 e cinco no Tanque 3), e chegou a valores superiores a 300 W.m^{-3} em três dias (1 e 2). Apesar do coeficiente da Pe sobre a taxa de passagem ter sido consistentemente positivo, indicando incremento das taxas de passagem com aumento da Pe , os intervalos de confiança de 95% sempre abrangeram também a região de redução da taxa de passagem. Logo, é provável que, nessa amplitude avaliada, os efeitos da Pe também sejam negligenciáveis para essas espécies (Nikora et al. 2003). Indivíduos de grande porte de barbo-do-norte (*Luciobarbus bocagei*) também tiveram menores tempos de passagem em condições experimentais com maior Pe (Silva et al. 2011).

Para *B. filamentosum*, *B. platynemum*, *B. rousseauxii* e *S. planiceps*, o fato dos modelos com controle da influência das VH pela configuração e tanque não terem sido mais explicativos que o modelo sem esse controle, indica que as variações das VH entre configurações e tanques não influenciaram as suas taxas de passagem. Também não houve diferença entre as curvas de sobrevivência para sair do CET para *B. filamentosum* e *B. platynemum* (lembrando que *S. planiceps* foi testada apenas no Configuração 2). Esses resultados também ajudam a corroborar a hipótese que as condições hidráulicas testadas estavam dentro da amplitude adequada para as espécies avaliadas, especialmente as consideradas boas nadadoras por conseguirem transpor

a cachoeira do Teotônio. Assim, nossos resultados reforçam as conclusões de Towler et al. (2015), que são necessárias investigações empíricas e experimentos direcionados à compreensão da interação das diferentes espécies com a turbulência medida como Pe .

O fato de haver diferenças entre as VH relacionadas ao tanque e à configuração justificou a inclusão nos modelos dessas variáveis como variáveis de efeito aleatório, e ajudou a explicar o efeito das VH para quatro das oito espécies analisadas separadamente. O outro lado da moeda é que o grande efeito dessas variáveis sugere que existem fatores que não foram medidos e que tiveram grande influência sobre o comportamento dos peixes. Esse é um problema dos métodos de regressão aplicados a dados não-experimentais, que associado a não inclusão de fatores influentes, pode levar a vieses tão grandes que levam a conclusões que podem ser exatamente o oposto do verdadeiro efeito das variáveis analisadas (Allison 2010a). Embora tenhamos feito os experimentos em um canal artificial, as condições de controle das variáveis eram mínimas e, por isso, nosso estudo pode ser considerado mais observacional que efetivamente experimental. Isso pode ser a causa de o intervalo de confiança do efeito das variáveis ser tão grande, e também estar abrangendo tanto a área de incremento quanto de redução da taxa de passagem para Pe e CP.

Não há dúvidas que o design é fundamental para que STPs sejam eficientes e permitam a subida de peixes (*e.g.* Williams et al. 2012; Cooke & Hinch 2013). Entretanto, apenas haverá melhoras significativas nesse design quando engenheiros e biólogos trabalharem em equipe buscando entender as respostas comportamentais dos peixes às diferentes variáveis e métricas existentes para caracterizar o escoamento em um canal aberto, e estabelecer os limites adequados para que as condições não se tornem intransponíveis ou não-atrativas para as espécie-alvo (*e.g.* Castro-santos et al. 2009). Nosso trabalho trouxe importantes contribuições, pois demonstrou que para algumas espécies neotropicais os critérios de projeto relacionados à vt e Pe sugeridos na literatura podem não ser suficientes para estimular o peixe no seu deslocamento ascendente, o que aumenta o tempo de passagem e reduz a performance do STP. Avaliações preliminares do STP construído na UHE Santo Antônio mostram que indivíduos de *B. rousseauxii* conseguem encontrar a entrada e adentram por cerca de 1/3 do seu comprimento, mas ainda não foram registrados saindo do STP (Hanh, L. comunicação pessoal). Esse comportamento é exibido por essa espécie para se alimentar nas planícies de inundação (Goulding 1980). Como o sistema suplementar de água de atração não foi construído ainda, a ausência de passagem pode estar relacionada a falta de estímulo para migrar para montante.

Nós rejeitemos as nossas hipóteses, mas não conseguimos estabelecer parâmetros de projeto que podem ser utilizados imediatamente. Mesmo assim, nosso trabalho trouxe direcionamentos para os estudos futuros, que devem buscar encontrar os limites superiores de velocidade e turbulência do escoamento nas quais as espécies do rio Madeira não conseguem mais atravessar. Tais estudos podem começar com v_t maior que $3,0 \text{ m.s}^{-1}$ e Pe superior a 150 W.m^{-3} , que estão, na verdade, próximos aos limites máximos indicados para a construção de STPs. Da mesma forma, é preciso identificar os limites inferiores, para evitar passagens superconservativas (Orsborn 1987).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexandre, C.M. et al., 2013. Use of electromyogram telemetry to assess the behavior of the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner , 1864) in a pool-type fishway. *Ecological Engineering*, 51, pp.191–202. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.047>.
- Allison, P.D., 2010a. Survival Analysis. In G. R. Hancouck & R. O. Mueller, eds. *The reviewer's guide to quantitative methods in the social sciences*. New York: Routledge, pp. 414–424.
- Allison, P.D., 2010b. *Survival analysis using SAS: a practical guide*, Sas Institute.
- Altmann, J., 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49(3), pp.227–266.
- Alvarez-Vázquez, L.J. et al., 2013. On the optimal design of river fishways. *Optim Eng*, 14, pp.193–211.
- Alvarez-Vázquez, L.J. et al., 2011. The importance of design in river fishways. *Procedia Environmental Sciences*, 9, pp.6–10. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878029611007560> [Accessed September 14, 2013].
- Armstrong, G.S. et al., 2004. Environment agency fish pass manual: guidance notes on the legislation, selection and approval of fish passes in England and Wales. Available on CD from Environment Agency, Llys Afon, Hawthorn Rise, Haverfordwest, Pembrokeshire, SA61 2BQ, Wales, UK. E-mail: greg.armstrong@environment-agency.gov.uk.
- Baigun, C.R.M. et al., 2007. Can north american fish passage tools work for South american migratory fishes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2), pp.109–119.
- Barrett, B.J. & Mallen-cooper, M., 2006. The Murray River 's " Sea to Hume Dam " fish passage program : Progress to date and lessons learned. , 7(3), pp.173–183.
- Barthem, R. & Goulding, M., 1997. *The catfish connection: ecology, migration, and conservation of Amazon predators*, Columbia University Press.
- Barthem, R.B., Ribeiro, M.C.L. de B. & Jr, M.P., 1991. Life Strategies of some Long-Distance

894 Migratory Catfish in Relation to Hydroelectric Dams in the Amazon Basin. *Biological conservation*, 55, pp.339–345.

896 Bell, M.C., 1991. *Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria*,
 Branco, P. et al., 2013. Pool-Type Fishways : Two Different Morpho-Ecological Cyprinid Species
 898 Facing Plunging and Streaming Flows. *PloS one*, 8(5), pp.1–9.

Britski, H.A. & Carvalho, J.C.M., 1981. *Peixes de água doce*, São Paulo: Melhoramentos.

900 Brownell, P. et al., 2012. Diadromous fish passage: a primer on technology, planning, and design
 for the Atlantic and Gulf coasts. *Report of the National Marine Fisheries Service and the US*
 902 *Geological Survey Conte Anadromous Fish Research Center*.

Bunt, C.M., Castro-Santos, T. & Haro, A., 2012. PERFORMANCE OF FISH PASSAGE STRUCTURES
 904 AT UPSTREAM BARRIERS TO MIGRATION. *River Research and Applications*, 28(August
 2011), pp.457–478.

906 Cada, G.F. & Odeh, M., 2001. *TURBULENCE AT HYDROELECTRIC POWER PLANTS AND ITS
 POTENTIAL EFFECTS ON FISH*, Portland.

908 Castro-Santos, T. et al., 2013. Breaking the speed limit — comparative sprinting performance of
 brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of*
 910 *Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(2), pp.280–293.

Castro-Santos, T., 2005. Optimal swim speeds for traversing velocity barriers: an analysis of
 912 volitional high-speed swimming behavior of migratory fishes. *The Journal of experimental
 biology*, 208(Pt 3), pp.421–32. Available at:
 914 <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15671330> [Accessed August 6, 2013].

Castro-santos, T., 2004. Quantifying the combined effects of attempt rate and swimming
 916 capacity on passage through velocity barriers. , (Hasler 1971), pp.1602–1615.

Castro-santos, T., Cotel, A.J. & Webb, P., 2009. Fishway evaluations for better bioengineering.
 918 *American Fisheries Society Symposium*, 69, pp.557–575.

Castro-Santos, T. & Haro, A., 2010. Fish guidance and passage at barriers. In P. Domenici & B. G.
 920 Kapoor, eds. *Fish Locomotion: An Eco-ethological Perspective*. Enfield, NH: Science
 Publishers, pp. 62–89.

922 Castro-santos, T. & Haro, A., 2003. Quantifying migratory delay : a new application of survival
 analysis methods. , 996, pp.986–996.

924 Castro-Santos, T., Haro, A. & Walk, S., 1996. A passive integrated transponder (PIT) tag system
 for monitoring fishways. *Fisheries Research*, 28, pp.253–261.

926 Castro-santos, T. & Perry, R., 2012. Time-to-Event Analysis as a Framework for Quantifying Fish
 Passage Performance. In N. S. Adams, J. W. Beeman, & J. Eiler, eds. *Telemetry Techniques:
 928 a user guide for fisheries research*. Maryland: Amerian Fisheries Society, pp. 1–26.

Clark, T.G. et al., 2003. Tutorial Paper Survival Analysis Part I : Basic concepts and first analyses.
 930 , 550(January 1990), pp.232–238.

Clay, C.H., 1995. *Design of fishways and other fish facilities*, CRC Press.

932 Cooke, S.J. & Hinch, S.G., 2013. Improving the reliability of fishway attraction and passage
efficiency estimates to inform fishway engineering , science , and practice. *Ecological*
934 *Engineering*, 58, pp.123–132. Available at:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.005>.

936 Cox, D.R., 1972. Regression models and life-tables. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, pp.187–220.

938 Crawley, M.J., 2012. *The R book*, John Wiley & Sons.

Enders, E.C., Boisclair, D. & Roy, A.G., 2003. The effect of turbulence on the cost of swimming
940 for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) 1. , 1160, pp.1149–1160.

EU, 2000. *EU Water framework directive*,

942 FAO/DVWK, 2002. Fish passes-Design, dimensions and monitoring.

Fouché, P.S.O. & Heath, R.G., 2013. Functionality evaluation of the Xikundu fishway , Luvuvhu
944 River , South Africa. , (Louw 1995).

Franklin, A.E. et al., 2012. Evaluation of Nature-Like and Technical Fishways for the Passage of
946 Alewives at Two Coastal Streams in New England. *Transactions of the American Fisheries Society*,
141(3), pp.624–637. Available at:
948 <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00028487.2012.683469> [Accessed
September 14, 2013].

950 Gibbons, J.W. & Andrews, K.M., 2004. PIT Tagging : Simple Technology at Its Best. *BioScience*,
54(5), pp.447–454.

952 Goettel, M.T., Atkinson, J.F. & Bennett, S.J., 2015. Behavior of western blacknose dace in a
turbulence modified flow field. , 74, pp.230–240.

954 Goulding, M., 1979. *Ecologia da pesca do rio Madeira*, Conselho Nacional de Desenvolvimento
Científico e Tecnológico, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Available at:
956 <https://books.google.com.br/books?id=RC5kHQAACAAJ>.

Goulding, M., 1980. *The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history*, Univ of
958 California Press.

Haro, A. et al., 2004. Swimming performance of upstream migrant fishes in open-channel flow :
960 a new approach to predicting passage through velocity barriers. , 1601(1958), pp.1590–
1601.

962 Helfman, G.S., 2007. *Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources*, Island Press.

964 Hosmer, D.W., Lemeshow, S. & May, S., 2008. *Applied survival analysis: regression modeling of time to event data* 2nd ed., New Jersey: John Wiley & Sons.

966 Junho, R.A.C., 2008. *Migrações ascendentes de peixes neotropicais e hidroelétricas: proteção a*

jusante de turbinas e vertedouros e sistemas de transposição. Universidade de São Paulo.

- 968 Junho, R.A.C. et al., 2012. Three types of energy dissipaters and fish passage in an experimental
fishway built in the Madeira River. In *International Symposium on Fish Passages in South*
970 *America*. Toledo.
- Katopodis, C. & Williams, J.G., 2012. The development of fish passage research in a historical
972 context. *Ecological Engineering*, 48, pp.8–18. Available at:
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857411002552> [Accessed September
974 14, 2013].
- Kelly, P.J. & Lim, L.L.-Y., 2000. Survival analysis for recurrent event data: an application to
976 childhood infectious diseases. *Statistics in medicine*, 19(1), pp.13–33.
- Kemp, P.S., 2012. BRIDGING THE GAP BETWEEN FISH BEHAVIOUR , PERFORMANCE AND
978 HYDRODYNAMICS : AN ECOHYDRAULICS APPROACH TO FISH PASSAGE. , 28, pp.403–406.
- Klein, J.P. & Moeschberger, M.L., 2003. *Survival analysis: techniques for censored and truncated*
980 *data*, Springer Science & Business Media.
- Kynard, B. et al., 2008. Using Juvenile Sturgeons as a Substitute for Adults: A New Way to
982 Develop Fish Passage for Large Fish. , 1993(Clay 1995), pp.1–21. 2008.
- Larinier, M., 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *Bulletin Français de*
984 *la Pêche et de la Pisciculture*, 364(suppl), pp.54–82.
- Liao, J.C., 2007. A review of fish swimming mechanics and behaviour in altered flows. , (May),
986 pp.1973–1993.
- Liao, J.C., 2009. Fish Exploiting Vortices Decrease. , 1566(2003).
- 988 Liao, J.C. et al., 2003. The Kármán gait : novel body kinematics of rainbow trout swimming in a
vortex street. , pp.1059–1073.
- 990 Lupandin, A.I., 2005. Effect of Flow Turbulence on Swimming Speed of Fish. , 32(5), pp.461–466.
- Mallen-Cooper, M., 1999. Developing fishways for non-salmonid fishes: a case study from the
992 Murray River in Australia. In M. Odeh, ed. *Innovations in fish passage technology*. American
Fisheries Society, pp. 173–195.
- 994 Mallen-Cooper, M. & Brand, D.A., 2007. Non-salmonids in a salmonid fishway : what do 50 years
of data tell us about past and future fish passage? *Fisheries Management and Ecology*,
996 pp.1–14.
- McCutcheon, C.S., Prentice, E.F. & Park, D.L., 1994. Passive monitoring of migrating adult
998 steelhead with PIT tags. *North American Journal of Fisheries Management*, 14(1), pp.220–
223.
- 1000 Montgomery, J. et al., 2000. Sensory processing of water currents by fishes. , pp.1325–1327.
- Neary, V.S. et al., 2012. THE IPOS FRAMEWORK : LINKING FISH SWIMMING PERFORMANCE IN
1002 ALTERED FLOWS FROM LABORATORY EXPERIMENTS TO RIVERS. , 443(September 2011),

pp.429–443.

- 1004 Nikora, V.I. et al., 2003. Effects of fish size , time-to-fatigue and turbulence on swimming
performance : a case study of *Galaxias maculatus*. *Journal of fish biology*, 63, pp.1365–
1006 1382.
- Odeh, M. et al., 2002. *EVALUATION OF THE EFFECTS OF TURBULENCE ON THE BEHAVIOR OF
1008 MIGRATORY FISH*, Portland.
- Oldani, N.O. et al., 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata
1010 River basin? *Neotropical Ichthyology*, 5(2), pp.89–102. Available at:
[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-
1012 62252007000200002&lng=en&nrm=iso&tIng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252007000200002&lng=en&nrm=iso&tIng=en).
- Orsborn, J.F., 1987. Fishways-historical assessment of design practices.
- 1014 Pompeu, P.D.S., Vieira, F. & Martinez, C.B., 2006. Utilização do mecanismo de transposição de
peixes da Usina Hidrelétrica Santa Clara por camarões (Palaemonidae), bacia do rio Mucuri,
1016 Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1), pp.293–297.
- Prentice, E.F. et al., 1990. PIT-tag monitoring systems for hydroelectric dams and fish hatcheries.
1018 In *American Fisheries Society Symposium*. pp. 323–334.
- Prentice, R.L., Williams, B.J. & Peterson, A. V, 1981. On the regression analysis of multivariate
1020 failure time data. *Biometrika*, 68(2), pp.373–379.
- Queiroz, L.J. et al., 2013. *Peixes do Rio Madeira* L. J. Queiroz et al., eds., São Paulo: Diaeto.
- 1022 R Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Available at:
<https://www.r-project.org/>.
- 1024 Rajaratnam, N., 1986. Hydraulics of vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic ...*, 112(10),
pp.909–927. Available at: [http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)0733-
1026 9429\(1986\)112:10\(909\)](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)0733-9429(1986)112:10(909)).
- Rajaratnam, N., Katopodis, C. & Solanki, S., 1992. New designs for vertical slot fishways.
1028 *Canadian Journal of Civil Engineering*, 19(3), pp.402–414.
- Rajaratnam, N., der Vinne, G. & Katopodis, C., 1986. Hydraulics of vertical slot fishways. *Journal
1030 of Hydraulic Engineering*, 112(10), pp.909–927.
- Rodríguez, T.T. et al., 2006. Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming
1032 capabilities. *Ecological Engineering*, 27, pp.37–48.
- Sanagiotto, D.G. et al., 2011. Estudo Experimental das Características do Escoamento em
1034 Escadas para Peixes do Tipo Ranhura Vertical — Turbulência do Escoamento. *Revista
Brasileira de Recursos hídricos*, 16(4), pp.195–205.
- 1036 Santos, H. a et al., 2008. Swimming performance of the freshwater neotropical fish: *Pimelodus
maculatus* Lacepède, 1803. *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia*,
1038 68(2), pp.433–9. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18660976>.

1040 Santos, H.D.A. e et al., 2012. Optimal swim speeds by respirometer : an analysis of three
neotropical species. , 10(4), pp.805–811.

1042 Santos, H.D.A. e, Pompeu, P.S. & Martinez, C.B., 2009. Estabelecimento de Parâmetros
Hidráulicos para Escadas de Peixes do Tipo Ranhura Vertical Baseados em Características
de Espécies Neotropicais. *Revista Brasileira de Recursos hídricos*, 14(1), pp.99–112.

1044 Santos, J.M. et al., 2013. Effect of two flow regimes on the upstream movements of the Iberian
barbel (*Luciobarbus bocagei*) in an experimental pool-type fishway. *Journal of Applied*
1046 *Ichthyology*, pp.1–6.

1048 Sanz-ronda, F.J., Makrakis, S. & Castro-santos, T., 2015. Sprinting performance of two Iberian
fish : *Luciobarbus bocagei* and *Pseudochondrostoma duriense* in an open channel flume. ,
(November).

1050 Silva, A.T. et al., 2012. Cyprinid swimming behaviour in response to turbulent flow. *Ecological*
Engineering, 44, pp.314–328. Available at:
1052 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.015>.

1054 Silva, A.T. et al., 2011. Effects of water velocity and turbulence on the behaviour of iberian barbel
(*Luciobarbus bocagei* , steindachner 1864) in an experimental pool-type fishway. *River*
Research and Applications, 27, pp.360–373.

1056 Silva, B.A.T. et al., 2009. Selection of Iberian barbel *Barbus bocagei* (Steindachner , 1864) for
orifices and notches upon different hydraulic configurations in an experimental pool-type
1058 fishway. , 25, pp.173–177.

1060 Smith, D.L., Brannon, E.L. & Odeh, M., 2005. Response of Juvenile Rainbow Trout to Turbulence
Produced by Prismatic Shapes. *Transactions of the American Fisheries Society*, (134),
pp.741–753.

1062 SonTek/YSI, 2009. RiverSurveyor S5/M9 - System Manual - Firmware Version 1.0. , p.107.

1064 Stuart, I.G. & Berghuis, A.P., 2002. Upstream passage of fish through a vertical-slot fishway in an
Australian subtropical river. *Fisheries Management and Ecology*, 9, pp.111–122.

1066 Taguchi, M. & Liao, J.C., 2011. Rainbow trout consume less oxygen in turbulence : the energetics
of swimming behaviors at different speeds. , pp.1428–1436.

1068 Tarrade, L. et al., 2011. Detailed experimental study of hydrodynamic turbulent flows generated
in vertical slot fishways. *Environmental fluid mechanics*, 11(1), pp.1–21.

1070 Tarrade, L. et al., 2008. Topologies and measurements of turbulent flow in vertical slot fishways.
, pp.177–188.

Therneau, T., 2015. A package for survival analysis in S. R package version 2.38. *R packages*.

1072 Therneau, T. & Clinic, M., 2015. *Mixed Effects Cox Models*, Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/coxme/vignettes/coxme.pdf>.

1074 Therneau, T.M., 2015. coxme: Mixed Effects Cox Models. Available at: <http://cran.r-project.org/package=coxme>.

- 1076 Torrente-Vilara, G. et al., 2011. Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage
structure in the Madeira River (Amazon Basin). *Ecology of Freshwater Fish*, pp.1–10.
- 1078 Towler, B., Mulligan, K. & Haro, A., 2015. Derivation and application of the energy dissipation
factor in the design of fishways. *Ecological Engineering*, 83, pp.208–217. Available at:
1080 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.014>.
- Tritico, H.M. & Cotel, A.J., 2010. The effects of turbulent eddies on the stability and critical
1082 swimming speed of creek chub (*Semotilus atromaculatus*). , pp.2284–2293.
- Wagner, R.L. et al., 2012. Passage performance of long-distance upstream migrants at a large
1084 dam on the Paraná River and the compounding effects of entry and ascent. *Neotropical
Ichthyology*, 10(4), pp.785–795.
- 1086 Wang, R.W., David, L. & Larinier, M., 2010. Contribution of experimental fluid mechanics to the
design of vertical slot fish passes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*,
1088 (396), p.02. Available at: <http://www.kmae-journal.org/10.1051/kmae/2010002>
[Accessed September 14, 2013].
- 1090 Williams, J.G. et al., 2012. THINKING LIKE A FISH : A KEY INGREDIENT FOR DEVELOPMENT OF
EFFECTIVE FISH PASSAGE FACILITIES AT RIVER OBSTRUCTIONS. , 417(July 2011), pp.407–
1092 417.
- Wu, S., Rajaratnam, N. & Katapodis, C., 1999. STRUCTURE OF FLOW IN VERTICAL SLOT FISHWAY.
1094 *JOURNAL OF HYDRAULIC ENGINEERING*, 125(4), pp.351–360.

Tabela 1.1: Tabela usada para o cálculo do coeficiente de descarga (c_d) do defletor 3. ab = abertura da base do defletor; Q_M = vazão medida pelo ADCP; dh = carga hidráulica no defletor D3; y = coluna d'água na soleira do defletor; A = área de escoamento na ranhura para y ; c_d = coeficiente de descarga; %1 = a porcentagem de desvio de cada c_d em relação à média dos valores calculados; %2 e %3 = porcentagem de desvio de cada c_d em relação à média, atualizado após a exclusão dos valores maiores que o limite de 10% acima ou abaixo da média (em destaque, com tons mais claros de cinza os que foram excluídos por último), até que todos estivessem adequados, ou seja, dentro daqueles limites (%F). Valor calculado final do c_d em negrito.

Data	ab	Q_M	dh	y	A	c_d	%1	%2	%3	%F
11/02/2011	1,1	1,10	0,30	0,45	0,50	0,912	-3,88	0,24	-1,77	-0,29
15/02/2011	1,1	2,36	0,35	0,85	0,94	0,963	1,54	5,89	3,77	5,33
18/02/2011	1,1	2,52	0,30	1,05	1,16	0,898	-5,38	-1,33	-3,30	-1,85
22/02/2011	1,1	3,66	0,33	1,30	1,46	0,989	4,22	8,68	6,51	8,11
02/03/2011	1,1	3,45	0,25	1,70	2,10	0,743	-21,70	-18,35		
15/03/2011	1,1	5,06	0,32	1,85	2,34	0,865	-8,83	-4,92	-6,82	-5,42
05/04/2011	1,6	10,90	0,48	2,25	4,10	0,867	-8,65	-4,74	-6,65	-5,24
28/04/2011	1,6	5,09	0,38	1,25	2,00	0,932	-1,74	2,46	0,42	1,93
03/05/2011	1,6	3,74	0,35	1,00	1,60	0,891	-6,09	-2,07	-4,03	-2,58
11/05/2011	1,6	2,83	0,35	0,65	1,04	1,038	9,47	14,16	11,87	
14/05/2011	1,6	1,30	0,30	0,25	0,40	1,338	41,04			
Média							0,949	0,910	0,928	0,914

Tabela 1.2: Vazão teórica e média (mínimo – máximo) das variáveis hidráulicas por configuração e tanque no canal experimental de transposição.

Variável hidráulica	Configuração 1	Configuração 2
Vazão teórica ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	3,60 (1,09-5,88)	4,58 (0,64-11,30)
Tanque 3		
Carga hidráulica – dh (cm)	0,30 (0,20 – 0,40)	0,36 (0,25 – 0,48)
Velocidade média – vt (m.s^{-2})	2,41 (1,98 – 2,80)	2,65 (2,21 – 3,07)
Potência específica – Pe (W.m^{-3})	104,25 (55,82 – 152,96)	169,77 (33,41 – 355,38)
Profundidade média – Ym (m)	2,35 (1,40 – 3,00)	2,13 (1,15 – 3,55)
Tanque 2		
Carga hidráulica – dh (cm)	0,22 (0,18 – 0,33)	0,27 (0,10 – 0,40)
Velocidade média – vt (m.s^{-2})	2,09 (1,88 – 2,54)	2,28 (1,40 – 2,80)
Potência específica – Pe (W.m^{-3})	71,45 (31,57 – 107,79)	122,36 (11,39 – 300,75)
Profundidade média – Ym (m)	2,58 (1,65 – 3,20)	2,31 (1,35 – 3,75)

Tabela 1.3: Tabela com a análise de deviance dos modelos lineares generalizados avaliando a influência da configuração e do tanque sobre o valor das variáveis hidráulicas. GL = graus de liberdade; Dev. resid. = deviance residual; F = valor da estatística de Fisher.

Modelos/ Variáveis	GL	Deviance	GL	Dev. resid.	F	p
Carga Hidráulica						
Nulo	99	0,48				
Configuração	1	0,07	98	0,41	30,03	<0,001
Tanque	1	0,17	97	0,24	68,22	<0,001
Configuração:Tanque	1	0,00	96	0,24	0,72	0,40
Velocidade média						
Nulo	99	3,68				
Configuração	1	0,50	98	3,18	25,90	<0,001
Tanque	1	1,27	97	1,91	65,34	<0,001
Configuração:Tanque	1	0,00	96	1,91	0,04	0,84
Potência específica do escoamento						
Nulo	99	3015,2				
Configuração	1	732,14	98	2283,0	36,70	<0,001
Tanque	1	345,53	97	1937,5	17,32	<0,001
Configuração:Tanque	1	1,68	96	1935,8	0,08	0,77
Profundidade média						
Nulo	99	37,26				
Configuração	1	1,48	98	35,77	4,10	0,05
Tanque	1	1,04	97	34,73	2,88	0,09
Configuração:Tanque	1	0,007	96	34,72	0,02	0,87

Tabela 1.4: Relação das espécies testadas no CET, com o número total de indivíduos marcados (N), número de indivíduos marcados em cada Configuração (N por configuração) e a média e amplitude do comprimento padrão (em cm). Entre parênteses, o número de indivíduos que tiveram o comportamento analisado.

