

**Universidade de Brasília**  
Programa de Pós-graduação em Ciências  
Ambientais

**TESE DE DOUTORADO**

**ESTRATÉGIAS DE PROTEÇÃO DA  
ICTIOFAUNA EM APROXIMAÇÃO DE  
UNIDADES GERADORAS DE USINA  
HIDRELÉTRICA**

MSc. Murilo Luiz e Castro Santana

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Le Luiz e Castro Santana, Murilo  
ESTRATÉGIAS DE PROTEÇÃO DA ICTIOFAUNA EM APROXIMAÇÃO DE  
UNIDADES GERADORAS DE USINA HIDRELÉTRICA / Murilo Luiz e  
Castro Santana; orientador Luiz Fabrício Zara. -- Brasília,  
2022.  
108 p.

Tese(Doutorado em Ciências Ambientais) -- Universidade  
de Brasília, 2022.

1. Tubo de sucção. 2. Parada da turbina. 3. Peixes. 4.  
Usina hidrelétrica. 5. Amazônia. I. Fabrício Zara, Luiz,  
orient. II. Título.

# FOLHA DE APROVAÇÃO

MURILO LUIZ E CASTRO SANTANA

ESTRATÉGIAS DE PROTEÇÃO DA ICTIOFAUNA EM APROXIMAÇÃO DE  
UNIDADES GERADORAS DE USINA HIDRELÉTRICA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Aprovada em: **30/09/2022** (data da defesa).

## BANCA EXAMINADORA:



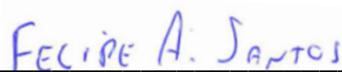
---

Prof. Dr. Luiz Fabrício Zara  
(Orientador)  
Universidade de Brasília



---

Prof. Dr. Ézio Sargentini Junior  
(Examinador Externo)  
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia



---

Prof. Dr. Felipe André dos Santos  
(Examinador Externo)  
Universidade Estadual Paulista "Júlio Mesquita Filho" Câmpus Tupã

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Erina Vitório Rodrigues  
(Examinador interno)  
Universidade de Brasília – Câmpus Planaltina

## **DEDICATÓRIA**

Aos meus sobrinhos Anna Clara, José Teodoro e Maria Luíza.

## **AGRADECIMENTOS**

Esta tese materializa um processo muito além do que imaginei passar. Foram tantos os tropeços, sofrimentos e provações neste caminho árduo. Aqui cheguei. Aqui chegamos. Venci. Vencemos. Então, aqui agradeço o processo que me fez mais forte.

Não cumpri as etapas necessárias para esta realização sozinho e ela não começou no estudo preparatório para o processo seletivo. Assim, em agradecimento, tento brevemente sintetizar a minha eterna gratidão a todos aqueles que me deram apoio.

Primeiramente, agradeço a Deus. Não sou um homem de fé, mas até aqui, se não por mim, pela fé da minha mãe e avó que me colocaram sempre em suas orações.

Agradeço a mim mesmo. SIM. Eu, em toda minha vida fui extremamente ingrato comigo mesmo. Negligenciei-me, destratei-me e em muitos momentos me anulei. Estes péssimos hábitos me fizeram mal, que só percebi durante o doutorado. Parabéns pra mim, mesmo sem todos os recursos e facilidades, venci. Superei. Infelizmente algumas destas chagas ficarão marcadas em minha história. Mas, ao me entender enquanto ansioso e inseguro, hoje me vejo com carinho e me permito ser quem eu sou. Sem medo. E esta tese será meu primeiro presente, dedicado a mim mesmo. Eu mereço, eu fiz por merecer. Murilo, você fez um doutorado! Parabéns!

Agradeço aos meus pais e irmão, que embora em muitos momentos não suportavam meu estresse. Hoje entendem que não é fácil conviver com um jovem pesquisador brasileiro. Foram eles os maiores incentivadores e financiadores da minha educação. Somos filhos de um casal que tiravam de si para possibilitar melhores oportunidades aos seu filhos. Infelizmente a romantização deste exemplo é reflexo de um país que mata, lentamente, as oportunidades de mudança socioeconômica que dependem do desenvolvimento da ciência e da educação em todos os níveis.

Agradeço aos meus familiares do DF, tio Amilton, tia (mãe) Vanderleia, suas filhas (Letícia, Julia e Sofia), pelo apoio incondicional em minha ida e estada em Brasília. Vocês não sabem o bem que me fizeram. Em especial, a minha tia Deleia que em tanto momentos falou verdades difíceis de engolir, mas extremamente necessárias. A senhora entende e sabe muito do meu coração por apenas olhar nos meus olhos. A minha madrinha Ângela e Lorena, que foram suporte emocional e espiritual, o exemplo de vocês duas me fez ter mais forças para seguir em frente.

Agradeço aos meus tios e tias, primos, primas e ao meu padrinho que me incentivaram e desejam meu bem. A família sempre será a base de toda primeira educação, pois começa em casa e junto aos seus. Não me considero exemplo, porém, meu caminho mostra para vocês, que convivem próximos a mim, que é possível vencer, apesar de dificuldades e provações. Sejam humildes e dedicados. Família é a base de tudo. Minha vitória é compartilhada com cada um de vocês.

Agradeço *in memoriam* de José Teodoro de Castro, Odiberto José, Eliana Machado, Reinaldo Bispo de Santana, Hilda Severino, Iran Célio Rodrigues, José Mineiro Borges, Maria Maura Soares, Keila Ferreira da Costa, Mônica Dias, prof. Antônio Filipe, Gilvanete Olegário e ao tio Dako. Durante nossa vida a única certeza que temos é a da morte. A morte é o encerramento de vida terrena que em muitas vezes não entendemos e compreendemos essa passagem. Esta pandemia retirou de nós diversos familiares e amigos, outros partiram em decorrência de outras circunstâncias. Embora seja o destino de todos nós, despedir de cada um deixou a vida menos alegre. Estejam em paz e que todos aqueles que amavam vocês, tenham boas lembranças. Saudades, sim! Tristeza, não! Um dia nos encontraremos, assim espero! Vocês partiram, mas estão aqui em nossas histórias, em quem amei.

Agradeço aos amigos de infância (Sara, Paulinha e Jonatas), adolescência, juventude e vida adulta (Abel, Alexandre, Tayse, Danielle, Wellington, Silvio, Ricardo, Flavio, Naiara, Polly Beltrão, Werther, Tarcilla, Keu, Hermogenes, Hamilton, Juliana, Eduardo). Vocês foram as doses de alívio durante tantos anos e nesta caminhada. De modo muito especial, agradeço a Vera, querida amiga, uma das maiores riquezas dessa vida acadêmica e profissional é sua amizade. As vezes buscamos tão intensamente conhecer o mundo, outras pessoas e podemos até esquecer ou deixar no passado aquelas que são parte de nossa construção. A vocês, meu muito obrigado pela partilha de vivência. Para você Vera, minha eterna gratidão. Você e sua família me deram oportunidades!

Aos meus novos amigos, acrescidos em minha vida pela mudança para Brasília (Pedro, Elton, Liziane, Rafaela, Henrique, Fábio, Ana Cecília, Greison, Fronza, João Paulo, Dane). Vocês foram e são a construção de um novo círculo de trabalho que se estende para minha vida particular. Foram horas de reclamação e choramingos. Mas,

as horas de alegria e cachaça foram infinitamente maiores e melhores. Sigamos, para o infinito. E agora vamos comemorar da forma que sempre fizemos, cerveja gelada!

Nesta empreitada em Brasília, chegaram também nobres colegas de turma no doutorado (Ana Carolina, Leonardo, Gleicon, Jhonny, Lara, Glauber). Reafirmei a amizade com os maiores incentivadores desde o mestrado (Maisa, Hugo, Hasley, Diane, Matheus, Philip) que desde o princípio, aos estudos, disciplinas e auxílio científico foram primordiais para a conclusão deste sonho. Todos somos doutores e doutoras!

Em especial, agradeço às duas maiores mulheres que tenho orgulho em ter me tornado amigo e ter sido parceiro de estudos, Clarisse e Daphne. Meninas, escrevendo essa parte dos agradecimentos meus olhos se enchem de lágrimas e o coração bate bem forte. Vocês são as maiores inspirações que alguém poderia ter. Foram tantos os dias, mensagens, audios, ligações, orientações e co-orientações, desabafos, troca de afetos, viagens e doces. Vocês significam partilha, luta e acima de tudo valores. Amo vocês. Minhas eternas psicólogas.

Ao amor que me escolheu e eu escolhi. Embora nossa história tenha sido atravessada por nossas próprias escolhas, formas de ver o mundo ou de viver. Você foi em um momento tão difícil quem despertou o amor novamente, me amar não é tarefa fácil. Eu temi chegar neste momento e ter “todo mundo menos você”, mas você está aqui. Permanecerá. Sabiamente entendi que te terei em minha história, não necessariamente em minha vida. Talvez em 10 anos a gente se encontre, talvez não. Mas deixo registrado aqui todo o carinho, cuidado, amor dedicado e por me ensinar que o amor é uma escolha. Muito obrigado por me amar. Eu te amei como tudo e todos que amo na vida. Incondicionalmente. Verdadeiramente e eternamente.

Agradeço aos professores e coordenação do programa na pessoa da prof<sup>a</sup> Erina, Graças e louvores sejam dadas em sua vida e a toda sua luta. Em uma situação tão delicada como foi a minha, sua sabedoria, humanidade e profissionalismo elevaram meu coração. Não tenho palavras para agradecer todo o apoio, suporte e empenho em me ajudar e fazer valer toda esta caminhada. Sou eternamente grato a sua pessoa. Mulher valente. Seu exemplo e ensinamentos estarão em minha vida.

Finalmente agradeço ao meu orientador prof. Zara. Que ser humano incrível. Não existirá um dia na minha vida em que seu nome não será lembrado e quando dito,

será com alegria. Você literalmente me adotou em uma condição em que muitos não teriam a mesma coragem. Obrigado por disponibilizar seu tempo, seus amigos, colegas e projetos para a conclusão deste sonho. Espero ter honrado e cumprido satisfatoriamente toda confiança dedicada a mim. Estendo meus agradecimentos ao prof. Julio, prof. Ézio. A todas as pessoas e profissionais do P&D e suas famílias que nos ajudaram e nos deram suporte. Obrigado por me possibilitar ter um doutorado feliz e tão próspero. Você mudou minha vida. Jamais esquecerei até o beijo no rosto, no dia em que eu mais me senti perdido nessa vida. Seu cuidado foi além do que eu esperava, muito obrigado.

Willy e Tânia, minhas fieis escudeiras e co-orientadoras. Venci, meninas! Vocês vencerão em breve e eu estarei junto para ver a vitória de vocês. Muito obrigado por toda ajuda. Não sei explicar a alegria que foi ter vocês e compartilhar com vocês este tempo. Sigamos para a vida, doutor e doutoras. Vocês são incríveis.

Agradeço também aos meus colegas de trabalho, alunos e empresas em que trabalhei e trabalho. Não fui bolsista, assim, todo meu processo de formação foi fomentado pela minha força de trabalho. Graças às possibilidades que me foram ofertadas. Neste agradecimento, coloco também grandes amigos que me auxiliaram nesta empreitada laboral (Gabriel, Marcela, Jhonny, Thawiny, Aline, Menic e Renatos).

Não sei quem mais irá ler essa tese, mas você que por ventura leia e veio ver meus agradecimentos. Agradeço até você. Eu sempre procurei fazer algo que tocasse a vida das pessoas, que mudasse o mundo. Ou que ao menos o deixasse um pouco melhor do que eu encontrei. Sonhos de alguém que sempre buscou o amor, a realização, a mudança de vida. Que este pequeno recorte da minha vida seja um incentivador de alguém que passou por esse planeta e gostaria que todas as pessoas pudessem ser felizes, mesmo com tantas provações. Nunca desista, mesmo que sinta vontade. Vontades passam, a luta passa! A sua vitória é pra sempre!

Projeto regulamentado pela Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL e desenvolvido no âmbito do Programa P&D da Energia Sustentável do Brasil S.A.

P&D: 06631-0009/2019

Contrato Jirau 076/19



## EPÍGRAFE

*“A dor é inevitável.  
O sofrimento é opcional...”*  
Carlos Drummond de Andrade

## RESUMO

### **Estratégias de proteção da ictiofauna em aproximação de unidades geradoras de usina hidrelétrica**

O Brasil possui um potencial favorável ao aproveitamento hidráulico para geração de energia, sendo fundamental para o desenvolvimento de diversas atividades econômicas. A avaliação e mitigação de possíveis impactos ambientais é essencial nas plantas geradoras de sistemas hidrelétricos. Apesar desse entendimento, existe uma quantidade de informações limitadas sobre a resposta da ictiofauna em relação às pressões hidráulicas e aos métodos eficientes para a contenção e/ou repulsão no tubo de sucção durante paradas previstas ou intempestivas das unidades geradoras. O objetivo desta pesquisa é identificar aplicações práticas para a minimização de impactos negativos a ictiofauna durante a operação de empreendimento hidrelétrico. Portanto, é imperativo que investigações sobre os aspectos taxonômicos e atributos funcionais das espécies de peixes sejam feitas para auxiliar na melhor compreensão da aproximação de cardumes das estruturas das usinas hidrelétricas. Pois são parte da dinâmica geral dos ecossistemas aquáticos e desempenham funções essenciais em diversos processos. Este trabalho aborda a estratégia operacional de elevação do fluxo hidráulico associado a avaliação em tempo real da presença e permanência dos peixes no tubo de sucção utilizando sistema hidroacústico, durante as paradas de unidades geradoras do tipo bulbo. Para evitar resgates manuais, traumas físicos e morte à ictiofauna. Além disso, foi avaliada a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna confinada no tubo de sucção e nas comportas vagão, contribuindo para compreensão da dinâmica comportamental da ictiofauna nas áreas imediatamente a jusante da casa de força de empreendimentos hidroelétricos. A aplicação dessas estratégias inovadoras e robustas são de grande importância para minimizar os impactos e promover a proteção da ictiofauna em aproximação de unidades geradoras de usina hidrelétrica.

**Palavras-chave:** Tubo de sucção; parada da turbina; peixes.

## **ABSTRACT**

Brazil has a potential for harnessing potential energy, which is essential for the development of various activities. The assessment of possible environmental impacts and mitigation is essential in plants generating hydraulic systems. Despite this understanding, there is a limited amount of information on the methods of ichthyofauna in relation to hydraulic and efficient solutions for containment and/or suction repulsion during shutdowns or untimely generating units. The objective of this research is to identify practical applications for the minimization of negative impacts to the ichthyofauna during the operation of a hydroelectric project. Therefore, it is necessary to ask about the taxonomic aspects and functional attributes of the hydroelectric fish species that are made to help in a better understanding of the card approximation of the power plant structures. Because they are part of the general dynamics of different environments and perform essential functions. This work addresses the operational strategy of evaluating the type of hydraulic flow associated with real-time presence and permanence of fish in the suction tube using a hydroacoustic system, during generator stops in the tube. To avoid manual rescues, physical trauma and death to the ichthyofauna. In addition, the taxonomic and confined diversity in the developmental and behavioral tube was functional for the adaptation of the structural force in the downstream areas of the behavioral hydraulic force in the downstream areas. The application machining machining of great importance and robust for the impacts and protection of the machining of robust machining in the approach of large electrical units.

**Key-words:** Suction tube; turbine stop; fishes.

## SUMÁRIO

FOLHA DE APROVAÇÃO.....	2
DEDICATÓRIA .....	3
AGRADECIMENTOS.....	4
EPÍGRAFE.....	9
RESUMO.....	10
ABSTRACT .....	11
SUMÁRIO .....	12
1. INTRODUÇÃO GERAL .....	14
2. OBJETIVO GERAL .....	20
2.1. Objetivos específicos .....	20
CAPÍTULO 1.....	21
<b>ALÉM DO MONITORAMENTO CONVENCIONAL DA ICTIOFAUNA:     UTILIZAÇÃO DOS ATRIBUTOS TAXONÔMICOS E FUNCIONAIS DE PEIXES</b>	21
RESUMO.....	21
ABSTRACT .....	22
INTRODUÇÃO .....	23
REFERÊNCIAS .....	26
CAPÍTULO 2.....	30
<b>AVALIAÇÃO EM TEMPO REAL DA MOVIMENTAÇÃO DA ICTIOFAUNA     CONFINADA NO TUBO DE SUÇÃO DE TURBINAS DO TIPO BULBO</b>	30
RESUMO.....	30
ABSTRACT .....	31
1. INTRODUÇÃO.....	32
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	34
3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	37
4. RESULTADOS .....	38
5. DISCUSSÃO .....	43
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	45
7. AGRADECIMENTOS .....	46
8. REFERÊNCIAS .....	46
CAPÍTULO 3.....	52
<b>DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA CONFINADA     DURANTE PARADA DE UNIDADE GERADORA EM HIDRELÉTRICA</b>	52

<b>RESUMO</b> .....	52
<b>ABSTRACT</b> .....	53
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	54
<b>METODOLOGIA</b> .....	55
<b>RESULTADOS</b> .....	59
<b>DISCUSSÃO</b> .....	61
<b>CONCLUSÕES</b> .....	63
<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	64
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	64
<b>3. CONCLUSÃO GERAL</b> .....	68
<b>4. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO</b> .....	69
<b>REFINAMENTO DOS DADOS</b> .....	80
<b>ANÁLISES ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS</b> .....	80
<b>Riqueza e abundância das espécies registradas</b> .....	80
<b>Tamanhos corporais das espécies</b> .....	84
<b>Tendência de registros pelo tempo - riqueza e abundância</b> .....	87
<b>Diferenças entre margem direita e esquerda: taxonômica (espécies, riqueza e abundância, tamanho corporal) e funcional (hábito alimentar e história de vida)</b> .....	88
<b>ANEXO I</b> .....	96
<b>ANEXO II</b> .....	100
<b>ANEXO III</b> .....	105

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

As hidrelétricas são conhecidas como fontes de geração de energia renovável com baixa emissão de gases do efeito estufa (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2018). Para países como o Brasil é o meio de produção energética com maior segurança temporal (MORETTO et al., 2012), sendo estimado até 2050 a duplicação da capacidade instalada em escala global (PHILIBERT et al., 2012). Neste sentido, a necessidade de mitigação de impactos ambientais é imprescindível nos ecossistemas aquáticos mais diversos (WINEMILLER et al., 2016).

O Brasil é um dos países com maior quantidade de barragens de cursos d'água, sobretudo para produção de energia (AGOSTINHO et al., 2016; ANDRADE; SANTOS, 2018; PEREIRA et al., 2019). Por esta razão, possui um acervo considerável de trabalhos técnicos e científicos sobre os impactos socioeconômicos e ambientais associados a essa matriz energética (FEARNSIDE, 2013; MARQUES; GUNKEL, 2019; MORAN et al., 2018; RODE et al., 2015; WEGNER et al., 2019). Porém, um dos maiores questionamentos recentes sobre o assunto está relacionado a “ecologização” dos empreendimentos na região amazônica (ATKINS, 2020). As usinas hidrelétricas são participantes importantes do sistema elétrico brasileiro, sendo que a geração de energia elétrica é dependente dos regimes hidrológicos das bacias hidrográficas (MORETTO et al., 2012). Assim, é evidente que existe um desequilíbrio regional na disponibilidade da água no país, sendo que esta característica pode ser observada por meio de secas frequentes na região nordeste, da degradação de rios e solos na região sudeste, dos problemas socioambientais de cada região e da rápida elevação da demanda por água e energia em todo o território nacional (FREITAS; SOITO, 2008).

O potencial hidrelétrico nacional é estimado entre 100.000 a 250.000 MW, sendo parcialmente utilizado no estado atual da tecnologia (cerca de 160.000 MW), neste aspecto as bacias hidrográficas ainda representam uma forma de gestão territorial para produção energética (THÉRY & THÉRY, 2016). Atualmente a produção de energia por hidrelétricas representa 65,7% com 1.254 usinas em operação, continua a ser a principal fonte de energia elétrica brasileira e apresentou uma expansão de 2,3% entre 2018 e 2019, o que corresponde a 397.877 GW total produzida em 2019 (BRASIL, 2019).

Historicamente as bacias hidrográficas brasileiras foram aproveitadas em intensidade e quantidade diferentes para instalações de hidrelétricas (ATKINS, 2020; LUIZ et al., 2016; SEMERTZIDIS; SPATARU; BLEISCHWITZ, 2018). Porém, recentemente, a região amazônica tem sido a principal bacia de exploração por novos empreendimentos hidrelétricos (FEARNSIDE, 2013; MORETTO et al., 2012; SANTOS et al., 2019). Na região amazônica o governo brasileiro pretende expandir a capacidade instalada dos atuais 22.757 MW para 75.000 MW até 2030 (SANTOS et al., 2019). Assim, no país, a bacia amazônica eleva significativamente a disponibilidade de recursos hídricos chegando a 177,9 mil m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, sendo responsável por 20% da descarga de água doce do planeta (CORREA, 2019). O potencial hidrelétrico na Amazônia brasileira é resultante das grandes quedas topográficas existentes nos afluentes do rio Amazonas, a partir do Escudo Brasileiro (na parte sul da região) e do Escudo Guianense (no lado norte), além dos valores potenciais estudados e estimados para instalação na região (FEARNSIDE, 2013).

Entre os afluentes do rio Amazonas, o rio Madeira é o mais extenso e um dos principais da América do Sul, drenando uma área de aproximadamente 1.420.000 km<sup>2</sup>, o que representa 23% da Bacia Amazônica (LI et al., 2020; SOUZA et al., 2019). Além de corresponder a 18% da precipitação pluviométrica da região amazônica e 15% do volume total de água do rio Amazonas (BACELLAR; ROCHA, 2010). Assim, estudos destacam as possíveis respostas futuras de empreendimentos hidrelétricos no rio Madeira o que torna extremamente complexa a avaliação dos critérios ambientais, técnicos e econômicos (MENDES; BELUCO; CANALES, 2017).

O rio Madeira possui um complexo hidrelétrico composto pelas usinas de Santo Antônio (50 unidades geradoras) e Jirau (50 unidades geradoras), com potências instaladas de 6.900 MW, situadas no estado de Rondônia, município de Porto Velho (FEARNSIDE, 2013). São compostas por barragens a fio d'água e turbinas de tipo bulbo (HAUSER et al., 2019; SILVA et al., 2018b). Usinas do tipo fio d'água possuem funcionamento dependente das variações naturais do nível da água dos rios, sendo variável nos rios amazônicos (FREITAS; SOITO, 2008). Neste contexto, o aspecto inovador desse complexo hidrelétrico é o emprego de turbinas desse tipo em grandes hidrelétricas, o que lhe proporciona área do reservatório reduzida e, conseqüentemente, menor grau de impacto ambiental (CELLA-RIBEIRO et al., 2017). Essa bacia

hidrográfica tem potencial para agregar mais barragens para geração de energia hidrelétrica (COCHRANE et al., 2017; FEARNSSIDE, 2013, 2019; LI et al., 2020).

Embora as hidrelétricas forneçam energia renovável para complementar fontes variáveis de energia, como por exemplo a energia solar e a eólica (HOES et al., 2017; SOLOMON et al., 2017), o desenvolvimento da energia hidrelétrica resulta, impreterivelmente, em custos ambientais locais a regionais, como as alterações nos ecossistemas fluviais (ANSAR et al., 2014; KIBLER; TULLOS, 2013). Os impactos ambientais aos meios físico e biótico são acompanhados por Estudos de Impactos Ambientais (EIA), que avaliam espacial e temporalmente os efeitos diretos e indiretos desde a instalação até a operação das hidrelétricas (MCMANAMAY et al., 2020).

