



GRUPO DE ESTUDO DE DESEMPENHO AMBIENTAL DE SISTEMAS ELÉTRICOS - GMA

CONTRIBUIÇÕES PARA O PROJETO E MONITORAMENTO DE SISTEMAS DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES - EM BUSCA DE UM FRAMEWORK PARA REDUZIR INSEGURANÇAS E POLÊMICAS

**RAONI ROSA RODRIGUES(1)
FERREIRA ROCHA GESTÃO DE PROJETOS SUSTENTÁVEIS(1)**

RESUMO

Sistemas de Transposição de Peixes visam mitigar a fragmentação de rios causada por interferência humana. Essas estruturas não são consideradas efetivas para reestabelecer a conectividade necessária à conservação de diversas espécies de peixes. Parte desse insucesso se deve ao desconhecimento da biologia e comportamento das espécies que utilizam os STPs, bem como a falhas no monitoramento e avaliação do seu funcionamento. Por isso, nesse trabalho teve como objetivo a redução dessas duas lacunas, buscando a criação de um framework que reduza a insegurança jurídica, padronize os objetivos, adapte o design e os indicadores com o objetivo de incrementar a conservação de peixes Neotropicais.

PALAVRAS-CHAVE

1.0 INTRODUÇÃO

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 os transponham (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 partes do mundo (Brand 2007; Oldani et al. 2007; Pompeu et al. 2012; Brown et al. 2013). Alguns autores atribuem essa falta de eficiência dos STPs 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 hidroeletricidade¹ (EPE 2013). Sendo assim, é fundamental que se busque entender melhor a relação dos peixes com as características hidráulicas das estruturas, o que permitirá que sejam projetados STPs mais adequados à espécie-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 STPs (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.

Para atender ao objetivo (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 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.

Para atendimento ao objetivo (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.

2.0 METODOLOGIA

2.1 Experimento para avaliação das características hidráulicas e comportamento dos peixes

2.1.1 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). 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 Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.**). 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 Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.**). A profundidade máxima de escoamento prevista foi da ordem de 4,0 m (Junho et al. 2012). 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 Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.**, Junho et al. 2012).

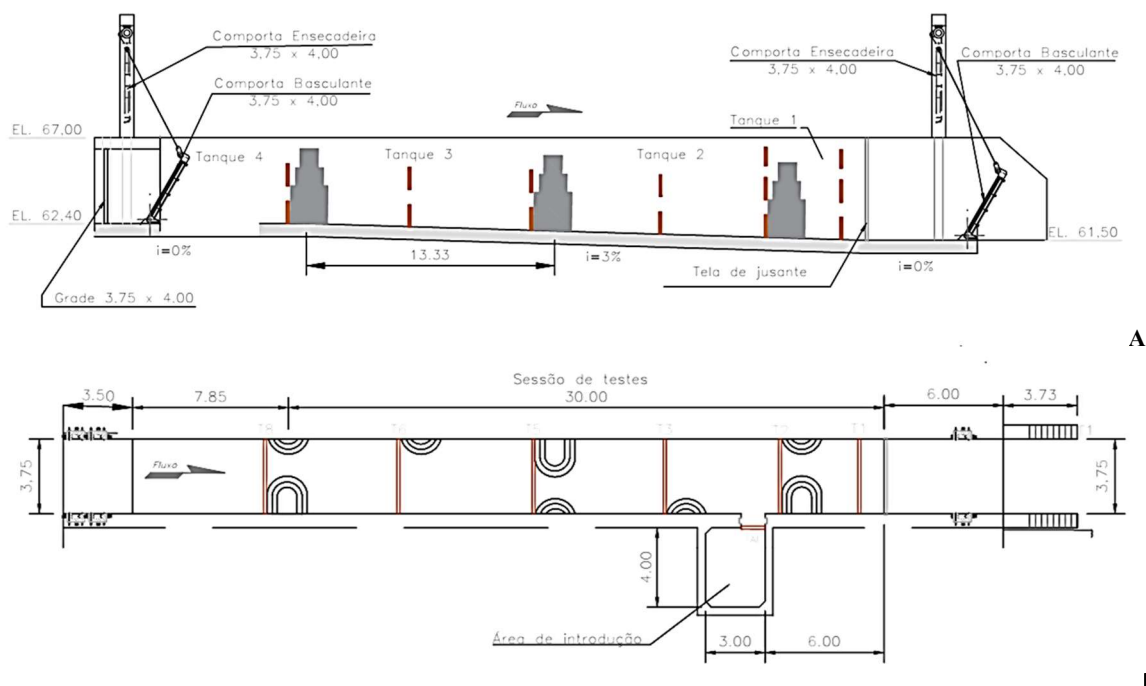


Figura Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.: Corte transversal (A) e planta (B) do CET, mostrando as comportas (com medidas, em metros, abaixo da linha), grade de montante e tela de jusante, a posição dos defletores (em cinza) e das antenas (em marrom). Todas as medidas estão em metros. As duas antenas paralelas ao fundo foram omitidas. EL = elevação.