Táxon	Nome comum	N	N por configuração		Comprimento padrão (cm)	
			1	2	Média	Amplitude
Characiformes						
Characidae						
<i>Brycon melanopterus</i>	Matrinchã	9	9 (0)		32,4	(31-35)
Prochilodontidae						
<i>Prochilodus nigricans</i>	Curimba	3	3 (0)		29,5	(26-33)
Serrasalminidae						
<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	4	1 (1)	3 (0)	41,0	
Siluriformes						
Doradidae						
<i>Megalodoras uranoscopus</i>	Bacu	1	1 (0)		56,0	
<i>Oxydoras niger</i>	Cuiú-cuiú	7	2 (1)	5 (0)	50,5	(33-68)
<i>Pterodoras granulosus</i>	Bacu	2		2 (2)	62,5	(62-63)
Loricariidae						
<i>Hypostomus</i> sp.	Cascudo	1		1 (1)	21,0	
Pimelodidae						
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Filhote	26	4 (3)	22 (9)	104,0	(78-148)
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	Babão	75	47 (16)	28 (9)	64,8	(49-76)
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	Dourada	44	23 (12)	21 (8)	82,9	(72-104)
<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	Dourado-zebra	5	5 (5)		54,2	(43-76)
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	Piramutaba	35	3 (1)	32 (19)	53,7	(41-61)
<i>Leiarinus marmoratus</i>	Jundiá	7		7 (2)	46,3	(34-51)
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	Pirarara	5		5 (3)	95,8	(80-113)
<i>Pinirampus pirinampu</i>	Barba-chata	71	8 (6)	63 (46)	42,1	(32-48)
<i>Platynemichthys notatus</i>	Coroatá	2	1 (1)	1 (0)	70,0	(70-70)
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	Surubim	141	50 (43)	91 (69)	58,9	(44-82)
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	Cachara	1		1 (1)	54,0	(54-54)
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	Peixe-lenha	15		15 (15)	92,3	(75-108)
<i>Zungaro zungaro</i>	Jaú	58	3 (2)	55 (49)	66,3	(63-69)
Totais		512	160 (91)	352 (233)		

Tabela 1.5: Número de detecções perdidas e porcentagem de falha (PF) por transecto vertical, teste e direção do movimento (M = para montante, J = para jusante). T6 parou de funcionar em 30/04.

Transecto	Configuração 1			Configuração 2			Total		
	M	J	PF (%)	M	J	PF (%)	M	J	PF (%)
T _{AI}	-	-	1,3	-	-	3,7	-	-	2,9
T2	11	21	2,0	13	51	2,5	24	72	2,3
T3	49	34	5,6	7	5	1,0	56	40	3,6
T5	1	2	1,1	0	1	0,3	1	3	0,6
T6	58	23	34,6	210	52	335,9	268	75	109,9

Tabela 1.6: Número de indivíduos testados (n), número de indivíduos que saíram do CET (passagens), TP mediano (em dias, com intervalo de confiança de 95% entre parênteses) em cada configuração, para todas as espécies analisadas em conjunto e para aquelas com mais de 10 indivíduos testados. p foi obtido pela comparação das curvas de sobrevivência entre as duas configurações pelo teste de log-rank.

Espécie	Configuração 1			Configuração 2			p
	n	Passagens	Tempo	n	Passagens	Tempo	
<i>B. filamentosum</i>	3	3	1,20 (1,00-2,43)	9	7	1,12 (0,44-1,76)	0,56
<i>B. platynemum</i>	16	8	1,16 (0,28-2,21)	9	4	0,8 (0,18-1,94)	0,96
<i>B. rousseauxii</i>	12	6	1,35 (0,74-2,11)	8	7	0,29 (0,16-0,35)	0,005
<i>B. vailantii</i>	1	1	0,648	19	16	3,10 (1,23-7,09)	0,08
<i>P. pirinampu</i>	6	2	11,17 (4,81-19,32)	42	38	0,81 (0,39-1,41)	0,006
<i>P. punctifer</i>	43	33	2,67 (1,44- 4,05)	69	59	2,60 (1,41-3,70)	0,33
<i>S. planiceps</i>	0	-	-	15	15	0,31 (0,24-0,57)	-
<i>Z. zungaro</i>	2	2	1,89 (1,30-2,43)	49	36	1,33 (1,07-1,59)	0,007
Todas	91	60	2,64 (1,44-3,94)	233	190	1,23 (1,07-1,49)	< 0,001

Tabela 1.7: Número médio de falhas (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%), número médio de sucessos (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%) e Porcentagem média (% Média) de sucessos por espécie e configuração para passar os tanques.

	Espécie	Falhas Média (IC95%)	Sucessos Média (IC95%)	% Média
Configuração 1	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	1,60 (0,49-2,71)	2,20 (1,16-3,24)	64,0
	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	2,54 (0,86-4,21)	0,82 (0,56-1,08)	44,3
	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	2,78 (1,42-4,15)	1,70 (0,98-2,41)	44,0
	<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	0,89 (-0,01-1,79)	1,11 (0,51-1,71)	70,3
	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	0,50 (-5,85-6,85)	1,00 (1,00-1,00)	75,0
	<i>Colossoma macropomum</i>	1,50 (-4,85-7,85)	0,50 (-5,85-6,85)	16,5
	<i>Oxydoras niger</i>	0,50 (-5,85-6,85)	1,00 (1,00-1,00)	75,0
	<i>Pinirampus pirinampu</i>	2,33 (0,84-3,82)	1,44 (-0,28-3,17)	28,9
	<i>Platynematichthys notatus</i>	2,00	0,00	0,0
	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1,31 (0,94-1,68)	1,18 (0,93-1,44)	61,0
	<i>Zungaro zungaro</i>	0,25 (-0,55-1,05)	1,00 (1,00-1,00)	87,5
	Média	1,47	1,09	51,50
Configuração 2	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	1,12 (0,33-1,91)	1,12 (0,81-1,43)	64,2
	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	0,62 (-0,22-1,45)	0,69 (0,40-0,98)	69,2
	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	0,60 (0,10-1,10)	0,93 (0,68-1,19)	74,5
	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	0,86 (0,45-1,27)	1,03 (0,85-1,21)	70,9
	<i>Hypostomus sp.</i>	10,00	0,00	0,0
	<i>Leiarinus marmoratus</i>	0,33 (-1,10-1,77)	0,67 (-0,77-2,10)	66,7
	<i>Phractocephalus hemioliopterus</i>	0,17 (-0,26-0,60)	1,17 (0,74-1,60)	91,7
	<i>Pinirampus pirinampu</i>	0,71 (0,47-0,94)	0,94 (0,87-1,02)	71,9
	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0,84 (0,53-1,15)	1,11 (0,91-1,31)	74,9
	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	0,50 (-5,85-6,85)	1,00 (1,00-1,00)	75,0
	<i>Pterodoras granulosus</i>	4,50 (-2,91-11,91)	3,25 (-3,91-10,41)	54,0
	<i>Sorubimichthys planiceps</i>	0,70 (0,31-1,09)	1,17 (0,99-1,34)	77,9
	<i>Zungaro zungaro</i>	1,31 (0,87-1,75)	1,08 (0,82-1,34)	62,7
	Média	1,71	1,09	65,66

Tabela 1.8: Número médio de falhas (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%), número médio de sucessos (com Intervalo de Confiança – IC – de 95%) e Porcentagem média de sucessos por espécie e por tanque.

		Falhas	Sucessos	% Média
Espécie		Média (IC95%)	Média (IC95%)	
Tanque 2	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	1,73 (0,68-2,77)	1,45 (0,83-2,08)	47,82
	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	2,88 (1,01-4,75)	0,80 (0,51-1,09)	39,56
	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	2,65 (1,18-4,12)	1,75 (0,93-2,57)	48,35
	<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	1,20 (-0,42-2,82)	1,20 (-0,16-2,56)	60,00
	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	1,30 (0,67-1,93)	1,05 (0,73-1,37)	57,45
	<i>Colossoma macropomum</i>	2,00	1,00	33,00
	<i>Hypostomus</i> sp.	10,00	0,00	0,00
	<i>Leiarinus marmoratus</i>	0,50 (-5,85-6,85)	0,50 (-5,85-6,85)	50,00
	<i>Oxydoras niger</i>	1,00	1,00	50,00
	<i>Phractocephalus hemioliopterus</i>	0,00	1,33 (-0,10-2,77)	100,00
	<i>Pinirampus pirinampu</i>	1,29 (0,94-1,64)	1,06 (0,79-1,33)	53,67
	<i>Platynematichthys notatus</i>	2,00	0,00	0,00
	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1,45 (1,12-1,79)	1,27 (0,99-1,56)	57,98
	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	1,00	1,00	50,00
	<i>Pterodoras granulosus</i>	4,50 (-39,97-48,97)	5,50 (-51,68-62,68)	53,00
	<i>Sorubimichthys planiceps</i>	1,13 (0,44-1,82)	1,27 (0,94-1,60)	66,87
	<i>Zungaro zungaro</i>	1,86 (1,27-2,46)	1,16 (0,72-1,60)	47,55
	Média	2,15	1,26	47,95
Tanque 3	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	0,73 (-0,01-1,47)	1,27 (0,84-1,71)	80,45
	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	0,44 (0,00-0,87)	0,75 (0,51-0,99)	71,88
	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	1,11 (0,15-2,07)	1,00 (0,70-1,30)	64,56
	<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	0,50 (-1,09-2,09)	1,00 (1,00-1,00)	83,25
	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	0,29 (-0,01-0,60)	1,00 (1,00-1,00)	87,24
	<i>Colossoma macropomum</i>	1,00	0,00	0,00
	<i>Leiarinus marmoratus</i>	0,00	1,00	100,00
	<i>Oxydoras niger</i>	0,00	1,00	100,00
	<i>Phractocephalus hemioliopterus</i>	0,33 (-1,10-1,77)	1,00 (1,00-1,00)	83,33
	<i>Pinirampus pirinampu</i>	0,35 (0,01-0,69)	0,91 (0,82-1,00)	84,88
	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0,51 (0,20-0,82)	0,98 (0,92-1,04)	83,22
	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	0,00	1,00	100,00
	<i>Pterodoras granulosus</i>	4,50 (-52,68-61,68)	1,00 (1,00-1,00)	55,00
	<i>Sorubimichthys planiceps</i>	0,27 (-0,06-0,60)	1,07 (0,92-1,21)	88,87
	<i>Zungaro zungaro</i>	0,50 (-0,03-1,03)	0,98 (0,89-1,06)	84,60
	Média	0,70	0,93	77,82

Tabela 1.9: Efeito da potência específica (Pe) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET, controlado pelo efeito do Configuração e do Tanque. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 100 w.m⁻³ na Pe ($e^{\text{coef} \cdot 100}$)]; CIA: Critério de Informação de Akaike; ΔCIA: variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.

Modelo/Variável	Coef.	EP coef.	Efeito	CIA	ΔCIA
Completo					
Nulo				210,9	0,0
CP+	-0,002	0,005	0,981		
Pe+	-0,003	0,003	0,742	217,8	6,9
CP:Pe	0,000	0,000			
CP+	0,006	0,002	1,057		
Pe	0,002	0,001	1,281	217,0	6,1
Pe	0,003	0,001	1,291	214,2	3,3
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>					
Nulo				10,1	3,6
CP+	0,111	0,077	3,045		
Pe+	0,055	0,042	1,734	6,6	0,0
CP:Pe	-0,001	0,001			
CP+	0,034	0,036	1,399		
Pe	0,008	0,007	2,195	7,4	0,8
Pe	0,004	0,006	1,543	8,7	2,1
<i>Pinirampus pirinampu</i>					
Nulo				44,9	3,8
CP+	-0,111	0,067	0,331		
Pe+	-0,048	0,031	0,008	41,7	0,6
CP:Pe	0,001	0,001			
CP+	-0,011	0,024	0,899		
Pe	0,000	0,003	1,049	41,1	0,0
Pe	0,000	0,003	1,011	42,9	1,8
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>					
Nulo				87,2	2,5
CP+	0,002	0,017	1,024		
Pe+	0,009	0,012	2,519	84,7	0,0
CP:Pe	0,000	0,000			
CP+	-0,005	0,007	0,950		
Pe	0,004	0,002	1,439	86,5	1,8
Pe	0,004	0,002	1,425	87,9	3,2
<i>Zungaro zungaro</i>					
Nulo				24,2	2,4
CP+	-0,035	0,028	0,708		
Pe+	-0,017	0,015	0,180	22,4	0,6
CP:Pe	0,000	0,000			
CP+	-0,003	0,013	0,974		
Pe	0,004	0,004	1,431	21,8	0,0
Pe	0,004	0,003	1,475	23,8	2,0

Tabela 1.10: Efeito da potência específica (Pe) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 100 w.m⁻³ na Pe ($e^{\text{coef} \cdot 100}$)]; CIA: Critério de Informação de Akaike; Δ CIA: variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.

Modelo/Variável	Coef.	EP coef.	Efeito	CIA	Δ CIA
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>					
Nulo				112,7	0,0
CP+	0,007	0,039	1,075		
Pe+	0,016	0,051	4,954	117,4	4,7
CP:Pe	0,000	0,001			
CP+	0,000	0,019	1,003	115,4	2,8
Pe	0,006	0,005	1,736		
Pe	0,006	0,005	1,740	113,4	0,8
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>					
Nulo				148,0	10,7
CP+	0,001	0,046	1,009		
Pe+	0,017	0,032	5,585	139,3	2,0
CP:Pe	0,000	0,000			
CP+	-0,003	0,018	0,968	137,3	0,0
Pe	0,014	0,010	4,145		
Pe	0,015	0,009	4,424	147,0	9,7
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>					
Nulo				190,5	4,5
CP+	-0,018	0,049	0,839		
Pe+	0,000	0,055	1,015	189,9	3,9
CP:Pe	0,000	0,001			
CP+	-0,006	0,021	0,946	188,0	1,9
Pe	0,015	0,006	4,459		
Pe	0,015	0,006	4,669	186,1	0,0
<i>Sorubimichthys planiceps</i>					
Nulo				129,6	1,1
CP+	0,095	0,109	2,590		
Pe+	0,070	0,073	2,013	131,7	3,2
CP:Pe	-0,001	0,001			
CP+	0,008	0,023	1,079	130,4	1,9
Pe	0,009	0,005	2,578		
Pe	0,009	0,005	2,524	128,5	0,0

Tabela 1.11: Efeito da velocidade média (Vt) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET, controlado pelo efeito do Configuração e do Tanque. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 1 m.s⁻¹ na Vt (e^{coef})]; CIA: Critério de Informação de Akaike; ΔCIA: variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.

Modelo/Variável	Coef.	EP. coef	Efeito	CIA	ΔCIA
Completo					
Nulo				210,9	0,0
CP+	-0,014	0,017	0,867		
Vt+	-0,130	0,552	0,878	218,0	7,1
CP:Vt	0,009	0,008			
CP+	0,006	0,002	1,057	218,7	7,8
Vt	0,474	0,183	1,606		
Vt	0,489	0,185	1,630	215,9	5,0
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>					
Nulo				10,1	3,2
CP+	0,630	0,315	1,877		
Vt+	1,325	0,651	3,761	8,7	1,7
CP:Vt	-0,280	0,146			
CP+	0,024	0,034	1,270	7,0	0,0
Vt	0,945	1,052	2,572		
Vt	0,657	0,978	1,928	8,6	1,6
<i>Pirirampus pirinampu</i>					
Nulo				44,9	4,0
CP+	-0,331	0,262	0,036		
Vt+	-5,763	5,020	0,003	41,0	0,0
CP:Vt	0,142	0,117			
CP+	-0,013	0,024	0,878	41,5	0,5
Vt	0,315	0,533	1,371		
Vt	0,247	0,518	1,280	43,2	2,2
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>					
Nulo				87,2	3,6
CP+	0,026	0,066	1,296		
Vt+	1,352	1,881	3,866	83,6	0,0
CP:Vt	-0,014	0,031			
CP+	-0,005	0,007	0,955	85,4	1,8
Vt	0,496	0,376	1,642		
Vt	0,488	0,378	1,630	86,9	3,3
<i>Zungaro zungaro</i>					
Nulo				24,2	2,3
CP+	-0,115	0,083	0,316		
Vt+	-2,442	2,228	0,087	22,5	0,5
CP:Vt	0,053	0,037			
CP+	-0,001	0,014	0,991	22,0	0,0
Vt	0,664	0,611	1,943		
Vt	0,684	0,533	1,981	24,0	2,0

Tabela 1.12: Efeito da velocidade média (Vt) e do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$) e de 1m.s^{-1} na Vt (e^{coef})]; CIA: Critério de Informação de Akaike; ΔCIA : variação do CIA em relação ao modelo com menor CIA.

Modelo/Variável	Coef.	EP. coef	Efeito	CIA	ΔCIA
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>					
Nulo				112,7	2,2
CP+	0,151	0,168	4,518		
Vt+	0,901	0,775	2,461	112,3	1,9
CP:Vt	-0,077	0,081			
CP+	-0,008	0,021	0,925	112,3	1,9
Vt	1,607	0,807	4,988		
Vt	1,497	0,742	4,466	110,5	0,0
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>					
Nulo				148,0	10,1
CP+	0,064	0,187	1,893		
Vt+	1,150	1,861	3,157	138,0	0,0
CP:Vt	-0,033	0,084			
CP+	-0,008	0,017	0,919	138,0	0,0
Vt	1,316	1,067	3,728		
Vt	1,445	0,995	4,242	147,9	10,0
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>					
Nulo				190,5	0,0
CP+	0,085	0,189	2,349		
Vt+	0,926	1,446	2,525	192,9	2,4
CP:Vt	-0,047	0,086			
CP+	-0,018	0,020	0,838	192,9	2,4
Vt	0,679	0,778	1,972		
Vt	0,698	0,773	2,010	191,7	1,2
<i>Sorubimichthys planiceps</i>					
Nulo				129,6	1,5
CP+	0,299	0,313	1,349		
Vt+	1,260	1,170	3,525	130,0	1,9
CP:Vt	-0,119	0,126			
CP+	0,006	0,023	1,060	130,0	1,9
Vt	1,656	0,906	5,237		
Vt	1,640	0,903	5,154	128,0	0,0

Tabela 1.13: Efeito do comprimento padrão (CP) sobre a taxa basal de passagem de peixes pelos tanques do CET. Coef = coeficiente da regressão; EP coef. = erro padrão do coeficiente; Efeito: tamanho do efeito [para facilitar a interpretação, o tamanho do efeito refere-se à um incremento de 10 cm no CP ($e^{\text{coef} \cdot 10}$)]; CIA: Critério de Informação de Akaike.

Modelo	Coef.	EP. coef	Efeito	CIA
Completo	0,006	0,002	1,057	213,9
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	0,005	0,018	1,050	114,6
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	-0,015	0,017	0,863	137,4
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	-0,018	0,020	0,834	191,6
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i> *	0,013	0,031	1,138	8,2
<i>Pinirampus pirinampu</i> *	-0,010	0,023	0,907	43,1
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> *	-0,004	0,007	0,958	85,6
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	0,003	0,023	1,028	131,6
<i>Zungaro zungaro</i> *	-0,008	0,012	0,921	22,8

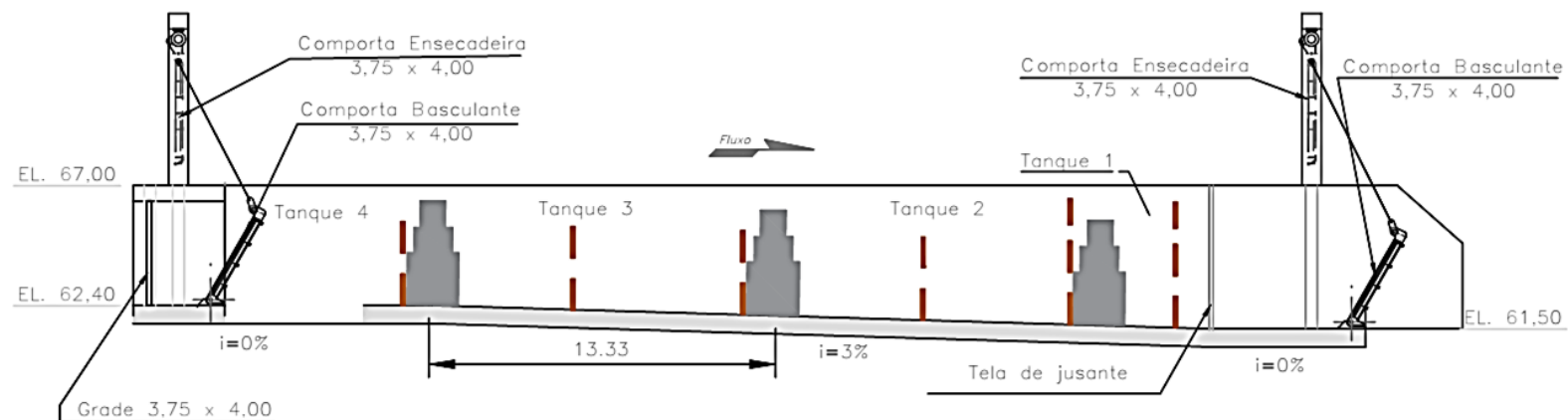
*modelos em que se controlou o efeito do Configuração e do tanque.

Tabela 1.14: Efeito da configuração (Conf) e tanque (efeitos aleatórios na regressão de Cox) sobre a taxa basal de passagem.

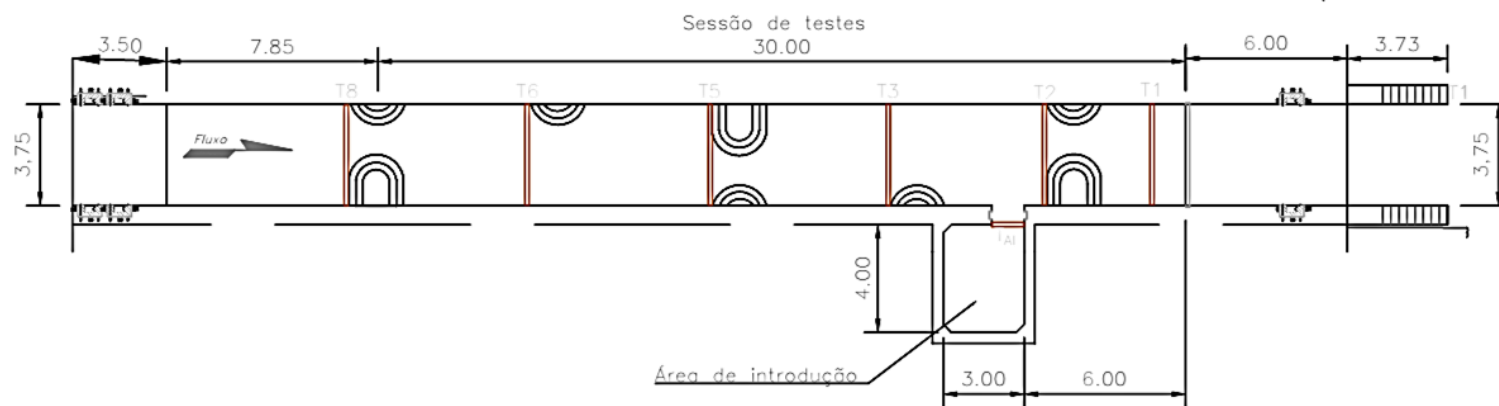
Modelo	Variância	Efeito			
		Conf1/ Tanque2	Conf1/ Tanque3	Conf2/ Tanque2	Conf2/ Tanque3
Completo	0,63	0,53	1,49	0,51	2,50
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	1,14	1,69	0,72	0,34	2,43
<i>Pinirampus pirinampu</i>	1,44	0,38	0,99	0,57	4,67
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	1,07	0,48	1,77	0,37	3,13
<i>Zungaro zungaro</i>	0,69	0,67	1,60	0,45	2,07



Figura 1.1: Localização do CET (linha vermelha, no detalhe), com os principais pontos de pesca, na cachoeira do Teotônio, nos igarapés e nas margens alagadas e a jusante da UHE Santo Antônio. (Imagem: Google Earth®, modificada pelos autores.).



A



B

Figura 1.2: Corte transversal (A) e planta (B) do CET, mostrando as comportas (com medidas, em metros, abaixo da linha), grade de montante e tela de jusante, a posição dos defletores (em cinza) e das antenas (em marrom). Todas as medidas estão em metros. As duas antenas paralelas ao fundo foram omitidas. EL = elevação.



Figura 1.3: Dissipadores construídos no CET. As molduras de madeiras dão suporte às antenas do sistema de identificação por radiofrequência (SIRF). A: largura da ranhura de 1,1 m (Configuração 1); B: largura da ranhura de 1,6 m (Configuração 2). Soleira na base da ranhura coberta com azulejos brancos. C: Fluxo no Tanque 2 no Configuração 1; (foto: Alexandre Godinho) D: Fluxo no Tanque 2 no Configuração 2.



Figura 1.4: Pesca com rede de deriva (çaçoeira) no rio Madeira para a pesca de grandes bagres, especialmente *B. filamentosum* e *B. rousseauxii*. A: pescadores lançando a rede (foto: Donald Pugh). B: vista panorâmica, cada um dos barcos segura uma ponta da rede, enquanto a correnteza os carrega para jusante.



Figura 1.5: A: Estrutura de bombas (ao fundo) e caixas d'água montadas no canteiro de obras da AHE Santo Antônio para armazenar os peixes capturados a jusante da cachoeira de Santo Antônio. Foto: Luiz Rocha. **B:** Caminhão com a caixa de transporte de peixes de 2.500 L, utilizada para transporte dos exemplares capturados próximos à cachoeira de Santo Antônio. Foto: Donald Pugh.



Figura 1.6: Logística da pesca nos igarapés próximos à cachoeira do Teotônio. Cada equipe de pescador recebeu um tanque-rede onde os peixes capturados ficavam até serem transportados para o CET.



Figura 1.7: Plataforma com os tanques circulares, com constante renovação com água do rio Madeira, onde os peixes foram mantidos antes de serem soltos.



Figura 1.8: Metodologia de marcação dos peixes. A: medição do tamanho de um *B. filamentosum*; B: Etiqueta PIT presa em um anzol, fixado na nadadeira adiposa de um *Phactochphalus hemiliopterus*. Fotos: Luiz Rocha.