Barramentos de rios podem causar mudanças ambientais que alteram as características físicas, químicas e biológicas dos habitats aquáticos (BALL et al., 2010) com efeitos simultâneos aos peixes (KARNATAK et al., 2018). Mudanças na hidrologia, qualidade dos habitats e dos parâmetros da água podem afetar características intrínsecas e extrínsecas das espécies aquáticas (DAS et al., 2012; DEY et al., 2007; GRAHAM; HARROD, 2009; JONSSON; JONSSON, 2009; LYONS et al., 2015; PANKHURST; KING, 2010; FREIRE et al., 2008).

Os efeitos cumulativos de impactos ambientais em uma bacia hidrográfica podem influenciar importantes atividades econômicas, como a pesca, e representar risco para os principais processos ecológicos dos peixes, atingindo o funcionamento do ecossistema, da renda, da segurança alimentar e da subsistência de milhões de pessoas (ARANTES et al., 2019; BRISMAR, 2004; TALLIS et al., 2015; VILLARROYA; BARROS; KIESECKER, 2014). Geralmente, em barragens de hidrelétricas há o domínio de espécies de menor tamanho corporal, onívoras, de hábito sedentário, com baixa capacidade de dispersão e que apresentam cuidado parental (AGOSTINHO et al., 2016). Assim, é possível associar a composição funcional da ictiofauna local com esses traços funcionais, especialmente com o envelhecimento dos reservatórios (MUNIZ et al., 2020a). Quando expostas aos estressores ambientais (mudanças no fluxo e na qualidade e temperatura da água) a comunidade ictica pode alterar a composição e a estrutura trófica nas áreas de influência do reservatório (VAŠEK et al., 2016).

Fatores relacionados às estratégias de história de vida das espécies neotropicais estão intimamente associadas a fatores como período chuvoso

(LASSALA; RENESTO, 2007). A sazonalidade é um fator de regulação dos reservatórios, de maior produtividade energética e coincide com a época de reprodução da maioria das espécies de peixes neotropicais (LOURES; GODINHO, 2016; POFF et al., 2007; SOUZA-CRUZ-BUENAGA et al., 2019). Assim, as etapas relacionadas à reprodução, especialmente as orientadas por processos fisiológicos e metabólicos, como as migrações curtas e ou longas, são registradas entre os meses de maior ocorrência de chuvas nos trópicos, entre novembro e fevereiro (AGOSTINHO et al., 2016; HERTZ et al., 2019; SILVA et al., 2018a).

Associado a isso, os parâmetros de qualidade da água também influenciam no estabelecimento ou atratibilidade das espécies para um determinado local (MERG et al., 2020; SÁNCHEZ-PÉREZ et al., 2020). Confirmando que a diversidade de peixes está correlacionada com as propriedades físico-químicas da água (SHAHNAWAZ et al., 2010). Assim é possível comparar mudanças no registro de espécies após períodos de mudanças nos parâmetros de qualidade da água (YOUSAFZAI; KHAN; HASAN, 2013).

Nesta perspectiva, a temperatura da água também exerce efeito direto nos peixes por regular a função endócrina, particularmente nas primeiras fases de vida, na reprodução e no processo migratório (BONISŁAWSKA, 2015; JONSSON; JONSSON, 2009; PANKHURST; KING, 2010). De modo que mudanças significativas de temperatura podem dificultar o estabelecimento e o desenvolvimento das espécies (ISAAK et al., 2012; NUDDS et al., 2020). Assim, mudanças climáticas, como a temperatura e ciclo hidrológico, alteram a relação de tolerância a um ambiente pelas espécies (ARCHER et al., 2020; BURRIDGE et al., 2018; JÚNIOR; TOMASELLA; RODRIGUEZ, 2015; KRABBENHOFT; PLATANIA; TURNER, 2014; NILSSON et al., 2005; PANKHURST; KING, 2010; WATERS et al., 2016).

O setor hidrelétrico tem utilizado tecnologias para minimizar os impactos na ictiofauna, como por exemplo barreiras físicas, não-físicas e comportamentais associadas e os sistemas de coleta e transposição de peixes (ANDRADE; ARAÚJO, 2011; COUTANT, 1987; MURCHY et al., 2017; NOATCH; SUSKI, 2012; PERRY et al., 2014; SILVA et al., 2018b; TAFT, 2000; YOON et al., 2017). O confinamento de peixes dentro de unidades geradoras de usinas hidrelétricas pode ser evitado com o uso dessas barreiras (DE ANDRADE et al., 2012). Porém, o comportamento e as diferentes respostas das espécies de peixes a essas barreiras faz com que outras

tecnologias sejam desenvolvidas e estudadas, como o “desvia peixe” ou “engana peixe” (LOURES; GODINHO, 2016).

As barreiras físicas (redes, grades e telas) são historicamente as mais utilizadas para evitar a entrada de peixes nas turbinas (OTA, 1995). Assim como barreiras não-físicas e comportamentais (luz, som, campo elétrico, cortina de bolhas, temperatura e fluxo de água) que apresentam respostas distintas, entre repulsão, atração e desorientação dos peixes, justificada pela complexidade dos ambientes aquáticos (COUTANT, 1987; MURCHY et al., 2017; NOATCH; SUSKI, 2012; PERRY et al., 2014; TAFT, 2000). Entretanto, as tecnologias estão muitas vezes relacionadas ao movimento jusante-montante, pois ainda não há uma forma adequada e segura que possibilite a movimentação contrária (PELICICE; POMPEU; AGOSTINHO, 2015).

Além das técnicas de repulsão, sistemas como o de transposição de peixes são executados na tentativa de atender as necessidades das espécies migratórias, em função de alimento ou reprodução (ANDRADE; ARAÚJO, 2011; SILVA et al., 2018b). São práticas que minimizam efeitos negativos, especialmente para espécies migratórias em período reprodutivo (KUSMA; FERREIRA, 2010). Porém, algumas espécies por mais que acessem a passagem para transposição podem continuar seu deslocamento até às turbinas das hidrelétricas (PIPER et al., 2018), sendo confinadas nos tubos de sucção (KUSMA; FERREIRA, 2010; SILVA et al., 2018b).

Pesquisas ainda são necessárias para consolidar melhores métodos para implementação de barreiras físicas ou comportamentais (bolhas, sons, luzes estroboscópicas e correntes elétricas) por ainda apresentarem aplicação e manutenção onerosas, além da dificuldade de controle para muitas variáveis como a diversidade de espécies e as condições ambientais (BOWEN et al., 2004; PERRY et al., 2014; WISENDEN; SMITH, 1997). O desenvolvimento de métodos que minimizem os impactos negativos às espécies aquáticas é extremamente necessário, por ser algo que requer aprimoramento de análises e estudos, devido à grande variedade das espécies aquáticas (ANDRADE; ARAÚJO, 2011). Novas tecnologias ecologicamente adequadas e com apoio na engenharia tornam possíveis um melhor cenário de pesquisa para a conservação da ictiofauna (NYQVIST et al., 2017; SILVA et al., 2018b).

Neste sentido, o monitoramento da ictiofauna serve para identificar a variabilidade e comportamentos das espécies (PETITGAS; LEVENEZ, 1996). Para

que assim seja possível identificar qual ou quais tipos de tecnologias são adequadas para a assembleia de peixes local (JUNHO, 2008; SILVA, 2018). Geralmente os monitoramentos baseiam-se em aspectos taxonômicos, porém, sabe-se que para uma melhor compreensão dos possíveis impactos da regulação dos rios por barragens, faz-se necessária a incorporação dos atributos funcionais dos peixes na investigação (PERÔNICO et al., 2019). A descrição das comunidades por essa ótica destaca o papel funcional desses organismos, os quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais em diversos processos, como, por exemplo, na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética (HOLMLUND; HAMMER, 1999).

Por outro lado, os exemplos atuais de inovação tecnológica estão relacionados com os sistemas de sonar para o monitoramento de ambientes aquáticos com exploração humana (FRANCISCO; SUNDBERG, 2019). Além dos ambientes, os diferentes tipos de sonar são utilizados para monitorar a presença ou a movimentação de animais, como os peixes (FRANCISCO; SUNDBERG, 2019; HOBBS; BIGOT; SMITH, 2020; LANKOWICZ et al., 2020; VAN KEEKEN et al., 2020; WOLF et al., 2020). As imagens geradas pelos sonares possibilitam não somente monitorar ambientes e animais, também captam variáveis importantes como tamanho corporal e uso do espaço (HELMINEN; DAUPHIN; LINNANSAARI, 2020; HOBBS; BIGOT; SMITH, 2020). As imagens produzidas pelos sonares devem ser trabalhadas no sentido de refinamento para reconhecimento de padrões, que mesmo com alguma demanda de dedicação de tempo, ainda é mais rápida que a análise e contagem de forma manual (LAWSON et al., 2020).

A utilização de sonar para otimização de análises ambientais e de monitoramento ambiental é um enriquecimento no processo de tomada de decisão. Especialmente em hidrelétricas que tem necessidades de minimização de impactos causados aos peixes durante a operação das unidades geradoras (PIPER et al., 2018). Existem poucas respostas comportamentais das espécies de peixes em relação a aproximação de estruturas artificiais (VAN KEEKEN et al., 2020). Assim, é imprescindível utilizar essa tecnologia em hidrelétricas brasileiras para fornecer informações complementares aos estudos ambientais e comportamentais.

Diante do exposto, tem-se como principal motivador a possibilidade de trazer mais informações sobre ecologia de peixes neotropicais, sobretudo os amazônicos e

novas estratégias que auxiliem a tomada de decisão para minimização dos impactos negativos à ictiofauna durante a operação dos empreendimentos hidrelétricos. Visto que ainda existem discussões que intensificam prós e contras a esse tipo de geração de energia (ATKINS, 2020). Para isso, serão investigadas a estrutura taxonômica e funcional da ictiofauna de parte do rio Madeira sob influência de hidrelétrica. Quanto a operação do empreendimento, será avaliada a aplicação da estratégia de elevação do fluxo hidráulico durante as paradas previstas e/ou intempestivas das unidades geradoras com uso de imagens de sonar. Assim, serão apresentadas respostas e possibilidades de investigação que podem trazer informações específicas de apoio a minimização de impactos negativos diretos e indiretos à ictiofauna em unidades geradoras.

## **2. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a aplicação integrada das estratégias de monitoramento hidroacústico em ambiente confinado e análises da diversidade taxonômica e funcional para proteção da ictiofauna em aproximação de unidades geradoras de usina hidrelétrica.

### **2.1. Objetivos específicos**

**Capítulo 1:** Contextualizar a importância da utilização dos atributos taxonômicos e funcionais em sistemas de monitoramento da ictiofauna.

**Capítulo 2:** Empregar sistema hidroacústico para avaliação em tempo real da movimentação da ictiofauna confinada no tubo de sucção de unidades geradoras do tipo bulbo.

**Capítulo 3:** Avaliar a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna confinada no tubo de sucção e nas comportas vagão durante os procedimentos operativos de unidades geradoras do tipo bulbo.

O primeiro capítulo FOI SUBMETIDO ao periódico eletrônico da Academia Brasileira de Ciências (ISSN 1678-2690) – QUALIS (B1), o segundo recebeu ACEITE do periódico Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais (ISSN 2179-6858) – QUALIS (B1) e o terceiro capítulo FOI SUBMETIDO ao periódico PLOS ONE (ISSN 1932-6203) – QUALIS (A1). Classificação de periódicos quadriênio 2013-2016.

## CAPÍTULO 1

### ALÉM DO MONITORAMENTO CONVENCIONAL DA ICTIOFAUNA: UTILIZAÇÃO DOS ATRIBUTOS TAXONÔMICOS E FUNCIONAIS DE PEIXES

Murilo Luiz e Castro Santana, murilo.bio.vet@gmail.com, ORCID 0000-0002-0528-1230  
Tânia Machado da Silva, taniamachado91@gmail.com, ORCID 0000-0002-4144-4949  
Wllyane Silva Figueiredo, wllyane@gmail.com, ORCID 0000-0002-5311-1279  
Luiz Fabrício Zara, fabriciozara@gmail.com, ORCID 0000-0001-6110-2527

#### **RESUMO**

O Brasil possui um potencial favorável ao aproveitamento hidráulico para geração de energia, sendo fundamental para o desenvolvimento de diversas atividades econômicas. A avaliação e mitigação de possíveis impactos ambientais é fundamental nas plantas geradoras de energia. As assembleias de peixes podem responder de diferentes formas, conforme a sua adaptação, potencial de estabelecimento local e sua história de vida. As variações de respostas são distintas em diferentes escalas, seja espacial e temporal. Porém, muitas ainda são as lacunas do conhecimento sobre os efeitos biológicos após a implementação de barragens. Com o envelhecimento dos represamentos, é possível perceber de forma mais clara os efeitos sobre as comunidades aquática, desde sobre posição de espécies de atribuições funcionais mais generalistas e sedentárias até extinções locais de espécies de hábitos mais especializados. Portanto, é imperativo que investigações sobre os aspectos taxonômicos e atributos funcionais das espécies de peixes sejam feitas para auxiliar na compreensão da dinâmica geral dos ecossistemas aquáticos. Este trabalho tem como objetivo estimular a análise de dados de monitoramento da ictiofauna sob esta ótica, em escala temporal e espacial, na tentativa de compreender o processo da assembleia de peixes em reorganizar as composições taxonômica e funcional. Neste contexto reforça-se a estratégia para análise dos atributos taxonômicos e funcionais de peixes neotropicais, para auxiliar a tomada de decisão para minimização dos impactos à ictiofauna.

**Palavras-chave:** Monitoramento; diversidade taxonômica e funcional.

## **ABSTRACT**

Brazil has a favorable potential for hydraulic use for energy generation, being fundamental for the development of several energy activities. The evaluation and mitigation of possible environmental impacts is fundamental in energy generating plants. Fish assemblages can respond in different ways, depending on their adaptation, potential for local establishment and their life history. Response variations are different at different scales, whether spatial or temporal. However, there are still many gaps in knowledge about the biological effects after the implementation of dams. With the aging of dams, it is possible to see more clearly the effects on aquatic communities, from the overposition of species with more generalist and sedentary functions to the local extinction of species with more specialized habits. Therefore, it is imperative to consider the taxonomic aspects and functional attributes of fish species to help understand the general dynamics of aquatic ecosystems. This work aims to stimulate the analysis of ichthyofauna monitoring data from this perspective, in temporal and spatial scales, in an attempt to understand the process of fish assemblage in reorganizing taxonomic and functional compositions. In this context, the strategy for analyzing the taxonomic and functional attributes of neotropical fish is reinforced, to help decision-making to minimize impacts on ichthyofauna.

**Key-words:** Monitoring; taxonomic and functional diversity.

## INTRODUÇÃO

O Brasil dispõe de um enorme potencial hidrelétrico, estimado de 100.000 a 250.000 MW, que é apenas parcialmente utilizável no estado atual da tecnologia (cerca de 160.000 MW), neste aspecto as bacias hidrográficas ainda representam a realidade energética e uma forma de gestão territorial (THÉRY; MELLO-THÉRY, 2016). A matriz de energia elétrica hidráulica representa 65,7% com 1.254 usinas em operação, continua a ser a principal fonte de energia elétrica brasileira e apresentou uma expansão de 2,3% entre 2018 e 2019, o que corresponde a 397.877 GW total produzida em 2019 (BRASIL. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA., 2021).

No Brasil o potencial hídrico remanescente está na Região Amazônica e o processo de decisão do balanço positivo de um empreendimento hidrelétrico é extremamente complexo, devendo ocorrer de forma cuidadosa embasada em critérios ambientais, técnicos e econômicos (MENDES; BELUCO; CANALES, 2017). A opção brasileira pelas usinas hidrelétricas pode ser justificada basicamente pela segurança temporal no provimento de energia em função da formação de um reservatório e pelo grande potencial hidrelétrico ainda disponível no território brasileiro (MORETTO et al., 2012). A bacia amazônica eleva significativamente a disponibilidade de recursos hídricos chegando a 177,9 mil m<sup>3</sup>/s, sendo responsável por 20% da descarga de água doce do planeta (CORREA, 2019). O grande interesse hidrelétrico voltado para a Amazônia brasileira é resultante das grandes quedas topográficas existentes nos afluentes do rio Amazonas, a partir do Escudo Brasileiro (na parte sul da região) e do Escudo Guianense (no lado norte), além dos valores dos potenciais estudados e estimados na região (FEARNSIDE, 2013).

Mudanças na hidrologia, qualidade dos habitats e dos parâmetros da água podem afetar principalmente as características intrínsecas das espécies aquáticas (DAS et al., 2012; DEY et al., 2007; GRAHAM; HARROD, 2009; JONSSON; JONSSON, 2009; LYONS et al., 2015; PANKHURST; KING, 2010). Os impactos nos rios tropicais afetam a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, impulsionando novas tendências para indicadores ecológicos e atributos do ecossistema (PHILIPPSEN et al., 2019; TUDA; WOLFF, 2018).

Os efeitos cumulativos desses impactos ambientais em uma bacia hidrográfica podem influenciar em importantes atividades econômicas, como a pesca, e representar um risco para os principais processos ecológicos dos peixes nos rios

tropicais, apresentando efeitos negativos no funcionamento do ecossistema e na renda, segurança alimentar e subsistência de milhões de pessoas (ARANTES et al., 2019; BRISMAR, 2004; TALLIS et al., 2015; VILLARROYA; BARROS; KIESECKER, 2014).

A descontinuidade fluvial promovida pela barragem e o consequente represamento, podem resultar em alterações laterais, verticais, longitudinais e temporais no curso hídrico, além de mudanças irreversíveis no regime hidrológico (NILSSON et al., 2005; STANFORD; WARD, 2001). As espécies, de acordo com suas pré-adaptações, podem responder de formas distintas aos impactos decorrentes da formação do reservatório, o que resulta em peculiaridades no processo de colonização e na organização das assembleias (ORSI; BRITTON, 2014; PETESSE; PETRERE, 2012). Desta forma, as variações ambientais presentes entre diferentes regiões de um rio, bacia e reservatório irão determinar os padrões de distribuição da ictiofauna em seu ambiente natural (AGOSTINHO et al., 2016; PEREIRA et al., 2021).

A Amazônia Andina possui a maior riqueza de espécies, com potencial de representação em torno de 20% (FINER; JENKINS, 2012). No Brasil há registro de aproximadamente 3.114 espécies de peixes (ICMBio, 2016). Esta alta diversidade de peixes de água doce está relacionada principalmente aos diferentes sistemas hidrográficos, com considerável distinção ictiofaunística entre si (EDUARDO et al., 2018). Apesar do grande sistema hidrográfico brasileiro, poucos são os estudos realizados envolvendo ictiofauna, sendo possível inferir que a riqueza efetiva desse grupo seja muito maior (ICMBIO, 2018).

As lacunas de amostragem em áreas remotas, como suas diferentes mesobacias e microbacias, e a existência de problemas taxonômicos complexos dificultam a elaboração de estimativas precisas sobre a riqueza da ictiofauna amazônica (BUCKUP; SANT; GHAZZI, 2016; REIS et al., 2016; REZNICK; BAXTER, 1994; VARI; MALABARBA, 2015)

O monitoramento da ictiofauna serve para identificar a variabilidade e comportamentos das espécies (PETITGAS; LEVENEZ, 1996). Geralmente os monitoramentos da ictiofauna são baseados em aspectos taxonômicos, entretanto para melhor compreensão dos possíveis impactos, é relevante a incorporação dos atributos funcionais dos peixes na investigação (PERÔNICO et al., 2019). A descrição das comunidades por essa ótica destaca o papel funcional desses organismos, os

quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais em diversos processos, como, por exemplo, na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética (HOLMLUND; HAMMER, 1999).

Diante do exposto, este trabalho apresenta uma estratégia para análise dos atributos taxonômicos e funcionais de peixes neotropicais, contribuindo para compreensão da dinâmica da ictiofauna.

Assim, para mensurar a diversidade taxonômica, as espécies devem ser identificadas com o auxílio de guias, chaves de identificação e publicações referentes a bacia estudada, sendo considerados o número absoluto de espécies como a riqueza e o total de indivíduos de cada espécie como abundância. Esta abordagem pode trazer repostas interessantes da ictiofauna em diferentes ambientes, como as bacias hidrográficas brasileiras, e possibilita uma análise mais complementar, utilizando a diversidade funcional da ictiofauna frente às mudanças ambientais, como as usinas hidrelétricas (CHEA et al., 2020; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; MUNIZ et al., 2020a; PEREIRA et al., 2021). Visto que ao empregar uma avaliação da estrutura espaço-temporal auxilia a compreensão da dinâmica de estruturação de ambientes lóticos e alterados (WARD, 1989).

Os traços funcionais de cada espécie como o uso de hábitat, ecologia trófica e reprodução devem ser obtidos com base na literatura especializada. A diversidade taxonômica pode ser estimada a partir do índice de Simpson, que é baseado na abundância de espécies (SIMPSON, 1949), a partir do pacote vegan versão 2.6-2 (OKSANEN, 2016). Enquanto que para diversidade funcional pode ser utilizada uma matriz de atributos funcionais para cada uma das espécies, compilando dados sobre o peso, comprimento padrão, comprimento furcal, comprimento total, estratégia de vida e hábito alimentar (PETCHEY; GASTON, 2002). As análises são possíveis utilizando o pacote BAT versão 2.8.0 (CARDOSO; RIGAL; CARVALHO, 2021).

A diversidade beta taxonômica (TD) pode ser calculada a partir da matriz de presença e ausência (espécies x locais) utilizando a função “beta” do pacote BAT versão 2.8.0 (CARDOSO; RIGAL; CARVALHO, 2021), e utilizando índice de Bray-Curtis, para dados de composição baseados em abundância para cálculo da diversidade beta (BEALS, 1984). Enquanto que a diversidade beta funcional deverá ser calculada a partir de uma matriz de composição funcional (atributos x espécies).

A Community Weight Mean (CWM) deve ser calculada para cada atributo em cada assembleia, sendo a média do atributo das espécies que ocorrem na assembleia, ponderado pela sua abundância relativa (GARNIER et al., 2004). A partir da matriz de CWM utilizando a função “beta” do pacote BAT versão 2.8.0 (CARDOSO; RIGAL; CARVALHO, 2021) será possível estimar a diversidade beta funcional e seus componentes de turnover e a diferença de riqueza para as espécies. Todas estas análises podem ser feitas em ambiente R (R CORE TEAM, 2021).

## REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016.

ARANTES, C. C. et al. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2019.

BEALS, E. W. Bray-curtis ordination: An effective strategy for analysis of multivariate ecological data. **Advances in Ecological Research**, v. 14, n. C, p. 1–55, 1984.

BRASIL. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Anuário Estatístico de Energia Elétrica**. [s.l: s.n.].

BRISMAR, A. Attention to impact pathways in EISs of large dam projects. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 24, n. 1, p. 59–87, 2004.

BUCKUP, P. A.; SANT, M.; GHAZZI, A. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. [s.l: s.n.].

CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C. **BAT: Biodiversity Assessment Tools. R package version 2.4. 2.**, 2021.

CHEA, R. et al. Impact of seasonal hydrological variation on tropical fish assemblages: abrupt shift following an extreme flood event. **Ecosphere**, v. 11, n. 12, 2020.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Phylogenetic and functional diversities: New approaches to community Ecology. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

CORREA, S. W. **Reanálise hidrológica: Estudo de caso da Bacia Amazônica**. [s.l: s.n.].

DAS, M. K. et al. Impact of temperature and rainfall alterations on spawning

behaviour of Indian major carps and consequence on fishers income in Odisha .  
IMPACT OF TEMPERATURE AND RAINFALL ALTERATIONS ON SPAWNING  
BEHAVIOUR OF INDIAN MAJOR CARPS AND CONSEQUENCE ON FISHERS . n.  
January, 2012.

DEY, S. et al. Impact of Climate Change on the Breeding of Indian Major Carps in  
West Bengal. v. 39, n. 1, p. 26–34, 2007.

EDUARDO, L. N. et al. Identifying key habitat and spatial patterns of fish biodiversity  
in the tropical Brazilian continental shelf. **Continental Shelf Research**, v. 166, p.  
108–118, 2018.