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 Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.**). 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. 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 Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.**, 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 Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.**). 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 Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.**). Duas dimensões de largura da base da ranhura vertical foram testadas: 1,1 m (Configuração 1) e 1,6 m (Configuração 2)(Junho et al. 2012). A relação largura do tanque(B)/largura da ranhura(b_0) 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.

2.1.2 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 equação do tipo orifício descrita por Rajaratnam 1986; Clay 1995. 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®), eliminando valores discrepantes da área transversal calculada e dos valores médios de c_d .

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:

- Carga hidráulica (dh): diferença no nível da água imediatamente a montante e a jusante do defletor, medida em metros;
- 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 $W.m^{-3}$;
- Velocidade do escoamento (vt): estimativa da velocidade média do escoamento na ranhura, medida em $m.s^{-1}$
- Profundidade média (Y_m): profundidade no centro do tanque, em metros, medida diretamente nas réguas limnimétricas instaladas

2.1.3 Captura e marcação dos peixes

Os peixes foram comprados vivos diretamente de pescadores locais, que foram treinados para garantia de um manejo adequado para a utilização dos espécimes no experimento. Eles capturaram os peixes, principalmente *Brachyplatystoma filamentosum* (filhote) e *Brachyplatystoma rousseauxii* (dourada), 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. Os peixes capturados foram levados ao CET em uma caixa de transporte de peixes contendo cerca 2.500 L de água. Para reduzir o estresse da captura e transporte, 500 mL de Protect Plus® eram diluídos na água da caixa de transporte. Outras espécies foram capturadas próximas à cachoeira do Teotônio. *Brachyplatystoma platyemum* (babão) e *Brachyplatystoma tigrinum* (zebra) foram pescadas com tarrafa na cachoeira de Teotônio. Espinheis e malhadeiras foram instaladas em igarapés e no rio Madeira, e coletaram muitas espécies. Os peixes capturados por essas três equipes eram, primeiramente, colocados em tanques-rede (2 x 2 x 1,5 m) no rio Madeira e depois transportados de barco e de caminhonete até o CET em caixa d'água de 500L. Ao chegarem ao CET, os peixes capturados eram imediatamente transferidos para tanques circulares de 1.000 L, mantidos cheios e em constante renovação com água do rio Madeira.

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. 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. Uma vez soltos na área de introdução, os peixes entravam por vontade própria no trecho de testes do CET.

2.1.4 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. As antenas foram dispostas de modo a formar seis transectos verticais (T1, T2, T3, T5, T6 e T8, de jusante para montante). 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} , **Figura Erro!** Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.). 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.

2.1.5 Análise dos dados

Calculamos as seguintes variáveis biológicas para cada peixe testado:

- 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;
- 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).

Para avaliar as variáveis hidráulicas (VH), fizemos uma regressão linear 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, a correlação entre elas com o teste de Pearson ou de Spearman e diferenças da Q_T entre as Configurações com um teste de Wilcoxon. Avaliamos diferenças nas VH entre as Configurações e os tanques e da interação entre os dois com um modelo linear generalizado (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.

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). 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. 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).

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 modificada na função de distribuição cumulativa ($F(t)$). 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. 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.

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). Com ela, a taxa de passagem [taxa de falha ou *hazard function* na literatura médica, $\lambda(t)$] é modelada pela função taxa de falha, ou taxa de passagem no nosso estudo, que 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. Dessa forma, coeficientes positivos indicam incremento na taxa de passagem, e negativos uma redução dessa taxa (Castro-santos & Haro 2003). 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. 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 . O tamanho do indivíduo entrou no modelo como covariável fixa e a Pe e vt 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. 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). Como não existe ainda formulação matemática para avaliar os pressupostos do modelo de Cox com efeitos aleatórios (Therneau, 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.

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. O nível de significância (α) adotado foi 0,05.

2.2 Avaliação dos métodos de monitoramento de STP

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 pela escada, e outra de deslocamento lento, com maior tempo para passar pela escada.

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**). 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**). 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.