Figura 1.9: Método de soltura dos peixes na área de introdução com auxílio de maca e guincho elétrico. Foto: Luiz Rocha

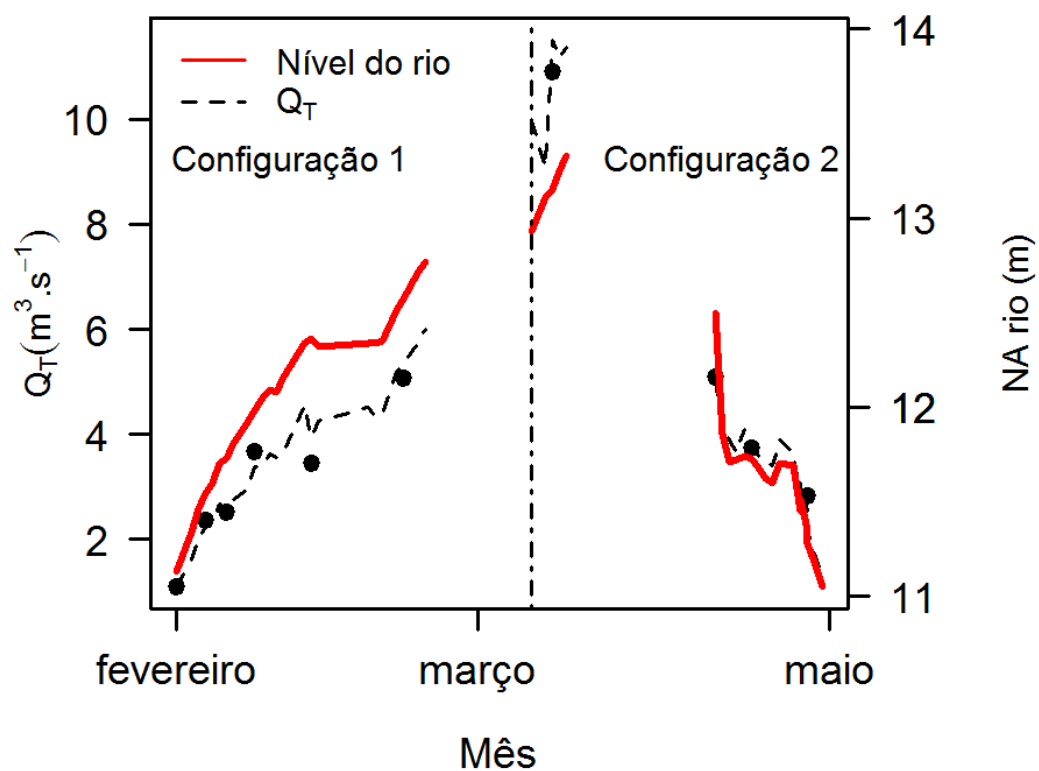


Figura 1.10: Vazão teórica no CET (Q_T) e nível da água do rio Madeira (NA) durante o período de estudo. Pontos indicam valores de vazão medido pelo ADCP. Espaços vazios indicam os períodos que o CET ficou fechado para reforma entre os dois Configurações e devido a risco de segurança causado pela cheia do rio Madeira. Linha vertical representa o início do Configuração 2.

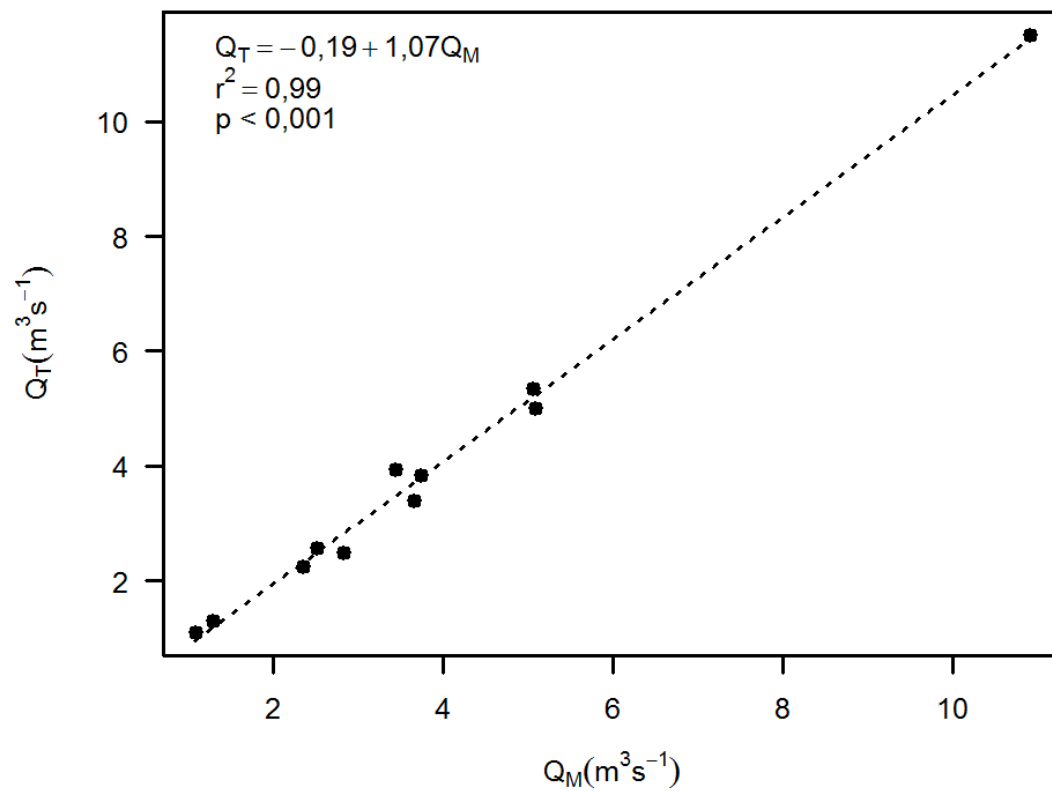


Figura 1.11: Relação entre a vazão medida pelo ADCP (Q_M) e a vazão calculada (Q_T) usando o coeficiente de descarga estimado para o defletor 3.

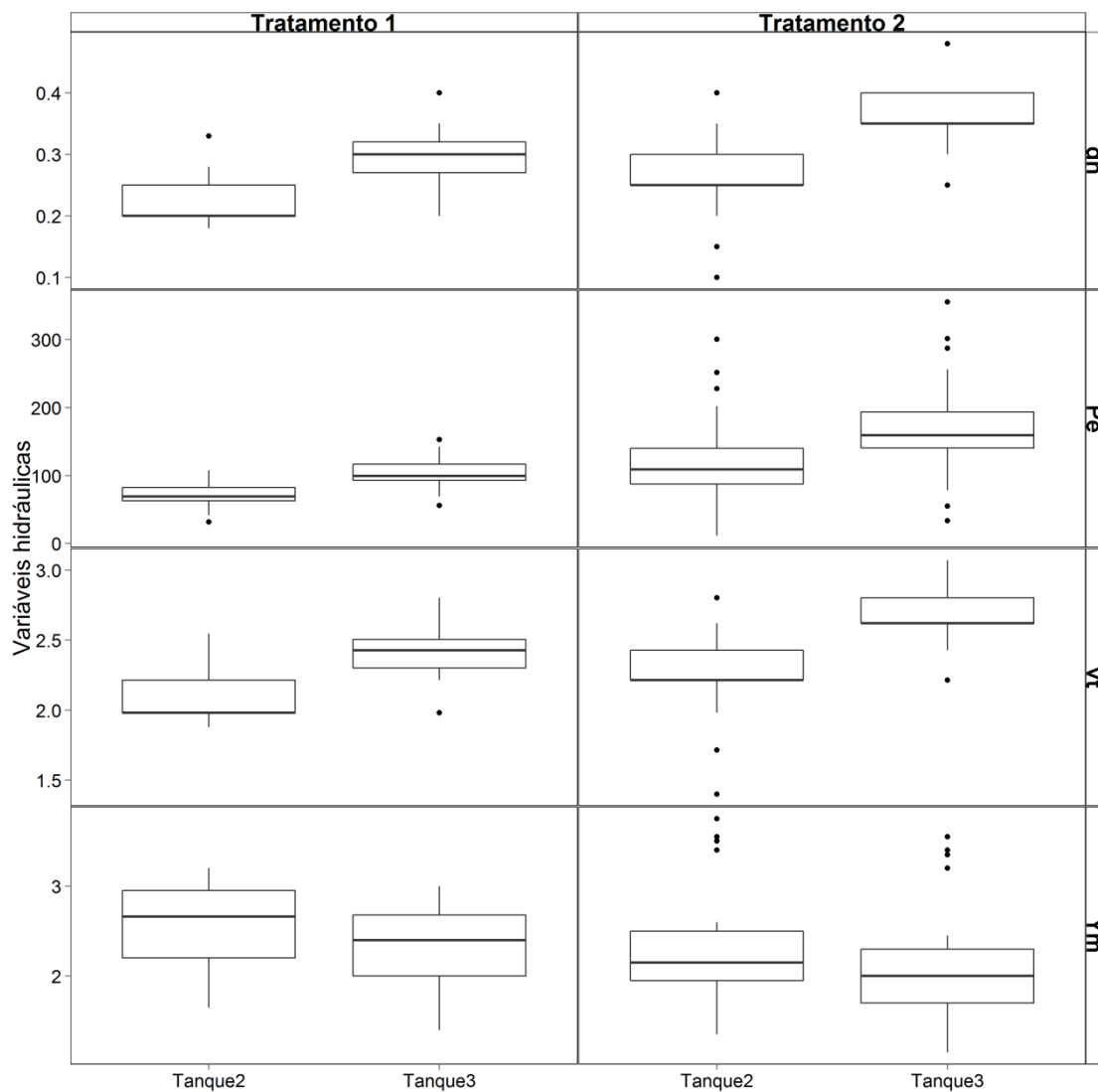


Figura 1.12: Boxplot da VH dividido por Configuração e tanque. Os valores foram significativamente maiores para o Configuração 2 e para o Tanque 3, exceto para Ym. dh = carga hidráulica (m); Pe = potência específica do escoamento ($W.m^{-3}$); vt = velocidade média ($m.s^{-1}$); Ym = profundidade média do tanque (m).

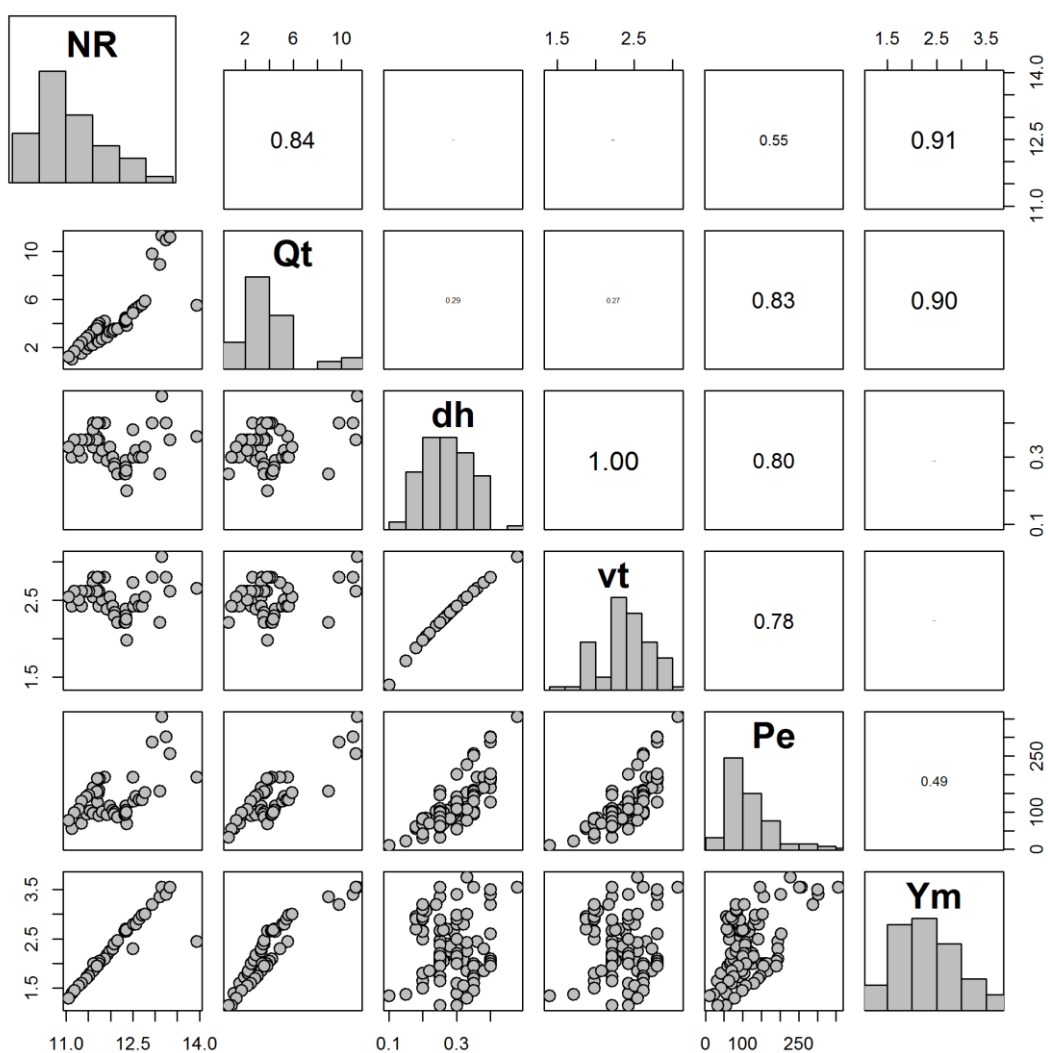


Figura 1.13: Relações entre as VH. Diagonal mostra histograma das variáveis; painel superior o valor da correlação entre as variáveis da diagonal, com tamanho da fonte proporcional ao valor da correlação; painel inferior traz o gráfico com a relação entre as duas variáveis da diagonal. NR = Nível da água do rio Madeira; Qt = vazão teórica; dh = carga hidráulica (m); vt = velocidade média (m.s^{-1}); Pe = potência específica (W.m^{-3}); Ym = profundidade média (m).

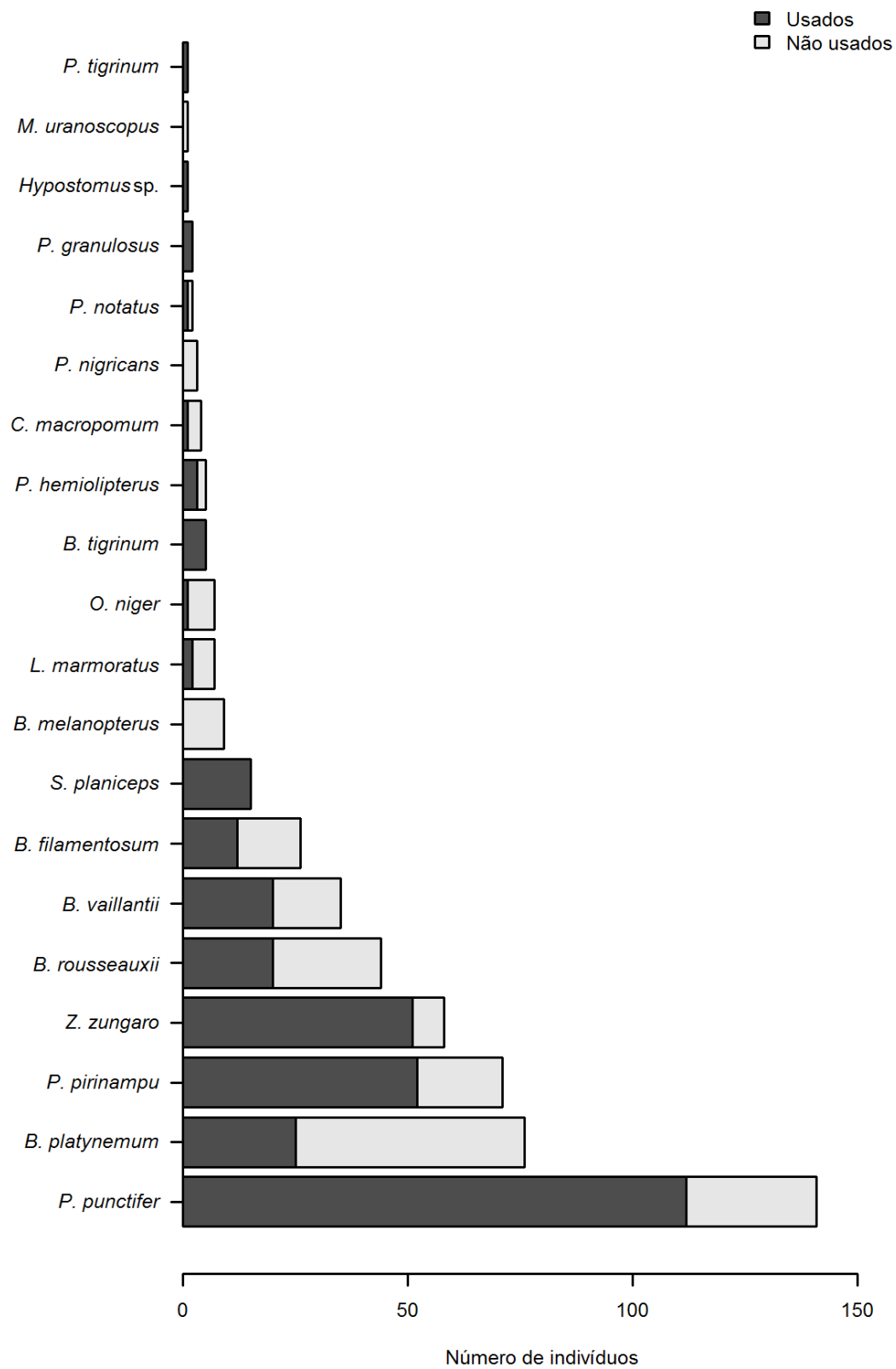


Figura 1.14: Número total de peixes marcados por espécie, separados entre os que tiveram os dados analisados (cinza) e que foram excluídos da análise (branco).

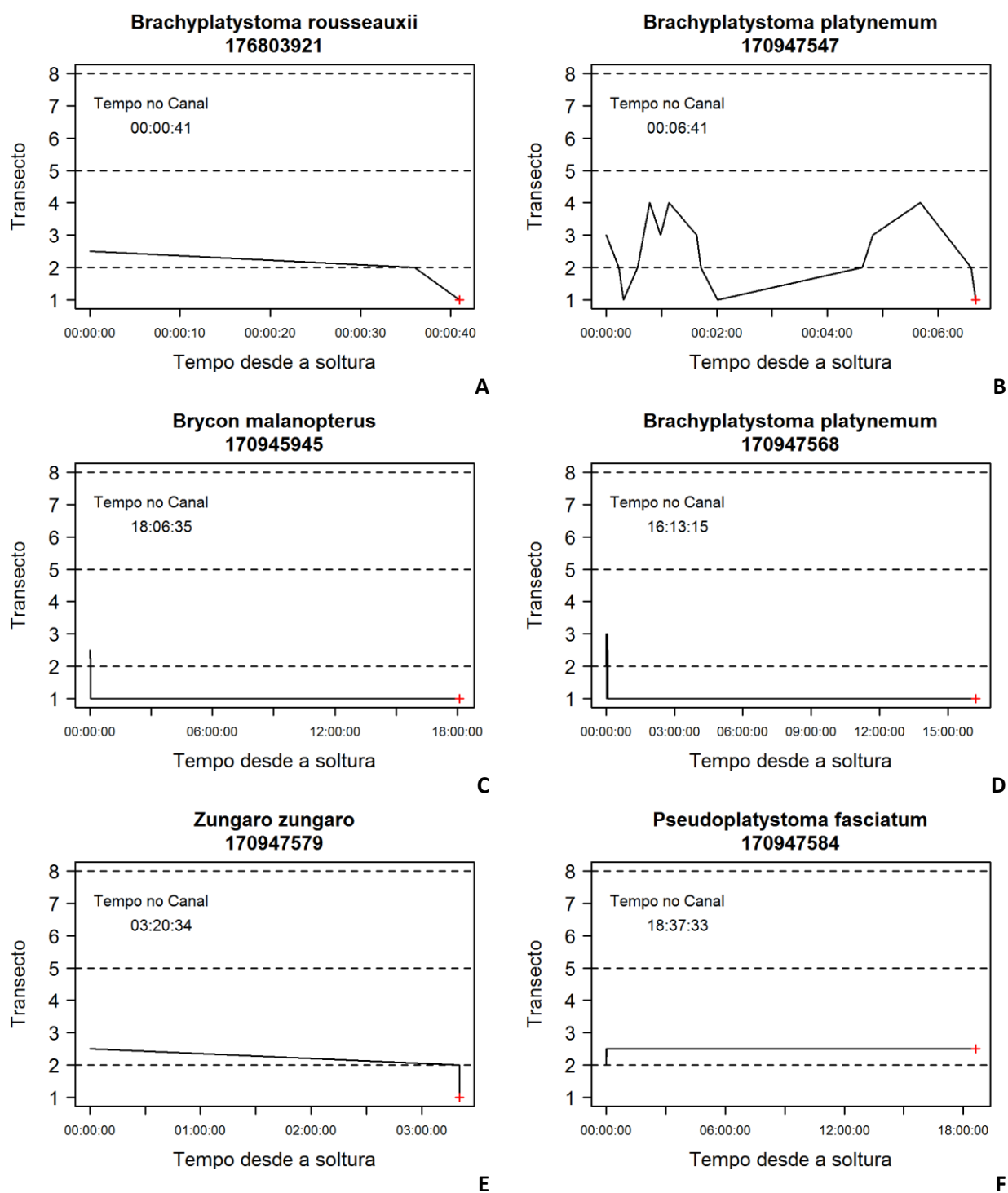


Figura 1.15: Comportamentos que foram excluídos das análises. A e B: tempo total inferior a 2h e não saiu do CET; C e D: movimento instantâneo para jusante e um longo tempo de detecção apenas no T1; E e F: longo tempo dentro da área de introdução seguido praticamente nenhum movimento na área de testes. Números abaixo do nome da espécie refere-se ao número da etiqueta PIT de cada peixe.



Figura 1.16: A: comparação dos ferimentos na epiderme causados pelas redes de caçoeira em indivíduos de *B. filamentosum* (acima) e *B. rousseauxii* (abaixo). B: indivíduo de *B. rousseauxii* capturado no espinhel, e por isso com a epiderme intacta. Compare com C, um indivíduo bastante ferido pela rede e que foi atacado por botos (feridas na cauda). Esse peixe não foi testado.

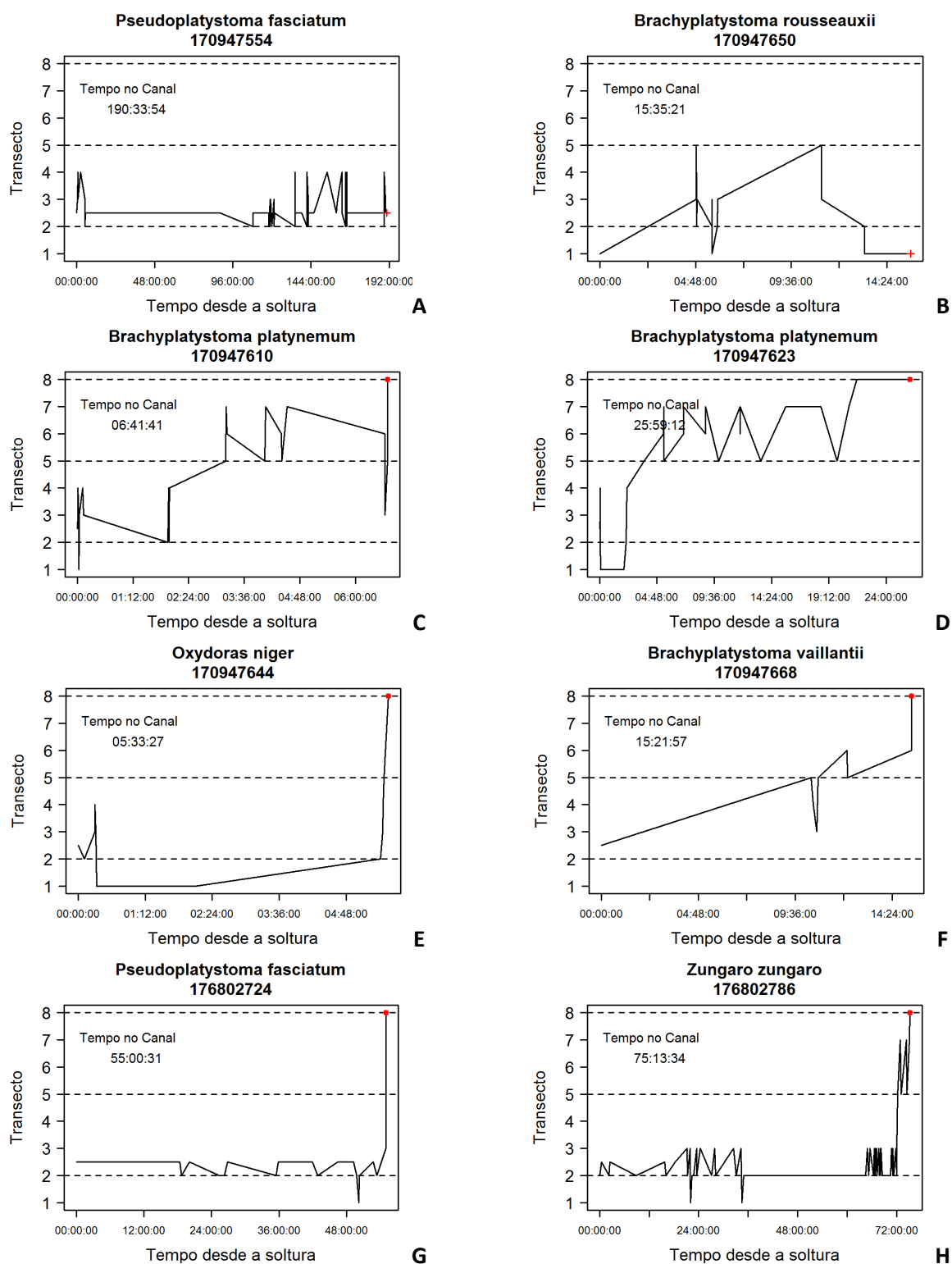


Figura 1.17: Exemplos de comportamentos analisados: A e B: peixes que falharam em sair do CET; C e D: peixes que passaram mais tempo no Tanque 3; E e F: peixes que saíram em menos de 24h; G e H: peixes que saíram em mais de 24h. Tempo desde a soltura em horas.