FEARNSIDE, P. M. Viewpoint-decision making on amazon dams: Politics trumps  
uncertainty in the madeira river sediments controversy. **Water Alternatives**, v. 6, n.  
2, p. 313–325, 2013.

FINER, M.; JENKINS, C. N. Proliferation of hydroelectric dams in the andean  
amazon and implications for andes-amazon connectivity. **PLoS ONE**, v. 7, n. 4, p. 1–  
9, 2012.

GARNIER, E. et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during  
secondary succession. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2630–2637, 2004.

GRAHAM, C. T.; HARROD, C. Implications of climate change for the fishes of the  
British Isles. **Journal of Fish Biology**, v. 74, n. 6, p. 1143–1205, 2009.

HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish  
populations. **Ecological Economics**, v. 29, p. 253–268, 1999.

ICMBIO. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro  
Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. [s.l: s.n.].

JONSSON, B.; JONSSON, N. Migratory timing, marine survival and growth of  
anadromous brown trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. **Journal of Fish  
Biology**, v. 74, n. 3, p. 621–638, 2009.

LYONS, J. et al. Trends in the reproductive phenology of two great lakes fishes.  
**Transactions of the American Fisheries Society**, v. 144, n. 6, p. 1263–1274,  
2015.

MENDES, C. A. B.; BELUCO, A.; CANALES, F. A. Some important uncertainties  
related to climate change in projections for the Brazilian hydropower expansion in the  
Amazon. **Energy**, v. 141, p. 123–138, 2017.

MORETTO, E. M. et al. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento  
espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: A antiga e atual fronteira amazônica.  
**Ambiente e Sociedade**, v. 15, n. 3, p. 141–164, 2012.

MUNIZ, C. M. et al. Chronological age and reservoir characteristics as predictors of

trait composition in Neotropical reservoir fish assemblages. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 29, n. 2, p. 241–251, 2020.

NILSSON, C. et al. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, v. 308, n. April, p. 405–408, 2005.

OKSANEN, J. ET AL. **Community Ecology Package. v 2.0. 7.**, 2016.

ORSI, M. L.; BRITTON, J. R. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. **Journal of Fish Biology**, v. 84, n. 6, p. 1964–1970, 2014.

PANKHURST, N. W.; KING, H. R. Temperature and salmonid reproduction: Implications for aquaculture. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 1, p. 69–85, 2010.

PEREIRA, H. R. et al. Long-term responses of fish diversity to river regulation: a multi-metric approach. **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, n. 1, p. 71–84, 2021.

PERÔNICO, P. B. et al. Community reassembly after river regulation : rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. **Hydrobiologia**, v. 867, n. 2, p. 519–533, 2019.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity ( FD ), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402–411, 2002.

PETESSE, M. L.; PETRERE, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109–116, 2012.

PETITGAS, P.; LEVENEZ, J. J. Spatial organization of pelagic fish: Echogram structure, spatio-temporal condition, and biomass in Senegalese waters. **ICES Journal of Marine Science**, v. 53, n. 2, p. 147–153, 1996.

PHILIPPSEN, J. S. et al. Assessing fishing impacts in a tropical reservoir through an ecosystem modeling approach. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 29, n. 1, p. 125–146, 2019.

R CORE TEAM, R. D. C. **A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria, 2021.**

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 12–47, 2016.

REZNICK, D.; BAXTER, R. J. Long-term Studies of Tropical Stream Fish Communities: The Use of Field Notes and Museum Collections to Reconstruct Communities of the Past. **American Zoology**, v. 34, p. 452–462, 1994.

SIMPSON, E. H. Measurement of Diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688, 1949.

STANFORD, J. A.; WARD, J. V. Revisiting the serial discontinuity concept. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 17, n. 45, p. 303–310, 2001.

TALLIS, H. et al. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 55, p. 21–34, 2015.

THÉRY, H.; MELLO-THÉRY, N. A. O sistema elétrico brasileiro. **Open Edition Journals - Confins**, 2016.

TUDA, P. M.; WOLFF, M. Comparing an ecosystem approach to single-species stock assessment: The case of Gazi Bay, Kenya. **Journal of Marine Systems**, v. 184, n. 2017, p. 1–14, 2018.

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R. Neotropical Ichthyology : An Overview. v. 1870, n. January 1998, 2015.

VILLARROYA, A.; BARROS, A. C.; KIESECKER, J. Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. **PLoS ONE**, v. 9, n. 9, 2014.

WARD, J. V. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems Reviewed work ( s ): The four-dimensional nature of lotic ecosystems '. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 2–8, 1989.

## CAPÍTULO 2

### AVALIAÇÃO EM TEMPO REAL DA MOVIMENTAÇÃO DA ICTIOFAUNA CONFINADA NO TUBO DE SUÇÇÃO DE TURBINAS DO TIPO BULBO

Murilo Luiz e Castro Santana, murilo.bio.vet@gmail.com, ORCID 0000-0002-0528-1230  
Tânia Machado da Silva, taniamachado91@gmail.com, ORCID 0000-0002-4144-4949  
Wilyane Silva Figueiredo, wilyane@gmail.com, ORCID 0000-0002-5311-1279  
Caio Prior Rocha, caiopriorrocha98@gmail.com ORCID 0000-0002-0579-5864  
Luiz Fabrício Zara, fabriciozara@gmail.com, ORCID 0000-0001-6110-2527

#### RESUMO

As questões ambientais são de grande importância no setor hidrelétrico, visto que a sustentabilidade tem caracterizado esta atividade frente a outras formas de geração de energia elétrica. A interrupção da operação da unidade geradora hidrelétrica para manutenções corretivas e preventivas pode causar o confinamento da ictiofauna no tubo de sucção e resultar na mortalidade de peixes, passivos econômicos, além dos riscos de segurança da equipe de resgate de ictiofauna. Este estudo apresenta a utilização de sistema hidroacústico dedicado ao monitoramento em tempo real da ictiofauna confinada no tubo de sucção. O acompanhamento de 369 procedimentos de paradas de unidades geradoras entre os anos de 2014 a 2021 da Usina Hidrelétrica Jirau, mostra correlação da densidade populacional estimada pelo sistema hidroacústico e os espécimes resgatados e salvos após a drenagem das unidades geradoras. A integração do sistema hidroacústico na rotina dos procedimentos de parada das unidades geradoras associado a manobra de elevação do fluxo hidráulico, possibilita rápida tomada de decisões operacionais que minimizam os impactos às espécies aquáticas, resultando a necessidade de resgate em apenas 12% dos procedimentos de parada com 563 espécimes confinados no tubo de sucção. Neste período, ocorrem três eventos extraordinários (0,80%) ocasionando o confinamento de 455 espécimes no tubo de sucção ictiofauna, cerca de 81% de toda ictiofauna resgata. Não foi verificada uma diferença na biodiversidade (taxonômica/funcional) de peixes confinados nos tubos de sucção entre as unidades geradoras da UHE Jirau, porém, a quantidade de organismos/traços foi diferente entre as unidades.

**Palavras-chave:** sistema hidroacústico, composição taxonômica; composição funcional; atributos das espécies.

## **ABSTRACT**

Environmental issues are of great importance in the hydroelectric sector, since sustainability has characterized this activity in the face of other forms of electricity generation. The interruption of the operation of the hydroelectric generating unit for corrective and preventive maintenance can cause the confinement of ichthyofauna in the suction tube and result in the death of fish, economic liabilities, in addition to the safety risks of the ichthyofauna rescue team. This study presents the use of a hydroacoustic system dedicated to real-time monitoring of ichthyofauna confined in the suction tube. The follow-up of 369 procedures for stop-generating units between 2014 and 2021 of the Jirau Hydroelectric Power Plant shows a correlation between the population density estimated by the hydroacoustic system and the specimens rescued and saved after drainage of the generating units. The integration of the hydroacoustic system in the routine of the stop procedures of the generating units associated with the hydraulic flow elevation manovre, allows quick operational decision making that minimize impacts to aquatic species, resulting in the need for rescue in only 12% of the stop procedures with 563 specimens confined in the suction tube. In this period, there are three extraordinary events (0.80%) causing the confinement of 455 specimens in the ichthyofauna suction tube, about 81% of all ichthyofauna rescues. There was no difference in the biodiversity (taxonomic/functional) of fish confined in the suction tubes between the generating units of the Jirau HPP, however, the number of organisms/traits was different between the units.

**Palavras-chave:** hydroacoustic system; taxonomic composition; functional composition; attributes of the species.

## 1. INTRODUÇÃO

A exploração do potencial hidrelétrico brasileiro remanescente demanda diversos desafios técnicos, econômicos, ambientais e logísticos, devido as dificuldades de acessos aos sítios e sobretudo no tocante aos impactos socioambientais (BRASIL. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA., 2021). Cerca de 65% deste potencial remanescente está localizada nas regiões hidrográficas Amazônica e Tocantins-Araguaia, onde há grandes extensões de áreas protegidas por unidades de conservação (PELICICE et al., 2017; PEREIRA et al., 2019; THÉRY; MELLO-THÉRY, 2016).

Novas tecnologias e informações devem ser produzidas para propiciar a proteção à ictiofauna, minimizando os efeitos e impactos na ictiofauna em áreas de influência direta das hidrelétricas, especialmente durante as paradas das turbinas (ANDRADE; ARAÚJO, 2011; COUTANT, 1987; MURCHY et al., 2017; NOATCH; SUSKI, 2012; PERRY et al., 2014; SILVA et al., 2018b; TAFT, 2000; YOON et al., 2017, LOURES; GODINHO, 2016).

Durante os procedimentos de manutenção, as manobras operacionais de paradas programadas e/ou intempestivas de unidades geradoras, propicia a baixa vazão de operação podendo causar o acúmulo de ictiofauna no interior do tubo de sucção, principalmente em rios de alta piscosidade, representando riscos para a comunidade aquática (SCHILT, 2007). Esses fatores demandam operações complexas de resgate de peixes que seguem protocolos rígidos de segurança de trabalho para as equipes de resgate, podendo levar a passivos econômicos devido ao longo período sem geração de energia elétrica.

O desenvolvimento de métodos que minimizem os impactos às espécies aquáticas é extremamente necessário, por ser algo que requer aprimoramento de análises e estudos, devido à grande variedade de organismos (ANDRADE; ARAÚJO, 2011). Neste sentido, novas tecnologias ecologicamente adequadas tornam possível um melhor cenário de pesquisa para a proteção da ictiofauna (NYQVIST et al., 2017; SILVA et al., 2018b). Assim como compreender a dinâmica de comportamentos da ictiofauna próxima às estruturas das usinas hidrelétricas (EGG, 2020). Pois, o comportamento e as diferentes respostas das espécies de peixes a essas barreiras fazem com que outras tecnologias sejam desenvolvidas e estudadas (LOURES; GODINHO, 2016).

Neste sentido, o monitoramento da ictiofauna serve para identificar a variabilidade e comportamentos das espécies (PETITGAS; LEVENEZ, 1996). Para que assim seja possível identificar qual ou quais tipos de tecnologias são adequadas para a assembleia de peixes local (JUNHO, 2008; SILVA, 2018). Geralmente os monitoramentos baseiam-se em aspectos taxonômicos, porém, sabe-se que para uma melhor compreensão dos possíveis impactos da regulação dos rios por barragens, faz-se necessária a incorporação dos atributos funcionais dos peixes na investigação (PERÔNICO et al., 2019). A descrição das comunidades por essa ótica destaca o papel funcional desses organismos, os quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais em diversos processos, como, por exemplo, na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética (HOLMLUND; HAMMER, 1999).

Por outro lado, os exemplos atuais de inovação tecnológica estão relacionados com os sistemas de sonar para o monitoramento de ambientes aquáticos com exploração humana (FRANCISCO; SUNDBERG, 2019). Além dos ambientes, os diferentes tipos de sonar são utilizados para monitorar a presença ou a movimentação de animais, como os peixes (FRANCISCO; SUNDBERG, 2019; HOBBS; BIGOT; SMITH, 2020; LANKOWICZ et al., 2020; VAN KEEKEN et al., 2020; WOLF et al., 2020). As imagens geradas pelos sonares possibilitam não somente monitorar ambientes e animais, também captam variáveis importantes como tamanho corporal e uso do espaço (HELMINEN; DAUPHIN; LINNANSAARI, 2020; HOBBS; BIGOT; SMITH, 2020). As imagens produzidas pelos sonares devem ser trabalhadas no sentido de refinamento para reconhecimento de padrões, que mesmo com alguma demanda de dedicação de tempo, ainda é mais rápida que a análise e contagem de forma manual (LAWSON et al., 2020).

A utilização de sonar para otimização de análises ambientais e de monitoramento ambiental é um enriquecimento no processo de tomada de decisão. Especialmente em hidrelétricas que tem necessidades de minimização de impactos causados aos peixes durante a operação das unidades geradoras (PIPER et al., 2018). Existem poucas respostas comportamentais das espécies de peixes em relação a aproximação de estruturas artificiais (VAN KEEKEN et al., 2020). Assim, torna-se imprescindível utilizar essa tecnologia em hidrelétricas brasileiras para que

seja possível fornecer informações novas para os estudos ambientais e comportamentais.

Sob estas considerações, este estudo apresenta a utilização de sistema hidroacústico dedicado ao monitoramento em tempo real da ictiofauna confinada em tubo de sucção.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo (Bacia Amazônica – Rio Madeira – UHE Jirau)

A Usina Hidrelétrica (UHE) Jirau está localizada no Rio Madeira, Bacia Amazônica, possui capacidade instalada de 3,750 MW, representando cerca de 3,7% de toda a energia hidrelétrica do país (ESBR, 2019). A usina conta com 50 unidades geradoras tipo bulbo, distribuídas em duas casas de força, sendo na margem direita da UG01 a UG28 (CF1) e na margem esquerda do rio Madeira da UG29 a UG50 (CF2).



**Figura 01** - Estrutura das áreas de estudo da UHE Jirau, no rio Madeira, Rondônia.

### Manobra operacional de elevação do fluxo hidráulico

Atualmente, na UHE Jirau, durante paradas previstas e/ou intempestivas para manutenção das unidades geradoras utiliza uma manobra operacional que minimiza o confinamento da ictiofauna no tubo de sucção (MO-COPE-US-67-SH-UG-00002). Nesta manobra de elevação do fluxo hidráulico (descarga nominal de  $550 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), ocorre a descida da comporta vagão causando a redução da área de descarga do

tubo de sucção e o aumento da velocidade do fluxo hidráulico de  $2,5 \text{ m s}^{-1}$  para  $40, \text{ m s}^{-1}$ . Esse fluxo é mantido por cerca de 10 minutos e na sequência a comporta vagão alcança a soleira, ocorrendo a completa vedação do tubo de sucção (SILVA; FIGUEIREDO; ZARA, 2021). A manobra operacional de elevação do fluxo hidráulico é refeita sempre que identificado em tempo real a movimentação mensurável de ictiofauna confinada no tubo de sucção, associado as condições de contorno do procedimento de manutenção e operação da UHE Jirau.

### **Monitoramento da ictiofauna confinada**

Para avaliações em tempo real da movimentação da ictiofauna confinada no tubo de sucção durante as paradas previstas e imprevistas das unidades geradoras foi utilizado o sistema hidroacústico de varredura de baixa e de alta frequência, ferramenta de mensuração. O sistema miniaturizado e robusto desenvolvido pela Venturo Consultoria Ambiental é composto por dois transdutores fixados no plano de face de jusante da comporta vagão, há cerca de nove metros acima da parte inferior da comporta, de forma que o transdutor fique no centro do tubo de sucção após a vedação (**Figura 02**). O cabeamento dos transdutores atravessa a comporta vagão através dos parafusos de fixação das talas de junção dos seguimentos e são conectados ao display, em área segura, na laje superior do paramento de jusante da casa de força.

O sistema hidroacústico foi ajustado para frequências de 350 a 400 kHz, sendo o modulo *side imaging* com largura de feixe horizontal de  $0,9^\circ$ , largura de feixe vertical de  $39^\circ$  e ângulo de inclinação na vertical de  $26^\circ$ . O modulo *down imaging* foi ajustado com fator de área de cone de  $0,83 \times$  profundidade. As aquisições das imagens ocorrem continuamente por 40 minutos após a completa vedação do tubo de sucção pela comporta vagão. As imagens foram arquivadas e posteriormente analisadas utilizando software para visualização com ajuste de composição colorida de falsa cor “Blue – Turquoise” e valor do pixel de  $0,000361 \text{ m}^2$ . As movimentações dos espécimes de ictiofauna confinada foram classificadas em função do tamanho na tela de interface do software nas categorias  $< 1,0 \text{ cm}$ ;  $\geq 1,0$  a  $\leq 2,0 \text{ cm}$  e  $> 2,0 \text{ cm}$ .



**Fig. 2** - Sistema hidroacústico acoplado ao plano de face da comporta vagão da UHE Jirau (Patente nº BR 102015000457-5 A2 / [www.venturoconsultoria.com.br](http://www.venturoconsultoria.com.br)). (DIAS; MAROJA; GARAVELLI, 2020)

### **Resgate e salvamento da ictiofauna**

Neste trabalho foram utilizados os dados secundários do Programa de Resgate e Salvamento da Ictiofauna, os quais foram adquiridos no período entre 2014 a 2021. Os espécimes confinados dentro do tubo de sucção após o procedimento operacional de parada da unidade geradora com o esgotamento do tubo de sucção foram resgatados pelo método de coleta manual.

### **Diversidade taxonômica e funcional**

A fim de mensurar diversidade taxonômica, as espécies foram identificadas com o auxílio de guias, chaves de identificação e publicações referentes a bacia estudada (QUEIROZ et al., 2013). Nesse caso, o número absoluto de espécies foi considerado como a riqueza. Para dados de abundância, o total de indivíduos de cada espécie coletada foi calculada por unidade amostral (unidade geradora, o ano e o período hidrológico). Os traços funcionais de cada espécie foram obtidos com base literatura especializada (PEREIRA et al., 2021; PERÔNICO et al., 2019; QUEIROZ et al., 2013), sendo obtido os traços relacionados ao uso de habitat, ecologia trófica e

reprodução (WINEMILLER et al., 2015). Posteriormente, foi determinada a Média Ponderada da Comunidade (CWM) dos traços funcionais por unidade amostral. O valor de CWM para os traços quantitativos equivale ao valor do traço multiplicado pela densidade da espécie; enquanto para os traços categóricos e nominais o valor de CWM corresponde à densidade da espécie no local. Assim, o cálculo pode ser representados por  $CWM = \sum p_i \times \text{traço}$ , na qual: CWM = proporção do traço funcional ou de um estado do traço funcional em um determinado local de amostragem;  $p_i$ : densidade relativa da espécie  $p$ ; traço: afinidade da espécie para o traço funcional ou para estado do traço funcional, considerando se a espécie possui a característica e 0 se não possui (em caso de traços nominais ou categóricos) ou ainda considerando o valor numérico da característica (em caso de traços) (GARNIER et al., 2004).

### 3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para todos os objetivos delineados, utilizamos análises baseadas em ocorrências (valores binários de presença ou ausência de espécies) e abundâncias das espécies para facetas taxonômica e funcional da biodiversidade dos peixes. Para abundância, utilizamos a média do número absoluto de espécimes e da entropia quadrática de Rao (abundância funcional) (BOTTA-DUKÁT, 2005; RAO, 1982). Nesse contexto, a riqueza funcional (FRic) representa o volume funcional ocupado pelas espécies da comunidade em um espaço multidimensional funcional, enquanto a entropia quadrática incorpora os dados de abundância das espécies e as diferenças funcionais entre elas (SASAKI et al., 2009). Esses índices de diversidade funcional, foram obtidos a partir da função *dbFD*, do pacote *FD* (LALIBERTE; LEGENDRE, 2010).

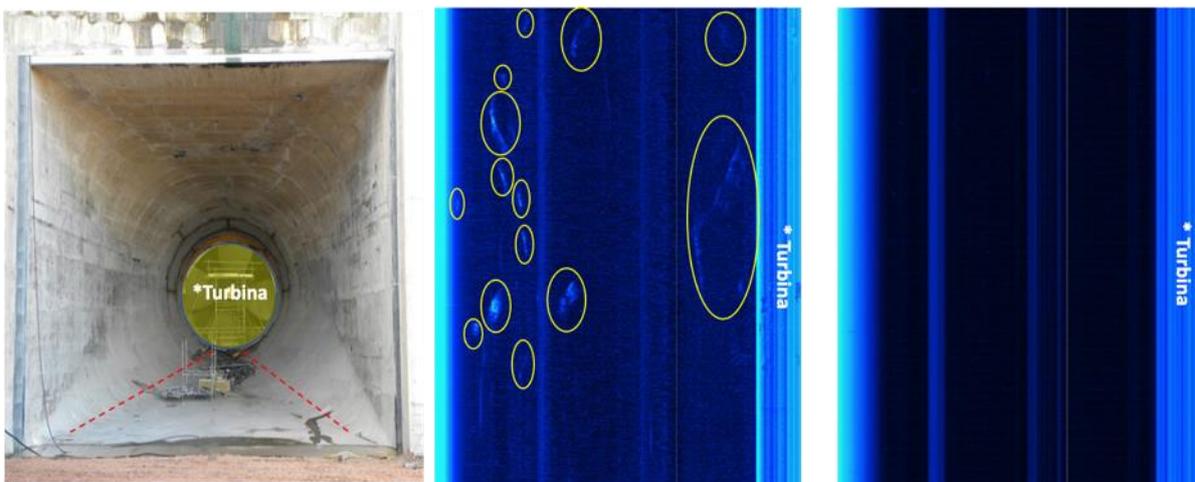
Para verificar as possíveis diferenças nas composições taxonômicas e funcionais da ictiofauna quando comparados as unidades geradoras localizadas nas margens esquerda e direita da barragem da hidrelétrica, realizamos agrupamentos hierárquicos (*clusters*) dos locais de acordo com as composições taxonômicas e funcionais e geramos os respectivos dendrogramas, através das funções *hclust* e *fviz\_dend* dos pacotes *stats* e *factoextra*, respectivamente. Para os agrupamentos, selecionamos método de ligação *UPGMA* (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Averages), com base nos respectivos Coeficientes de Correlação Cofenética (CCC) (LANGFELDER; HORVATH, 2012). Após isso, para avaliar se

houve diferenças na estrutura da composição entre esses locais utilizamos uma *Análise Multivariada Permutacional de Variância Usando Matrizes de Distâncias* (PERMANOVA), função *adonis2* do pacote *vegan* (OKSANEN, 2016).

Além disso, para verificar se as espécies e atributos funcionais dos peixes nas unidades geradoras da UHE Jirau apresentaram diferenças entre os períodos hidrológicos avaliados, ordenamos as assembleias encontradas em cada período com uma *Non-Metric Multidimensional Scaling* (nMDS), através da função *metaMDS* (pacote *Vegan*) (OKSANEN, 2016). Entretanto, tendo em vista que as Unidades Geradoras apresentaram excessivos valores de zero, optamos por não realizar as ordenações para o respectivo conjunto de dados. A *posteriori*, para analisar a variação realizamos também realizamos PERMANOVA. Todos os gráficos e figuras foram obtidos através da função *ggplot* do pacote *ggplot2*. Para todas as análises e imagens elaboradas, utilizamos o software estatístico R, sob probabilidade estatística de 5% (nível de significância) (R CORE TEAM, 2021).

#### 4. RESULTADOS

O sistema hidroacústico com os transdutores instalados no plano de fase da comporta vagão (Sistema SeeSub) apresentou melhor cobertura da região interna do tubo de sucção de turbina do tipo bulbo (**Figura 03**) e menor interferência das reflexões nas paredes internas no modulo *down imaging*, portanto com fator de área de cone de 0,83. O sistema SeeSub possibilitou a visualização em tempo real da movimentação da ictiofauna confinada, sendo possível a identificação de aprisionamento de cardumes e espécimes de elevado tamanho. Na UHE Jirau foi estabelecida a avaliação categórica operacional em (a) incipiente: a qual corresponde a imagens com nenhuma movimentação; (b) mensurável: quando o padrão de movimentação possibilita contagem, contudo, acima de cinco movimentações  $\text{min}^{-1}$  e (c) elevada: quando o padrão de movimentação não possibilita contagem devido a sobreposição de movimentações. A avaliação categórica possibilita com rapidez e robustez a interrupção do procedimento operacional de parada da unidade geradora caso haja risco de danos a assembleia de peixes confinada.