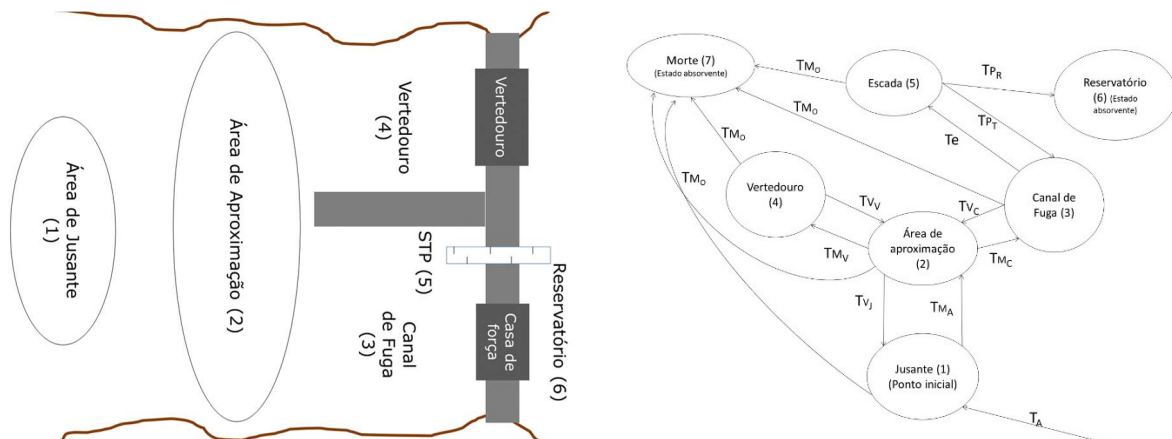


Figura Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.: **A)** Representação esquemática do local de estudo simulado. A distância entre a área de jusante e a área de aproximação está fora de escala. Os números representam os estados da cadeia de Markov, e têm correspondência com os números da Figura 2B e da Tabela 1. **B)** Diagrama representando a cadeia de Markov, com as possibilidades de movimentação entre estados (elipses). Significado das siglas de acordo com o texto. Os números entre parênteses representam cada estado dentro da cadeia de Markov (ver Figura 1 e Tabela 1).

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 (T_A), definido como aquele que o peixe gasta para se deslocar de um ponto qualquer do rio até a área de jusante, configurado para que os peixes chegassem à usina ao longo de todo o ano, mas com dois picos de chegada, um no início da estação reprodutiva, e outro no final. Por fim, atribuímos um tempo de motivação (TM), definido como o tempo máximo que o peixe gastaria tentando passar para montante. 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 T_A , 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**). 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**). 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). 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 ($\alpha = 0,85$). Uma vez que não há dados na literatura que balizassem os valores mínimos de θ , nós os determinamos com base em nossa experiência. 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.

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. 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. 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.

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 TVC horas ou entrar na escada para peixes em TE horas (Figura 2.2). Se $TVC > TE$, o peixe entraria na escada de peixes em TE horas. Se $TVC < TE$, o peixe retornaria para a área aproximação em TVC horas. O peixe permaneceu na cadeia de Markov até que alcançasse o reservatório, morresse ou seu tempo total na simulação (somando-se o TA com cada tempo de transição) fosse maior que seu TM. 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 e três mil indivíduos cada.

Para avaliar as diferentes 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.

A telemetria com etiqueta PIT possui três principais premissas: 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 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 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). A eficiência de passagem da escada de peixes 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 eficiência foi calculada para cada simulação e foi comparada com a eficiência estimada para cada um dos cenários de marcação com a etiqueta PIT.

A amostragem com armadilhas possui duas premissas: 1) o número de peixes que entram na escada é constante 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, 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 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, 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. 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 passaram na simulação com as proporções amostradas.

A amostragem após drenagem do sistema tem a premissa 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).

3.0 RESULTADOS

3.1 Experimento para avaliação das características hidráulicas e comportamento dos peixes

O valor de c_d calculado foi igual a 0,914, e a regressão de Q_T em função da Q_M foi significativa ($r^2_{\text{ajust}} = 0,98$, $p = <0,001$). A Q_T variou entre 1,09 e 5,88 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na Configuração 1 e entre 0,64 e 11,30 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na Configuração 2, mas não foi estatisticamente diferente entre as configurações (Teste de Wilcoxon, $w = 297$, $p = 0,77$), e foi diretamente relacionada com o NA do rio Madeira (correlação de Spearman, $p = <0,001$). Os valores médios e amplitude de cada variável hidráulica, em cada tanque e configuração pode ser avaliado na **Tabela Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento..** Houve influência da configuração e do tanque sobre todas as VH, exceto Y_m , mas não da interação entre os dois. Além disso, houve correlação significativa entre praticamente todas as VH.