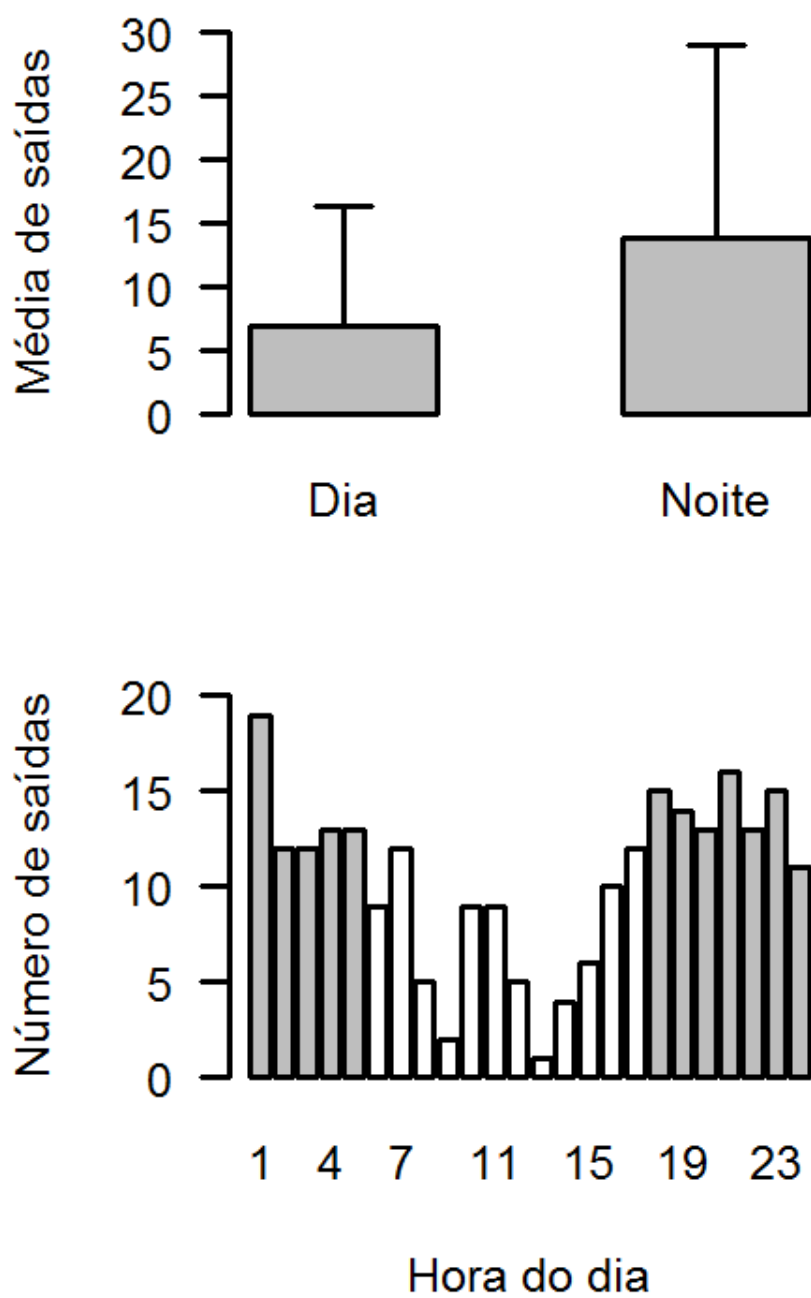


Figura 1.18: A) Média (com Intervalo de confiança superior de 95%) do número de passagens ocorridas de dia (6 às 17:59h) e à noite (18 às 5:59h). B) Número absoluto de passagens durante a noite (barras cinzas) e durante o dia (barras brancas).

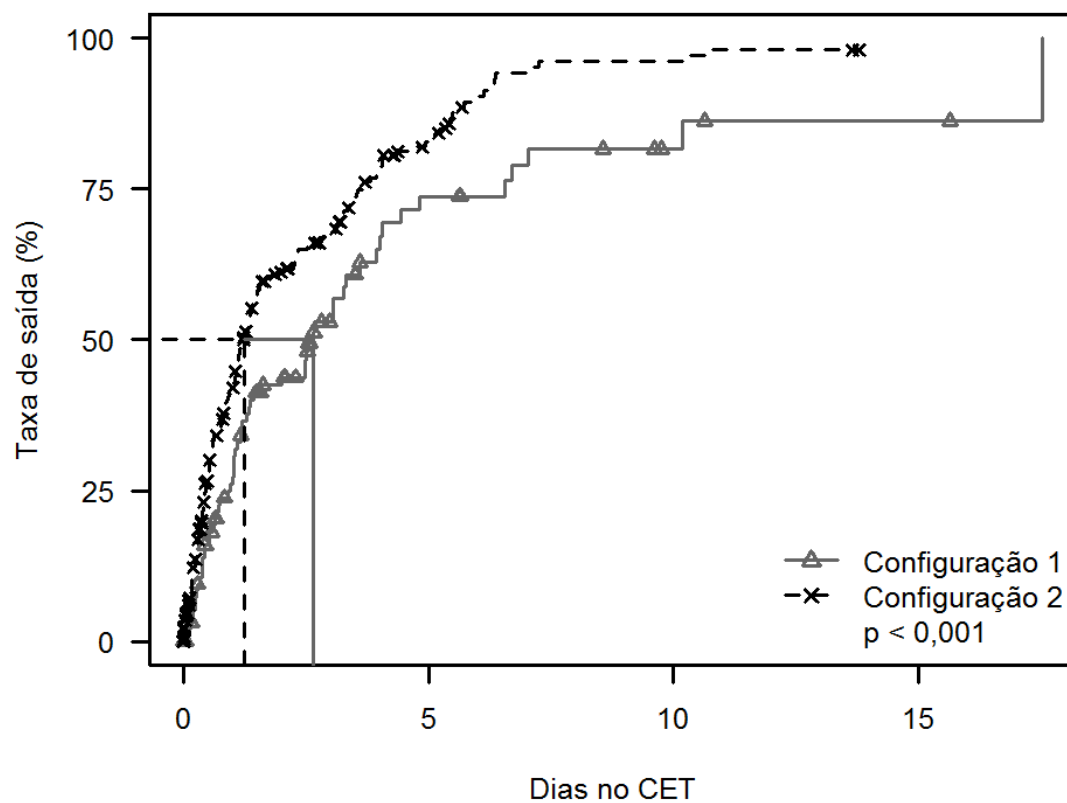


Figura 1.19: Taxas de saída do CET, levando em conta todos os indivíduos testados, comparando-se as duas configurações. Linha horizontal representa 50% dos indivíduos saindo, enquanto as linhas verticais representam os tempos medianos nas duas configurações. “Δ” e “X” indicam dados censurados.

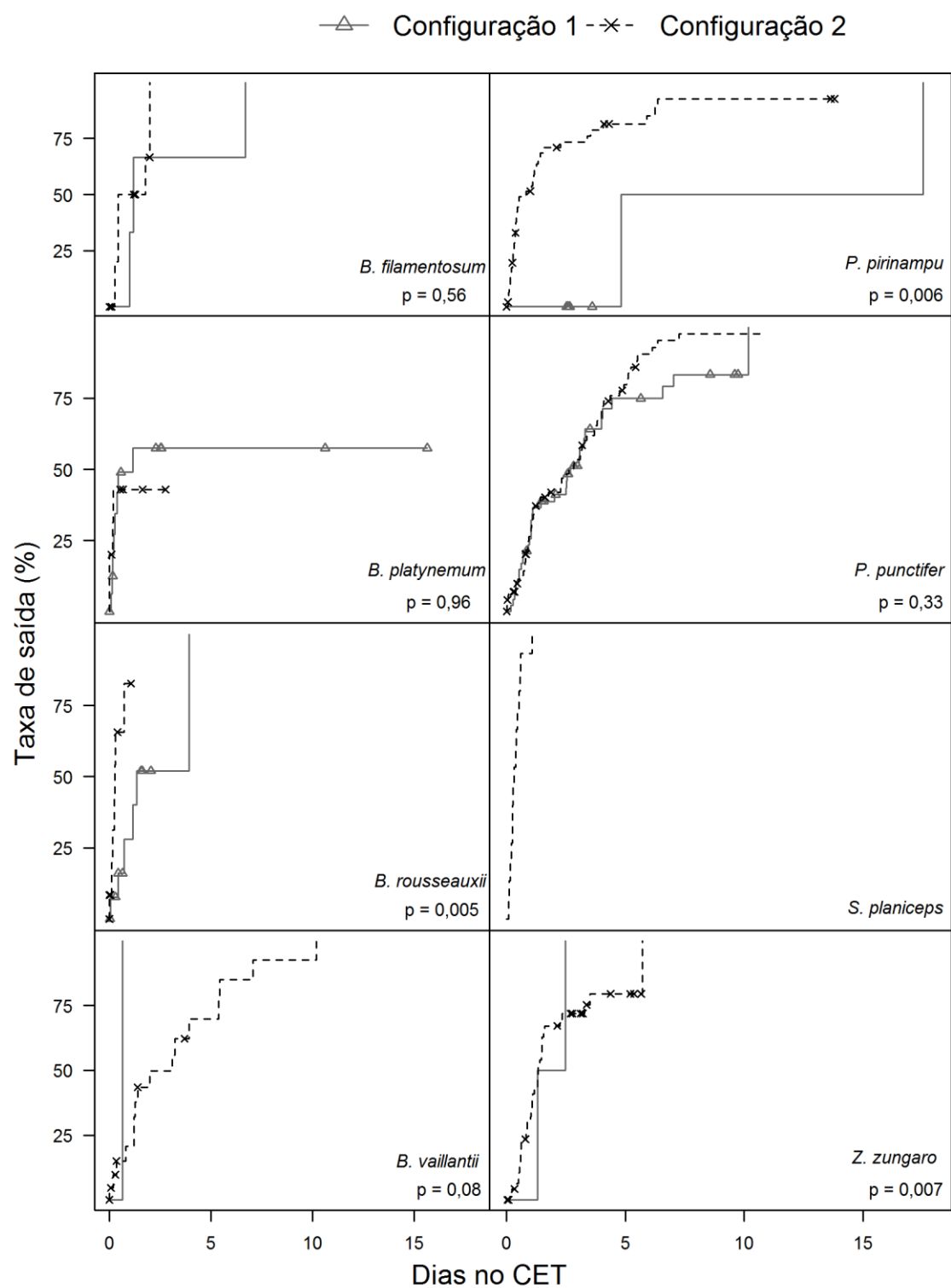


Figura 1.20: Taxas de saída para as oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados. “△” e “X” indicam dados censurados.

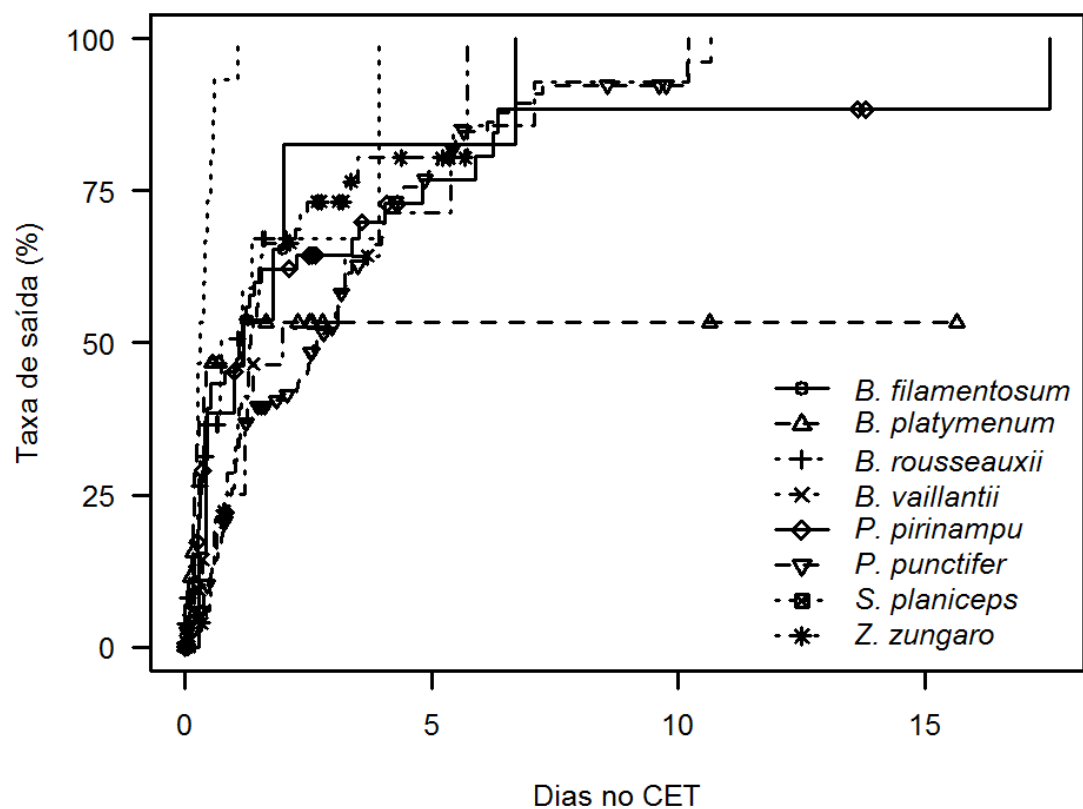


Figura 1.21: Taxas de saída das oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados. As curvas são diferentes entre si (Teste Log-rank, $p < 0,001$).

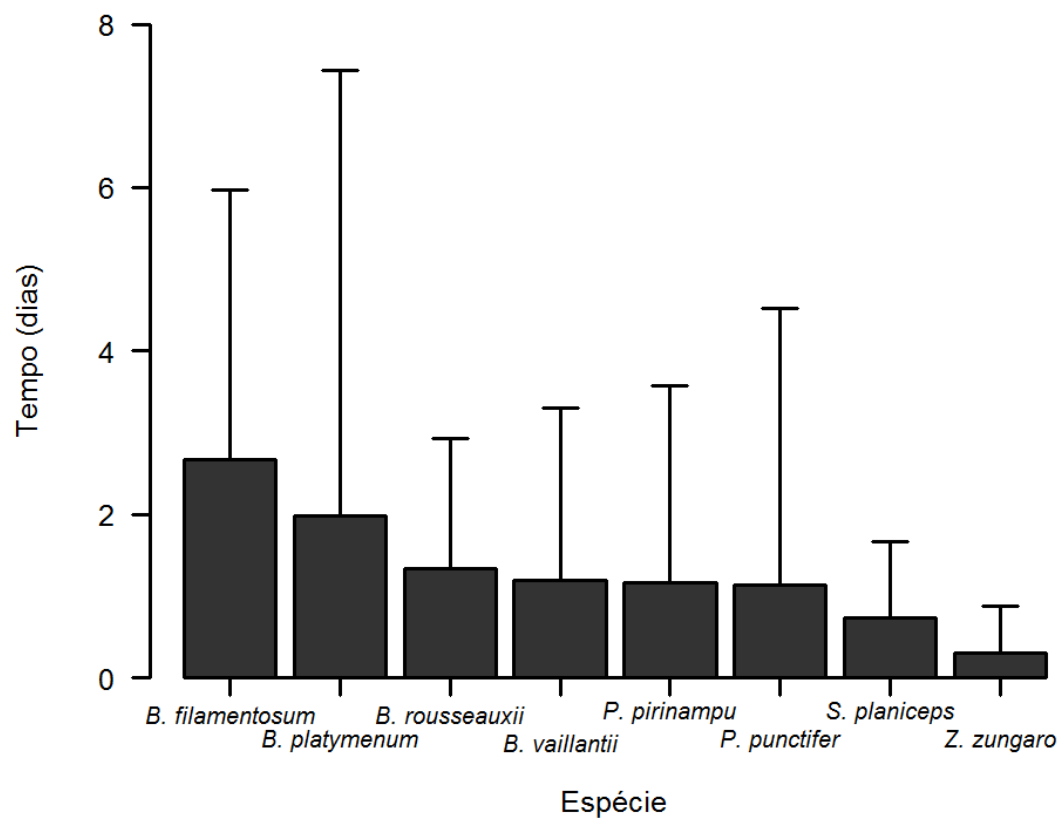


Figura 1.22: TP mediano por espécie que tiveram mais de 10 indivíduos analisados. Barra de erro representa IC95%.

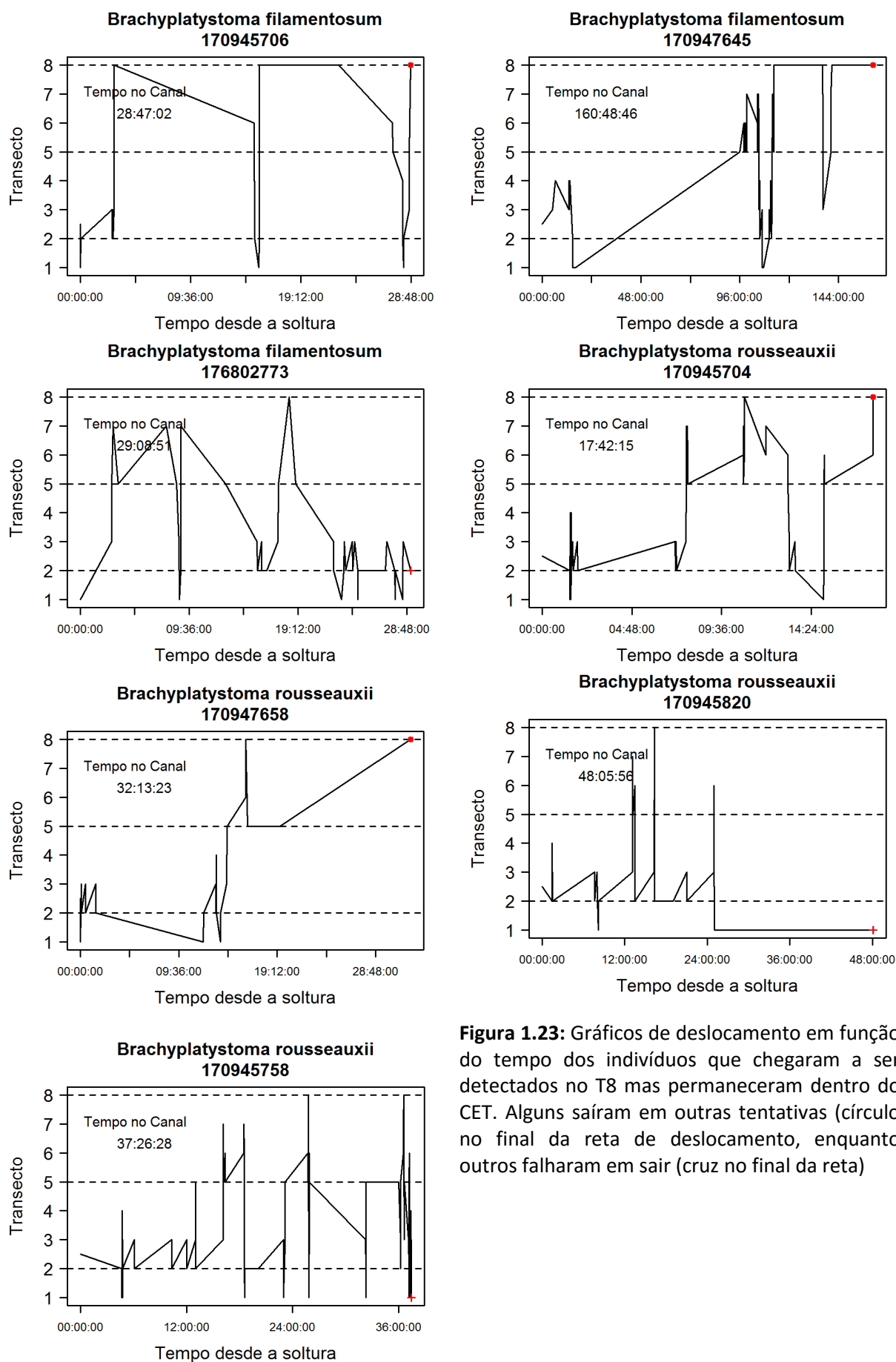


Figura 1.23: Gráficos de deslocamento em função do tempo dos indivíduos que chegaram a ser detectados no T8 mas permaneceram dentro do CET. Alguns saíram em outras tentativas (círculo no final da reta de deslocamento, enquanto outros falharam em sair (cruz no final da reta)

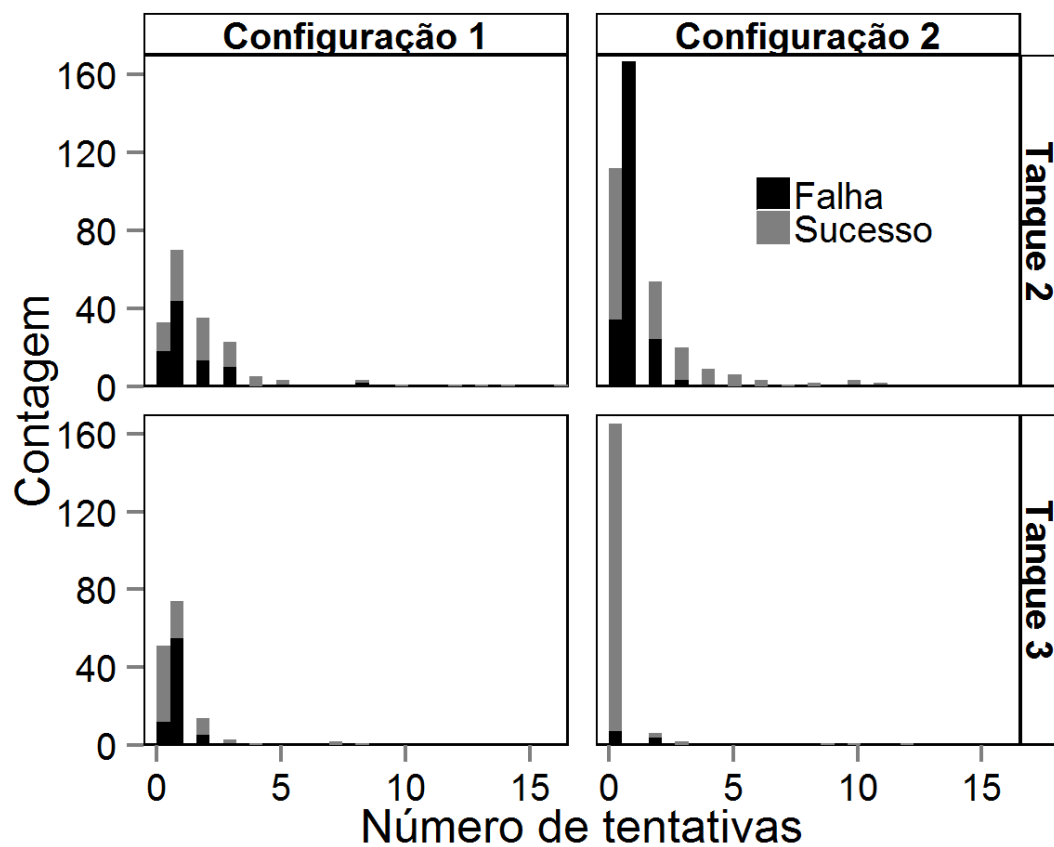


Figura 1.24: Histograma do número de tentativas por indivíduo para atravessar cada um dos tanques (linhas) em cada uma das configurações (colunas).

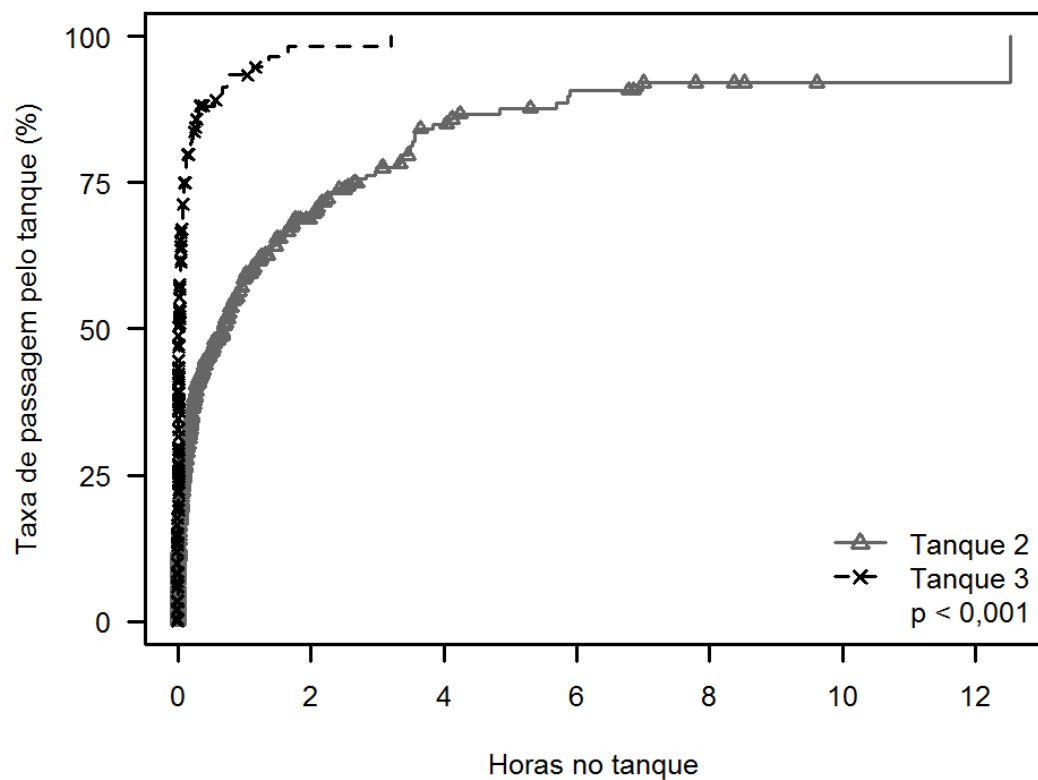


Figura 1.25: Taxas de passagem pelos dois tanques, independente do Configuração. “Δ” e “X” indicam dados censurados.

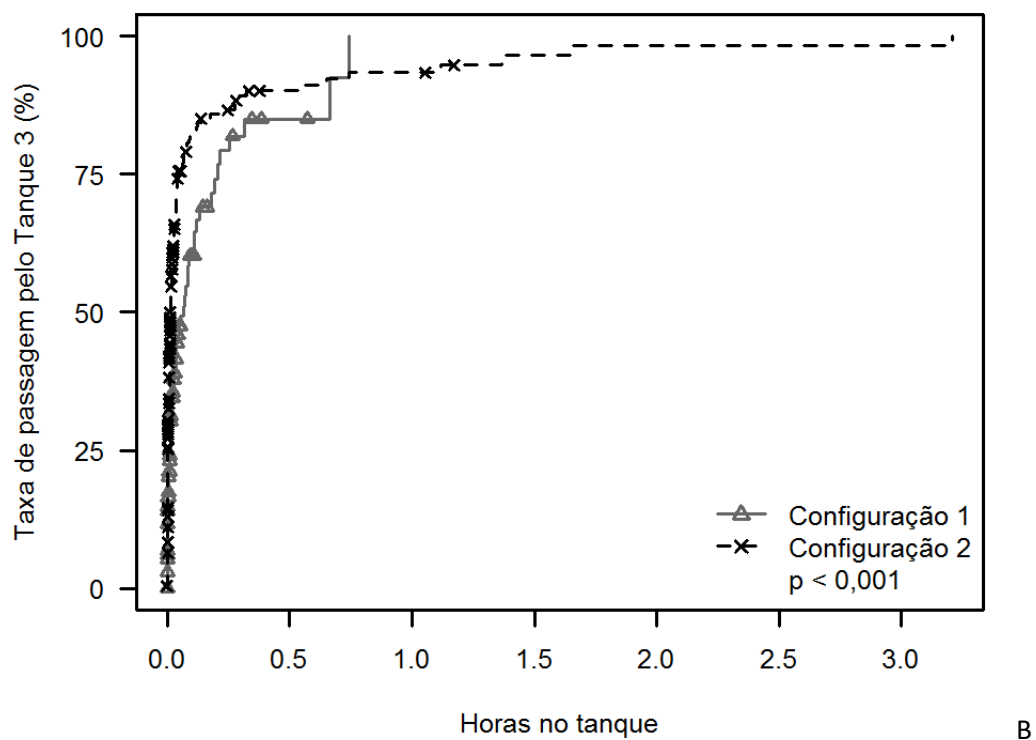
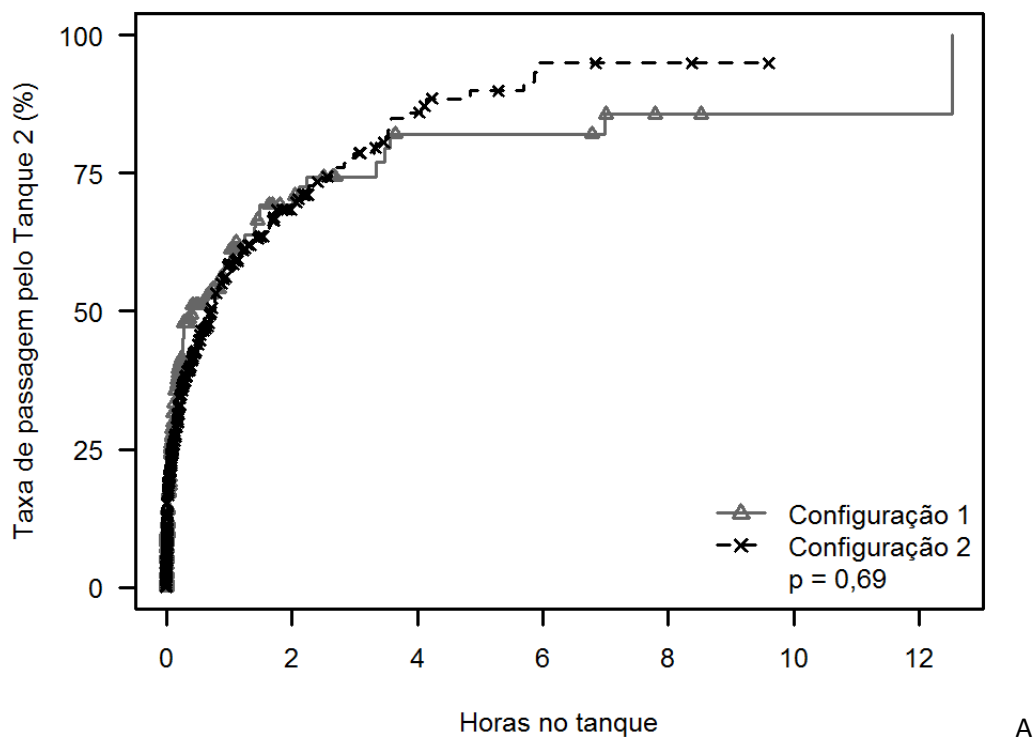


Figura 1.26: Taxas de passagem pelo Tanque 2 (A) e Tanque 3 (B) em cada um dos Configurações testados no CET. “Δ” e “X” indicam dados censurados.