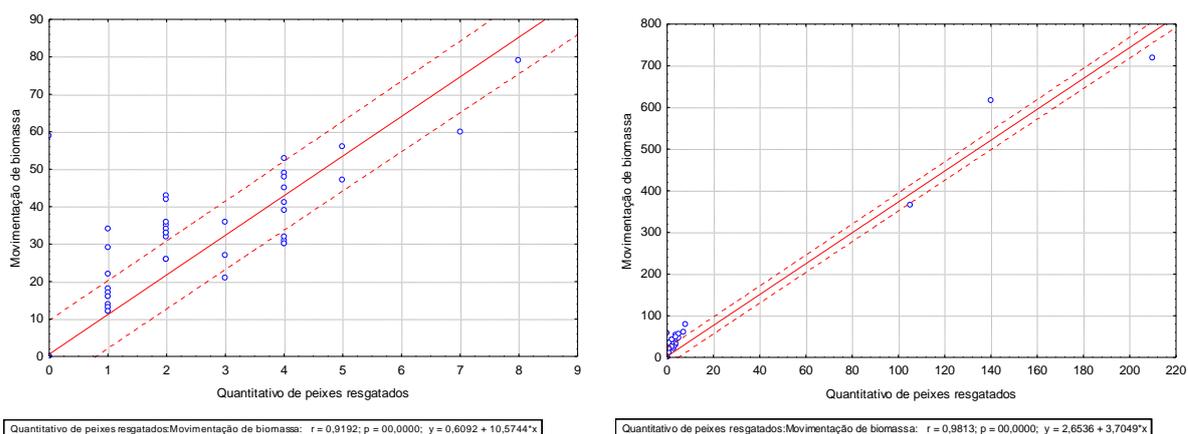
**Figura 03** – Imagem fotográfica frontal do tubo de sucção e exemplos de imagens subaquáticas multifrequências da avaliação categórica elevada (centro) e insipiente (direita) do tubo de sucção durante a parada da unidade geradoras.

Ao levar em consideração as 369 paradas das unidades geradoras das casas de forças nas margens direita (CF1) e esquerda (CF2) da UHE Jirau (**Tabela 01**) utilizando a manobra de elevação do fluxo hidráulico associado ao monitoramento em tempo real da movimentação da ictiofauna confinada no tubo de sucção foi necessário resgate e salvamento da ictiofauna em apenas 43 paradas programadas das unidades geradoras, cerca de 12% do procedimento operacional de 2014 a 2021. A integração do sistema hidroacústico na rotina dos procedimentos de parada das unidades geradoras, possibilita rápida tomada de decisões operacionais que minimizam os impactos às espécies aquáticas, sendo observado ao longo de sete anos de operação o resgate e salvamento de 563 espécimes confinados no tubo de sucção. Neste período, ocorrem apenas três eventos extraordinários (0,80%) ocasionando o confinamento de 455 espécimes no tubo de sucção ictiofauna, cerca de 81% de toda ictiofauna resgata nas unidades geradoras das margens direita (CF1) e esquerda (CF2).

**Tabela 01** - Procedimentos de paradas previstas e intempestivas das unidades geradoras utilizando a manobra operacional de elevação do fluxo hidráulico.

Ano	Paradas/UG	Resgate e Salvamento	% Resgates	Espécimes
2014	15	5	33	120
2015	36	9	25	232
2016	28	2	7	7
2017	67	8	12	162
2018	52	8	15	23
2019	64	7	11	11
2020	51	4	8	8
2021	56	0	0	0
<b>Período</b>	<b>369</b>	<b>43</b>	<b>12</b>	<b>563</b>

A quantificação da movimentação da ictiofauna confinada no tubo de sucção nas 43 paradas das unidades geradoras com resgate, nas casas de força CF1 e CF2 ao longo de 40 minutos contínuos após a vedação da unidade, apresentou elevada correlação com o quantitativo de espécimes resgatados e salvos após a drenagem das unidades geradoras ( $r = 0,9192$ ;  $p = 00,000$ ), inferindo um padrão quantitativo entre as variáveis (**Figura 04**), mesmo quando são considerados os três eventos extraordinários ( $r = 0,9813$ ;  $p = 00,0000$ ).

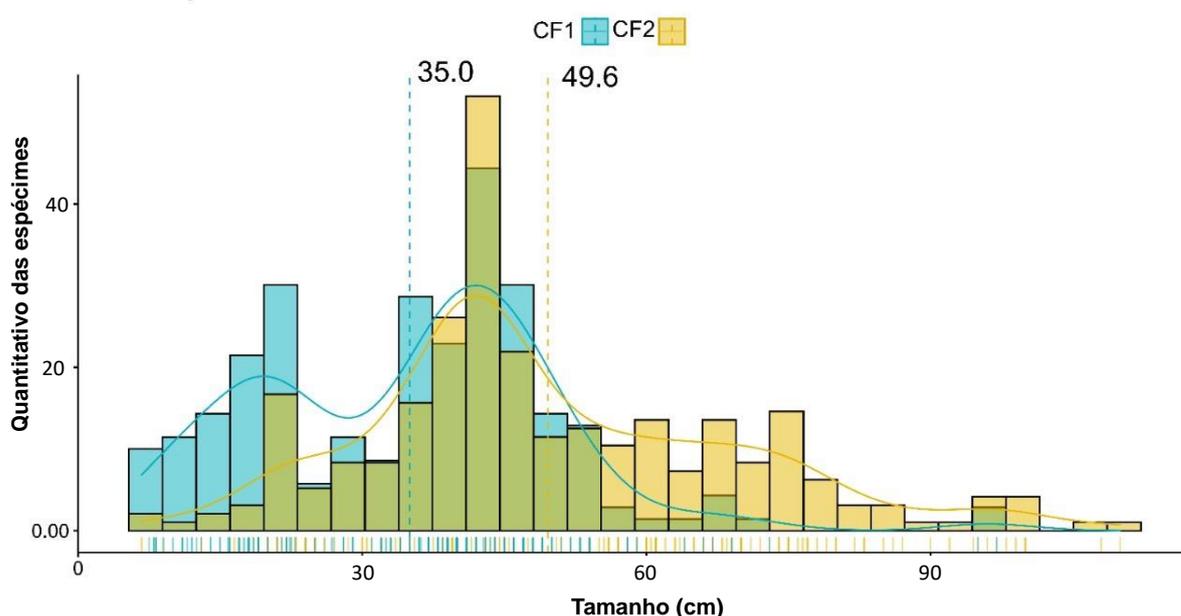


**Figura 04** – Correlação entre a movimentação dos espécimes confinados e o quantitativo de espécimes resgatados nas unidades geradoras.

Durante as 43 paradas das unidades geradoras das casas de forças CF1 e CF2 da UHE Jirau (**Tabela 02**), as movimentação dos espécimes confinados captados pelo sistema hidroacústico também foram caracterizadas em função do tamanho na tela de interface do software, sendo 70% menor que 1,0 cm, 22% entre 1,0 a 2,0 cm e somente 8 % maior que 2,0 cm, indicando o confinamento prioritário de espécimes de pequeno porte. Os histogramas do comprimento furcal dos espécimes resgatados (**Figura 05**) nos tubos de sucção das casas de força da margem direita (CF1) e esquerda (CF2) mostra padrões de distribuições similares, com tamanho médio de 35,0 e 49,6 cm, respectivamente. A análise integrada da avaliação categórica do tamanho da movimentação dos espécimes confinados e dos resultados de tamanho observados nos resgates dos espécimes, possibilita inferir um padrão de grandeza entre as variáveis.

**Tabela 02** - Análise categórica do tamanho dos espécimes confinados na tela de interface do software de processamento das imagens do sistema hidroacústico.

Ano	Categorias		
	< 1,0 cm	≥ 1,0 a < 2,0 cm	< 2,0 cm
2014	393	85	49
2015	629	251	89
2016	50	22	11
2017	672	140	64
2018	178	67	21
2019	111	49	15
2020	60	34	14
<b>Período</b>	<b>2093</b>	<b>648</b>	<b>263</b>



**Figura 05** – Histograma do comprimento Furcal dos espécimes resgatados nas unidades geradoras nas casas de força da margem direita (CF1) e esquerda (CF2) no período de 2014 a 2020.

Quando observamos as composições taxonômica e funcional entre as unidades geradoras da usina, instaladas nas margens esquerda e direita do rio, verificamos que as composições para os dados de abundância, sob as facetas taxonômica quanto funcional, foram distintas entre as margens. Entretanto, não houve variação quando analisamos as riquezas (presença/ausência) taxonômicas e funcionais entre as margens (**Tabela 03**), ou seja, as espécies e traços são semelhantes em ambas as margens, porém, há diferenças nas abundâncias.

**Tabela 03** - Resultados da *PERMANOVA* aplicada aos dados de composição da ictiofauna entre as unidades geradoras da margem esquerda e direita da UHE-Jirau.

Faceta	Dados	R <sup>2</sup>	p
Taxonômica	Abundância	0,05	0,001
Taxonômica	Presença-Ausência	0,03	0,094
Funcional	Abundância	0,05	0,042
Funcional	Presença-Ausência	0,03	0,166

A precipitação média anual na bacia do rio Madeira varia de 1.900 a 2.200 mm, entretanto cerca de 75% do volume do rio Madeira é determinado pelo clima da região andina do leste da Bolívia. A vazão varia entre 30.000 e 35.000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> no período de cheia e entre 5.000 e 10.000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> no período de águas baixas (BASTOS et al., 2007; MELO; TORRENTE-VILARA; RÖPKE, 2019). A maior vazão de água no período de chuvas justifica a maior movimentação próxima ao paramento de jusante das casas de força de empreendimentos hidrelétricos durante o período de enchente (BACELLAR & ROCHA, 2010). Nas unidades geradoras da hidrelétrica verificamos uma variação geral para ambas as facetas (taxonômica e funcional), excetuando-se a comparação entre os períodos de cheia vs. vazante para diversidade taxonômica (presença/ausência e abundância) e enchente vs. águas baixas para diversidade funcional (presença/ausência e abundância) (**Tabela 04**).

**Tabela 04** - Resultados da *PERMANOVA* aplicada aos dados de composição da ictiofauna entre os períodos hidrológicos avaliados nas unidades geradoras da UHE-Jirau. \* Valores de p-ajustado.

Faceta	Dados	Comparação	R <sup>2</sup>	p*
Taxonômica	Abundância	Global	0,06	0,001
		Cheia vs. Enchente	0,03	0,006
		Cheia vs. águas baixas	0,03	0,018
		Cheia vs. Vazante	0,03	0,198
		Enchente vs. águas baixas	0,02	0,006
		Enchente vs. vazante	0,04	0,006
		Águas baixas vs. vazante	0,03	0,012
Taxonômica	Presença-ausência	Global	0,05	0,001
		Cheia vs. Enchente	0,03	0,006
		Cheia vs. águas baixas	0,03	0,012
		Cheia vs. Vazante	0,03	0,252
		Enchente vs. águas baixas	0,02	0,006
		Enchente vs. vazante	0,04	0,006
		Águas baixas vs. vazante	0,03	0,018

**Tabela 04** - Resultados da *PERMANOVA* aplicada aos dados de composição da ictiofauna entre os períodos hidrológicos avaliados nas unidades geradoras da UHE-Jirau. \* Valores de p-ajustado (Continuação)

Faceta	Dados	Comparação	R <sup>2</sup>	p*
Funcional	Abundância	Global	0,11	0,001
		Cheia vs. Enchente	0,12	0,006
		Cheia vs. águas baixas	0,12	0,006
		Cheia vs. Vazante	0,15	0,006
		Enchente vs. águas baixas	0,01	1
		Enchente vs. vazante	0,07	0,006
		Águas baixas vs. vazante	0,07	0,024
Funcional	Presença-ausência	Global	0,12	0,001
		Cheia vs. Enchente	0,09	0,006
		Cheia vs. águas baixas	0,08	0,006
		Cheia vs. Vazante	0,11	0,012
		Enchente vs. águas baixas	0,01	1
		Enchente vs. Vazante	0,07	0,006
		Águas baixas vs. Vazante	0,05	0,018

## 5. DISCUSSÃO

Soluções construtivas e novas regras de operação têm sido amplamente empregadas em diversas usinas hidrelétricas, contudo é de grande interesse o desenvolvimento de novos métodos de proteção a ictiofauna (LOURES; GODINHO, 2016). Os sistemas hidroacústicos são comumente utilizados em águas escuras e turvas, locais que impossibilitam a utilização de sistemas ópticos. São sistemas que permitem a observação direta do registro da migração e comportamento dos peixes, captações de água de resfriamento, estruturas de usinas hidrelétricas, sistemas de desvio de peixes, áreas de desova, além de estruturas naturais e artificiais (HEDGEPEETH et al., 2000; HOLBROOK; STAPLES, 2013; MASON et al., 2005; SCHMIDT; TUHTAN; SCHLETTERER, 2018; SILVA; FIGUEIREDO; ZARA, 2021; WALKER, 2017; WATERFIELD; CORNWELL, 2014).

A aplicação da técnica hidroacústica foi capaz de estimar a densidade total de peixe em um lago natural do estado de Minas Gerais (Brasil), sendo que os resultados obtidos mostraram que o uso das técnicas hidroacústicas não destrutivas e rápidas podem eliminar algumas distorções tradicionalmente contidas em censos e estudos da ictiofauna em reservatórios e lagos e monitoramento das populações de peixes por

métodos não invasivos. Outra questão importante diz respeito à facilidade de operação e portabilidade do equipamento, permitindo a prospecção em pequenos barcos com um pequeno *staff*. Sugerimos realizar o levantamento hidroacústico concomitantemente com a coleção tradicional de variáveis (tamanho corporal e peso) para calibrar a transformação algoritmos, customizando-os para as espécies encontradas (BEZERRA-NETO; BRIGHENTI; PINTO-COELHO, 2013).

Estudos de verificação das estimativas hidroacústicas de abundância de peixes dentro das câmaras de eclusa do Rio Ohio mostraram correlação positiva elevada, enquanto que a distribuições de comprimento entre estimativas acústicas e peixes medidos na eclusa foram semelhantes, porém estatisticamente diferentes (HARTMAN et al., 2000). Esta diferença é provavelmente devido a um número desproporcionalmente baixo de alvos individuais para alvos menores em relação a maiores (HARTMAN et al., 2000).

Os métodos hidroacústico baseados em tamanho têm o potencial de monitorar peixes, são essencialmente menos intrusivos, mais econômicos e talvez menos tendencioso do que pesquisas tradicionais baseadas na coleta por rede emalhar (POLLOM; ROSE, 2015). A aplicação de sistemas hidroacústico no acompanhamento do procedimento operacional de parada de unidade geradoras com vedação do tubo de sucção, visando a identificação em tempo real do confinamento da ictiofauna possibilita avaliação categórica da densidade populacional com rapidez e robustez, contribuindo com as boas práticas de proteção da ictiofauna no setor hidrelétrico.

Métodos mais robustos como barreiras químicas e comportamentais (bolhas, sons, luzes estroboscópicas e correntes elétricas) possuem aplicações e manutenções geralmente dispendiosas e ainda são objetos de muitas pesquisas devido às incertezas de efetividade, que dependem de muitas variáveis como as espécies envolvidas e as condições ambientais (BOWEN et al., 2004; PERRY et al., 2014; WISENDEN; SMITH, 1997). Nestas primícias de desenvolvimento sustentável, a manobra operacional de elevação do fluxo hidráulico (MO-COPE-US-67-SH-UG-00002) desenvolvida para turbinas do tipo bulbo na UHE Jirau, com aumento da velocidade do fluxo hidráulico de  $2,5 \text{ m s}^{-1}$  para  $40 \text{ m s}^{-1}$ , (SILVA; FIGUEIREDO; ZARA, 2021) propicia baixíssimo confinamento da ictiofauna no tubo de sucção e conseqüentemente a redução em cerca de 88% da execução do trabalho humano em

área confinada para a execução dos procedimentos de resgate e salvamento da ictiofauna em área.

Não foi verificada uma diferença na biodiversidade (taxonômica/funcional) de peixes confinados nos tubos de sucção entre as unidades geradoras da UHE Jirau, porém, a quantidade de organismos/traços foi diferente entre as unidades. Espécies, como, por exemplo, *Pimelodus blochii* (Mandi), *Prochilodus nigricans* (Curimatã) e *Calophysus macropterus* (Piracatinga), foram as três espécies mais abundantes em ambas as margens. Porém, a margem esquerda apresentou maior abundância destas espécies em relação a margem direita. As histórias de vida destas espécies estão associadas à dinâmica de uso da calha do rio madeira, pois, são naturalmente abundantes, possuem o comportamento gregário e hábito migratório orientado para reprodução e alimentação (BONILLA-CASTILLO et al., 2018; MARCANO et al., 2007; PÉREZ; FABRÉ, 2009). Além da dinâmica natural preexistente, o padrão de funcionamento e a tecnologia empregada nas unidades geradoras podem determinar o nível de atratividade dos espécimes aos locais que apresentaram maior quantidade de peixes. Nesse sentido, soluções mais modernas têm sido discutidas para mitigação desses impactos recorrentes à ictiofauna (CADA; SALE, 2011; KOUGIAS et al., 2019).

Ainda sobre as variações temporais, observamos possíveis mudanças na composição da ictiofauna à curto prazo, durante as flutuações do ciclo hidrológico, como entre a cheia e a vazante. Sabemos que, naturalmente, as comunidades de peixes fluviais apresentam mudanças significativas na densidade e na diversidade taxonômica/funcional entre os períodos hidrológicos (águas baixas, enchente, cheia e vazante) (CHEA et al., 2020; MÉRIGOUX; PONTON, 1999; PEASE et al., 2012). Neste estudo, de forma geral, verificamos uma variação de ambas as facetas (taxonômica e funcional), principalmente entre as águas baixas e cheia, que são períodos mais discrepantes (AGOSTINHO et al., 2004; WANTZEN et al., 2002). De fato, maiores mudanças são observadas com maior amplitude da flutuação hidrológica (AGOSTINHO et al., 2004; PELICICE et al., 2017).

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A utilização de novas tecnologias integrando sistema hidroacústico dedicados a avaliação em tempo real da ictiofauna e manobras operativas de elevação da

velocidade do fluxo hidráulico em turbina do tipo bulbo, demonstrou elevada eficiência na minimização do confinamento da ictiofauna nos tubos de sucção contribuindo para proteção da ictiofauna em empreendimentos hidrelétricos. Especialmente quando relacionados os atributos taxonômicos e funcionais, além de associar a variação dos períodos hidrológicos como norteador para melhores práticas durante o período chuvoso (águas altas) que coincide com o período de reprodução da maioria das espécies migratórias.

## 7. AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao programa de P&D em Energia Sustentável no Brasil (ANEEL/PD-06631-0009/2019) e ao programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília (UnB) – Campus Planaltina pelo apoio a este projeto.

## 8. REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A. et al. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14, n. 1, p. 11–19, 2004.

ANDRADE, E. S.; ARAÚJO, J. C. Medidas mitigadoras dos impactos ambientais causados por usinas hidrelétricas sobre peixes (Mitigating measures for environmental impacts caused by hydroelectric usine on fish). **Redvet**, v. XII, n. 3, 2011.

BASTOS, W. R. et al. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, n. 3, p. 341–346, 2007.

BEZERRA-NETO, J. F.; BRIGHENTI, L. S.; PINTO-COELHO, R. M. Implementation of hydroacoustic for a rapid assessment of fish spatial distribution at a Brazilian Lake - Lagoa Santa, MG. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 91–98, 2013.

BONILLA-CASTILLO, C. A. et al. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes : Prochilodontidae ) in the Putumayo River. v. 16, n. July, p. 1–12, 2018.

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 5, p. 533, 2005.

BOWEN, M. D. et al. Volume 11 Empirical and Experimental Analyses of Secondary Louver Efficiency at the Tracy Fish Collection Facility : March 1996 to November 1997. v. 11, n. November 1997, 2004.

BRASIL. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Anuário Estatístico de Energia Elétrica**. [s.l: s.n.].

CADA, G. F.; SALE, M. J. Status of Fish Passage Facilities at Nonfederal Hydropower Projects. **Fisheries**, v. 18, n. 7, p. 13–19, 2011.

CHEA, R. et al. Impact of seasonal hydrological variation on tropical fish assemblages: abrupt shift following an extreme flood event. **Ecosphere**, v. 11, n. 12, 2020.

COUTANT, C. C. Thermal preference: when does an asset become a liability? **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, n. 3, p. 161–172, 1987.

DIAS, M. F.; MAROJA, A. D. M.; GARAVELLI, S. L. Sistema para repulsão de ictiofauna em hidroelétricas brasileiras. **XVI FÓRUM AMBIENTAL ALTA PAULISTA**, p. 1654–1666, 2020.

EGG, L. T. A. **Fish behavior and movement in front of hydropower plants and hydro engineering installations**. [s.l.] München, 2020.

ESBR. **Energia Sustentável do Brasil**.

FRANCISCO, F.; SUNDBERG, J. Detection of visual signatures of marine mammals and fish within marine renewable energy farms using multibeam imaging sonar. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 7, n. 2, 2019.

GARNIER, E. et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2630–2637, 2004.

HARTMAN, K. J. et al. Verification of Hydroacoustic Estimates of Fish Abundance in Ohio River Lock Chambers. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 20, n. 4, p. 1049–1056, 2000.

HEDGEPEETH, J. et al. Hydroacoustic estimation of fish biomass in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, 2000.

HELMINEN, J.; DAUPHIN, G. J. R.; LINNANSAARI, T. Length measurement accuracy of adaptive resolution imaging sonar and a predictive model to assess adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) into two size categories with long-range data in a river. **Journal of Fish Biology**, n. April, 2020.

HOBBS, D.; BIGOT, M.; SMITH, R. E. W. Rio Doce Acoustic Surveys of Fish Biomass and Aquatic Habitat. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 615–621, 2020.

HOLBROOK, B. V.; STAPLES, D. F. Hydroacoustic assessment of inland salmonid populations. n. June, 2013.

HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v. 29, p. 253–268, 1999.

JUNHO, R. **Migrações ascendentes de peixes neotropicais e hidrelétricas: Proteção a jusante de turbinas e vertedouros e sistemas de transposição.** [s.l.: s.n.].

KOUGIAS, I. et al. Analysis of emerging technologies in the hydropower sector. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 113, n. June, p. 109257, 2019.

LALIBERTE, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

LANGFELDER, P.; HORVATH, S. Fast R functions for robust correlations and hierarchical clustering. **Journal of Statistical Software**, v. 46, n. 11, p. 1–17, 2012.

LANKOWICZ, K. M. et al. Sonar imaging surveys fill data gaps in forage fish populations in shallow estuarine tributaries. **Fisheries Research**, v. 226, n. December 2019, p. 105520, 2020.

LAWSON, K. M. et al. Semiautomated Process for Enumeration of Fishes from Recreational-Grade Side-Scan Sonar Imagery. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 40, n. 1, p. 75–83, 2020.

LOURES, R. C.; GODINHO, A. L. **Avaliação de risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas.** [s.l.: s.n.]. v. 5

MARCANO, D. et al. Seasonal reproductive biology of two species of freshwater catfish from the Venezuelan floodplains. **General and Comparative Endocrinology**, v. 153, n. 1–3, p. 371–377, 2007.

MASON, D. M. et al. Hydroacoustic Estimates of Abundance and Spatial Distribution of Pelagic Prey Fishes in Western Lake Superior. **Journal of Great Lakes Research**, v. 31, n. 4, p. 426–438, jan. 2005.