Tabela Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento.: 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 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	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 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$)	2,41 (1,98 – 2,80)	2,65 (2,21 – 3,07)
Potência específica – Pe ($\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$)	104,25 (55,82 – 152,96)	169,77 (33,41 – 355,38)
Profundidade média – Y_m (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 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$)	2,09 (1,88 – 2,54)	2,28 (1,40 – 2,80)
Potência específica – Pe ($\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$)	71,45 (31,57 – 107,79)	122,36 (11,39 – 300,75)
Profundidade média – Y_m (m)	2,58 (1,65 – 3,20)	2,31 (1,35 – 3,75)

Foram marcados 512 peixes, de 20 espécies diferentes, sendo 160 na Configuração 1 e 352 na Configuração 2. As espécies com maior número de peixes testados foram *Pseudoplatystoma punctifer* (cachara, 141 indivíduos), *Brachyplatystoma platynemum* (babão, 75) e *Pinirampus pirinampu* (barbado ou barba-chata, 71).

O menor tempo de passagem foi de um *Leiarinus marmoratus* (jundiá), 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. A taxa de saída do CET na Configuração 2 foi maior em qualquer intervalo de tempo avaliado (**Figura 2**). 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* – jaú), e em todas as taxas de saída foram maiores na Configuração 2.

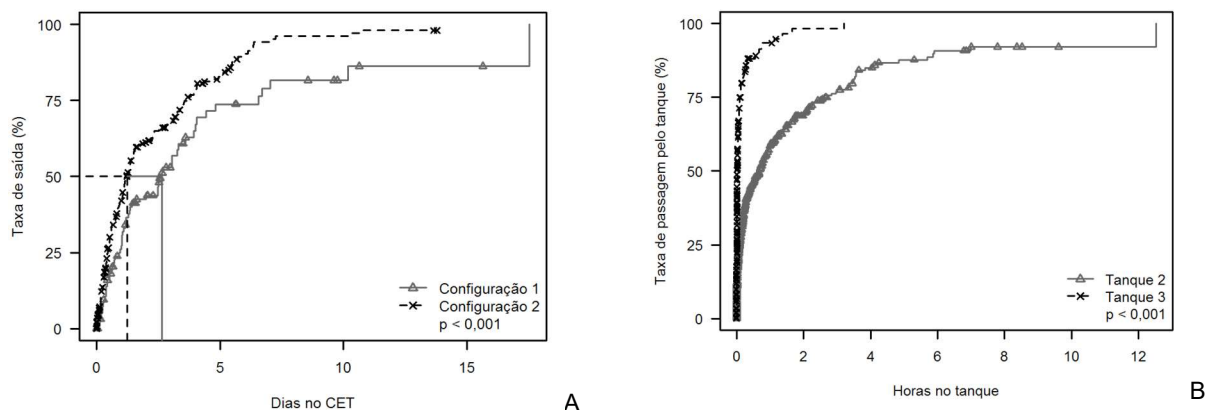


Figura 2: A) Taxas de saída do CET, levando em conta todos os indivíduos testados, comparando-se as duas configurações. Linha horizontal representa 50% dos indivíduos saindo, enquanto as linhas verticais representam os tempos medianos nas duas configurações. “Δ” e “X” indicam dados censurados. **B)** Taxas de passagem pelos dois tanques, independente do Configuração. “Δ” e “X” indicam dados censurados.

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 (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). 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.

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 Pe quanto para vt. 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 as variáveis analisadas.

Em geral, o efeito da vt é maior que o da Pe, enquanto CP tem sempre o menor efeito (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). 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. 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 vt 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. *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.

3.2 Avaliação dos métodos de monitoramento de STP

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. A média do tempo de passagem (TP) 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.

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. 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, com maiores valores de autocorrelação para o mesmo dia ou o dia seguinte. Entretanto, para a espécie de deslocamento lento, não houve essa correspondência. Os maiores valores da autocorrelação são para atraso de oito dias, indicando que o número de peixes que entraram e saíram da escada em dias sequenciais pode ser muito diferente 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. 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.

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. 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. 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. 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.

4.0 DISCUSSÃO

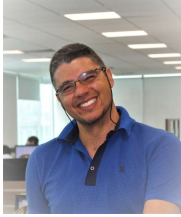
A problemática da conservação de peixes migradores é comum em todo o mundo, uma vez que a fragmentação dos habitats por barramentos é padrão geral (Helfmann 2007). A mitigação desse impacto deve ser analisada sob perspectiva mais ampla, que engloba toda história de vida das espécies (Pompeu et al. 2012; 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 viesados, 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.

DADOS BIOGRÁFICOS



Sou biólogo, com mestrado e doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela UFMG, e MBA em Data Analytics pelo IGTI, possuo ampla experiência em projetos de licenciamento ambiental, especialmente de grandes usinas na Amazônia. Minha maior experiência está nos impactos da construção de usinas sobre os peixes e a pesca, incluindo também o manejo e mitigação após a construção, especialmente relacionado à medidas de restauração da conectividade do rio. Nos últimos anos, tenho me especializado na análise de dados complexos e na elaboração de índices multimétricos para avaliação e acompanhamento de impactos ambientais.