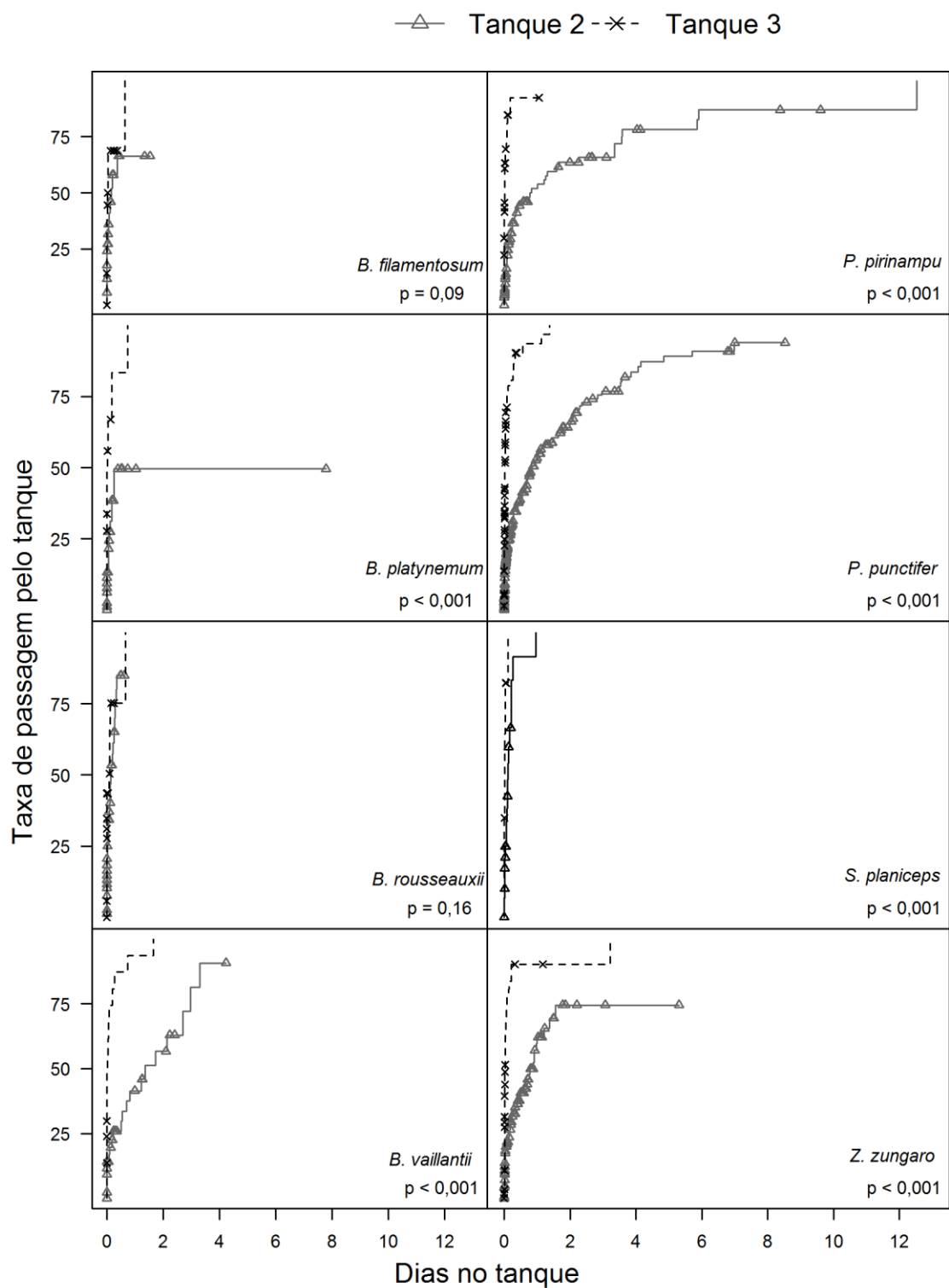


Figura 1.27: Taxas de passagem pelos tanques para as oito espécies com mais de 10 indivíduos analisados. "△" e "×" indicam dados censurados.

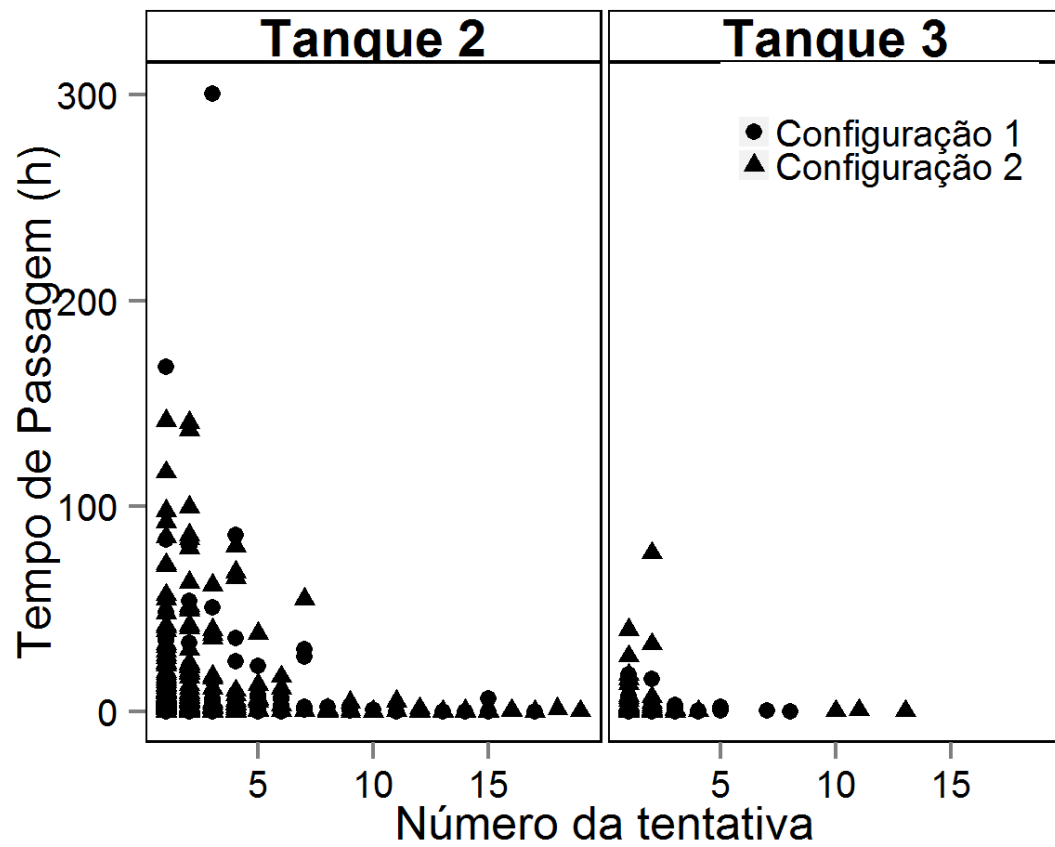


Figura 1.28: Relação entre o tempo de passagem e o número da tentativa para passar pelos tanques nos dois Configurações avaliados no CET.

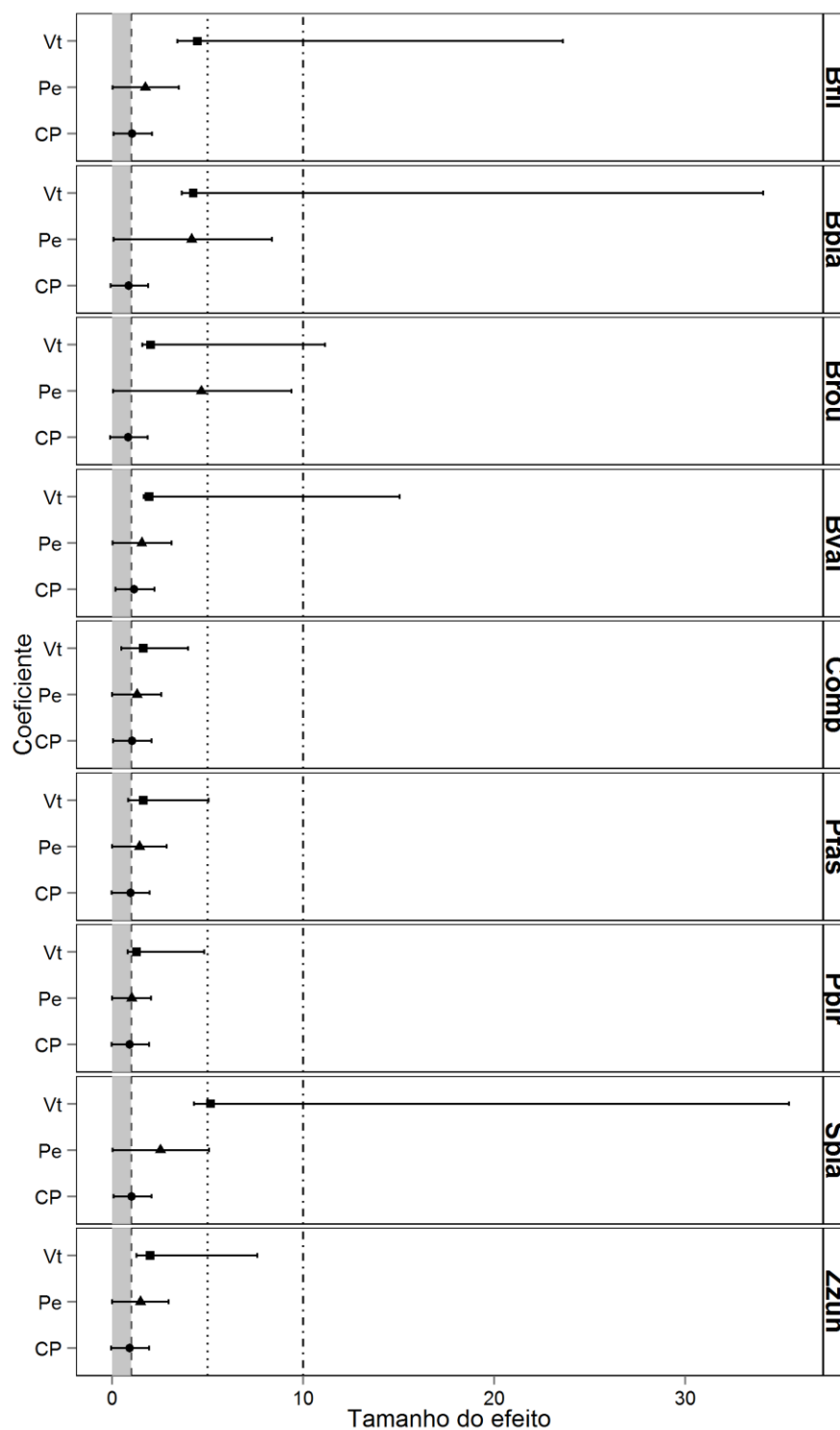


Figura 1.29: Efeito com intervalo de confiança de 95% das três variáveis avaliadas [Vt = velocidade média (incremento de 1m.s^{-1}); Pe = potência específica (incremento de 100 W.m^{-3}); CP = comprimento padrão (incremento de 10 cm)] sobre todas as espécies (Comp), e sobre cada uma das oito espécies que tiveram mais de 10 indivíduos analisados. Bfil = *Brachyplatystoma filamentosum*; Bpla = *Brachyplatystoma platynemum*; Brou = *Brachyplatystoma rousseauxii*; Bvai = *Brachyplatystoma vaillantii*; Pfas = *Pseudoplatystoma fasciatum*; Ppir = *Pinirampus pirinampu*; Spla = *Sorubimichthys planiceps*; Zzun = *Zungaro zungaro*. Área cinza representa redução da taxa básica de passagem, e 1 (linha tracejada) indica ausência de efeito. Linha pontilhada indica incremento de 5x na taxa de passagem e linha pontilhada-tracejada um incremento em 10x a taxa de passagem.

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DE TRÊS MÉTODOS DE MONITORAMENTO DE ESCADA DE PEIXES USANDO MODELO BASEADO NO INDIVÍDUO

INTRODUÇÃO

Sistemas de transposição de peixes (STP) são obras de engenharia construídas visando eliminar a fragmentação de habitats causada pela construção de barragens (Clay 1995). Idealmente, devem tornar a barragem transparente à movimentação dos peixes, com o menor custo possível (Castro-Santos *et al.* 2009).

Embora existam registros de STPs no século XVII, apenas no século XX é que foram desenvolvidos estudos sistemáticos que permitiram avanços no design e na performance dessas estruturas (Katapodis e Williams 2012; Williams *et al.* 2012). Nos anos recentes, as revisões de Roscoe e Hinch (2010), Noonam *et al.* (2012) e Bunt *et al.* (2012) compilaram a informação existente sobre o assunto. Essas revisões são unânimes em ressaltar a importância do monitoramento dos STPs para o avanço do conhecimento sobre o comportamento dos peixes e suas relações com diversas variáveis construtivas e operativas. Esse conhecimento é primordial para a construção de STPs eficientes, ou na adequação daqueles existentes (*e.g.* Bunt 2001; Larinier *et al.* 2005). Dentro disso, Castro-Santos *et al.* (2009) sugerem as variáveis biológicas, hidráulicas e de engenharia mais importantes para se avaliar no monitoramento do STP, buscando construir uma base padrão que permita comparação entre estudos realizados em diferentes regiões.

A metodologia mais comum utilizada no monitoramento de STPs é a contagem dos indivíduos que passam ou utilizam a estrutura (Castro-Santos 2012). Essa contagem pode ser feita utilizando-se armadilhas e pesca, filmagens, contadores automáticos ou drenagem do STP com captura dos indivíduos (Travade e Larinier 2002; Castro-Santos 2012). Na amostragem com armadilhas são colocados dispositivos para que todos os peixes que entram ou saiam da escada para peixes sejam capturados, permitindo estimar a eficiência de passagem como a diferença

entre o número de peixes que entram e que saem, bem como amostrar a comunidade que usa o STP (e.g. Baumgartner e Haris, 2007; Stuart *et al.* 2008; Baumgartner *et al.* 2010). Na drenagem com captura, o nível da água dentro da escada para peixes é reduzido, permitindo acesso e fácil captura dos peixes que estão no seu interior. Os peixes ficam confinados com a utilização de grades na saída, entrada e trechos intermediários da escada para peixes. A captura e contagem dos indivíduos normalmente é feita de maneira ativa, com pesca elétrica (e.g. Knaepkens *et al.* 2006) ou com puçás e peneiras (e.g. Silva *et al.* 2012). Outra metodologia é a telemetria, empregada para análise do comportamento individual dos peixes, suas variações temporais e relações com variáveis operativas ou construtivas dos STPs (Castro-Santos *et al.* 1996; Travade e Larinier 2002; Castro-Santos 2012). Para peixes no contexto de STPs, existem basicamente três tipos de transmissores: acústicos, de rádio, ou etiquetas do tipo PIT (sigla em inglês para Transponder Passivo Integrado). As marcas PIT são pequenas, pois não precisam de baterias. Elas são sensibilizadas por um campo eletromagnético, emitindo um sinal que é interpretado por um receptor, informando o código daquela marca (Castro-Santos *et al.* 1996). A vantagem desse método é seu preço baixo quando comparado com outras tecnologias de telemetria, o que permite que uma maior quantidade de peixes seja marcada. Por outro lado, o sistema tem um pequeno alcance, com a possibilidade de detecção do peixe sendo restrita ao interior do STP (Cooke *et al.* 2003).

Cooke e Hinch (2013) afirmam não conhecer nenhum trabalho que comparou diferentes metodologias e destacam a importância desse tipo de estudo para melhorar a confiabilidade dos trabalhos relacionados à eficiência de STPs. Diversos autores, entretanto, já afirmam que os estudos que visam apenas caracterizar a ictiofauna que usa o STP, seja por meio de armadilhas, filmagem ou drenagem e captura são insuficientes para se compreender o motivo da baixa performance dos STPs e quais possíveis formas de melhorá-la (e.g. Roscoe e Hinch 2008; Castro-Santos *et al.* 2009; Bunt *et al.* 2012; Hartry *et al.* 2013). Mesmo assim, Bunt *et al.* (2012) conseguiram utilizar apenas 19 trabalhos em 116 examinados para avaliar a performance de

52 STPs em relação a eficiência de atração e eficiência de passagem. Ou seja, mesmo sendo
questionados, os métodos considerados teoricamente pouco adequados para fornecerem
54 informações adequadas sobre o funcionamento do STP continuam sendo utilizados.

De forma ampla, estudos sobre métodos são fundamentais para o desenvolvimento da ecologia
56 aplicada (Elphick, 2008). Como amostragens são padrões nos estudos ecológicos, é essencial que
ela seja pautada em métodos que reproduzam a realidade, permitindo extrapolações para a
58 população (Greenwood e Robinson, 2007). Como o tamanho da população é desconhecido,
simulações computacionais permitem que se tenha uma referência na qual pode-se avaliar os
60 vieses causados pela utilização de diferentes métodos de amostragem (Elphick 2008;
Greenwood e Robinson, 2006; *e.g.* Brook *et al.* 2008; Frederick *et al.* 2003; Grumber *et al.* 2008;
62 Münzbergova e Ehrlén 2005).

Nesse trabalho, nós utilizamos um modelo baseado no indivíduo (MBI) para simular o
64 comportamento de duas espécies hipotéticas a jusante de barragens e sua passagem por uma
escada para peixes. Dentre os diversos tipos de simulação existentes, o uso de MBI em ecologia
66 está em pleno desenvolvimento, especialmente para se testar teorias ou buscar compreender
padrões e/ou fenômenos cujos experimentos são impossíveis de serem realizados ou possuem
68 custos proibitivos (Judson 1994; Grimm 1999; Giacomini 2007).

Nosso objetivo foi avaliar as premissas de dois métodos de contagem de peixes no STP
70 (armadilha e drenagem) e um de biotelemetria (etiquetas PIT). Nossa hipótese é que as
metodologias de contagem não fornecem informações adequadas sobre a eficiência de
72 passagem do STP, e que a drenagem não é adequada para caracterizar a comunidade que usa o
STP. Dessa forma, pretendemos auxiliar na escolha dos métodos mais adequados para cada
74 objetivo que se tem ao monitorar um STP, evitando-se dispêndio de recursos em esforços que
não trarão os resultados esperados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Biologia das espécies simuladas

Nós simulamos o comportamento de duas espécies hipotéticas, migradoras com reprodução sazonal (Winemiller 1989), com diferentes comportamentos de deslocamento. Uma espécie de deslocamento rápido, com menor tempo para passar da escada para o reservatório, e outra de deslocamento lento, com maior tempo para passar da escada para o reservatório (**Tabela 2.1**).

Modelagem do comportamento

Nós criamos um modelo baseado no indivíduo (MBI) que trabalhou dentro de uma cadeia de Markov com estados absorventes (Grinstead e Snell 2006) para simular a movimentação dos peixes a jusante de uma usina hidrelétrica hipotética (**Figura 2.1**). Cadeias de Markov tradicionais utilizam-se de probabilidades para gerar a matriz de transição (Grinstead e Snell 2006). Entretanto, o comportamento de peixes no contexto dos STPs é melhor descrito como tempos de deslocamento, ao invés de probabilidades ou proporções (Castro-Santo e Haro 2003; Castro-Santos *et al.* 2009; Castro-Santos e Perry 2012). Por isso, usamos os tempos de transição entre os estados da cadeia de Markov para determinar o destino dos peixes.

O local de estudo simulado se limitou à região de entorno da usina (**Figura 2.1**). Nós o dividimos em seis estados na cadeia de Markov: (1) a área de jusante, localizada alguns quilômetros da barragem; (2) área de aproximação, localizada imediatamente a jusante do encontro das águas turbinada e vertida; (3) canal de fuga; (4) bacia de dissipação do vertedouro; (5) STP do tipo escada e (6) reservatório.

Inicialmente, para cada peixe, nós designamos aleatoriamente a partir de uma distribuição binomial se ele estava em reprodução ou em repouso sexual, com 80% de probabilidade de estar em reprodução. Em seguida, determinamos um tempo de aproximação (TA), definido como aquele que o peixe gasta para se deslocar de um ponto qualquer do rio até a área de jusante. O tempo de aproximação foi definido a partir de uma distribuição normal truncada (mínimo = 0),

com três médias e três desvios (**Tabela 2.1**). Dessa forma, peixes chegaram na usina ao longo de todo o ano (alto TA médio e grande desvio padrão), mas com dois picos de chegada, um no início da estação reprodutiva (pequeno TA médio e pequeno desvio padrão), e outro no final (TA médio intermediário e pequeno desvio padrão). Por fim, atribuímos um tempo de motivação (TM), definido como o tempo máximo que o peixe gastaria tentando passar para montante. O TM foi amostrado de uma distribuição normal truncada (mínimo = 0) com média de um mês e desvio padrão de dois meses (**Tabela 2.1**). O TM foi ajustado para o estágio de maturação gonadal e pela época de chegada à usina: os peixes em reprodução que chegaram na área de jusante na época reprodutiva apresentaram o maior TM. Caso o TM fosse menor que o TA, o peixe sequer entraria na simulação, representando indivíduos de uma população que não migram em uma determinada temporada migratória.

Com esses parâmetros definidos, o peixe entrava (ou não) na cadeia de Markov pela área de jusante (Estado 1, **Figura 2.2**). Desse estado, o peixe podia se mover para a área de aproximação; desse para o vertedouro, canal de fuga, ou jusante; do vertedouro, apenas voltar para a área de aproximação; do canal de fuga para a escada ou área de aproximação; e, finalmente, da escada para o reservatório ou de volta para o canal de fuga (**Figura 2.2**). O reservatório foi programado como um estado absorvente, ou seja, uma vez que o peixe chegasse a ele, não mais poderia sair, e seria retirado da simulação. Inserimos a possibilidade de o peixe morrer em qualquer estado, sendo a morte também um estado absorvente.

Para definição do estado para qual o peixe iria se movimentar, geramos, a cada passo da simulação, uma matriz de transição com os tempos de movimentação para cada estado possível. O tempo de transição entre os estados foi simulado utilizando-se a fórmula de Bender *et al.* (2005) para gerar tempos de eventos de uma distribuição conhecida a partir de um número uniforme. Nós utilizamos a distribuição de Weibull de dois parâmetros (forma = α e escala = θ), que serve para simular “tempo até o evento” em ecologia (Pinder III *et al.* 1978; Muenchow

1986), incluindo tempo de deslocamento de peixes (Castro-Santos e Perry 2012). Assim, os tempos de passagem simulados (T) foram determinados segundo a fórmula:

$$T = \left(\frac{-\log(U)}{\exp(\theta) \exp(\gamma'z)} \right)^{\frac{1}{\alpha}}, \quad [1]$$

em que U é uma variável uniforme [0, 1] aleatória, θ é o parâmetro escala da distribuição de Weibull, γ é um vetor com os parâmetros da regressão, z é um vetor com as covariáveis e α é o parâmetro forma da distribuição de Weibull. Nós assumimos que as taxas de falha eram constantes para todos os tempos de passagem ($\alpha = 1$), exceto para a transição canal de fuga-escada em que a taxa de falha aumenta com o tempo ($\alpha = 1,5$) e para a transição escada-reservatório em que a taxa de falha diminui com o tempo ($\alpha = 0,85$) (**Tabela 2.1**). Uma vez que não há dados na literatura que balizassem os valores mínimos de θ , nós os determinamos com base em nossa experiência (**Tabela 2.1**). Os valores máximos de θ foram definidos de acordo com a magnitude da influência das covariáveis tempo-dependentes (veja abaixo).

Para aumentar a realidade do modelo, a movimentação do peixe foi influenciada por variáveis operativas (vazões turbinada e vertida) e ambientais (época do ano e hora do dia). Para representar os dados operativos, utilizamos os dados da usina hidrelétrica de Três Marias de 1999 a 2003, medidos a cada hora, obtidos junto à Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). A escolha dessa usina se deu porque ela apresenta uma região de jusante semelhante à da usina que simulamos, com separação física entre o canal de fuga e o vertedouro, além de um longo trecho a jusante livre de outros barramentos. A época do ano e a hora do dia foram transformados em variáveis numéricas arbitrárias com comportamento sinusoidal. A época do ano tinha frequência anual (um único pico) e amplitude de quatro meses, que representava o período reprodutivo. A hora do dia tinha frequência de 24 horas e amplitude de 12 horas. Isso permitiu que o modelo interpretasse essas variáveis como contínuas, de forma que o peixe não respondia apenas à dicotomia dia/noite, ou período reprodutivo/não reprodutivo.