MELO, T.; TORRENTE-VILARA, G.; RÖPKE, C. P. Flipped reducetarianism: A vegan fish subordinated to carnivory by suppression of the flooded forest in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 435, n. December 2018, p. 138–143, 2019.

MÉRIGOUX, S.; PONTON, D. Spatio-temporal distribution of young fish in tributaries of natural and flow-regulated sections of a neotropical river in French Guiana. **Freshwater Biology**, v. 42, n. 1, p. 177–198, 1999.

MURCHY, K. A. et al. Potential implications of acoustic stimuli as a non-physical barrier to silver carp and bighead carp. **Fisheries Management and Ecology**, v. 24,

n. 3, p. 208–216, 2017.

NOATCH, M. R.; SUSKI, C. D. Non-physical barriers to deter fish movements. **Environmental Reviews**, v. 20, n. 1, p. 71–82, 2012.

NYQVIST, D. et al. Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 331–343, 2017.

OKSANEN, J. ET AL. **Community Ecology Package. v 2.0. 7.**, 2016.

PEASE, A. A. et al. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 5, p. 1060–1075, 2012.

PELICICE, F. M. et al. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 6, p. 1119–1133, 2017.

PEREIRA, H. R. et al. Research on dams and fishes: determinants, directions, and gaps in the world scientific production. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 2, p. 579–592, 2019.

PEREIRA, H. R. et al. Long-term responses of fish diversity to river regulation: a multi-metric approach. **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, n. 1, p. 71–84, 2021.

PÉREZ, A.; FABRÉ, N. N. Seasonal growth and life history of the catfish *Calophysus macropterus* ( Lichtenstein , 1819 ) ( Siluriformes : Pimelodidae ) from the Amazon floodplain. v. 25, p. 343–349, 2009.

PERÔNICO, P. B. et al. Community reassembly after river regulation : rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. **Hydrobiologia**, v. 867, n. 2, p. 519–533, 2019.

PERRY, R. W. et al. USING A NON-PHYSICAL BEHAVIOURAL BARRIER TO ALTER MIGRATION ROUTING OF JUVENILE CHINOOK SALMON IN THE SACRAMENTO–SAN JOAQUIN RIVER DELTA. **River Research and Applications**, v. 30, n. January, p. 132–133, 2014.

PETITGAS, P.; LEVENEZ, J. J. Spatial organization of pelagic fish: Echogram structure, spatio-temporal condition, and biomass in Senegalese waters. **ICES Journal of Marine Science**, v. 53, n. 2, p. 147–153, 1996.

PIPER, A. T. et al. The impact of an Archimedes screw hydropower turbine on fish migration in a lowland river. **Ecological Engineering**, v. 118, n. August 2017, p. 31–42, 2018.

POLLOM, R. A.; ROSE, G. A. Size-based hydroacoustic measures of within-season fish abundance in a boreal freshwater ecosystem. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, 2015.

QUEIROZ, L. J. DE et al. **Peixes do rio Madeira**. [s.l: s.n.]. v. II

R CORE TEAM, R. D. C. **A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria, 2021.**

RAO, R. Diversity and Dissimilarity: a unified approach. **Theoretical population biology**, v. 21, n. 1, p. 24–43, 1982.

SASAKI, T. et al. Two-Phase Functional Redundancy in Plant Communities along a Grazing Gradient in Mongolian Rangelands Author ( s ): Takehiro Sasaki , Satoru Okubo , Tomoo Okayasu , Undarmaa Jamsran , Toshiya Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/25592785> REFERENCES Li. v. 90, n. 9, p. 2598–2608, 2009.

SCHILT, C. R. Developing fish passage and protection at hydropower dams. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 104, n. 3–4, p. 295–325, 2007.

SCHMIDT, M. B.; TUHTAN, J. A.; SCHLETTERER, M. Hydroacoustic and pressure turbulence analysis for the assessment of fish presence and behavior upstream of a vertical trash rack at a run-of-river hydropower plant. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 8, n. 10, p. 1723, 2018.

SILVA, A. B. DA et al. Technology Management with Focus on Fish Transposition System (FTS). **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 5, n. 9, p. 222–239, 2018.

SILVA, F. N. A. **Efeito de campo elétrico no comportamento de peixes brasileiros e estudo de barreira elétrica como mecanismo de controle de movimentação de peixes**. [s.l: s.n.].

SILVA, T. M.; FIGUEIREDO, W. S.; ZARA, L. F. Hydraulic flow rate increase maneuver for ichthyofauna repulsion in bulb-type generating units – Jirau Hydroelectric Power Plant. v. 17, 2021.

TAFT, E. P. Fish protection technologies: A status report. **Environmental Science and Policy**, v. 3, n. SUPPL. 1, p. 349–359, 2000.

THÉRY, H.; MELLO-THÉRY, N. A. O sistema elétrico brasileiro. **Open Edition Journals - Confins**, 2016.

VAN KEEKEN, O. A. et al. Behavioural responses of eel (*Anguilla anguilla*) approaching a large pumping station with trash rack using an acoustic camera (DIDSON). **Fisheries Management and Ecology**, n. December 2019, p. 1–8, 2020.

WALKER, D. J. Habitat and Population Assessments of the Lake Sturgeon *Acipenser fulvescens* Reintroduced to the Upper Tennessee River. 2017.

WANTZEN, K. M. et al. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland,

Brazil. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 3, p. 239–251, 2002.

WATERFIELD, H. A.; CORNWELL, M. Hydroacoustic survey of Otsego Lake's pelagic fish community, spring 2013. **46th Annual Report (2013)**. **SUNY ...**, n. June, p. 1–8, 2014.

WINEMILLER, K. O. et al. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. **Ecology Letter**, v. 18, p. 737–751, 2015.

WISENDEN, B. D.; SMITH, R. J. F. The effect of physical condition and shoalmate familiarity on proliferation of alarm substance cells in the epidermis of fathead minnows. **Journal of Fish Biology**, v. 50, n. 4, p. 799–808, 1997.

WOLF, B. J. et al. Shape Classification Using Hydrodynamic Detection via a Sparse Large-Scale 2D-Sensitive Artificial Lateral Line. **IEEE Access**, v. 8, p. 11393–11404, 2020.

YOON, J. D. et al. Impact of estuary barrage construction on fish assemblages in the lower part of a river and the role of fishways as a passage. **Ocean Science Journal**, v. 52, n. 1, p. 147–164, 2017.

## CAPÍTULO 3

### **DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA CONFINADA DURANTE PARADA DE UNIDADE GERADORA EM HIDRELÉTRICA**

Murilo Luiz e Castro Santana, murilo.bio.vet@gmail.com, ORCID 0000-0002-0528-1230

Tânia Machado da Silva, taniamachado91@gmail.com, ORCID 0000-0002-4144-4949

Wilyane Silva Figueiredo, wilyane@gmail.com, ORCID 0000-0002-5311-1279

Luiz Fabrício Zara, fabriciozara@gmail.com, ORCID 0000-0001-6110-2527

#### **RESUMO**

Mudanças no fluxo hidrológico e nas variáveis de qualidade da água podem mudar a dinâmica natural de toda a biota aquática, especialmente a composição das assembleias de peixes. As espécies podem responder de diferentes formas, conforme a sua adaptação, potencial de estabelecimento local e sua história de vida. As variações de respostas são distintas em diferentes escalas. Porém, muitas ainda são as lacunas do conhecimento sobre os efeitos biológicos após a implementação de usinas hidrelétricas. Com o envelhecimento dos reservatórios, é possível perceber de forma mais clara os possíveis efeitos sobre as comunidades aquáticas, desde sobre posição de espécies de atribuições funcionais mais generalistas e sedentárias até extinções locais de espécies de hábitos mais especializados. Neste sentido, foram analisados os dados secundários do Programa de Resgate e Salvamento da Ictiofauna (PRSI) de sete anos (novembro/2013 a janeiro/2021), no tubo de sucção das 50 unidades geradoras e nas gavetas da comporta vagão da UHE Jirau, sobre a ótica do processo da assembleia de peixes em reorganizar as composições taxonômica e funcional. Embora recentes, não foi observado que a descontinuidade do rio Madeira pela instalação da UHE Jirau provocou mudanças sobre a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em aproximação de suas estruturas. A avaliação entre as margens, direita e esquerda, não demonstrou variações nas composições das comunidades. A incorporação dos atributos funcionais dos peixes nas avaliações das áreas de interface dos empreendimentos hidroelétricos e a jusante do reservatório possibilita melhor compreensão e descrição das comunidades desses organismos, os quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética.

**Palavras-chave:** atributos das espécies, estratégia de vida, proteção da ictiofauna.

## TAXONOMIC AND FUNCTIONAL DIVERSITY OF CONFINED ICHTHYOFAUNA DURING HYDROELECTRIC GENERATING UNIT STOP

### ABSTRACT

Changes in hydrological flow and water quality variables can change the natural dynamics of all aquatic biota, especially the composition of fish assemblages. Species can respond in different ways, according to their adaptation, potential for local establishment and their life history. Response variations are different on different scales. However, there are still many gaps in knowledge about the biological effects after the implementation of hydroelectric plants. With the aging of the reservoirs, it is possible to perceive more clearly the possible effects on aquatic communities, from the superposition of species with more generalist and sedentary functional attributions to the local extinctions of species with more specialized habits. In this sense, secondary data from the seven-year Ichthyofauna Rescue and Rescue Program (PRSI) were analyzed (November/2013 to January/2021), in the suction tube of the 50 generating units and in the drawers of the wagon gate of the UHE Jirau, from the perspective of the fish assemblage process in reorganizing taxonomic and functional compositions. Although recent, it was not observed that the discontinuity of the Madeira River by the installation of the UHE Jirau caused changes in the taxonomic and functional diversity of the ichthyofauna in approaching its structures. The evaluation between the margins, right and left, did not show variations in the compositions of the communities. The incorporation of the functional attributes of the fish in the evaluations of the interface areas of the hydroelectric projects and downstream of the reservoir allows a better understanding and description of the communities of these organisms, which are part of the general dynamics of the ecosystem and play essential roles in the food chain, cycling of nutrients, energy transfer and genetic structure.

**Key-words:** species attributes, life strategy, ichthyofauna protection.

## INTRODUÇÃO

O potencial hidrelétrico brasileiro é estimado em 250.000 MW, sendo cerca de 160.000 MW implantados, com dados que apontam para dependência das bacias hidrográficas (THÉRY; MELLO-THÉRY, 2016). Neste cenário, a Amazônia tem destaque como a nova fronteira de recursos hidrelétricos, contribuindo atualmente com cerca de 42,2% do potencial hidrelétrico brasileiro (FREITAS; SOITO, 2008; THÉRY; MELLO-THÉRY, 2016). Apesar da hidroeletricidade ser considerada uma fonte sustentável, com baixa emissão de gases do efeito estufa, um dos maiores desafios dos empreendimentos hidrelétricos é a proteção da ictiofauna (SILVA; FIGUEIREDO; ZARA, 2021).

Novas tecnologias ecologicamente adequadas tornam possível um melhor cenário de pesquisa para a proteção da ictiofauna (NYQVIST et al., 2017; SILVA et al., 2018b). Assim como compreender a dinâmica de comportamentos da ictiofauna próxima às estruturas das usinas hidrelétricas (EGG, 2020). O comportamento e as diferentes respostas das espécies de peixes a essas barreiras fazem com que outras tecnologias sejam desenvolvidas e estudadas (LOURES & GODINHO, 2016). Nesta perspectiva, os dados de monitoramento da ictiofauna servem para identificar a variabilidade de comportamentos das espécies (PETITGAS & LEVENEZ, 1996; JUNHO, 2008; SILVA, 2018). Geralmente os monitoramentos são direcionados aos aspectos taxonômicos, porém, é essencial para uma melhor compreensão dos possíveis impactos da regulação dos rios por barragens a incorporação dos atributos funcionais dos peixes na investigação (PERÔNICO et al., 2019). A descrição das comunidades por esta ótica destaca o papel funcional desses organismos, os quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais em diversos processos, como, por exemplo, na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética (HOLMLUND; HAMMER, 1999).

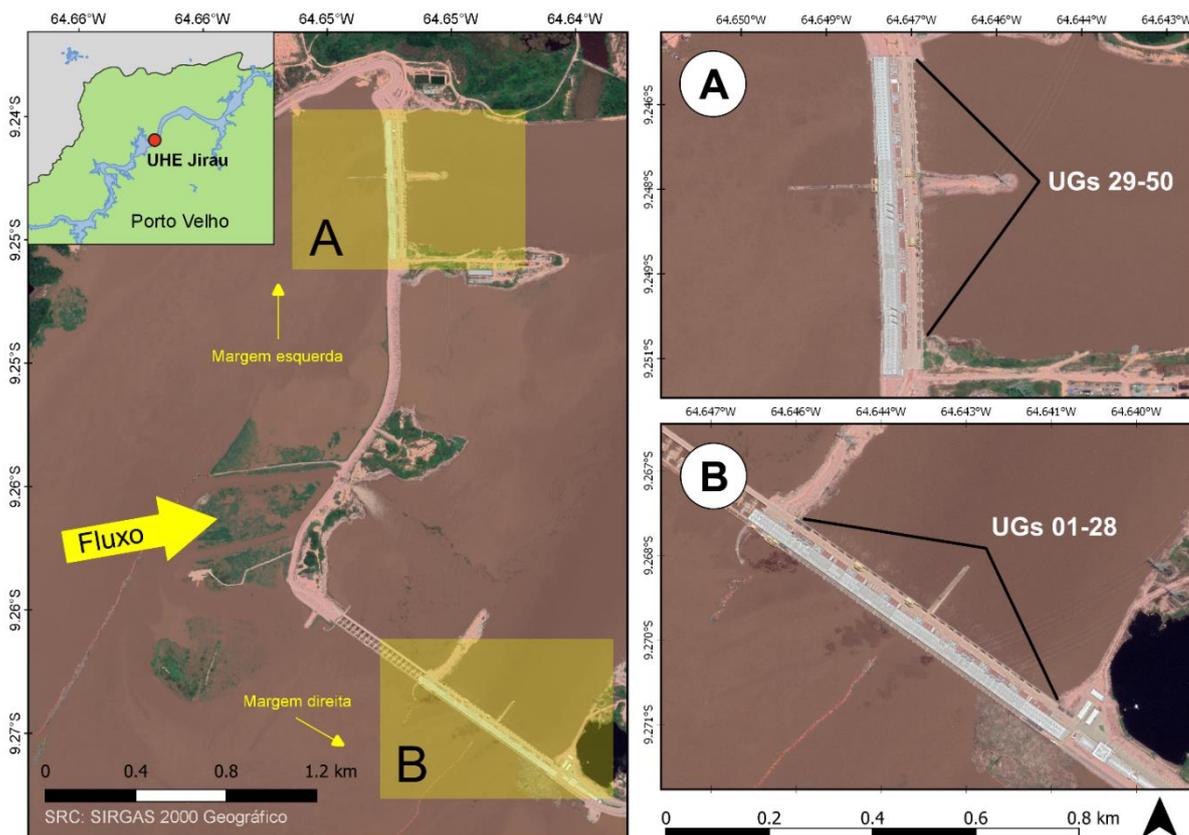
Associado a isso, a alteração do fluxo da água pode modificar a composição de toda a biota aquática, especialmente das assembleias de peixes (MUNIZ et al., 2020b). A impossibilidade ou o aumento da dificuldade no deslocamento das espécies pode alterar a diversidade genética local (NUNES; HALLWASS; SILVANO, 2019), abrindo um pressuposto que diferentes espécies necessitam de diferentes abordagens para compreensão de sua aproximação das estruturas das hidrelétricas (EGG, 2020).

Neste sentido, os efeitos diretos nas diversidades taxonômica e funcional de espécies de peixes, mudam durante o tempo (PERÔNICO et al., 2019), confirmando que podem existir respostas distintas em uma escala temporal (MATTHEWS et al., 2013; PERÔNICO et al., 2019). A impossibilidade e o aumento da dificuldade no deslocamento das espécies podem intensificar a perda da diversidade genética, assim como acelerar os processos de extinções locais (NUNES; HALLWASS; SILVANO, 2019). Entretanto, algumas espécies podem ser beneficiadas com essa relação de dispersão (BURRIDGE; WATERS, 2020), por exemplo, em barragens em que há o domínio de espécies de menor tamanho corporal, onívoras, de hábito sedentário, com baixa capacidade de dispersão espacial e que apresentam cuidado parental (AGOSTINHO et al., 2016). Assim, é possível associar a composição funcional da ictiofauna local com esses traços funcionais, especialmente com o envelhecimento dos reservatórios (MUNIZ et al., 2020a). Quando expostas aos estressores ambientais (mudanças no fluxo, na qualidade e na temperatura da água) a assembleia de peixes pode alterar a composição e a estrutura trófica nas áreas de influência do reservatório (VAŠEK et al., 2016).

Assim, este trabalho busca avaliar como a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna confinada no tubo de sucção e nas comportas vagão se comportam durante os procedimentos operacionais de parada e partida nas unidades geradoras, contribuindo para compreensão da dinâmica comportamental da ictiofauna nas áreas imediatamente a jusante da casa de força de empreendimentos hidroelétricos.

## **METODOLOGIA**

A área de estudo é a Usina Hidrelétrica (UHE) Jirau, localizada no rio Madeira, Bacia Amazônica. A UHE Jirau é a quarta maior geradora de energia elétrica do Brasil em capacidade instalada (3.750 MW), representando cerca de 3,7 % de toda a energia hidrelétrica do país. A usina conta com 50 unidades geradoras tipo bulbo, distribuídas em duas casas de força (Figura 1).



**Figura 1:** Espacialização e distribuição das Unidades Geradoras. A - Margem esquerda UG (29-50) – Casa de Força 2 (CF2). B - Margem direita UG (01-28) – Casa de Força 1 (CF1).

Atualmente, na UHE Jirau, durante paradas previstas e/ou intempestivas para manutenção das unidades geradoras (UG's) é utilizado um procedimento operacional que minimiza o confinamento da ictiofauna no tubo de sucção (MO-COPE-US-67-SH-UG-00002). Neste procedimento de elevação do fluxo hidráulico (descarga nominal de  $550 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), ocorre a descida da comporta vagão causando a redução da área de descarga do tubo de sucção e o aumento da velocidade do fluxo hidráulico de  $2,5 \text{ m s}^{-1}$  para  $40,6 \text{ m s}^{-1}$ . Esse fluxo é mantido por cerca de 10 min e na sequência a comporta vagão alcança a soleira, ocorrendo a completa vedação do tudo de sucção (SILVA; FIGUEIREDO; ZARA, 2021).

A comporta vagão utilizada neste procedimento operacional de fechamento do tubo de sucção, possui em sua estrutura metálica de fundo, interface com o reservatório de jusante, regiões abertas que podem abrigar a ictiofauna que se aproxima do paramento de jusante da usina durante o período de indisponibilidade da UG (Figura 2). Durante o procedimento de retirada da comporta vagão para o retorno da operação da UG, pode ocorrer o aprisionamento da ictiofauna nestas gavetas da comporta vagão, sendo necessário o resgate e salvamento.



**Figura 2:** Imagem fotográfica do plano de face e detalhamento das estruturas de fundo/gavetas da comporta vagão utilizada no procedimento operacional de fechamento do tubo de sucção durante parada da unidade geradora. (Fonte: acervo Venturo Consultoria)

Neste trabalho foram utilizados os dados secundários do Programa de Resgate e Salvamento da Ictiofauna, os quais foram adquiridos no período entre novembro de 2013 e janeiro de 2021. Nas análises foram consideradas as espécies confinadas dentro do tubo de sucção após o procedimento operacional de parada da unidade geradora com o esgotamento do tubo de sucção e aquelas retidas nas gavetas da comporta vagão durante o processo de abertura das unidades geradoras.

Para mensurar a diversidade taxonômica, as espécies foram identificadas com o auxílio de guias, chaves de identificação e publicações referentes a bacia estudada (QUEIROZ et al., 2013), sendo considerado o número absoluto de espécies como a riqueza. Para dados de abundância, foi considerado o total de indivíduos de cada espécie coletada por unidade amostral (considerando as UG's). Os traços funcionais de cada espécie foram obtidos com base literatura especializada (PEREIRA et al., 2021; PERÔNICO et al., 2019; QUEIROZ et al., 2013). Neste caso, foram obtidos traços relacionados ao uso de hábitat, ecologia trófica e reprodução (WINEMILLER et al., 2015).

As diversidades taxonômica e funcional foram calculadas considerando as comparações entre as espécies confinadas no tubo de sucção e nas gavetas da comporta vagão. A diversidade taxonômica foi calculada a partir do índice de Simpson, o qual é baseado na abundância de espécies (SIMPSON, 1949). Essa estimativa foi feita com o auxílio do pacote vegan versão 2.6-2 (OKSANEN, 2016). Para o cálculo da diversidade funcional foi utilizada uma matriz de atributos funcionais para cada uma das espécies. Para esse cálculo, foram compilados os dados sobre o peso,

comprimento padrão, comprimento furcal, comprimento total (dados contínuos), estratégia de vida e hábito alimentar (dados categóricos), que revelam dados de história de vida e hábitos alimentares (FROESE; PAULY, 2022). A riqueza funcional (diversidade funcional) para essas espécies (PETCHEY; GASTON, 2002), foi calculada utilizando o pacote BAT versão 2.8.0 (CARDOSO; RIGAL; CARVALHO, 2021).

Na análise da diversidade beta taxonômica e funcional, a diversidade beta taxonômica (TD) foi calculada a partir da matriz de espécies por UG's, utilizando o índice de Bray-Curtis para dados de composição baseados em abundância para cálculo da diversidade beta (BEALS, 1984). A diversidade beta funcional foi determinada a partir de uma matriz de composição funcional (atributos x espécies) e a Community Weight Mean (CWM) para cada atributo em cada assembleia, que consiste na média do atributo das espécies que ocorrem na assembleia, ponderado pela sua abundância relativa (GARNIER et al., 2004). A partir da matriz de CWM foi calculada a diversidade beta funcional a partir da função "beta" do pacote BAT (CARDOSO; RIGAL; CARVALHO, 2021). As funções "beta" e "beta.multi" do pacote BAT (CARDOSO; RIGAL; CARVALHO, 2021) foram aplicadas ao cálculo da média da diversidade beta taxonômica e beta funcional.

Os dados de riqueza, abundância, diversidade taxonômica e funcional foram relacionados através de modelos lineares generalizados (GLMs com distribuição de Poisson para os dados de riqueza e abundância – dados de contagem) e as diferenças na diversidade beta taxonômica e funcional a partir de uma análise de PERMANOVA usando as funções betadisper e adonis2 do pacote vegan versão 2.6-2 (OKSANEN, 2016). As diferenças taxonômicas e funcionais entre as comunidades em relação as casas de força das margens esquerda (CF1) e direita (CF2) foram analisadas pela PERMANOVA. Todas as análises foram feitas em Ambiente R (R CORE TEAM, 2021) e os gráficos foram gerados a partir do pacote ggplot2 (WICKHAM; CHANG; WICKHAM, 2016).

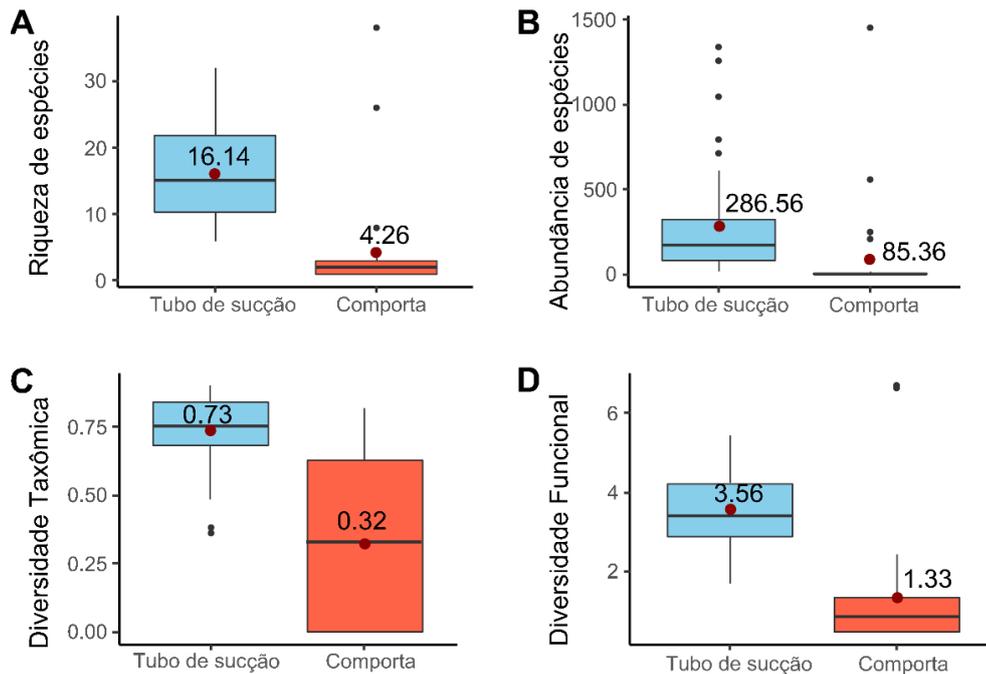
## RESULTADOS

Ao levar em consideração todos os locais de resgate no tubo de sucção e nas gavetas da comporta vagão foram encontradas 146 espécies distintas e 16.889 espécimes. Nos resgates feitos dentro dos tubos de sucção das 50 unidades geradoras foram registradas 59 espécies, com 2.012 espécimes (11,91 %), sendo 18 espécies exclusivas (12,32%). Enquanto que os resgates feitos nas gavetas da comporta vagão, foram registradas 126 espécies com 14.877 espécimes (88,09 %), sendo 87 espécies exclusivas (59,59 %) nesta estrutura externa as unidades geradoras.

Os resultados revelaram que a riqueza de espécies não está distribuída de forma homogênea em relação aos pontos de amostragem. A riqueza observada nos resgates na gaveta da comporta, a qual possui livre acesso a jusante da casa de força é maior quando comparado a região de confinamento no tubo de sucção da unidade geradora (z-valor=-13.98, df= 78,  $p < 0.0001$ , Tabela 1, Figura 3A). A abundância de espécies (z-valor=-56.45, df= 78,  $p < 0.0001$ , Tabela 1, Figura 3B), a diversidade taxonômica (t-valor=-8.049, df= 78,  $p < 0.0001$ , Tabela 1, Figura 2C) e a diversidade funcional (t-valor=-8.198, df= 78,  $p < 0.0001$ , Tabela 1, Figura 2D) nos resgatadas segue o mesmo padrão, com uma maior prevalência de indivíduos presentes nas gavetas da comporta vagão, possibilitando inferir considerável eficiência do procedimento operacional que minimiza o confinamento da ictiofauna no tubo de sucção (MO-COPE-US-67-SH-UG-00002).

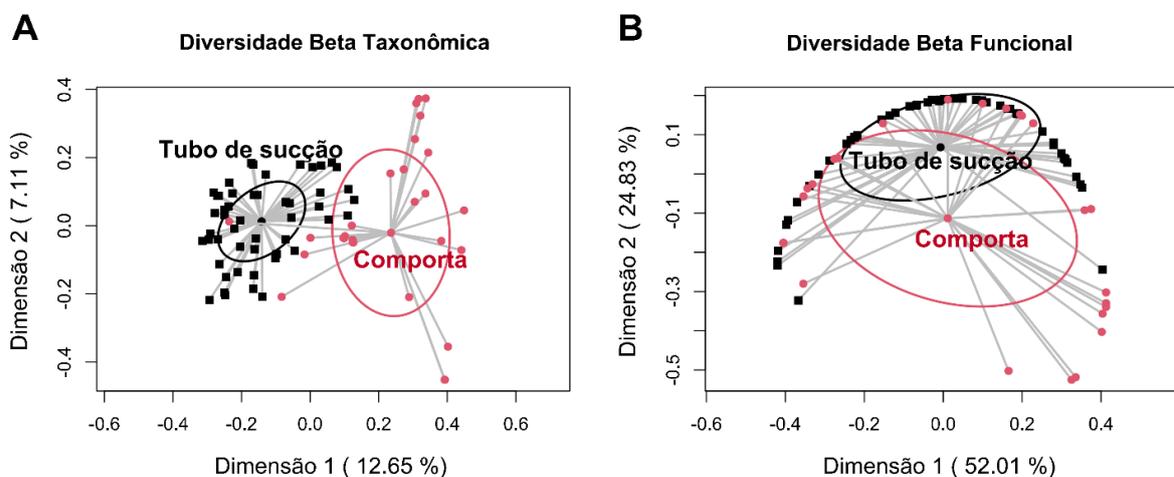
**Tabela 1:** Comparação entre média, mediana e desvio padrão da riqueza, abundância, diversidade taxonômica e funcional em relação ao tubo de sucção e a gaveta da comporta vagão.

<b>Índice</b>	<b>Local</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Desvio padrão</b>
<b>Riqueza</b>	Comporta	16.14	15.00	6.91
	Sucção	4.27	2.00	7.86
<b>Abundância</b>	Comporta	286.56	172.50	306.78
	Sucção	85.37	4.00	282.01
<b>Div. Taxonômica</b>	Comporta	0.73	0.75	0.14
	Sucção	0.32	0.33	0.32
<b>Div. Funcional</b>	Comporta	3.57	3.42	0.89
	Sucção	1.33	0.87	1.55



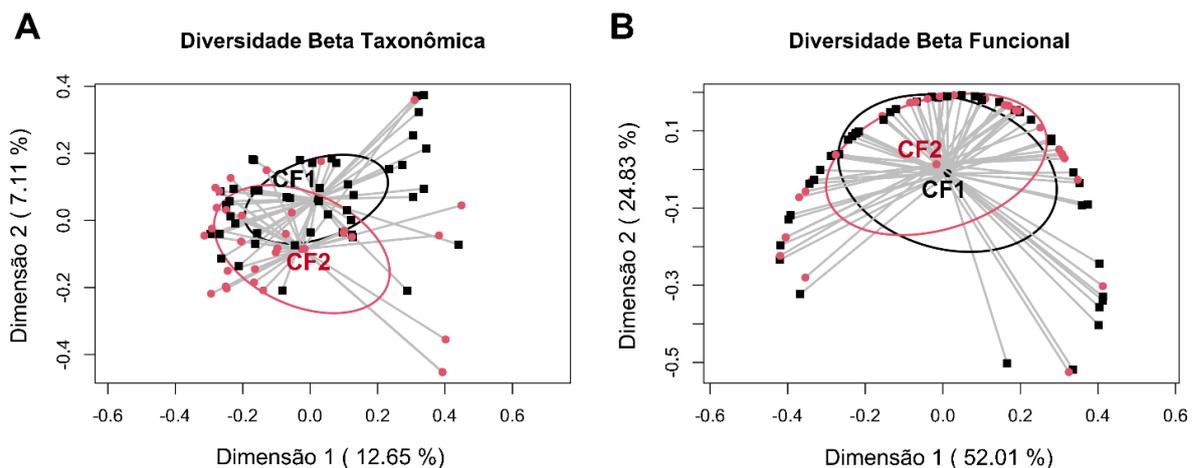
**Figura 3:** Comparação da riqueza (A), abundância (B), diversidade taxonômica (C) e diversidade funcional (D) das espécies resgatadas em relação ao tubo de sucção e a gaveta da comporta vagão.

A diversidade beta taxonômica (Média= 0.84, Desvio padrão = 0.12) foi maior em média do que a diversidade beta funcional (Média= 0.49, Desvio padrão = 1.11), sendo que a diversidade das espécies possui diferenças na composição entre os resgates no tubo de sucção e nas gaveta da comporta ( $F= 6.091$ ,  $df= 78$ ,  $p= 0.01$ , Figura 4A). Além disso, as análises revelam que diferentes atributos funcionais foram encontrados nos distintos locais de resgate, evidenciando uma diversidade funcional nesses locais ( $F= 26.085$ ,  $df= 78$ ,  $p= 0.001$ , Figura 4B).



**Figura 4:** PERMANOVA: comparação da diversidade beta taxonômica (A) e diversidade beta funcional (B) em relação ao tubo de sucção e a gaveta da comporta vagão.

Quando estratificado por unidades geradoras e casas de força, as análises mostram que não há diferença significativa em relação a diversidade funcional ou taxonômica, mostrando que ambas as casas de força nas margens esquerda (CF2) e direita (CF1) são similares entre os atributos avaliados, embora haja diferença entre a abundância e exclusividade de espécies. A diversidade beta taxonômica e funcional em relação entre as casas de forças CF1 e CF2 não indicarão diferenças entre a diversidade beta taxonômica ( $F= 1.361$ ,  $df= 78$ ,  $p= 0.2$ , Figura 5A) e beta funcional ( $F= 0.506$ ,  $df= 78$ ,  $p= 0.5$ , Figura 5A), sendo possível inferir que não existem diferenças em relação as margens direita e esquerda quanto a composição de espécies e ao tipo de atributo que ocorre nesses locais de resgate. Os resgates na CF1 apresentaram 116 espécies, sendo 42 exclusivas e um total de 6.876 espécimes (40,71 %), enquanto que na margem CF2 são 104 espécies, sendo 30 exclusivas e 10.013 espécimes (59,29 %).



**Figura 5:** PERMANOVA: comparação da diversidade beta taxonômica (A) e diversidade beta funcional (B) em relação às margens esquerda (CF2) e direita (CF1) das UG's.

## DISCUSSÃO

Quando utilizadas tecnologias que possam atrair ou favorecer a locomoção das espécies de peixes, no sentido jusante-montante, podem ser observadas mudanças significativas na riqueza e abundância de peixes (PETREMAN; JONES; MILNE, 2014; SHAHRESTANI et al., 2020; SILVA et al., 2018a; TUMMERS et al., 2018). Em relação aos resultados deste trabalho, as espécies migratórias de longa distância sem cuidado parental são as mais representativas no tubo de sucção e nas gavetas da comporta vagão, confirmando que as condições hidrodinâmicas do rio, principalmente a

velocidade do fluxo, bem como a guilda reprodutiva parental, influenciam os padrões de distribuição da ictiofauna e rios neotropicais (MELO-SILVA; DA SILVA; BIALETZKI, 2022). Em contrapartida, as espécies que foram mais expressivas em relação aos registros dos resgates, especialmente dentro do tubo de sucção, são por estratégia de vida migradoras de longa distância sem cuidado parental e pelos hábitos alimentares onívoras, carnívoras ou detritívoras. Isso se justifica pelas características que mais contribuíram para o estabelecimento destas espécies nos locais investigados: ambientes lóticos e habitat dinâmico.

A estrutura do habitat está relacionada com diferentes fatores, como a dinâmica de fluxo e sedimentos, que podem definir o estabelecimento da ictiofauna em diversos ambientes (CARRÉ; BIRON; GASKIN, 2007). Nos rios, sobretudo os neotropicais, muitas são as diferenças dos componentes dos habitats internos, substratos, variáveis de qualidade da água e uso e ocupação do solo que podem influenciar na comunidade de peixes, até mesmo entre margens de um mesmo rio (CARLA et al., 2009; MONTAÑA; WINEMILLER, 2010). Neste sentido, os resultados deste trabalho contribuem com as informações existentes sobre diferenças entre margens de rios descontínuos, como neste caso do rio Madeira, na área imediatamente a jusante do paramento da UHE Jirau. Pois seguem a mesma tendência, com homogeneidade taxonômica e funcional entre as margens direita e esquerda do rio Madeira. Assim, mesmo que por mais diferentes possam ser as mudanças espaciais, variações podem ou não ser verificadas na estruturação ou composição taxonômica, funcional ou genética da ictiofauna em um trecho distinto (KANTEK et al., 2008; LOU; PEREA; DOADRIO, 2021). Visto que quando comparadas a diversidade beta taxonômica e funcional não foi possível verificar diferenças entre as unidades geradoras dispostas nas margens esquerda (CF2) e direita (CF1) do rio madeira, sob influência da UHE Jirau.

Os resultados confirmam que as ordens Siluriformes e Characiformes são as mais ricas e abundantes na região de estudo, sendo este padrão da bacia amazônica descrito por outros estudos (COSTA; OHARA; ALMEIDA, 2017; DE OLIVEIRA; FERREIRA, 2008; GARCIA et al., 2009; QUEIROZ et al., 2013). Entre as espécies registradas no tubo de sucção a *Calophysus macropterus* (Lichtenstein, 1819), conhecida popularmente como barbado ou barba-chata, é uma das espécies mais abundantes entre os Siluriformes resgatados (39,7 %). Esta espécie está amplamente

distribuída na bacia amazônica, altamente abundante nos rios e possui hábito alimentar onívoro (NEGREIROS; PEREIRA; TAVARES-DIAS, 2019; PÉREZ; FABRÉ, 2009). A espécie *Pimelodus blochii* (Valenciennes, 1840), foi registrada no tubo de sucção (7,26 %) e nas gavetas da comporta vagão (22,10 %), sendo uma espécie de comportamento gregário, ativa praticamente em todas as horas do dia, com grande capacidade de dispersão de sementes de frutas e plantas (FROESE; PAULY, 2022; MARCANO et al., 2007; NEGREIROS et al., 2018).

O *Prochilodus nigricans* (Spix & Agassiz, 1829) da ordem dos Characiformes, conhecida como Curimatá, se diferencia das outras principais espécies resgatadas por ser detritívora e ocupar uma grande variedade de habitats dos rios amazônicos. A espécie apresenta elevada capacidade natatória, faz migrações longas para alimentação e reprodução e sua estratégia de vida está relacionada intimamente com as flutuações dos rios (BASTOS et al., 2007; BONILLA-CASTILLO et al., 2018; REIS et al., 2016).

## CONCLUSÕES

Apesar de recente, a avaliação das áreas imediatamente a jusante do reservatório da UHE Jirau no rio Madeira, não indicou mudanças sobre a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em aproximação de suas estruturas. A abundância de espécies e as diversidades taxonômica e funcional mostram menor prevalência de indivíduos no tubo de sucção, evidenciando a importância de estratégias operacionais que minimizem o confinamento da ictiofauna durante paradas de unidades geradoras. A avaliação da diversidade taxonômica e funcional entre as margens direita (CF1) e esquerda (CF2) do rio Madeira, não demonstrou variações nas composições das comunidades.

A incorporação dos atributos funcionais dos peixes nas avaliações das áreas imediatamente a jusante de empreendimentos hidroelétricos possibilita melhor compreensão e descrição das comunidades desses organismos, os quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao programa de P&D em Energia Sustentável no Brasil (ANEEL/PD-06631-0009/2019) e ao programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília (UnB) – Campus Planaltina pelo apoio a este projeto.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016.
- BASTOS, W. R. et al. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, n. 3, p. 341–346, 2007.
- BEALS, E. W. Bray-curtis ordination: An effective strategy for analysis of multivariate ecological data. **Advances in Ecological Research**, v. 14, n. C, p. 1–55, 1984.
- BONILLA-CASTILLO, C. A. et al. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes : Prochilodontidae ) in the Putumayo River. v. 16, n. July, p. 1–12, 2018.
- BURRIDGE, C. P.; WATERS, J. M. Does migration promote or inhibit diversification? A case study involving the dominant radiation of temperate Southern Hemisphere freshwater fishes. **Evolution**, p. 1954–1965, 2020.
- CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C. **BAT: Biodiversity Assessment Tools. R package version 2.4. 2.**, 2021.
- CARLA, F. et al. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail ( Typhaceae , Angiospermae ) stands in Southeast Brazil. v. 7, n. 2, p. 241–250, 2009.
- CARRÉ, D. M.; BIRON, P. M.; GASKIN, S. J. Flow dynamics and bedload sediment transport around paired deflectors for fish habitat enhancement : a field study in the Nicolet River 1. 2007.
- COSTA, I. D.; OHARA, W. M.; ALMEIDA, M. Peixes da Reserva Biológica do Jaru, drenagem do rio Machado, bacia do rio Madeira, Estado de Rondônia, norte do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. 1–9, 2017.
- DE OLIVEIRA, E. C.; FERREIRA, E. J. G. Spawning areas, dispersion and microhabitats of fish larvae in the Anavilhanas Ecological Station, rio Negro, Amazonas State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 559–566, 2008.

EGG, L. T. A. **Fish behavior and movement in front of hydropower plants and hydro engineering installations.** [s.l.] München, 2020.

FREITAS, M. A. V.; SOITO, J. L. S. Energia e Recursos Hídricos. p. 177–217, 2008.

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. **World Wide Web electronic publication**, p. 2022, 2022.

GARCIA, A. et al. Patterns of commercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 35, n. 1, p. 53–67, 2009.

GARNIER, E. et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2630–2637, 2004.

HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v. 29, p. 253–268, 1999.

JUNHO, R. **Migrações ascendentes de peixes neotropicais e hidrelétricas: Proteção a jusante de turbinas e vertedouros e sistemas de transposição.** [s.l.: s.n.].

KANTEK, L. D. Z. et al. Population analysis of a chromosome polymorphism in *Astyanax* (Teleostei, Characiformes) species endemic to the Iguazu River. v. 1, p. 239–242, 2008.

LOU, A. C.; PEREA, S.; DOADRIO, I. High genetic differentiation in the endemic and endangered freshwater fish *Achondrostoma salmantinum* Doadrio and Elvira, 2007 from Spain, as revealed by mitochondrial and SNP markers. **Conservation Genetics**, v. 22, n. 4, p. 585–600, 2021.

MARCANO, D. et al. Seasonal reproductive biology of two species of freshwater catfish from the Venezuelan floodplains. **General and Comparative Endocrinology**, v. 153, n. 1–3, p. 371–377, 2007.

MATTHEWS, W. J. et al. Disturbance and trajectory of change in a stream fish community over four decades. **Oecologia**, v. 173, n. 3, p. 955–969, 2013.

MELO-SILVA, M.; DA SILVA, J. C.; BIALETZKI, A. Community structure of fish larvae in different biotopes of a neotropical river. **Community Ecology**, v. 23, n. 1, p. 1–12, 2022.

MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. n. 1988, p. 216–227, 2010.

MUNIZ, C. M. et al. Spatial and environmental factors predict the composition of non-native fish assemblages in Neotropical reservoirs. **Biological Invasions**, v. 22, n. 2, p. 499–508, 2020a.

- MUNIZ, C. M. et al. Chronological age and reservoir characteristics as predictors of trait composition in Neotropical reservoir fish assemblages. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 29, n. 2, p. 241–251, 2020b.
- NEGREIROS, L. P. et al. Community structure of metazoan parasites from *Pimelodus blochii* in two rivers of the Western Brazilian Amazon: same seasonal traits, but different anthropogenic impacts. **Parasitology Research**, v. 117, n. 12, p. 3791–3798, 2018.
- NEGREIROS, L. P.; PEREIRA, F. B.; TAVARES-DIAS, M. Metazoan parasites of *Calophysus macropterus* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Acre and Iaco rivers in the western Amazon region of Brazil: diversity, similarity and seasonal variation. **Journal of Natural History**, v. 53, n. 23–24, p. 1465–1479, 2019.
- NUNES, M. U. S.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. Fishers' local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river. **Hydrobiologia**, v. 833, n. 1, p. 197–215, 2019.
- NYQVIST, D. et al. Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 331–343, 2017.
- OKSANEN, J. ET AL. **Community Ecology Package. v 2.0. 7.**, 2016.
- PEREIRA, H. R. et al. Long-term responses of fish diversity to river regulation: a multi-metric approach. **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, n. 1, p. 71–84, 2021.
- PÉREZ, A.; FABRÉ, N. N. Seasonal growth and life history of the catfish *Calophysus macropterus* ( Lichtenstein , 1819 ) ( Siluriformes : Pimelodidae ) from the Amazon floodplain. v. 25, p. 343–349, 2009.
- PERÔNICO, P. B. et al. Community reassembly after river regulation : rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. **Hydrobiologia**, v. 867, n. 2, p. 519–533, 2019.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity ( FD ), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402–411, 2002.
- PETITGAS, P.; LEVENEZ, J. J. Spatial organization of pelagic fish: Echogram structure, spatio-temporal condition, and biomass in Senegalese waters. **ICES Journal of Marine Science**, v. 53, n. 2, p. 147–153, 1996.
- PETREMAN, I. C.; JONES, N. E.; MILNE, S. W. Observer bias and subsampling efficiencies for estimating the number of migrating fish in rivers using Dual-frequency IDentification SONar (DIDSON). **Fisheries Research**, v. 155, p. 160–167, 2014.
- QUEIROZ, L. J. DE et al. **Peixes do rio Madeira**. [s.l: s.n.]. v. II

R CORE TEAM, R. D. C. **A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria, 2021.**

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 12–47, 2016.

SHAHRESTANI, S. et al. Development of active numerating side-scan for a high-density overwintering location for endemic shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*) in the Saint John River, New Brunswick. **Fisheries Research**, v. 227, n. May, p. 160–167, 2020.

SILVA, A. T. et al. The future of fish passage science, engineering, and practice. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 2, p. 340–362, 2018a.

SILVA, A. B. DA et al. Technology Management with Focus on Fish Transposition System (FTS). **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 5, n. 9, p. 222–239, 2018b.

SILVA, F. N. A. **Efeito de campo elétrico no comportamento de peixes brasileiros e estudo de barreira elétrica como mecanismo de controle de movimentação de peixes.** [s.l: s.n.].

SILVA, T. M.; FIGUEIREDO, W. S.; ZARA, L. F. Hydraulic flow rate increase maneuver for ichthyofauna repulsion in bulb-type generating units – Jirau Hydroelectric Power Plant. v. 17, 2021.

SIMPSON, E. H. Measurment of Diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688, 1949.

THÉRY, H.; MELLO-THÉRY, N. A. O sistema elétrico brasileiro. **Open Edition Jornals - Confins**, 2016.

TUMMERS, J. S. et al. Enhancing the upstream passage of river lamprey at a microhydropower installation using horizontally-mounted studded tiles. **Ecological Engineering**, v. 125, n. July, p. 87–97, 2018.

VAŠEK, M. et al. Fish community response to the longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley reservoirs: Implications for ecological monitoring and management. **Ecological Indicators**, v. 63, p. 219–230, 2016.

WICKHAM, H.; CHANG, W.; WICKHAM, M. H. Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. **Package ‘ggplot2’**, v. 2, n. 1, p. 1–189, 2016.

WINEMILLER, K. O. et al. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. **Ecology Letter**, v. 18, p. 737–751, 2015.

### 3. CONCLUSÃO GERAL

A utilização de novas tecnologias integrando sistema hidroacústico dedicados a avaliação em tempo real da ictiofauna e manobras operativas de elevação da velocidade do fluxo hidráulico em turbina do tipo bulbo, demonstrou elevada eficiência na minimização do confinamento da ictiofauna nos tubos de sucção contribuindo para proteção da ictiofauna em empreendimentos hidrelétricos. Especialmente quando relacionados os atributos taxonômicos e funcionais, além de associar a variação dos períodos hidrológicos como norteador para melhores práticas durante o período chuvoso (águas altas) que coincide com o período de reprodução da maioria das espécies migratórias.

A avaliação prévia da densidade populacional de peixe nesta região, auxilia na tomada de decisões quanto a programação das paradas de unidades geradoras diminuindo o confinamento de peixes no tubo de sucção e conseqüentemente minimizando os impactos negativos a ictiofauna.