Como essas variáveis mudavam continuamente com o tempo, ampliamos a utilização da Equação 1 para um contexto de covariáveis tempo-dependentes. Para isso, adaptamos o modelo paramétrico desenvolvido por Sparling *et al.* (2006). Esse modelo foi criado para simular dados censurados com covariáveis tempo-dependentes que mudam em intervalos discretos e constantes ao longo de tempo. Nós adaptamos a fórmula de Sparling *et al.* (2006) para permitir que os intervalos de mudanças nas variáveis tempo-dependentes não fossem constantes. Assim, a função taxa de falha inversa ficou definida como:

$$H^{-1}(t) = \left(\frac{T - I_{\{k \geq 2\}} \sum_{j=0}^{k-2} \beta_j (\tau_{j+1}^\alpha - \tau_j^\alpha)}{\beta_{k-1}} + \tau_{k-1}^\alpha \right)^{\frac{1}{\alpha}} \quad [2]$$

$$e \quad \beta_j = \exp(\theta) \exp(\gamma' z + \eta' y_j) \quad [3]$$

onde β_j é o parâmetro escala, com γ sendo um vetor dos coeficientes para o vetor z de covariáveis constantes no tempo, η sendo um vetor de coeficientes para o vetor y_j de covariáveis tempo-dependentes, associada com o j -ésimo tempo de atualização τ_j ($j = 0, \dots, k$), e $\tau_k = T$. $I_{\{k \geq 2\}}$ é uma função indicadora que assume valor de 1 quando a condição nas chaves é verdadeira, ou zero quando não.

Usamos três premissas para estabelecer a relação entre cada variável e o tempo de passagem entre os estados da cadeia de Markov: (1) os peixes foram orientados pela vazão, nadando mais rapidamente em direção às áreas de maior vazão (Clay 1995); (2) os peixes deslocaram-se principalmente durante o dia; (3) a estação reprodutiva aumentou a movimentação dos peixes para áreas de maior vazão (**Tabela 2.1**). Assim, quanto maior a vazão de uma área, menor o tempo de passagem para aquela área. Da mesma forma, a luz do dia e a estação reprodutiva reduziram o tempo de passagem para áreas mais próximas à barragem (**Tabela 2.1**). Se a influência da covariável sobre o tempo de passagem foi fraca, média ou forte, multiplicamos o valor mínimo de θ por 3, 5 ou 8, respectivamente, valores escolhidos arbitrariamente.

Finalmente, para definir os coeficientes (η) dessa relação, usamos modelo linear generalizado (MLG) com os valores máximos e mínimos de θ em função dos valores máximos e mínimos de cada covariável separadamente. Usamos MLG com distribuição de erros da família Gaussiana e função de ligação do tipo log.

Com os tempos definidos na matriz de transição, o peixe se movimentou para o estado que tinha o menor tempo de transição, dentre os estados para os quais poderia se movimentar. Por exemplo, a partir da área do canal de fuga (estado 3), o peixe podia se mover para a área de jusante (estado 2) em T_{VC} horas ou entrar na escada para peixes em T_E horas (**Figura 2.2**). Se $T_{VC} > T_E$, o peixe entraria na escada de peixes em T_E horas. Se $T_{VC} < T_E$, o peixe retornaria para a área aproximação em T_{VC} horas. O peixe permaneceu na cadeia de Markov até que alcançasse o reservatório, morresse ou seu tempo total na simulação (somando-se o T_A com cada tempo de transição) fosse maior que seu T_M . Nesse caso, o peixe era retirado na simulação, como se tivesse se deslocado para jusante.

Para cada espécie, fizemos cinco simulações com diferentes características operativas e ambientais (**Tabela 2.2**) e três mil indivíduos cada.

Avaliação das metodologias

Simulamos três tipos de amostragens de avaliação da performance da escada para peixes: (1) telemetria com etiquetas do tipo PIT; (2) contagem baseada em armadilhas; (3) contagem baseada em pesca dentro da escada, após a drenagem do sistema. Nós avaliamos a(s) premissa(s) de cada uma dessas metodologias, e comparamos com os parâmetros simulados pelo modelo. Cada análise foi feita separadamente para as duas espécies.

Telemetria com etiqueta PIT

As três principais premissas desse método são: 1) o comportamento do peixe não é influenciado pela marca, 2) a eficiência de detecção do equipamento é constante ao longo do tempo e 3) o tamanho da população marcada não interfere na estimativa da eficiência de passagem. As duas

primeiras premissas já foram avaliadas em outros estudos (*e.g.* Castro-Santos *et al.* 1996; Ficke
196 *et al.* 2012). Então, nós avaliamos o efeito da proporção da população marcada sobre a
estimativa da eficiência de passagem pela escada de peixes. Para isso, nós simulamos três
198 cenários: 5%, 10% e 20% da população marcada. A eficiência de detecção foi considerada de
95%, e constante ao longo de tempo (Castro-Santos *et al.* 1996). Como nós simulamos uma
200 escada de peixes com eficiência de atração e passagem elevadas e iguais, nós não separamos a
sua performance nesses dois componentes. Então, a eficiência de passagem da escada de peixes
202 foi determinada para cada espécie como a proporção de peixes que passou em relação à
quantidade de peixes que chegou à área de jusante (estado 1, Travade e Larinier 2002). A
204 eficiência foi calculada para cada simulação e foi comparada com a eficiência estimada para cada
um dos cenários de marcação com a etiqueta PIT.

206 **Amostragem com armadilhas**

As premissas dessa amostragem são: 1) o número de peixes que entram na escada é constante
208 ao longo dos dias, pelo menos para o período de migração, e 2) há uma correlação entre o
número de peixes que entram e saem em dias subsequentes. Para testar essas premissas,
210 fizemos a correlação temporal cruzada entre o número de peixes que entraram e saíram do STP
por dia para as cinco simulações. Além disso, comparamos o número de peixes simulados que
212 entraram e saíram da escada para peixes com os resultados obtidos com essa metodologia. Para
isso, amostramos todos os indivíduos que entravam ou saíam da escada durante 24 h,
214 alternadamente, dois dias sequenciais por mês. Tanto os dias de amostragem quanto o local de
amostragem do primeiro dia foram definidos aleatoriamente (Travade e Larinier, 2002, *e.g.*
216 Baumgartner e Haris, 2007; Stuart *et al.* 2008; Baumgartner *et al.* 2010), em cada uma das cinco
simulações. Finalmente, nós comparamos as proporções dos indivíduos de cada espécie que
218 passaram na simulação com as proporções amostradas.

Amostragem após drenagem do sistema

A premissa dessa metodologia é que o número de peixes capturados na amostragem é proporcional ao número de peixes que utilizam a escada para peixes. Para testarmos essa premissa, amostramos todos os indivíduos que estavam dentro da escada para peixes em uma hora definida aleatoriamente. Foram comparados cinco cenários: uma, três, cinco, dez e vinte amostragens por mês. Em cada dia só poderia haver uma amostragem de uma hora. Nós calculamos o total de peixes amostrados de cada espécie em relação ao total de peixes que passaram na simulação. Também padronizamos o esforço de amostragem, extrapolando o resultado em cada cenário para 30 dias. Então calculamos a proporção de peixes amostrada de cada espécie em relação ao total de indivíduos amostrados, comparando as proporções em cada cenário com as proporções totais simuladas.

Toda a programação da simulação e análises foram feitas no programa estatístico R (R Core Team 2015).

RESULTADOS

Comportamento do modelo

Os peixes chegaram a usina ao longo de todo ano (**Figura 2.3**). Entretanto, como o T_M limitava a entrada no modelo daqueles indivíduos com alto T_A , a passagem de peixes pelo STP foi limitada aos primeiros 70 dias simulados.

A escada para peixes simulada teve boa eficiência de passagem, com aproximadamente 80% dos peixes de cada simulação atingindo o reservatório. A eficiência de passagem foi ligeiramente superior para a espécie de deslocamento rápido (76%-87% para espécie de deslocamento lento e 81%-82% para a espécie de deslocamento rápido,

Tabela 2.2: Vazão turbinada (média e amplitude) e vazão vertida (média e amplitude) usadas na simulação do comportamento dos peixes a jusante de uma usina.

Simulação	Vazão turbinada ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Vazão vertida ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
	Média (Max-Min)	Média (Max-Min)

1	496,19 (756,80-339,52)	44,79 (3272,40-0,00)
2	496,42 (756,80-339,52)	43,13 (3272,40-0,00)
3	496,82 (756,80-339,52)	45,15 (3272,40-0,00)
4	539,69 (868,91-389,12)	456,58 (2769,50-0,00)
5	515,15 (739,82-357,96)	93,13 (2025,00-0,00)

Tabela 2.3).

A média do tempo de passagem (T_p) foi de 3,2 h (amplitude = 0,5–13,1 h) para a espécie com deslocamento rápido e de 41,0 h (amplitude = 0,2–158,8 h) para a espécie de deslocamento lento (**Figura 2.4**).

Avaliação das metodologias

A eficiência estimada do STP pelo uso de telemetria foi praticamente igual nos três cenários de marcação, independente da velocidade de deslocamento, variando entre 70% e 73% para a espécie de deslocamento lento e 74% e 81% para a espécie de deslocamento rápido. Essa eficiência foi muito semelhante à eficiência total simulada pelo modelo (**Figura 2.5**). Além disso, ambas espécies foram amostradas praticamente na mesma proporção que aquelas que passaram na simulação.

Os resultados da amostragem por armadilha foram diferentes entre as duas espécies. Para a espécie de deslocamento rápido, houve alta correlação entre o número de peixes que entraram e saíram todos os dias (**Figura 2.6a**), com maiores valores de autocorrelação para o mesmo dia ou o dia seguinte (**Figura 2.6b**). Entretanto, para a espécie de deslocamento lento, não houve essa correspondência (**Figura 2.7a**). Os maiores valores da autocorrelação são para atraso de oito dias (**Figura 2.7b**), indicando que o número de peixes que entraram e saíram da escada em dias sequencias podem ser muito diferentes entre si. Por isso, as diferenças entre o número de peixes amostrados na entrada e na saída foram maiores para a espécie lenta que para a espécie rápida (**Figura 2.8**). Entretanto, ao analisar todo o período, não houve diferenças entre as

proporções das duas espécies que foram amostradas em relação às proporções dos peixes simulados que efetivamente passaram (**Tabela 2.4**).

Os resultados da amostragem com drenagem do STP também diferiram entre as duas espécies.

A espécie de deslocamento rápido teve proporção de indivíduos amostrados até 10x menor em relação à espécie de deslocamento lento (**Figura 2.9**). O cenário com maior número de amostragens (20) capturou 8-14% e 53-80% dos indivíduos da espécie de deslocamento rápido e lento, respectivamente, com reduções gradativas para amostragens menores. Essa redução do número de amostragens reduziu a porcentagem de peixes capturados com padrão semelhante para as duas espécies simuladas. Para ambas, a maior redução (20% a 90%) aconteceu na passagem de 10 para cinco dias, com redução gradual ($\approx 10\%$) nos cenários seguintes (**Figura 2.9**). A proporção de indivíduos da espécie de deslocamento rápido amostrada em relação ao total amostrado sempre foi inferior a 10%, exceto no cenário com 10 e 20 dias amostrados (**Tabela 2.4**). Isso significa que, em relação ao total de peixes simulados que passaram, houve uma subestimativa de 5 vezes para espécie de deslocamento rápido, com consequente superestimativa do uso da escada para peixes pela espécie de deslocamento lento.

DISCUSSÃO

Pelos resultados simulados, a utilização de etiquetas PIT apresentou as menores distorções em relação às suas premissas. A captura com armadilhas mostrou ser adequada para amostragem da comunidade que utiliza o STP, mas não foi adequada para avaliar a eficiência do STP para espécies de deslocamento lento. Por sua vez, a drenagem com captura dos peixes foi o método com as maiores distorções em relação às suas premissas.

Embora a avaliação dos métodos que realizamos neste estudo seja factível em campo, é improvável que pudesse ser realizada em razão das seguintes premissas: 1) existência de STP com grande eficiência de passagem para várias espécies; 2) conhecimento sobre a real eficiência de passagem do STP; e 3) avaliação simultânea dos três métodos de amostragem. Dessa forma,

290 o MBI foi extremamente útil para atender ao objetivo proposto, e já foi usado para avaliar metodologias relacionadas a STPs (Castro-Santos e Perry, 2012). Como todo modelo, ele
292 representa uma simplificação da realidade (Soetaert e Herman, 2009), e temos ciência que muitas variáveis que poderiam interferir no comportamento dos peixes foram omitidas, como a
294 vazão da escada para peixes, a posição da entrada da escada para peixes em relação ao fluxo principal da usina e interações bióticas. Entretanto, acreditamos que as variáveis mais
296 importantes para modelar o comportamento de passagem foram incluídas, de forma que o modelo representa suficientemente a realidade para ilustrar o nosso ponto de interesse.

298 O tempo de passagem (T_P) foi a única variável que optamos que fosse diferente entre as duas espécies, por ser a variável mais importante para expressar o comportamento do peixe dentro
300 da escada e influenciar os métodos de amostragem analisados. Dessa forma, temos valores referências contra os quais podemos comparar as diferentes metodologias. Os valores
302 simulados para tempo de passagem estão de acordo com o apresentado para diversas espécies, tanto de clima temperado quanto tropical. Por exemplo, espécies com baixo tempo de
304 passagem incluem o salmão do Atlântico (*Salmo salar*), a carpa comum (*Cyprinus carpio*), o *silver redhorse* (*Moxostoma anisurum*), as percas dourada e prateada (*Macquaria ambigua* e *Bidyanus bidyanus*),
306 bacalhau *Murray* (*Maccullochella peelii peelii*), o curimba (*Prochilodus lineatus*), o pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e a piracanjuba (*Brycon orbignyanus*) todas com tempos de
308 passagem inferiores a 12 h (Gowans *et al.* 2003; Baumgartner *et al.* 2010; Wagner *et al.* 2012; Thiem *et al.* 2013). A espécie simulada de deslocamento rápido levou, em média, 3,2 h para
310 transpor a escada para peixes. Outras espécies apresentam grandes tempos de passagem, como por exemplo o *sauger* (*Sander canadensis*), o *smallmouth bass* (*Micropterus dolomieu*), *longnose sucker* (*Catostomus catostomus*) e o cascudo preto (*Rineleps aspera*), com tempos de passagem
312 que variam de 30 h a mais de 400 h (Wagner *et al.* 2012; Thiem *et al.* 2013). A espécie simulada de deslocamento lento levou, em média, 41 h para passar pela escada para peixes. Assim, os
314

resultados obtidos podem ser aplicados a diversas espécies, em diferentes ambientes pelo mundo.

Embora o uso de equipamentos de telemetria para estudos de peixe tenha se iniciado na década de 1950, ainda hoje existem muitos desafios para sua utilização, desde como prender as marcas aos peixes até metodologias de análise de dados (Cooke *et al.* 2013). Por exemplo, trabalhos visando padronizar as análises de dados de telemetria dentro do contexto de estudos de eficiência de STP estão restritos à última década (Castro-Santos *et al.*, 2009). Mais recentemente, tem crescido a indicação para o uso dessas técnicas nos estudos de monitoramento de STP em todo mundo (Roscoe e Hinch, 2010; Bunt *et al.* 2012; Cooke e Hinch 2013; Hatry *et al.* 2013), sendo consideradas a “menina dos olhos” desses estudos (Cooke e Hinch, 2013). Nossos resultados corroboram a eficiência desse método. Mesmo com 5% da população marcada, o uso de PIT conseguiu estimar com precisão a eficiência de passagem do STP, bem como a proporção das espécies que utilizam o mecanismo. Por outro lado, Cooke e Hinch (2013) destacam quais as principais fontes de viés dos métodos de telemetria, relacionados à captura, marcação (época e métodos), confiabilidade e eficiência dos equipamentos, chamando atenção para como esses fatores podem enviesar as análises. Nenhum desses fatores foi alvo do nosso estudo.

A utilização de armadilhas é um dos métodos mais utilizados para se avaliar a performance de STPs, especialmente para espécies de pequeno porte que são difíceis de estudar usando telemetria (Baumgartner *et al.* 2010). Ele é utilizado tanto para descrever a comunidade que usa o STP (Baumgartner *et al.* 2010), bem como avaliar a eficiência de passagem, usando amostragem intercalada na entrada e saída da escada, em dias sequenciais (*e.g.* Libby, 1981; Baumgartner e Haris, 2007; Mallen-Cooper e Brand 2007; Stuart *et al.* 2008; Baumgartner *et al.* 2010). Nossos resultados mostraram que o primeiro objetivo pode ser alcançado, pois a proporção das espécies amostradas foi muito semelhante à proporção em que elas

efetivamente passaram. Contudo, em nossa simulação, proporções diferentes entre entrada e saída da escada para peixes foram diferentes em quatro dos cinco anos simulados. Portanto, é importante ressaltar que a caracterização da comunidade deve ser válida apenas para estudos com amostras repetidas ao longo do tempo, e uma ou poucas amostragens poderão não caracterizar adequadamente a proporção na qual as espécies passam.

Por outro lado, o uso de armadilhas para avaliação da eficiência de passagem pode ser enviesado para espécies que permanecem muito tempo dentro do STP. Ao assumir que o número de peixes que entram e saem são semelhantes em dois dias sequenciais, explica-se que o maior número de peixes capturado na saída é devido à evitação da armadilha posicionada na entrada, e o maior número capturado na entrada é explicado pela incapacidade de os indivíduos alcançarem o final do STP (Libby, 1981; Baumgartner e Haris, 2007; Mallen-Cooper e Brand 2007; Mallen-Cooper e Stuart 2007; Stuart *et al.* 2008; Baumgartner *et al.* 2010). Entretanto, na nossa simulação a correlação entre o número de peixes que entraram e saíram em dias seguidos para a espécie de deslocamento lento foi baixa. A correlação foi mediana ($\approx 0,4$) apenas a partir do quinto dia, atingindo a maior correlação no oitavo dia. Isso resultou em maiores diferenças entre o número de peixes capturados na entrada e na saída do STP para a espécie de deslocamento lento. Por exemplo, na 2ª simulação, o número de peixes amostrados na saída foi mais de oito vezes maior que na entrada. Tal viés pode ser minimizado utilizando-se armadilhas ao longo de toda a escada para peixes, e não apenas em seus extremos (*e.g.* Morgan e Beatty 2006). Por outro lado, para a espécie rápida a premissa da correlação foi verdadeira, e por isso as diferenças de captura entre entrada e saída foram bem menores. Entretanto, existem espécies com grande amplitude nos tempos de passagem. Por exemplo, a amplitude dos tempos de passagem para *shorthead redhorse* (*Moxostoma macrolepidotum*) e *smallmouth bass* foi de 2,4 e 237,0 h e 1,0 e 452,9 h, respectivamente, para transporem um STP no Canadá (Thiem *et al.* 2013). Assim, indivíduos de uma mesma espécie podem apresentar diferentes velocidades de deslocamento, dificultando a eliminação do viés causado pela amostragem com armadilha.

Finalmente, a amostragem com drenagem do STP foi o método com resultados mais enviesados. Essa metodologia é antiga (*e.g.* Godinho *et al.* 1991; Baras *et al.* 1994), usada em diversas partes do mundo (*e.g.* Jansen *et al.* 1999; Ziliukas e Ziliukiene, 2002; Epler *et al.*, 2004; Knaepkens *et al.* 2006) e a mais comum em monitoramentos de STP na região neotropical (*e.g.* Godinho *et al.* 1991; Makrakis *et al.* 2007a; Arcifa e Esguícero 2012; Silva *et al.* 2012).

Esse método não é recomendado para se avaliar eficiência de atração ou de passagem (Bunt *et al.* 2012; Hatry *et al.* 2013). Bizzoto *et al.* (2009), ao avaliarem a passagem de peixes por STP com o uso de vídeo-imagem, sugerem que a amostragem de STP por drenagem corresponde apenas a uma foto instantânea de um processo extremamente dinâmico. Por isso, esse método também não é adequado para analisar a comunidade de peixes que utiliza o STP. Na nossa simulação, a diferença nas porcentagens de peixes amostrados em relação a todos que usaram o STP é uma ordem de grandeza maior para a espécie de deslocamento lento. Isso porque ela tem maior probabilidade de ser capturada, já que os indivíduos dessa espécie passam até 10 vezes mais tempo dentro do STP. Esse viés se refletiu claramente na porcentagem do uso da escada para peixes pelas duas espécies. Assim, embora as duas espécies tiveram praticamente a mesma eficiência de passagem, um estudo baseado em contagem após drenagem do sistema iria indicar que praticamente apenas a espécie de deslocamento lento utilizou a escada.

A comparação de dois tipos de amostragem (PIT e drenagem) num mesmo STP mostra os vieses causados pelo segundo tipo. Makrakis *et al.* (2007b), utilizando drenagem do STP, encontraram que o cascudo preto foi a espécie mais abundante no STP, sendo responsável por mais de 50% do número de indivíduos capturados, enquanto o curimba não apareceu entre as 18 espécies mais abundantes. Entretanto, é provável que eles tenham obtido esse resultado pelo tempo gasto por essas espécies para transpor o STP. Wagner *et al.* (2012) demonstraram que o cascudo preto permanece, em média, 148 h dentro da mesma escada, enquanto que o curimba gasta menos de 6 h para passá-la. Ainda mais importante, a proporção de passagem do curimba foi

quase o dobro da proporção de passagem do cascudo preto, indicando que o STP é mais eficiente para transpor curimba do que o cascudo preto (Wagner *et al.* 2012), ao contrário do que foi sugerido por Makrakis *et al.* (2007b).

Castro-Santos (2012) apresenta outro exemplo dos vieses causados pelos métodos de contagem: a escada da barragem de *Turners Falls* era considerada muito eficiente, pois grande quantidade de *shad* americano (*Alosa sapidissima*) a atravessava todos os anos. Entretanto, a utilização de PIT mostrou que, na verdade, esse grande número era apenas uma pequena fração dos indivíduos de chegavam ao sopé da barragem, e que as taxas de retorno dentro da escada eram sempre maiores que as taxas de passagem, indicando que o STP era altamente ineficiente para transpor essa espécie.

A compreensão da eficiência do STP é bem mais complexa que simplesmente determinar o número de peixes de quais espécies passam por ele. A performance real de um STP deve ser dividida em, pelo menos, três fases: aproximação, atração e passagem (Castro-Santos *et al.* 2009; Castro-Santos 2012). Essas fases devem ser analisadas separadamente, possuindo cada uma sua eficiência específica. São governadas por processos distintos, e a performance do STP depende do bom funcionamento das três fases conjuntamente (Roscoe e Hinch 2010; Castro-Santos 2012). Dessa forma, os estudos devem ser fragmentados, e metodologias específicas utilizadas em cada uma delas (Wagner *et al.* 2012). Especificamente, a passagem dos peixes pelo STP é melhor entendida quando o movimento individual dos peixes que o utilizam é monitorado (Castro-Santos *et al.* 2009; Castro-Santos 2012; Castro-Santos e Perry 2012, Hatry *et al.* 2013). Dessa forma, importantes informações podem ser obtidas, como o tempo de transição por diferentes trechos, as taxas de passagem ou as taxas de falha ao longo do STP e variações diárias e sazonais (Castro-Santos *et al.* 2009; Baumgartner *et al.* 2010; Thiem *et al.* 2013). A obtenção desse tipo de informação necessita de técnicas de telemetria e o uso de PIT para avaliação da passagem tem se mostrado bastante útil, tanto pelo baixo custo quanto pela qualidade da

416 informação obtida (*e.g.* Castro-Santos *et al.* 1996; Baumgartner *et al.* 2010; Bunt *et al.* 2012 e
referências citadas; Wagner *et al.* 2012; Aerstrup *et al.* 2013; Thiem *et al.* 2013).

418 O uso de técnicas de telemetria permite ainda identificar problemas de projetos no STP (Castro-
Santos 2012). Bunt (2001) usou dados de telemetria e marcação e recaptura para propor
420 alterações na entrada de um STP e demonstrar que essa mudança melhorou em até três vezes
a eficiência de atração do sistema. Larinier *et al.* (2005) conseguiu demonstrar melhora de 87%
422 na eficiência de atração de um novo mecanismo que estava sendo construído para substituir um
considerado ineficiente. Wagner *et al.* (2012) e Fontes-Júnior *et al.* (2012) demonstraram que
424 trechos específicos de STPs em regiões neotropicais reduzem drasticamente as taxas de
passagem das espécies avaliadas.

426 Dessa forma, os resultados corroboram nossa hipótese de que os métodos de contagem não são
adequados para estimar a eficiência de escadas para peixes, tanto a armadilha quanto a
428 drenagem do sistema. Além disso, a drenagem da escada para peixes não fornece informações
confiáveis sobre a comunidade de peixes que usa esse tipo de STP. Assim, nosso trabalho traz
430 relevantes contribuições sobre a escolha do método para monitoramento de escada para
peixes. Evidenciamos que os dados obtidos até hoje nos estudos realizados em várias regiões do
432 mundo devem ser vistos com bastante cautela, pois a amostragem com drenagem tendo sido
uma das principais metodologias utilizada para a contagem de peixes em STP. Além dela, a
434 captura com tarrafas e redes também tem sido empregada (*e.g.* Agostinho *et al.* 2007). Esse
segundo método é ainda mais tendencioso, pois insere na amostragem a seletividade inerente
436 ao petrecho de pesca (Murphy e Willis 1996). Para avançarmos na compreensão do
funcionamento dos STPs já implantados, é fundamental que haja uma mudança nos métodos
438 de amostragem utilizados, e que as ferramentas de telemetria existentes sejam colocadas em
prática, fornecendo dados mais robustos sobre o comportamento dos peixes tanto a jusante,
440 quanto dentro do STP e após sua saída, na continuação da migração (Roscoe e Hinch 2010).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 442 Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Fernandez, D. R., & Suzuki, H. I. (2002). Efficiency of fish ladders
for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18(3), 299-306.
- 444 Agostinho, C. S., Agostinho, A. A., Pelicice, F., Almeida, D. A. D., & Marques, E. E. (2007).
Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical*
446 *Ichthyology*, 5(2), 205-213.
- Alvarez-Vázquez, L. J., Martínez, A., Vázquez-Méndez, M. E., & Vilar, M. A. (2011). The
448 importance of design in river fishways. *Procedia Environmental Sciences*, 9, 6-10.
- Arcifa, M. S., & Esguícero, A. L. H. (2012). The fish fauna in the fish passage at the Ourinhos Dam,
450 Paranapanema River. *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 715-722.
- Baumgartner, L. J., Boys, C. A., Stuart, I. G. & Zampatti, B. P. (2010). Evaluating migratory fish
452 behaviour and fishway performance: testing a combined assessment methodology.
Australian Journal of Zoology, 58(3), 154-164.
- 454 Baumgartner, L. J., & Harris, J. H. (2007). Passage of non-salmonid fish through a Deelder lock
on a lowland river. *River Research and Applications*, 23(10), 1058-1069.
- 456 Baras, E., Lambert, H., & Philippart, J. C. (1994). A comprehensive assessment of the failure of
Barbus barbus spawning migrations through a fish pass in the canalized River Meuse
458 (Belgium). *Aquatic Living Resources*, 7(03), 181-189.
- Bizzotto, P. M., Godinho, A. L., Vono, V., Kynard, B., & Godinho, H. P. (2009). Influence of
460 seasonal, diel, lunar, and other environmental factors on upstream fish passage in the
Igarapava Fish Ladder, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 18(3), 461-472.
- 462 Britto, S. G., & Carvalho, E. D. (2013). Reproductive migration of fish and movement in a series
of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*,
464 20(5), 426-433.

Brown, J. J., Limburg, K. E., Waldman, J. R., Stephenson, K., Glenn, E. P., Juanes, F., & Jordaan, A.
 466 (2013). Fish and hydropower on the US Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way
 technologies. *Conservation Letters*, 6(4), 280-286.