A partir disso e apesar de recente, a avaliação das áreas imediatamente a jusante do reservatório da UHE Jirau no rio Madeira, não indicou mudanças sobre a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em aproximação de suas estruturas. A abundância de espécies e as diversidades taxonômica e funcional mostram menor prevalência de indivíduos no tubo de sucção, evidenciando a importância de estratégias operacionais que minimizem o confinamento da ictiofauna durante paradas de unidades geradoras. A avaliação da diversidade taxonômica e funcional entre as margens direita (CF1) e esquerda (CF2) do rio Madeira, não demonstrou variações nas composições das comunidades.

A incorporação dos atributos funcionais dos peixes nas avaliações das áreas imediatamente a jusante de empreendimentos hidroelétricos possibilita melhor compreensão e descrição das comunidades desses organismos, os quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética.

#### 4. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

- AGOSTINHO, A. A. et al. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14, n. 1, p. 11–19, 2004.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016.
- ANDRADE, A. L.; SANTOS, M. A. RAZÕES E CRITÉRIOS PARA DEFINIÇÃO DA VIABILIDADE AMBIENTAL DE HIDRELÉTRICAS NO BRASIL. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade – GeAS**, v. 7, p. 284–299, 2018.
- ANDRADE, E. S.; ARAÚJO, J. C. Medidas mitigadoras dos impactos ambientais causados por usinas hidrelétricas sobre peixes (Mitigating measures for environmental impacts caused by hydroelectric usine on fish). **Redvet**, v. XII, n. 3, 2011.
- ANSAR, A. et al. Should we build more large dams? The actual costs of hydropower megaproject development. **Energy Policy**, v. 69, p. 43–56, 2014.
- ARANTES, C. C. et al. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2019.
- ARCHER, L. C. et al. Food and temperature stressors have opposing effects in determining flexible migration decisions in brown trout (*Salmo trutta*). **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2878–2896, 2020.
- ATKINS, E. Contesting the ‘greening’ of hydropower in the Brazilian Amazon. **Political Geography**, v. 80, n. April, p. 102179, 2020.
- BACELLAR, A. A.; ROCHA, B. R. P. Wood-fuel biomass from the Madeira River : A sustainable option for electricity production in the Amazon region. v. 38, p. 5004–5012, 2010.
- BALL, B. A. et al. Direct and Terrestrial Vegetation-mediated Effects of Environmental Change on Aquatic Ecosystem Processes. **BioScience**, v. 60, n. 8, p. 590–601, set. 2010.
- BASTOS, W. R. et al. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, n. 3, p. 341–346, 2007.
- BEALS, E. W. Bray-curtis ordination: An effective strategy for analysis of multivariate ecological data. **Advances in Ecological Research**, v. 14, n. C, p. 1–55, 1984.
- BEZERRA-NETO, J. F.; BRIGHENTI, L. S.; PINTO-COELHO, R. M. Implementation of hydroacoustic for a rapid assessment of fish spatial distribution at a Brazilian Lake - Lagoa Santa, MG. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 91–98, 2013.
- BONILLA-CASTILLO, C. A. et al. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes : Prochilodontidae ) in the Putumayo River. v. 16, n. July, p. 1–12, 2018.
- BONISŁAWSKA, M. The effect of water salinity on the motility of spermatozoa of the brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Actinopterygii: Salmoniformes: Salmonidae). **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 45, n. 2, p. 143–151, 2015.

- BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 5, p. 533, 2005.
- BOWEN, M. D. et al. Volume 11 Empirical and Experimental Analyses of Secondary Louver Efficiency at the Tracy Fish Collection Facility : March 1996 to November 1997. v. 11, n. November 1997, 2004.
- BRASIL. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Anuário Estatístico de Energia Elétrica**. [s.l: s.n.].
- BRASIL, M. DE M. E E. Empresa De P Esquisa E Nergética – Epe. p. 447, 2019.
- BRISMAR, A. Attention to impact pathways in EISs of large dam projects. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 24, n. 1, p. 59–87, 2004.
- BUCKUP, P. A.; SANT, M.; GHAZZI, A. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. [s.l: s.n.].
- BURRIDGE, C. P. et al. Food and temperature stressors have opposing effects in determining flexible migration decisions in brown trout (*Salmo trutta*). **Hydrobiologia**, v. 26, n. 1, p. 21–38, 2018.
- BURRIDGE, C. P.; WATERS, J. M. Does migration promote or inhibit diversification? A case study involving the dominant radiation of temperate Southern Hemisphere freshwater fishes. **Evolution**, p. 1954–1965, 2020.
- CADA, G. F.; SALE, M. J. Status of Fish Passage Facilities at Nonfederal Hydropower Projects. **Fisheries**, v. 18, n. 7, p. 13–19, 2011.
- CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C. **BAT: Biodiversity Assessment Tools. R package version 2.4. 2.**, 2021.
- CARLA, F. et al. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail ( Typhaceae , Angiospermae ) stands in Southeast Brazil. v. 7, n. 2, p. 241–250, 2009.
- CARRÉ, D. M.; BIRON, P. M.; GASKIN, S. J. Flow dynamics and bedload sediment transport around paired deflectors for fish habitat enhancement : a field study in the Nicolet River 1. 2007.
- CELLA-RIBEIRO, A. et al. Temporal fish community responses to two cascade run-of-river dams in the Madeira River, Amazon basin. **Ecohydrology**, v. 10, n. 8, p. 1–11, 2017.
- CHEA, R. et al. Impact of seasonal hydrological variation on tropical fish assemblages: abrupt shift following an extreme flood event. **Ecosphere**, v. 11, n. 12, 2020.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Phylogenetic and functional diversities: New approaches to community Ecology. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.
- COCHRANE, S. M. V. et al. Landsat-based analysis of mega dam flooding impacts in the Amazon compared to associated environmental impact assessments: Upper Madeira River example 2006–2015. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 7, n. September 2016, p. 1–8, 2017.
- CORREA, S. W. **Reanálise hidrológica: Estudo de caso da Bacia Amazônica**. [s.l: s.n.].
- COSTA, I. D.; OHARA, W. M.; ALMEIDA, M. Peixes da Reserva Biológica do Jarú,

drenagem do rio Machado, bacia do rio Madeira, Estado de Rondônia, norte do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. 1–9, 2017.

COUTANT, C. C. Thermal preference: when does an asset become a liability? **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, n. 3, p. 161–172, 1987.

DAS, M. K. et al. Impact of temperature and rainfall alterations on spawning behaviour of Indian major carps and consequence on fishers income in Odisha . IMPACT OF TEMPERATURE AND RAINFALL ALTERATIONS ON SPAWNING BEHAVIOUR OF INDIAN MAJOR CARPS AND CONSEQUENCE ON FISHERS . n. January, 2012.

DE ANDRADE, F. et al. Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 723–730, 2012.

DE OLIVEIRA, E. C.; FERREIRA, E. J. G. Spawning areas, dispersion and microhabitats of fish larvae in the Anavilhanas Ecological Station, rio Negro, Amazonas State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 559–566, 2008.

DEY, S. et al. Impact of Climate Change on the Breeding of Indian Major Carps in West Bengal. v. 39, n. 1, p. 26–34, 2007.

DIAS, M. F.; MAROJA, A. D. M.; GARAVELLI, S. L. Sistema para repulsão de ictiofauna em hidroelétricas brasileiras. **XVI FÓRUM AMBIENTAL ALTA PAULISTA**, p. 1654–1666, 2020.

EDUARDO, L. N. et al. Identifying key habitat and spatial patterns of fish biodiversity in the tropical Brazilian continental shelf. **Continental Shelf Research**, v. 166, p. 108–118, 2018.

EGG, L. T. A. **Fish behavior and movement in front of hydropower plants and hydro engineering installations**. [s.l.] München, 2020.

ESBR. **Energia Sustentável do Brasil**.

FEARNSIDE, P. M. Viewpoint-decision making on amazon dams: Politics trumps uncertainty in the madeira river sediments controversy. **Water Alternatives**, v. 6, n. 2, p. 313–325, 2013.

FEARNSIDE, P. M. **Hidrelétricas na Amazônia**. [s.l: s.n.]. v. 3

FINER, M.; JENKINS, C. N. Proliferation of hydroelectric dams in the andean amazon and implications for andes-amazon connectivity. **PLoS ONE**, v. 7, n. 4, p. 1–9, 2012.

FRANCISCO, F.; SUNDBERG, J. Detection of visual signatures of marine mammals and fish within marine renewable energy farms using multibeam imaging sonar. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 7, n. 2, 2019.

FREIRE, M. M. et al. Biomarcadores Na Avaliação Da Saúde Ambiental Dos Ecosistemas Aquáticos. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 03, p. 347–354, 2008.

FREITAS, M. A. V.; SOITO, J. L. S. Energia e Recursos Hídricos. p. 177–217, 2008.

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. **World Wide Web electronic publication**, p. 2022, 2022.

GARCIA, A. et al. Patterns of commercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 35, n. 1,

p. 53–67, 2009.

GARNIER, E. et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2630–2637, 2004.

GRAHAM, C. T.; HARROD, C. Implications of climate change for the fishes of the British Isles. **Journal of Fish Biology**, v. 74, n. 6, p. 1143–1205, 2009.

HARTMAN, K. J. et al. Verification of Hydroacoustic Estimates of Fish Abundance in Ohio River Lock Chambers. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 20, n. 4, p. 1049–1056, 2000.

HAUSER, M. et al. Shedding light on the migratory patterns of the Amazonian goliath catfish, *Brachyplatystoma platynemum*, using otolith  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  analyses. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, n. 3, p. 397–408, 2019.

HEDGEPEETH, J. et al. Hydroacoustic estimation of fish biomass in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, 2000.

HELMINEN, J.; DAUPHIN, G. J. R.; LINNANSAARI, T. Length measurement accuracy of adaptive resolution imaging sonar and a predictive model to assess adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) into two size categories with long-range data in a river. **Journal of Fish Biology**, n. April, 2020.

HERTZ, M. et al. Investigating fish migration, mortality, and physiology to improve conservation planning of anadromous salmonids: A case study on the endangered north sea houting (*Coregonus oxyrinchus*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 97, n. 12, p. 1126–1136, 2019.

HOBBS, D.; BIGOT, M.; SMITH, R. E. W. Rio Doce Acoustic Surveys of Fish Biomass and Aquatic Habitat. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 615–621, 2020.

HOES, O. A. C. et al. Systematic high-resolution assessment of global hydropower potential. **PLoS ONE**, v. 12, n. 2, p. 1–10, 2017.

HOLBROOK, B. V.; STAPLES, D. F. Hydroacoustic assessment of inland salmonid populations. n. June, 2013.

HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v. 29, p. 253–268, 1999.

ICMBIO. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. [s.l.: s.n.].

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, I. **World Energy Outlook**. [s.l.: s.n.].

ISAAK, D. J. et al. Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest U.S. from 1980-2009 and implications for salmonid fishes. **Climatic Change**, v. 113, n. 2, p. 499–524, 2012.

JONSSON, B.; JONSSON, N. Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. **Journal of Fish Biology**, v. 74, n. 3, p. 621–638, 2009.

JUNHO, R. **Migrações ascendentes de peixes neotropicais e hidrelétricas: Proteção a jusante de turbinas e vertedouros e sistemas de transposição**. [s.l.: s.n.].

JÚNIOR, J. L. S.; TOMASELLA, J.; RODRIGUEZ, D. A. Impacts of future climatic

and land cover changes on the hydrological regime of the Madeira River basin. **Climatic Change**, v. 129, n. 1–2, p. 117–129, 2015.

KANTEK, L. D. Z. et al. Population analysis of a chromosome polymorphism in *Astyanax* (Teleostei, Characiformes) species endemic to the Iguazu River. v. 1, p. 239–242, 2008.

KARNATAK, G. et al. Understanding the role of climatic and environmental variables in gonadal maturation and spawning periodicity of spotted snakehead, *Channa punctata* (Bloch, 1793) in a tropical floodplain wetland, India. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, n. 4, p. 595–607, 2018.

KIBLER, K. M.; TULLOS, D. D. Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. **Water Resources Research**, v. 49, n. 6, p. 3104–3118, 2013.

KOUGIAS, I. et al. Analysis of emerging technologies in the hydropower sector. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 113, n. June, p. 109257, 2019.

KRABBENHOFT, T. J.; PLATANIA, S. P.; TURNER, T. F. Interannual variation in reproductive phenology in a riverine fish assemblage: Implications for predicting the effects of climate change and altered flow regimes. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 8, p. 1744–1754, 2014.

KUSMA, C. M.; FERREIRA, F. W. Mecanismo de transposição de peixes de pequena central hidrelétrica. **Ciencia Rural**, v. 40, n. 1, p. 1–6, 2010.

LALIBERTE, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

LANGFELDER, P.; HORVATH, S. Fast R functions for robust correlations and hierarchical clustering. **Journal of Statistical Software**, v. 46, n. 11, p. 1–17, 2012.

LANKOWICZ, K. M. et al. Sonar imaging surveys fill data gaps in forage fish populations in shallow estuarine tributaries. **Fisheries Research**, v. 226, n. December 2019, p. 105520, 2020.

LASSALA, M. D. P.; RENESTO, E. Reproductive strategies and genetic variability in tropical freshwater fish. **Genetics and Molecular Biology**, v. 30, n. 3, p. 690–697, 2007.

LAWSON, K. M. et al. Semiautomated Process for Enumeration of Fishes from Recreational-Grade Side-Scan Sonar Imagery. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 40, n. 1, p. 75–83, 2020.

LI, D. et al. Examining Water Area Changes Accompanying Dam Construction in the Madeira River in the Brazilian Amazon. **Water**, v. 12, n. 1921, 2020.

LOU, A. C.; PEREA, S.; DOADRIO, I. High genetic differentiation in the endemic and endangered freshwater fish *Achondrostoma salmantinum* Doadrio and Elvira, 2007 from Spain, as revealed by mitochondrial and SNP markers. **Conservation Genetics**, v. 22, n. 4, p. 585–600, 2021.

LOURES, R. C.; GODINHO, A. L. **Avaliação de risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas**. [s.l: s.n.]. v. 5

LUIZ, C. et al. Análise de possibilidade de expansão das Pequenas Centrais Hidroelétricas no Brasil: um estudo dos limitantes e potencialidades da cadeia produtiva à luz da sustentabilidade maior simplicidade na concepção e na operação

e. v. 37, p. 47–72, 2016.

LYONS, J. et al. Trends in the reproductive phenology of two great lakes fishes. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 144, n. 6, p. 1263–1274, 2015.

MARCANO, D. et al. Seasonal reproductive biology of two species of freshwater catfish from the Venezuelan floodplains. **General and Comparative Endocrinology**, v. 153, n. 1–3, p. 371–377, 2007.

MARQUES, É. T.; GUNKEL, G. Management of Tropical River Basins and Reservoirs under Water Stress : Experiences from Northeast Brazil. 2019.

MASON, D. M. et al. Hydroacoustic Estimates of Abundance and Spatial Distribution of Pelagic Prey Fishes in Western Lake Superior. **Journal of Great Lakes Research**, v. 31, n. 4, p. 426–438, jan. 2005.

MATTHEWS, W. J. et al. Disturbance and trajectory of change in a stream fish community over four decades. **Oecologia**, v. 173, n. 3, p. 955–969, 2013.

MCMANAMAY, R. A. et al. Evidence-based indicator approach to guide preliminary environmental impact assessments of hydropower development. **Journal of Environmental Management**, v. 265, n. April, p. 110489, 2020.

MELO-SILVA, M.; DA SILVA, J. C.; BIALETZKI, A. Community structure of fish larvae in different biotopes of a neotropical river. **Community Ecology**, v. 23, n. 1, p. 1–12, 2022.

MELO, T.; TORRENTE-VILARA, G.; RÖPKE, C. P. Flipped reducetarianism: A vegan fish subordinated to carnivory by suppression of the flooded forest in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 435, n. December 2018, p. 138–143, 2019.

MENDES, C. A. B.; BELUCO, A.; CANALES, F. A. Some important uncertainties related to climate change in projections for the Brazilian hydropower expansion in the Amazon. **Energy**, v. 141, p. 123–138, 2017.

MERG, M. L. et al. Modeling diadromous fish loss from historical data: Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios. **PLoS ONE**, v. 15, n. 7 July, p. 1–26, 2020.

MÉRIGOUX, S.; PONTON, D. Spatio-temporal distribution of young fish in tributaries of natural and flow-regulated sections of a neotropical river in French Guiana. **Freshwater Biology**, v. 42, n. 1, p. 177–198, 1999.

MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. n. 1988, p. 216–227, 2010.

MORAN, E. F. et al. Sustainable hydropower in the 21st century. 2018.

MORETTO, E. M. et al. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: A antiga e atual fronteira amazônica. **Ambiente e Sociedade**, v. 15, n. 3, p. 141–164, 2012.

MUNIZ, C. M. et al. Chronological age and reservoir characteristics as predictors of trait composition in Neotropical reservoir fish assemblages. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 29, n. 2, p. 241–251, 2020a.

MUNIZ, C. M. et al. Spatial and environmental factors predict the composition of non-

- native fish assemblages in Neotropical reservoirs. **Biological Invasions**, v. 22, n. 2, p. 499–508, 2020b.
- MURCHY, K. A. et al. Potential implications of acoustic stimuli as a non-physical barrier to silver carp and bighead carp. **Fisheries Management and Ecology**, v. 24, n. 3, p. 208–216, 2017.
- NEGREIROS, L. P. et al. Community structure of metazoan parasites from *Pimelodus blochii* in two rivers of the Western Brazilian Amazon: same seasonal traits, but different anthropogenic impacts. **Parasitology Research**, v. 117, n. 12, p. 3791–3798, 2018.
- NEGREIROS, L. P.; PEREIRA, F. B.; TAVARES-DIAS, M. Metazoan parasites of *Calophysus macropterus* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Acre and Iaco rivers in the western Amazon region of Brazil: diversity, similarity and seasonal variation. **Journal of Natural History**, v. 53, n. 23–24, p. 1465–1479, 2019.
- NILSSON, C. et al. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, v. 308, n. April, p. 405–408, 2005.
- NOATCH, M. R.; SUSKI, C. D. Non-physical barriers to deter fish movements. **Environmental Reviews**, v. 20, n. 1, p. 71–82, 2012.
- NUDDS, R. L. et al. Extreme temperature combined with hypoxia, affects swimming performance in brown trout (*Salmo trutta*). **Conservation Physiology**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2020.
- NUNES, M. U. S.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. Fishers' local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river. **Hydrobiologia**, v. 833, n. 1, p. 197–215, 2019.
- NYQVIST, D. et al. Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 331–343, 2017.
- OKSANEN, J. ET AL. **Community Ecology Package. v 2.0. 7.**, 2016.
- ORSI, M. L.; BRITTON, J. R. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. **Journal of Fish Biology**, v. 84, n. 6, p. 1964–1970, 2014.
- OTA. Fish Passage Technologies : Protection at Hydropower Facilities. **Washington, DC: U.S. Government Printing Office**, n. September, p. 173, 1995.
- PANKHURST, N. W.; KING, H. R. Temperature and salmonid reproduction: Implications for aquaculture. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 1, p. 69–85, 2010.
- PEASE, A. A. et al. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 5, p. 1060–1075, 2012.
- PELICICE, F. M. et al. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 6, p. 1119–1133, 2017.
- PELICICE, F. M.; POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 4, p. 697–715, 2015.
- PEREIRA, H. R. et al. Research on dams and fishes: determinants, directions, and gaps in the world scientific production. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 2, p. 579–592,

2019.

PEREIRA, H. R. et al. Long-term responses of fish diversity to river regulation: a multi-metric approach. **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, n. 1, p. 71–84, 2021.

PÉREZ, A.; FABRÉ, N. N. Seasonal growth and life history of the catfish *Calophysus macropterus* ( Lichtenstein , 1819 ) ( Siluriformes : Pimelodidae ) from the Amazon floodplain. v. 25, p. 343–349, 2009.

PERÔNICO, P. B. et al. Community reassembly after river regulation : rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. **Hydrobiologia**, v. 867, n. 2, p. 519–533, 2019.

PERRY, R. W. et al. USING A NON-PHYSICAL BEHAVIOURAL BARRIER TO ALTER MIGRATION ROUTING OF JUVENILE CHINOOK SALMON IN THE SACRAMENTO–SAN JOAQUIN RIVER DELTA. **River Research and Applications**, v. 30, n. January, p. 132–133, 2014.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity ( FD ), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402–411, 2002.

PETESSE, M. L.; PETRERE, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109–116, 2012.

PETITGAS, P.; LEVENEZ, J. J. Spatial organization of pelagic fish: Echogram structure, spatio-temporal condition, and biomass in Senegalese waters. **ICES Journal of Marine Science**, v. 53, n. 2, p. 147–153, 1996.

PETREMAN, I. C.; JONES, N. E.; MILNE, S. W. Observer bias and subsampling efficiencies for estimating the number of migrating fish in rivers using Dual-frequency IDentification SONar (DIDSON). **Fisheries Research**, v. 155, p. 160–167, 2014.

PHILIBERT, C. et al. **Technology Roadmap - Hydropower**. [s.l: s.n.].

PHILIPPSEN, J. S. et al. Assessing fishing impacts in a tropical reservoir through an ecosystem modeling approach. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 29, n. 1, p. 125–146, 2019.

PIPER, A. T. et al. The impact of an Archimedes screw hydropower turbine on fish migration in a lowland river. **Ecological Engineering**, v. 118, n. August 2017, p. 31–42, 2018.

POFF, N. L. R. et al. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 14, p. 5732–5737, 2007.

POLLOM, R. A.; ROSE, G. A. Size-based hydroacoustic measures of within-season fish abundance in a boreal freshwater ecosystem. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, 2015.

QUEIROZ, L. J. DE et al. **Peixes do rio Madeira**. [s.l: s.n.]. v. II

R CORE TEAM, R. D. C. **A language and environment for statistical computing**. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna**. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria, 2021.

RAO, R. Diversity and Dissimilarity: a unified approach. **Theoretical population biology**, v. 21, n. 1, p. 24–43, 1982.

- REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 12–47, 2016.
- REZNICK, D.; BAXTER, R. J. Long-term Studies of Tropical Stream Fish Communities: The Use of Field Notes and Museum Collections to Reconstruct Communities of the Past. **American Zoology**, v. 34, p. 452–462, 1994.
- RODE, J. et al. Ethical Analysis for Evaluating Sustainable Business Decisions: The Case of Environmental Impact Evaluation in the Inambari Hydropower Project. p. 10343–10364, 2015.
- SÁNCHEZ-PÉREZ, A. et al. Functional response of fish assemblage to multiple stressors in a highly regulated Mediterranean river system. **The Science of the total environment**, v. 730, p. 138989, 2020.
- SANTOS, C. O. R. DOS et al. As barragens hidrelétricas e os conflitos socioambientais na Amazônia. **Multidisciplinary Reviews**, v. 1, n. March 2020, p. e2018005, 2019.
- SASAKI, T. et al. Two-Phase Functional Redundancy in Plant Communities along a Grazing Gradient in Mongolian Rangelands Author ( s ): Takehiro Sasaki , Satoru Okubo , Tomoo Okayasu , Undarmaa Jamsran , Toshiya Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/25592785> REFERENCES Li. v. 90, n. 9, p. 2598–2608, 2009.
- SCHILT, C. R. Developing fish passage and protection at hydropower dams. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 104, n. 3–4, p. 295–325, 2007.
- SCHMIDT, M. B.; TUHTAN, J. A.; SCHLETTNER, M. Hydroacoustic and pressure turbulence analysis for the assessment of fish presence and behavior upstream of a vertical trash rack at a run-of-river hydropower plant. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 8, n. 10, p. 1723, 2018.
- SEMERTZIDIS, T.; SPATARU, C.; BLEISCHWITZ, R. Cross-sectional Integration of the Water-energy Nexus in Brazil. p. 114–128, 2018.
- SHAHNAWAZ, A. et al. Fish diversity with relation to water quality of Bhadra River of Western Ghats (INDIA). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 161, n. 1–4, p. 83–91, 2010.
- SHAHRESTANI, S. et al. Development of active numerating side-scan for a high-density overwintering location for endemic shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*) in the Saint John River, New Brunswick. **Fisheries Research**, v. 227, n. May, p. 160–167, 2020.
- SILVA, A. T. et al. The future of fish passage science, engineering, and practice. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 2, p. 340–362, 2018a.
- SILVA, A. B. DA et al. Technology Management with Focus on Fish Transposition System (FTS). **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 5, n. 9, p. 222–239, 2018b.
- SILVA, F. N. A. **Efeito de campo elétrico no comportamento de peixes brasileiros e estudo de barreira elétrica como mecanismo de controle de movimentação de peixes.** [s.l: s.n.].
- SILVA, T. M.; FIGUEIREDO, W. S.; ZARA, L. F. Hydraulic flow rate increase maneuver for ichthyofauna repulsion in bulb-type generating units – Jirau Hydroelectric Power Plant. v. 17, 2021.