468 Brook, A. J., Woodcock, B. A., Sinka, M., & Vanbergen, A. J. (2008). Experimental verification of
 suction sampler capture efficiency in grasslands of differing vegetation height and structure.
 470 *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1357-1363.

Bender, R., Augustin, T., & Blettner, M. (2005). Generating survival times to simulate Cox
 472 proportional hazards models. *Statistics in medicine*, 24(11), 1713-1723.

Bunt, C. M. (2001). Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries*
 474 *Management and Ecology*, 8(2), 95-105.

Bunt, C. M., Castro-Santos, T., & Haro, A. (2012). Performance of fish passage structures at
 476 upstream barriers to migration. *River Research and Applications*, 28(4), 457-478.

Castro-Santos, T. (2012). Adaptive fishway design: a framework and rationale for effective
 478 evaluations. *Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen*, 76.

Castro-Santos, T., & Haro, A. (2003). Quantifying migratory delay: a new application of survival
 480 analysis methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(8), 986-996.

Castro-Santos, T., & Perry, R. W. (2012). Time-to-event analysis as a framework for quantifying
 482 fish passage performance. *Telemetry techniques: a user guide for fisheries research*. American
 Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 427-452.

484 Castro-Santos, T., Cotel, A. L. I. N. E., & Webb, P. W. (2009). Fishway evaluations for better
 bioengineering: an integrative approach. In *Challenges for diadromous fishes in a dynamic*
 486 *global environment*. American Fisheries Society, Symposium (Vol. 69, pp. 557-575).

Castro-Santos, T., Haro, A., & Walk, S. (1996). A passive integrated transponder (PIT) tag system
 488 for monitoring fishways. *Fisheries research*, 28(3), 253-261.

Clay, C. H. (1995). *Design of fishways and other fish facilities*. Boca Raton, Lewis Publishers, 248
 490 p.

Cooke, S. J., & Hinch, S. G. (2013). Improving the reliability of fishway attraction and passage
 492 efficiency estimates to inform fishway engineering, science, and practice. *Ecological
 Engineering*, 58, 123-132.

494 Cooke, S. J., Midwood, J. D., Thiem, J. D., Klimley, P., Lucas, M. C., Thorstad, E. B., ... & Ebner, B.
 C. (2013). Tracking animals in freshwater with electronic tags: past, present and future.
 496 *Animal Biotelemetry*, 1(5).

Elphick, C. S. (2008). How you count counts: the importance of methods research in applied
 498 ecology. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1313-1320.

Epler, P., Bartel, R., WoŹniewski, M., Duc, M., & Olejarski, D. (2004). The passage of fish through
 500 the fishway at ronów dam in the 1997-2003 period. *Archives of Polish Fisheries*, 12(2).

Fernandez, D. R., Agostinho, A. A., Bini, L. M., & Gomes, L. C. (2007). Environmental factors
 502 related to entry into and ascent of fish in the experimental ladder located close to Itaipu Dam.
Neotropical Ichthyology, 5(2), 153-160.

504 Ficke, A. D., Myrick, C. A., & Kondratieff, M. C. (2012). The effects of PIT tagging on the swimming
 performance and survival of three nonsalmonid freshwater fishes. *Ecological Engineering*, 48,
 506 86-91.

Fontes-Júnior, H. M., Castro-Santos, T., Makrakis, S., Gomes, L. C., & Latini, J. D. (2012). A barrier
 508 to upstream migration in the fish passage of Itaipu Dam (Canal da Piracema), Paraná River
 basin. *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 697-704.

- 510 Giacomini, H. C. (2007). Sete motivações teóricas para o uso da modelagem baseada no
indivíduo em ecologia. *Acta Amazonica*, 37(3), 431-446.
- 512 Godoy, M. P. (1985). Aquicultura. Atividade multidisciplinar. Escadas e outras facilidades para
passagens de peixes. Estações de piscicultura. Florianópolis, SC, Eletrosul-Eletróbrás.
- 514 Gowans, A. R. D., Armstrong, J. D., Priede, I. G., & Mckelvey, S. (2003). Movements of Atlantic
salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater*
516 *Fish*, 12(3), 177-189.
- Greenwood, J. J. D & Robinson, R. A. (1997). Principles of sampling. *In* Sutherland, W. J., & Krebs,
518 C. J. (eds). *Ecological census techniques. Trends in Ecology and Evolution*, 12(2), 81-81.
- Grimm, V. (1999). Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and
520 what could we learn in the future?. *Ecological modelling*, 115(2), 129-148.
- Grinstead, C. M., & Snell, J. L. (2006). Grinstead and Snell's Introduction to Probability. Orange
522 Grove Texts Plus.
- Gruber, B., Reineking, B., Calabrese, J. M., Kranz, A., Poledníková, K., Poledník, L., ... & Henle, K.
524 (2008). A new method for estimating visitation rates of cryptic animals via repeated surveys
of indirect signs. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 728-735.
- 526 Godinho, A. L., & Kynard, B. (2009). Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs.
River Research and Applications, 25(6), 702.
- 528 Hatry, C., Binder, T. R., Thiem, J. D., Hasler, C. T., Smokorowski, K. E., Clarke, K. D., Katopodis, C.
& Cooke, S. J. (2013). The status of fishways in Canada: trends identified using the national
530 CanFishPass database. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23(3), 271-281.
- Helfman, G. S. (2007). Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic
532 biodiversity and fishery resources. Island Press.

- Jansen, W., Kappus, B., Böhmer, J., & Beiter, T. (1999). Fish communities and migrations in the vicinity of fishways in a regulated river (Enz, Baden-Württemberg, Germany). *Limnological Ecology and Management of Inland Waters*, 29(4), 425-435.
- Judson, O. P. (1994). The rise of the individual-based model in ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(1), 9-14.
- Katopodis, C., & Williams, J. G. (2012). The development of fish passage research in a historical context. *Ecological Engineering*, 48, 8-18.
- Kemp, P. S. (2012). Bridging the gap between fish behavior, performance and hydrodynamics: an ecohydraulics approach to fish passage research. *River Research and Applications* 28: 403–406.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K., & Eens, M. (2006). Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(1), 20-29.
- Larinier, M., Chanseau, M., Bau, F., & Croze, O. (2005). The use of radiotelemetry for optimizing fish pass design. *Aquatic Telemetry: Advances and Applications*. FAO/COISPA, Rome, 53-60.
- Libby, D. A. (1981). Difference in sex ratios of the anadromous alewife, *Alosa pseudoharengus*, between the top and bottom of a fishway at Damariscotta Lake, Maine.
- Mallen-Cooper, M., & Brand, D. A. (2007). Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage?. *Fisheries Management and Ecology*, 14(5), 319-332.
- Mallen-Cooper, M., & Stuart, I. G. (2007). Optimising Denil fishways for passage of small and large fishes. *Fisheries Management and Ecology*, 14(1), 61-71.

- Makrakis, S., L. C. Gomes, M. C. Makrakis, D. R. Fernandez & C. S. Pavanelli. (2007a). The Canal
556 da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. *Neotropical Ichthyology*, 5: 185-195.
- Makrakis, S., L. E. Miranda, L. C. Gomes, M. C. Makrakis, M. C. & H. M. Fontes Jr. (2011). Ascent
558 of Neotropical migratory fish in the Itaipu reservoir fish pass. *River Research and Applications*, 27: 511-519.
- 560 Makrakis, S., Makrakis, M. C., Wagner, R. L., Dias, J. H. P., & Gomes, L. C. (2007b). Utilization of
the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating
562 potamodromous species. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 197-204.
- Morgan, D. L., & Beatty, S. J. (2006). Use of a vertical-slot fishway by galaxiids in Western
564 Australia. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(4), 500-509.
- Muenchow, G. (1986). Ecological use of failure time analysis. *Ecology*, 246-250.
- 566 Muenzbergova, Z., & Ehrlen, J. (2005). How best to collect demographic data for population
viability analysis models. *Journal of applied Ecology*, 42(6), 1115-1120.
- 568 Murphy, Brian R., and David W. Willis, eds. *Fisheries techniques*. 2nd ed. Bethesda, Maryland:
American fisheries society, 1996.
- 570 Noonan, M. J., Grant, J. W., & Jackson, C. D. (2012). A quantitative assessment of fish passage
efficiency. *Fish and Fisheries*, 13(4), 450-464.
- 572 Oldani, N. O., & Baigún, C. R. (2002). Performance of a fishway system in a major South American
dam on the Paraná River (Argentina–Paraguay). *River Research and Applications*, 18(2), 171-
574 183.
- Oldani, N. O., Baigún, C. R. M., Nestler, J. M., & Goodwin, R. A. (2007). Is fish passage technology
576 saving fish resources in the lower La Plata River basin?. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 89-102.

Oldani, N. O., Baigún, C. R. M., Nestler, J. M., & Goodwin, R. A. (2007). Is fish passage technology
578 saving fish resources in the lower La Plata River basin?. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 89-102.

Pinder III, J. E., Wiener, J. G., & Smith, M. H. (1978). The Weibull distribution: a new method of
580 summarizing survivorship data. *Ecology*, 175-179.

Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., & Agostinho, A. A. (2014). Large reservoirs as ecological barriers
582 to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*.

Pelicice, F., & Agostinho, A. A. (2008). Fish-passage facilities as ecological traps in large
584 neotropical rivers. *Conservation biology*, 22(1), 180-188.

Pompeu, P. S., Agostinho, A. A., & Pelicice, F. M. (2012). Existing and future challenges: the
586 concept of successful fish passage in South America. *River Research and Applications*, 28(4),
504-512.

R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for
588 Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.

Roscoe, D. W., & Hinch, S. G. (2010). Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical
590 trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 11(1), 12-33.

Santos, H. A., Pompeu, P. D. S., & Martinez, C. B. (2007). Swimming performance of the migratory
592 Neotropical fish *Leporinus reinhardti* (Characiformes: Anostomidae). *Neotropical*
594 *Ichthyology*, 5(2), 139-146.

Santos, H. A., Viana, E. M. D. F., Pompeu, P. S., & Martinez, C. B. (2012). Optimal swim speeds by
596 respirometer: an analysis of three neotropical species. *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 805-
811.

Sparling, Y. H., Younes, N., Lachin, J. M., & Bautista, O. M. (2006). Parametric survival models for
598 interval-censored data with time-dependent covariates. *Biostatistics*, 7(4), 599-614.

600 Silva, L. G. M. D., Nogueira, L. B., Maia, B. P., & Resende, L. B. D. (2012). Fish passage post-
construction issues: analysis of distribution, attraction and passage efficiency metrics at the
602 Baguari Dam fish ladder to approach the problem. *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 751-762.

Soetaert, K., & Herman, P. M. (Eds.). (2008). A practical guide to ecological modelling: using R as
604 a simulation platform. Springer.

Stuart, I. G., Baumgartner, L. J., & Zampatti, B. P. (2008). Lock gates improve passage of small-
606 bodied fish and crustaceans in a low gradient vertical-slot fishway. *Fisheries Management
and Ecology*, 15(3), 241-248.

608 Thiem, J. D., Binder, T. R., Dumont, P., Hatin, D., Hatry, C., Katopodis, Stamplecoskie, K. M. &
Cooke, S. J. (2013). Multispecies fish passage behaviour in a vertical slot fishway on the
610 Richelieu River, Quebec, Canada. *River Research and Applications*, 29(5), 582-592.

Travade, F., & Larinier, M. (2002). Monitoring techniques for fisways. *BFPP-Connaissance et*
612 *Gestion du Patrimoine Aquatique*, 364.

Wagner, R. L., Makrakis, S., Castro-Santos, T., Makrakis, M. C., Dias, J. H. P., & Belmont, R. F.
614 (2012). Passage performance of long-distance upstream migrants at a large dam on the
Paraná River and the compounding effects of entry and ascent. *Neotropical Ichthyology*,
616 10(4), 785-795.

Williams, J. G., Armstrong, G., Katopodis, C., Larinier, M., & Travade, F. (2012). Thinking like a
618 fish: a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions.
River Research and Applications, 28(4), 407-417.

620 Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in
seasonal environments. *Oecologia*, 81(2), 225-241.

622 Žiliukas, V., & Žiliukienė, V. (2002). Ichthyological evaluation of fish passes constructed in
Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, 12(1), 47-57.

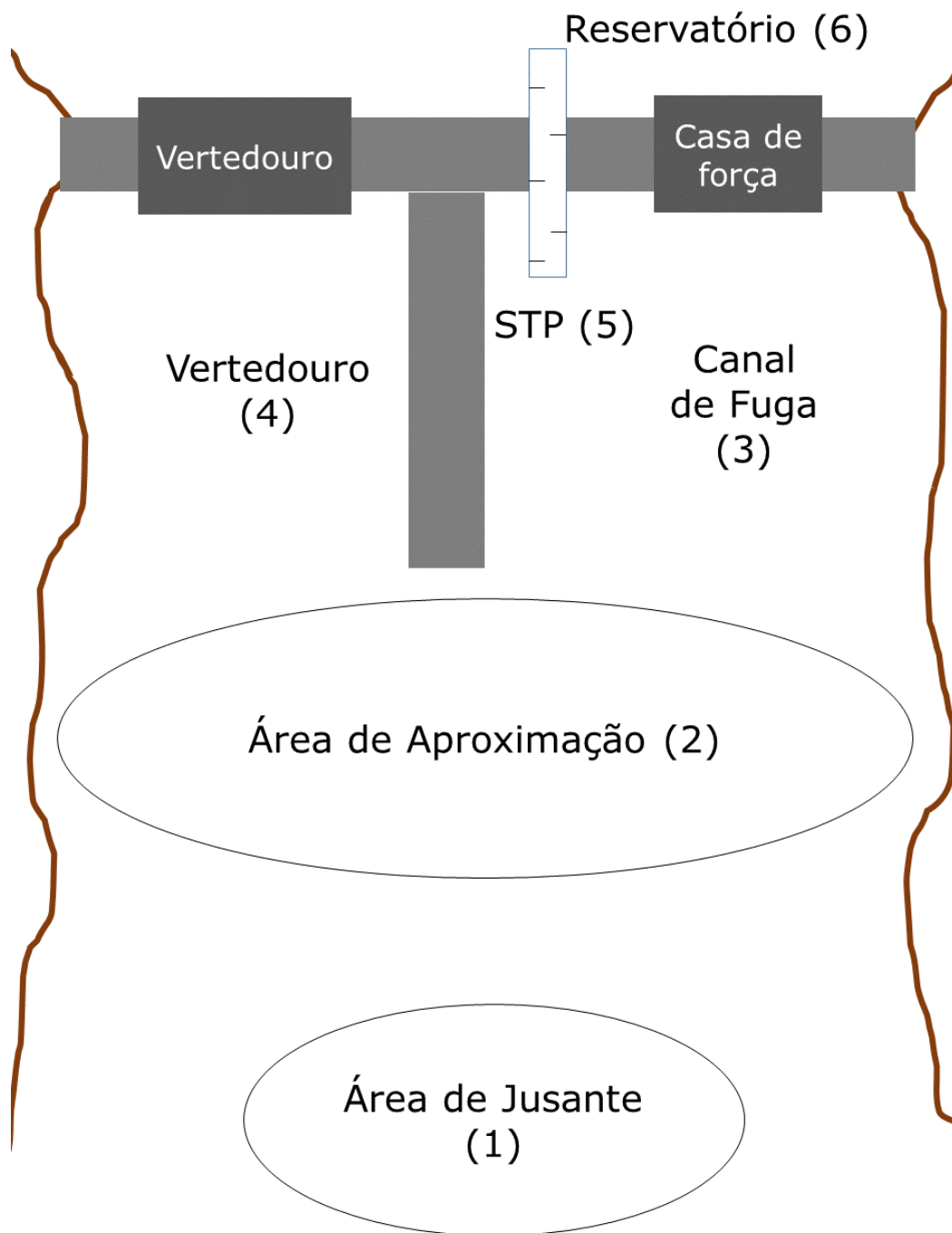


Figura 2.1: Representação esquemática do local de estudo simulado. A distância entre a área de jusante e a área de aproximação está fora de escala. Os números representam os estados da cadeia de Markov, e têm correspondência com os números da Figura 2 e da Tabela 1.

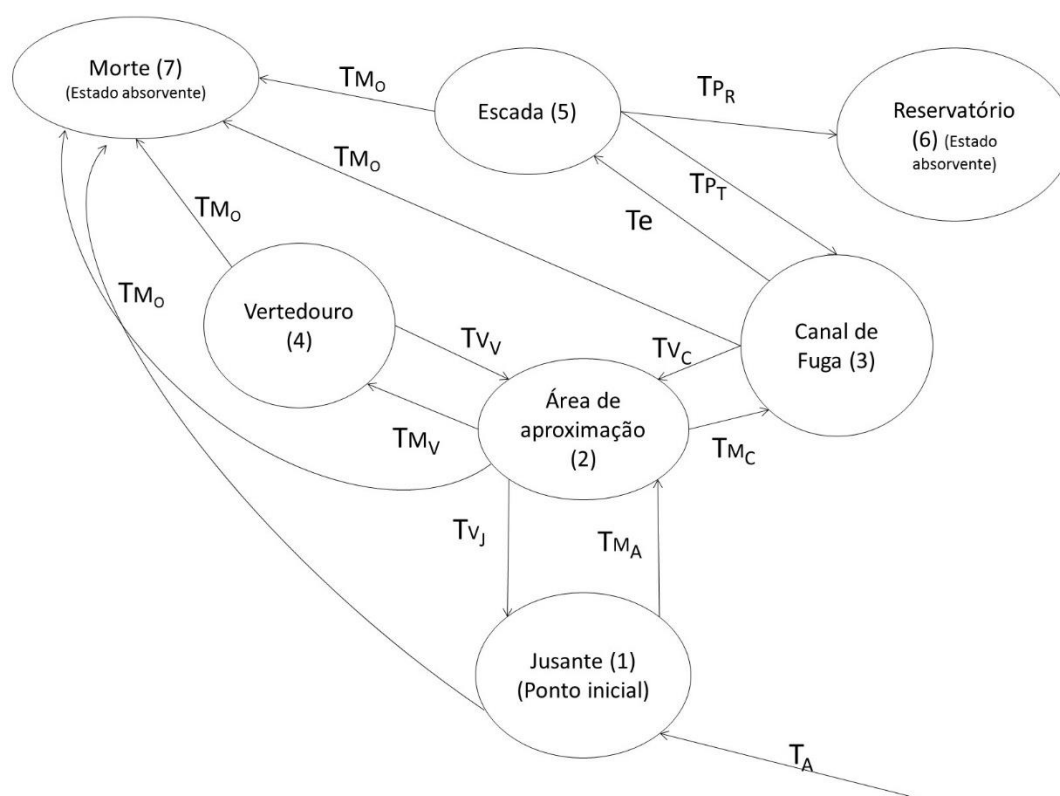


Figura 2.2: Diagrama representando a cadeia de Markov, com as possibilidades de movimentação entre estados (elipses). Significado das siglas de acordo com a Tabela 1. Os números entre parênteses representam cada estado dentro da cadeia de Markov (ver Figura 1 e Tabela 1).

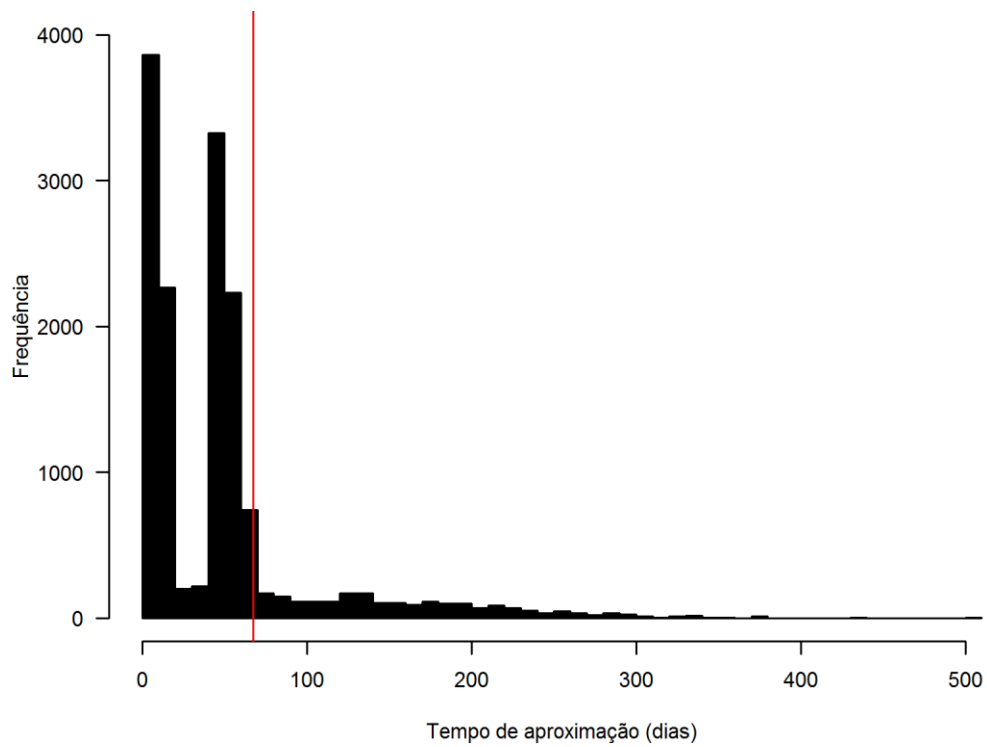


Figura 2.3: Histograma com o tempo de aproximação (TA) dos peixes de deslocamento rápido. A linha vertical representa a média do tempo de motivação (TM). O histograma para os peixes de deslocamento lento é essencialmente o mesmo.

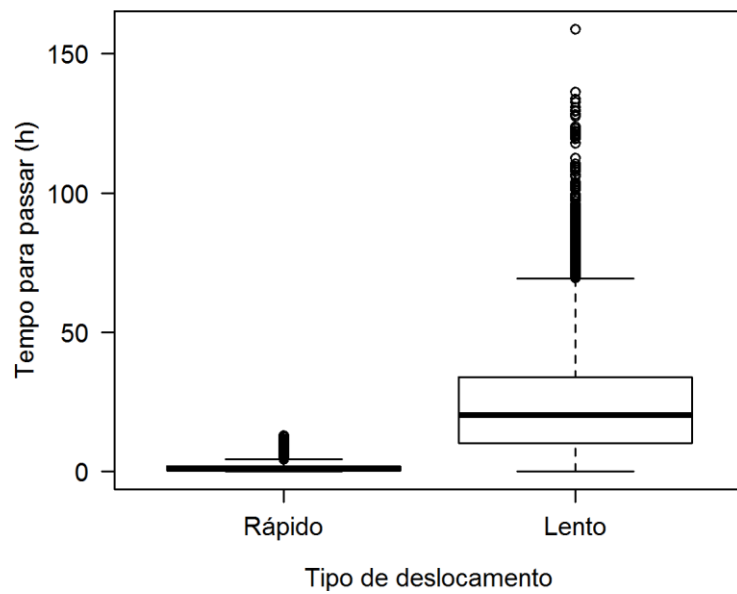


Figura 2.4: Boxplot com a média do tempo para passar pelo STP (linha), intervalo interquartis (caixa), máximo e mínimo e outliers (pontos) das espécies com deslocamento rápido e lento simuladas.

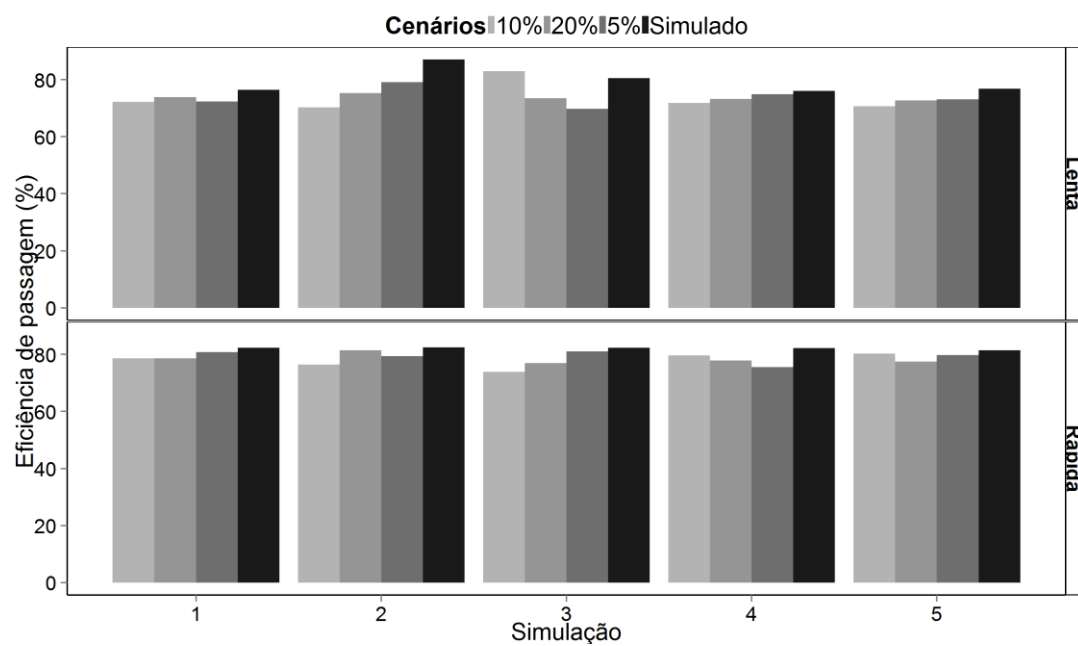


Figura 2.5: Eficiência de passagem simulada e estimada para a escada de peixes simulada com o uso de etiqueta PIT para cada cenário de porcentagem da população de peixes marcados.

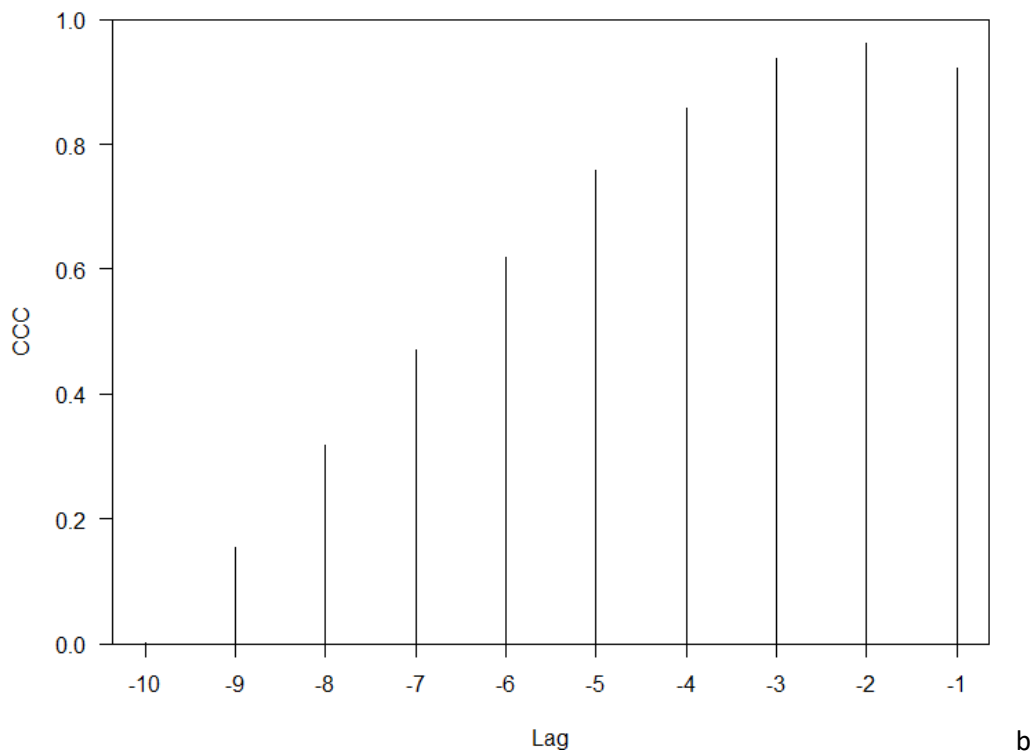
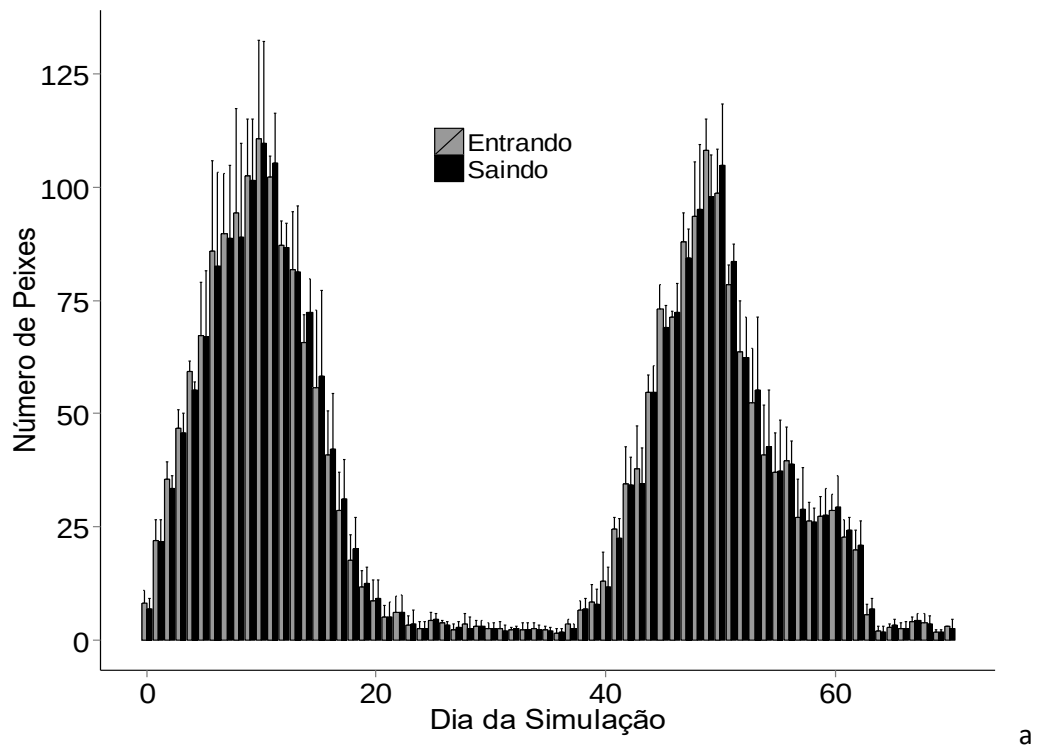


Figura 2.6: Espécie rápida. a: número médio ($\pm$ desvio padrão) de peixes que entraram e saíram da escada de peixes para cada dia da simulação; b: coeficientes da correlação cruzada (CCC) entre o número de peixes que entram e saem da escada com diferentes atrasos (lag). Por padrão do programa, lag = 0 corresponde a lag = 1.

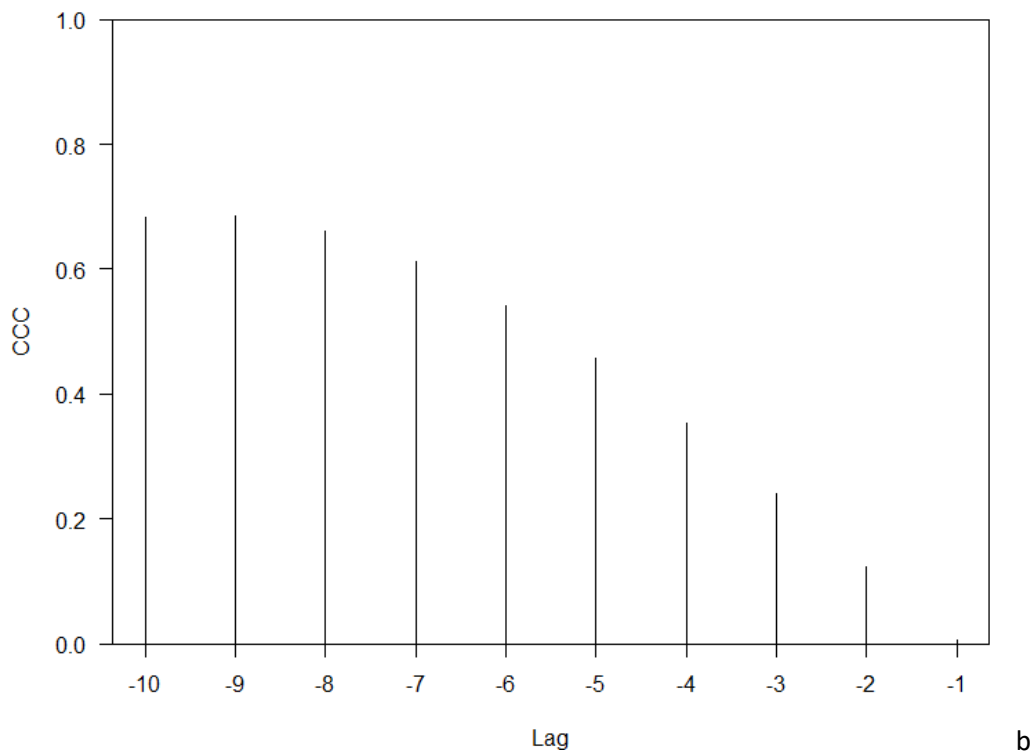
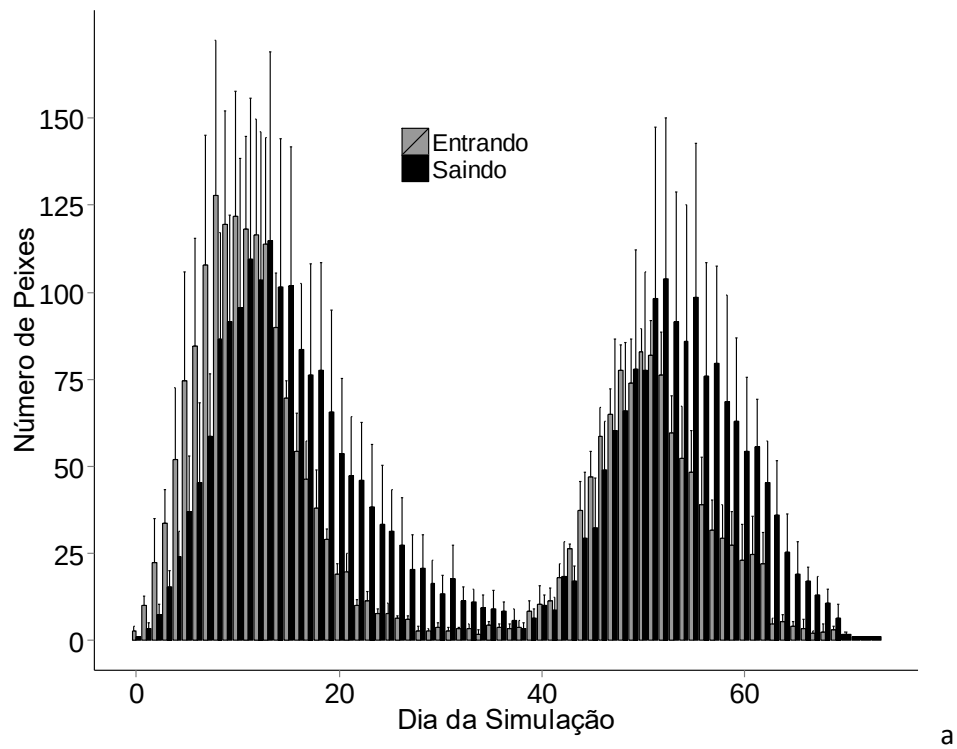


Figura 2.7: Espécie lenta. a: número médio ($\pm$ desvio padrão) de peixes que entraram e saíram da escada simulada em cada dia do ano; b: coeficientes da correlação cruzada (CCC) entre o número de peixes que entram e saem da escada com diferentes atrasos (lag). Por padrão do programa, lag = 0 corresponde a lag = 1.

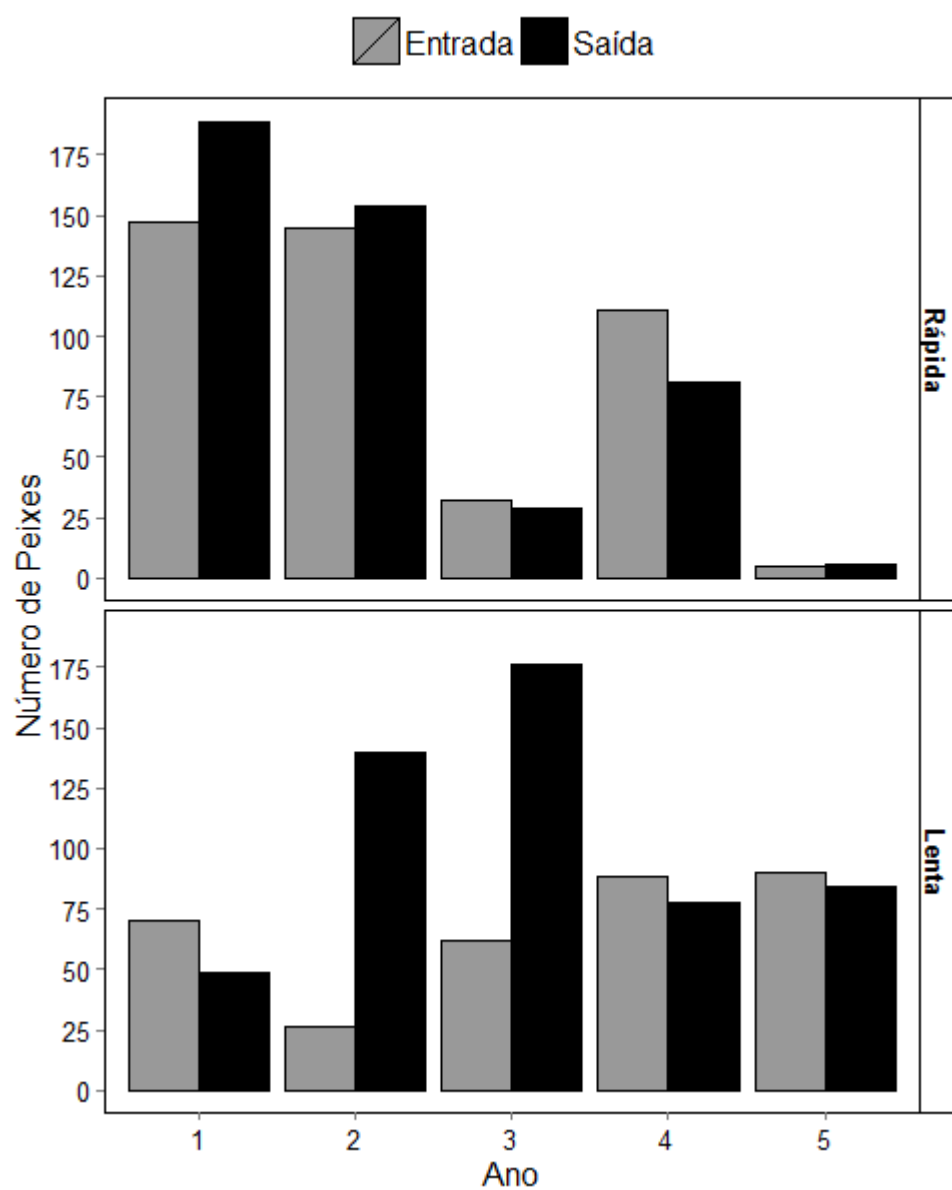


Figura 2.8: Número de peixes capturados nas armadilhas localizadas na entrada e na saída do STP alternadamente em dois dias consecutivos, em cada uma das simulações.

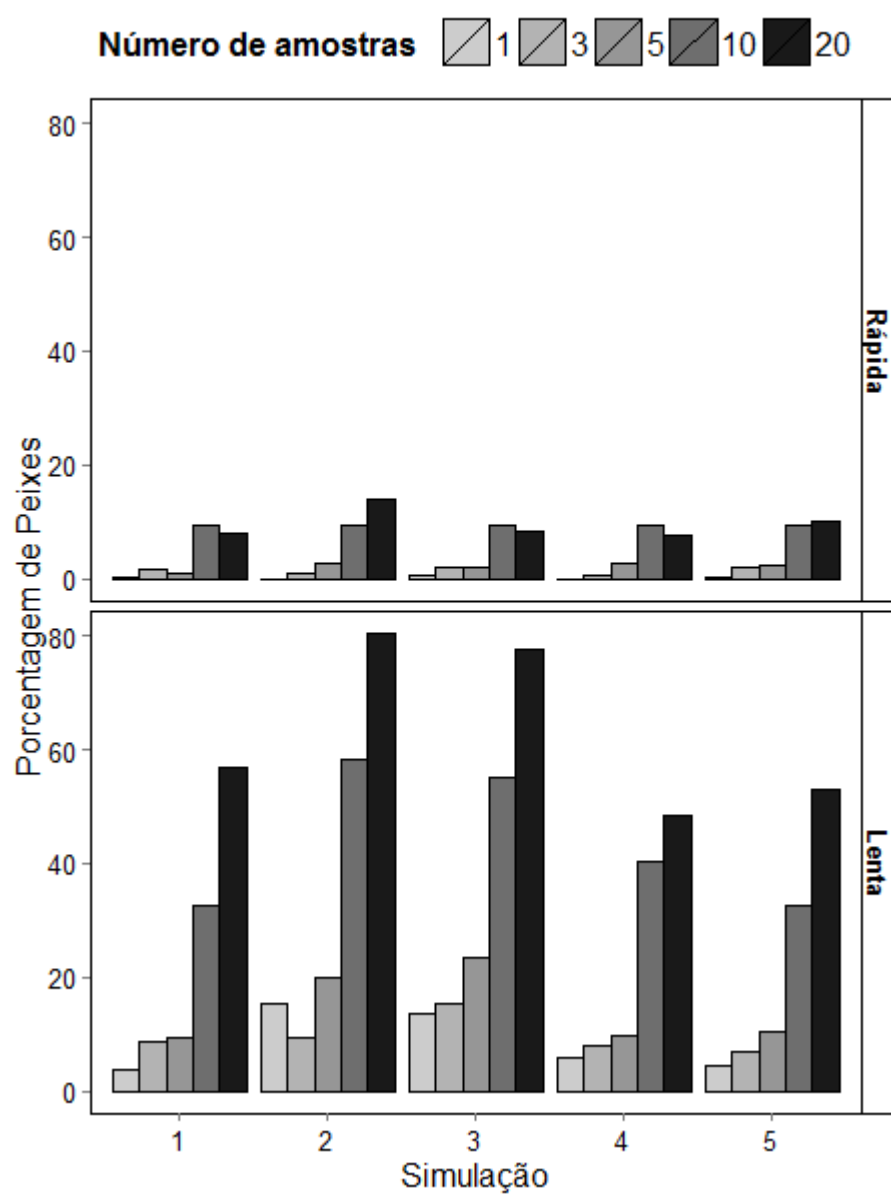


Figura 2.9: Porcentagem de peixes capturados após a drenagem do sistema em relação ao total de peixes que passaram, em cada um dos cenários com diferentes esforços de captura.

Tabela 2.1: Nomes e siglas das variáveis tempo-dependentes, e a influência das variáveis ambientais e operativas sobre os tempos de passagem, relacionados àqueles apresentados na Figura 2. Os números dos estados se referem aos ilustrados nas Figuras 1 e 2. Qqr = qualquer. Zero (0) indica que não há influência da variável sobre os tempos de passagem; símbolo positivo (+) significa aumento e negativo (-) redução dos tempos de passagem para os estados; essa influência pode ser fraca (um símbolo), média (dois símbolos) ou forte (três símbolos). ^{MR}: migrador rápido; ^{ML}: migrador lento.

Variáveis tempo-dependentes				Variáveis ambientais/operativas					
Nome	Estados	Sigla	Distribuição	Parâmetros		Vazão turbinada	Vertimento	Luz do dia	Época Reprodutiva
				α	$\theta_{\min}/\theta_{\max}$				
Tempo de Motivação*	-	T _M	Normal truncada	240	5	0	0	0	+
				1440	5				
				2880	2880				
Tempo de Aproximação*	-	T _A	Normal truncada	1440	1440	0	0	0	0
Tempo de Movimentação									
Para área de aproximação	1 → 2	T _{Ma}	Weibull	1	2/6	-	-	-	-
Para canal de fuga	2 → 3	T _{Mc}	Weibull	1	1,5/12	--	+++	-	-
Para vertedouro	2 → 4	T _{Mv}	Weibull	1	3/24	++	---	0	0
Tempo de retorno									
Da área de aproximação	2 → 1	T _{Vd}	Weibull	1	5/25	++	++	+	+
Do canal de fuga	3 → 2	T _{Vc}	Weibull	1	1,5/12	++	0	+	++
Do vertedouro	4 → 2	T _{Vv}	Weibull	1	1,5/12	0	+++	0	0
Tempo para entrar	3 → 5	T _E	Weibull	1,5	3/15	++	0	-	--
Tempo para passar									
Para o reservatório	5 → 6	T _{Pr}	Weibull	0,85	5/25 ^{MR} 50/250 ^{ML}	0	0	--	--
Para o canal de fuga	5 → 3	T _{Pc}	Weibull	1	2/10	0	0	++	++
Tempo para morrer	Qqr → 7	T _{Mo}	Weibull	1	8760	0	0	0	0

*Forma se refere à média e Escala ao desvio padrão de uma distribuição normal truncada com mínimo = 0.

Tabela 2.2: Vazão turbinada (média e amplitude) e vazão vertida (média e amplitude) usadas na simulação do comportamento dos peixes a jusante de uma usina.

Simulação	Vazão turbinada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	Vazão vertida ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)
	Média (Max-Min)	Média (Max-Min)
1	496,19 (756,80-339,52)	44,79 (3272,40-0,00)
2	496,42 (756,80-339,52)	43,13 (3272,40-0,00)
3	496,82 (756,80-339,52)	45,15 (3272,40-0,00)
4	539,69 (868,91-389,12)	456,58 (2769,50-0,00)
5	515,15 (739,82-357,96)	93,13 (2025,00-0,00)

Tabela 2.3: Número de peixes (N) e eficiência de passagem do STP para cada espécie e simulação.

Simulação	Deslocamento lento		Deslocamento rápido	
	N	Eficiência	N	Eficiência
1	2294	76%	2471	82%
2	2613	87%	2472	82%
3	2415	81%	2468	82%
4	2282	76%	2464	82%
5	2305	77%	2443	81%
Total	11909	79%	12318	82%

Tabela 2.4: Número de indivíduos (N) e percentual (%) de cada espécie simulados que efetivamente passaram e que foram amostrados com armadilhas e nos cinco diferentes cenários com drenagem da escada.

Espécie	Simulado		Amostragem armadilhas		Amostragem drenagem									
					1		3		5		10		20	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Espécie rápida	12318	50.8%	899	51.0%	1050	3.4%	1820	7.5%	1608	7.4%	3540	19.1%	1755	13.8%
Espécie lenta	11909	49.2%	863	49.0%	29490	96.6%	22430	92.5%	20130	92.6%	14967	80.9%	10923	86.2%
Total	24227	100%	1762	100%	30540	100%	24250	100%	21738	100%	18507	100%	12678	100%

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A problemática da conservação de peixes migradores é comum em todo o mundo, uma vez que a fragmentação dos habitats por barramentos é padrão geral (Helfmann 2007). A mitigação desse impacto deve ser analisada sob perspectiva mais ampla, que engloba toda história de vida das espécies (Pompeu *et al.* 2012; Pelicice *et al.* 2015), e diversos objetivos que se pode ter para um STP (Godinho e Kynard 2008). É simples notar que apenas um STP desenvolvido para passagem de peixes de jusante para montante é insuficiente para mitigar todo o impacto causado pelo barramento sobre as espécies migradoras (Roscoe e Hinch 2010; Brown *et al.* 2013). Entretanto, a construção de barragens não tende a diminuir, e formas de manejo devem ser encontradas. As questões envolvendo passagens para montante e jusante são semelhantes, mas independentes (Katapodis e Williams 2012), e ambas envolvem as três fases descritas por Castro-Santos *et al.* (2009): aproximação, atração e passagem. Detectar as falhas em qualquer uma dessas etapas é passo importante, mas insuficiente dentro da perspectiva conservacionista.

É fundamental que os estudos sobre a complexidade da passagem de peixes por barragens sejam fragmentados. Assim, após identificar eventuais falhas, é necessário entender onde o processo está falho, e desenvolver estudos para melhorar e eliminar os problemas (Castro-Santos *et al.* 2009; Roscoe e Hinch 2010). Antes de mais nada, é fundamental entender como os peixes interagem com a complexidade hidráulica de um STP, e criar estruturas que tenham características ao mesmo tempo atrativas e transponíveis para as espécies-alvo (Junho 2008; Castro-Santos & Haro 2010). Por isso, devem ser realizados estudos específicos para os peixes da região Neotropical, desde capacidade natatória (Santos *et al.* 2012) até relação com variáveis hidráulicas e operativas (Oldani *et al.* 2007; Alvarez-Vázquez *et al.* 2011).

Em países como os Estados Unidos foram necessárias décadas de estudos para que apenas a passagem de jusante para montante tenha sido melhorada (Katapodis e Williams 2012). Mesmo assim, com quase um século de estudos sobre STP, esses mecanismos são considerados

ineficientes para muitas bacias estadunidenses (Brown *et al.* 2013). Apenas recentemente as ferramentas analíticas mais adequadas foram descritas (Castro-Santos e Haro 2003; Castro-Santos *et al.* 2009; Castro-Santos e Perry 2012), e está sendo possível desenvolver estudos específicos para solucionar os problemas detectados (Castro-Santos 2012). Para a região neotropical, está claro que a simples importação das tecnologias desenvolvidas para os salmonídeos do hemisfério Norte não é adequada para se conservar a sua grande diversidade (Agostinho *et al.* 2002; Oldani e Baigun 2002; Oldani *et al.* 2007).

Nesse amplo contexto, nosso trabalho trouxe importantes contribuições, por ser o primeiro a investigar a resposta de peixes à velocidade e potência específica do escoamento em canal aberto para peixes Neotropicais. Nós demonstramos que, aparentemente, os grandes bagres amazônicos possuem maiores capacidades natatórias e condições de orientação no escoamento turbulento que as espécies já estudadas. Também indicamos que os estudos para determinar os limites superiores dessas variáveis devem começar com velocidades superiores a 3 m.s^{-1} e potência específica superior a 150 W.m^{-3} . Além disso, demonstramos que a amostragem do STP com armadilhas ou drenagens pode apresentar resultados muito enviesados, não caracterizando de forma correta nem a estrutura da população que usa o mecanismo, nem a eficiência de passagem do STP. Por isso, é urgente uma mudança de paradigma nos estudos de monitoramento das passagens de peixes já existentes, de forma que os problemas possam ser identificados e corrigidos.

O desenvolvimento de passagens para toda a comunidade de peixes migradores é um grande desafio em todo mundo (*e.g.* Baumgartner *et al.* 2010; Thiem *et al.* 2013), e não será diferente para a rica região neotropical.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Fernandez, D. R., & Suzuki, H. I. (2002). Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18(3), 299-306.

- Alvarez-Vázquez, L. J., Martínez, A., Vázquez-Méndez, M. E., & Vilar, M. A. (2011). The importance of design in river fishways. *Procedia Environmental Sciences*, 9, 6-10.
- Baumgartner, L. J., Boys, C. A., Stuart, I. G. & Zampatti, B. P. (2010). Evaluating migratory fish behaviour and fishway performance: testing a combined assessment methodology. *Australian Journal of Zoology*, 58(3), 154-164.
- Brown, J. J., Limburg, K. E., Waldman, J. R., Stephenson, K., Glenn, E. P., Juanes, F., & Jordaan, A. (2013). Fish and hydropower on the US Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conservation Letters*, 6(4), 280-286.
- Castro-Santos, T. (2012). Adaptive fishway design: a framework and rationale for effective evaluations. *Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen*, 76.
- Castro-Santos, T., & Haro, A. (2003). Quantifying migratory delay: a new application of survival analysis methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(8), 986-996.
- Castro-Santos, T., & Perry, R. W. (2012). Time-to-event analysis as a framework for quantifying fish passage performance. In: *Telemetry techniques: a user guide for fisheries research*. America Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 427-452.
- Castro-Santos, T. & Haro, A., 2010. Fish guidance and passage at barriers. In P. Domenici & B. G. Kapoor, eds. *Fish Locomotion: An Eco-ethological Perspective*. Enfield, NH: Science Publishers, pp. 62–89.
- Castro-Santos, T., Cotel, A. L. I. N. E., & Webb, P. W. (2009). Fishway evaluations for better bioengineering: an integrative approach. In *Challenges for diadromous fishes in a dynamic global environment*. American Fisheries Society, Symposium (Vol. 69, pp. 557-575).
- Godinho, A. L., & Kynard, B. (2009). Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. *River Research and Applications*, 25(6), 702.
- Helfman, G. S. (2007). *Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources*. Island Press.
- Junho, R.A.C., 2008. Migrações ascendentes de peixes neotropicais e hidroelétricas: proteção a jusante de turbinas e vertedouros e sistemas de transposição. Universidade de São Paulo.
- Katopodis, C., & Williams, J. G. (2012). The development of fish passage research in a historical context. *Ecological Engineering*, 48, 8-18.

- 80 Oldani, N. O., & Baigún, C. R. (2002). Performance of a fishway system in a major South American
dam on the Paraná River (Argentina–Paraguay). *River Research and Applications*, 18(2),
82 171-183.
- Oldani, N. O., Baigún, C. R. M., Nestler, J. M., & Goodwin, R. A. (2007). Is fish passage technology
84 saving fish resources in the lower La Plata River basin?. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 89-
102.
- 86 Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., & Agostinho, A. A. (2015). Large reservoirs as ecological barriers
to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*.
- 88 Pompeu, P. S., Agostinho, A. A., & Pelicice, F. M. (2012). Existing and future challenges: the
concept of successful fish passage in South America. *River Research and Applications*, 28(4),
90 504-512.
- Roscoe, D. W., & Hinch, S. G. (2010). Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical
92 trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 11(1), 12-33.
- Santos, H. A., Viana, E. M. D. F., Pompeu, P. S., & Martinez, C. B. (2012). Optimal swim speeds by
94 respirometer: an analysis of three neotropical species. *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 805-
811.
- 96 Thiem, J. D., Binder, T. R., Dumont, P., Hatin, D., Hatry, C., Katopodis, Stamplecoskie, K. M. &
Cooke, S. J. (2013). Multispecies fish passage behaviour in a vertical slot fishway on the
98 Richelieu River, Quebec, Canada. *River Research and Applications*, 29(5), 582-592.