- SIMPSON, E. H. Measurement of Diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688, 1949.
- SOLOMON, A. A. et al. How much energy storage is needed to incorporate very large intermittent renewables? **Energy Procedia**, v. 135, p. 283–293, 2017.
- SOUZA-CRUZ-BUENAGA, F. V. A. et al. Environmental impacts of a reduced flow stretch on hydropower plants. **Brazilian Journal of Biology**, v. 79, n. 3, p. 470–487, 2019.
- SOUZA, C. A. DE et al. Damming interacts with the flood pulse to alter zooplankton communities in an Amazonian river. n. February, p. 1–14, 2019.
- STANFORD, J. A.; WARD, J. V. Revisiting the serial discontinuity concept. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 17, n. 45, p. 303–310, 2001.
- TAFT, E. P. Fish protection technologies: A status report. **Environmental Science and Policy**, v. 3, n. SUPPL. 1, p. 349–359, 2000.
- TALLIS, H. et al. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 55, p. 21–34, 2015.
- THÉRY, H.; MELLO-THÉRY, N. A. O sistema elétrico brasileiro. **Open Edition Journals - Confins**, 2016.
- TUDA, P. M.; WOLFF, M. Comparing an ecosystem approach to single-species stock assessment: The case of Gazi Bay, Kenya. **Journal of Marine Systems**, v. 184, n. 2017, p. 1–14, 2018.
- TUMMERS, J. S. et al. Enhancing the upstream passage of river lamprey at a microhydropower installation using horizontally-mounted studded tiles. **Ecological Engineering**, v. 125, n. July, p. 87–97, 2018.
- VAN KEEKEN, O. A. et al. Behavioural responses of eel (*Anguilla anguilla*) approaching a large pumping station with trash rack using an acoustic camera (DIDSON). **Fisheries Management and Ecology**, n. December 2019, p. 1–8, 2020.
- VARI, R. P.; MALABARBA, L. R. Neotropical Ichthyology : An Overview. v. 1870, n. January 1998, 2015.
- VAŠEK, M. et al. Fish community response to the longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley reservoirs: Implications for ecological monitoring and management. **Ecological Indicators**, v. 63, p. 219–230, 2016.
- VILLARROYA, A.; BARROS, A. C.; KIESECKER, J. Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. **PLoS ONE**, v. 9, n. 9, 2014.
- WALKER, D. J. Habitat and Population Assessments of the Lake Sturgeon *Acipenser fulvescens* Reintroduced to the Upper Tennessee River. 2017.
- WANTZEN, K. M. et al. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 3, p. 239–251, 2002.
- WARD, J. V. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems Reviewed work ( s ): The four-dimensional nature of lotic ecosystems '. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 2–8, 1989.
- WATERFIELD, H. A.; CORNWELL, M. Hydroacoustic survey of Otsego Lake's pelagic fish community, spring 2013. **46th Annual Report (2013). SUNY ...**, n. June,

p. 1–8, 2014.

WATERS, C. N. et al. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. **Science**, v. 351, n. 6269, p. aad2622–aad2622, 2016.

WEGNER, N. et al. HYDRO ENERGY POTENTIAL CONSIDERING ENVIRONMENTAL VARIABLES AND WATER AVAILABILITY IN PARANÁ HYDROGRAPHIC BASIN 3. **Journal of Hydrology**, p. 124183, 2019.

WICKHAM, H.; CHANG, W.; WICKHAM, M. H. Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. **Package ‘ggplot2’**, v. 2, n. 1, p. 1–189, 2016.

WINEMILLER, K. O. et al. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. **Ecology Letter**, v. 18, p. 737–751, 2015.

WINEMILLER, K. O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128–129, 2016.

WISENDEN, B. D.; SMITH, R. J. F. The effect of physical condition and shoal mate familiarity on proliferation of alarm substance cells in the epidermis of fathead minnows. **Journal of Fish Biology**, v. 50, n. 4, p. 799–808, 1997.

WOLF, B. J. et al. Shape Classification Using Hydrodynamic Detection via a Sparse Large-Scale 2D-Sensitive Artificial Lateral Line. **IEEE Access**, v. 8, p. 11393–11404, 2020.

YOON, J. D. et al. Impact of estuary barrage construction on fish assemblages in the lower part of a river and the role of fishways as a passage. **Ocean Science Journal**, v. 52, n. 1, p. 147–164, 2017.

YOUSAFZAI, A. M.; KHAN, W.; HASAN, Z. Fresh records on water quality and ichthyodiversity of river swat at charsadda, khyber pakhtunkhwa. **Pakistan Journal of Zoology**, v. 45, n. 6, p. 1727–1734, 2013.

## REFINAMENTO DOS DADOS ANÁLISES ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS

### Riqueza e abundância das espécies registradas

Levando em consideração todos os locais de resgate, foram encontradas 146 espécies distintas. Em relação ao local dos resgates (tubo de sucção x gaveta da comporta), as quantidades de amostras e espécies são mostradas na Tabela 1. O Anexo I contém uma lista de todas as espécies encontradas.

Tabela 2 - Quantidades de amostras e espécies por local de resgate.

	Amostras	Espécies	Espécies Exclusivas
Total	16889	146	105
Tubo de sucção	2012	59	18
Jusante	14877	128	87

Na Figura 1, são mostradas as quantidades de amostras encontradas das 15 espécies mais numerosas de todo o conjunto de dados, que correspondem a 81,27% das amostras. Nas Figuras 2 e 3, são apresentado o ranking das 15 espécies mais numerosas resgatadas nos tubos de sucção e à jusante, respectivamente. Essas 15 espécies correspondem à 90,46% e 84% das amostras resgatadas em cada local.

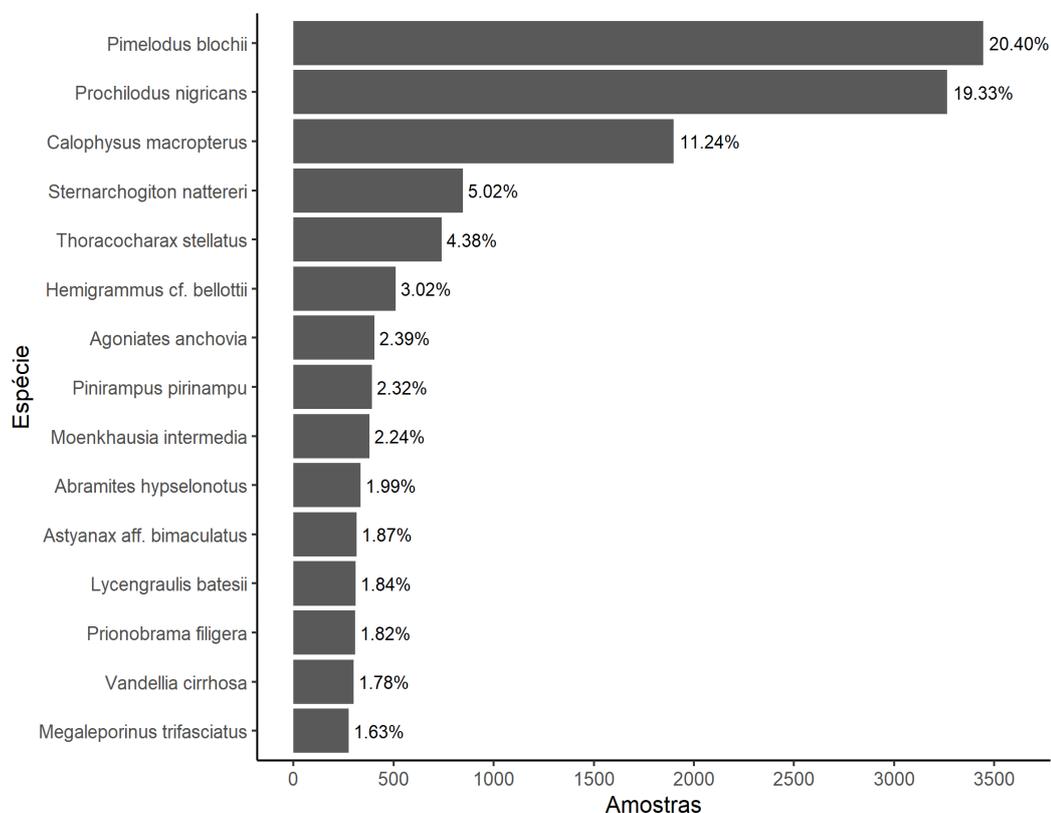


Figura 1 - Ranking das espécies resgatadas em todos os locais.

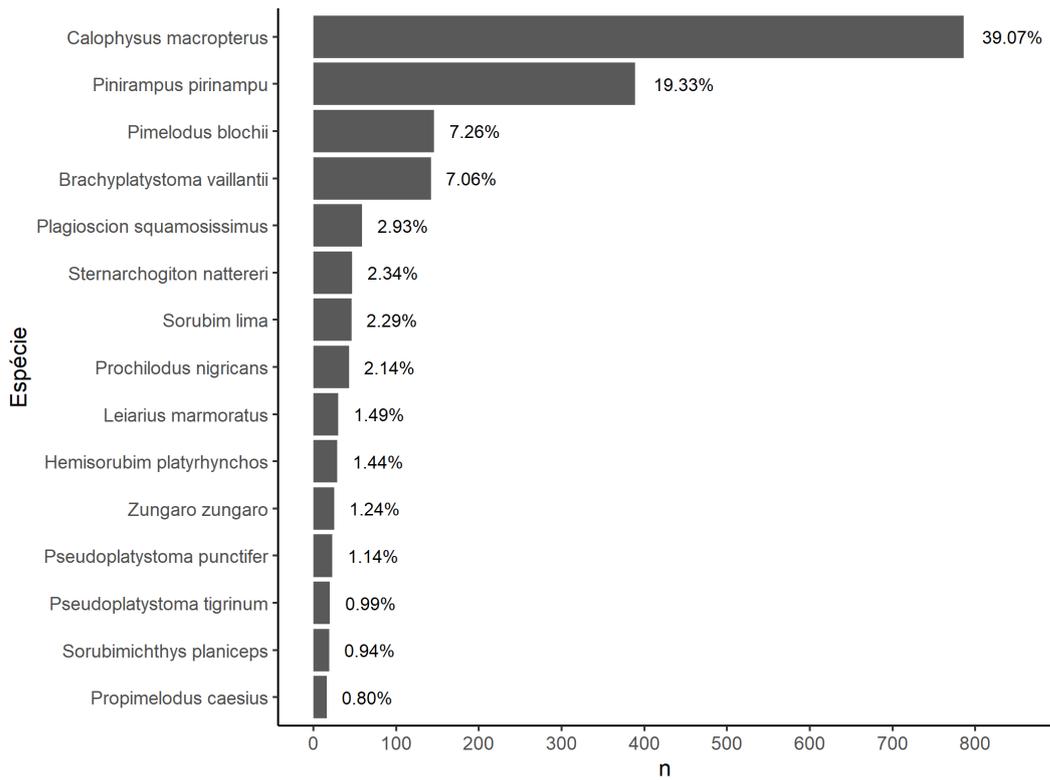


Figura 2 - Ranking das espécies encontradas nos tubos de sucção.

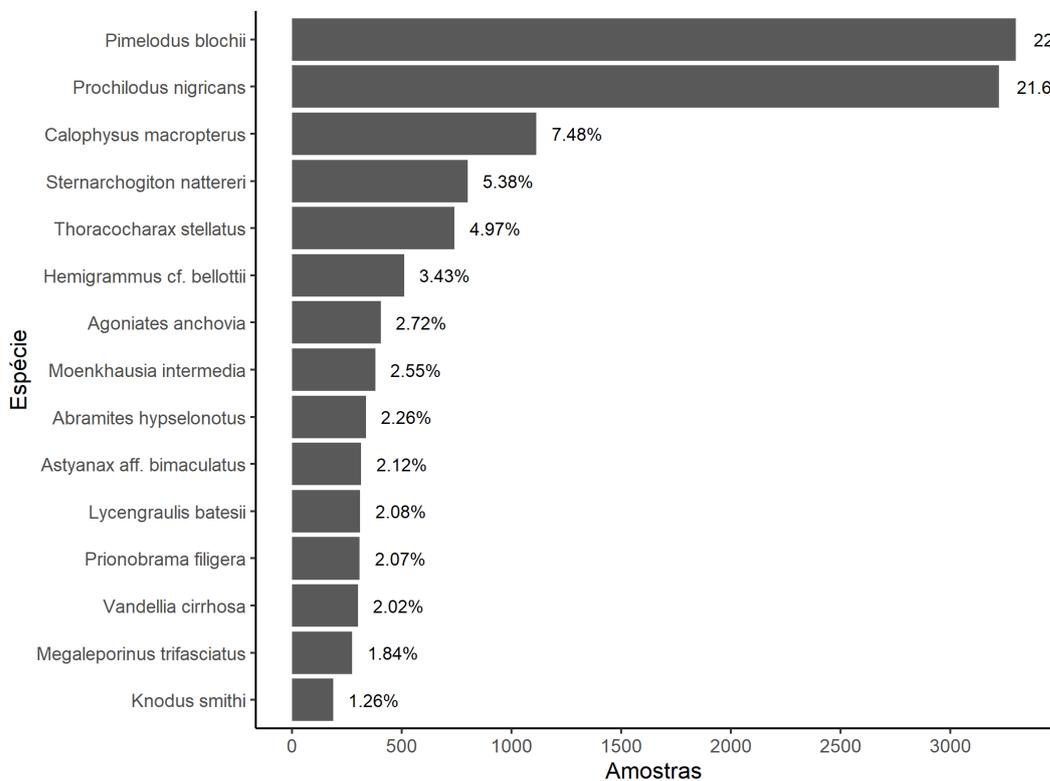


Figura 3 - Ranking das espécies encontradas a jusante.

Para compreender a composição da ictiofauna em cada um dos locais de resgate, no quesito hábito alimentar, foi produzida a Figura 4, em que as quantidades de amostras (altura das barras) são normalizadas, e as cores representam os hábitos alimentares. São exibidos os percentuais que compõe os hábitos alimentares, em cada uma das margens. Os percentuais abaixo de 1% foram suprimidos para melhor visualização. Na Figura 5, são mostrados os percentuais das amostras de acordo com a estratégia de vida.

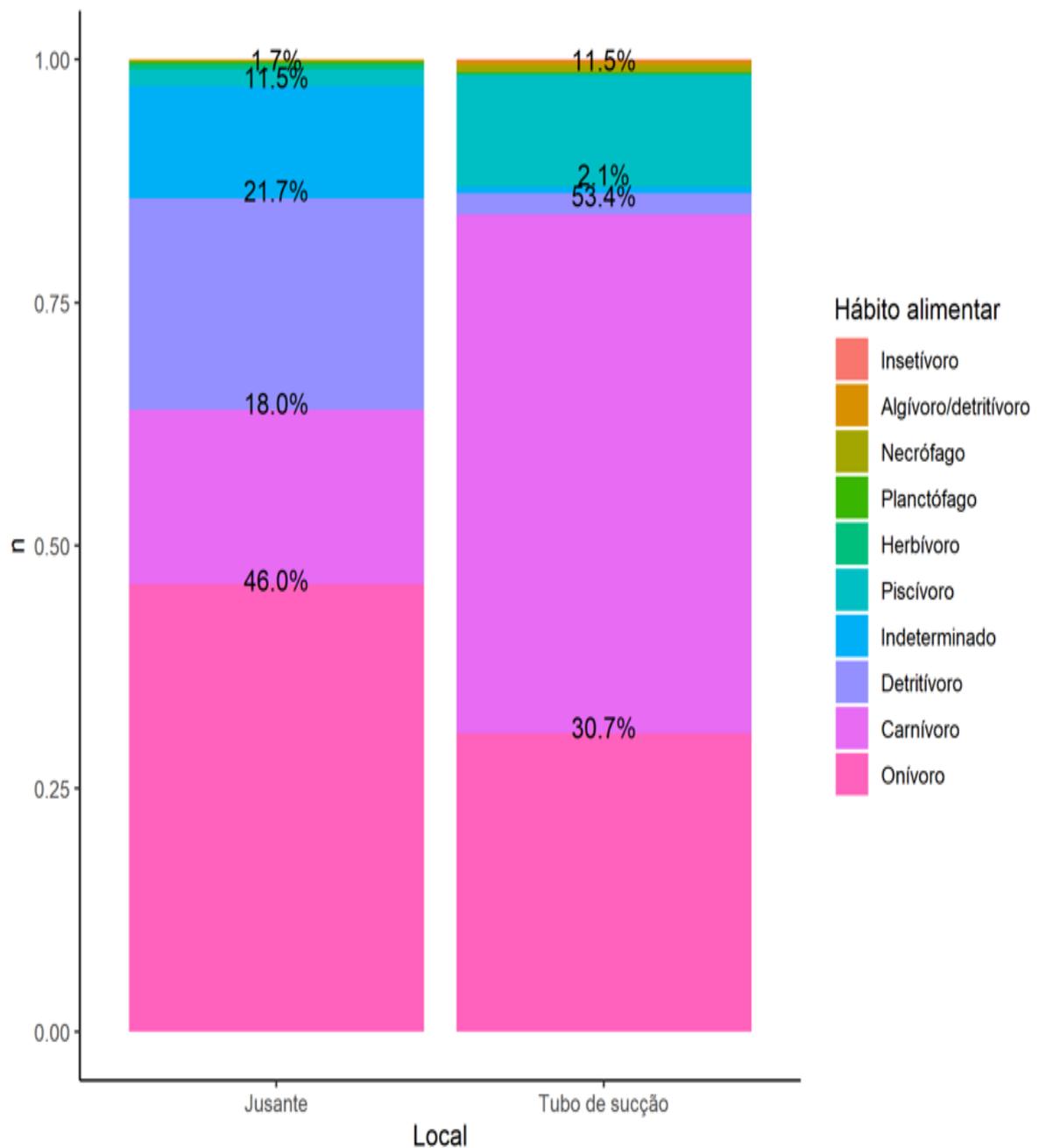


Figura 4 - Distribuição das amostras, nos locais de captura, de acordo com o hábito alimentar.

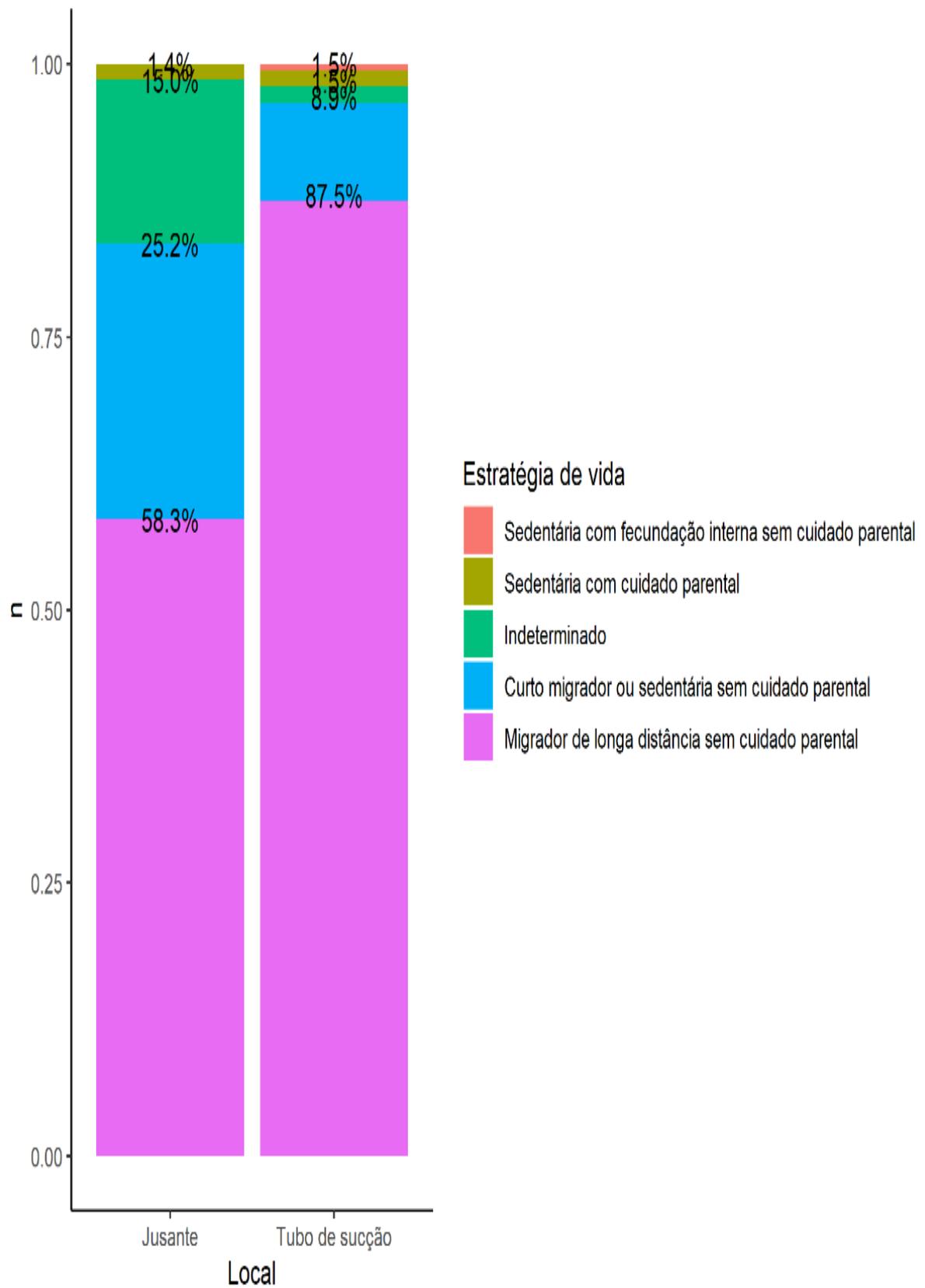


Figura 5 - Distribuição das amostras, nos locais de captura, de acordo com a estratégia de vida.

### Tamanhos corporais das espécies

Das 16889 amostras, foram coletadas 1282 medidas de comprimento (cm) que abrangem 72 espécies, e 3267 medidas de peso (g), abrangendo 106 espécies. No Anexo II, são mostradas as tabelas com os tamanhos e pesos mínimo, médio e máximos. Nas figuras 6 e 7 são mostrados os histogramas dos comprimentos e pesos das espécies coletadas em todos os locais. Para os pesos, foram descartadas 10 amostras de maior valor, pois são muito discrepantes da grande maioria dos dados. A linha tracejada nos histogramas corresponde às medianas das amostras, sendo a mediana do comprimento 27 cm, e a mediana do peso das amostras 546 g.

Para comparar as características físicas das amostras coletadas nos dois locais, são mostrados nas Figuras 8 e 9 os histogramas separados por local do Comprimento Furcal e do Peso das amostras. Percebe-se que as amostras resgatadas no tubo de sucção possuem comprimento e peso significativamente maiores (medianas: comprimento = 38cm, peso = 639 g) do que as amostras a jusante (medianas: comprimento = 22cm, peso = 310 g).

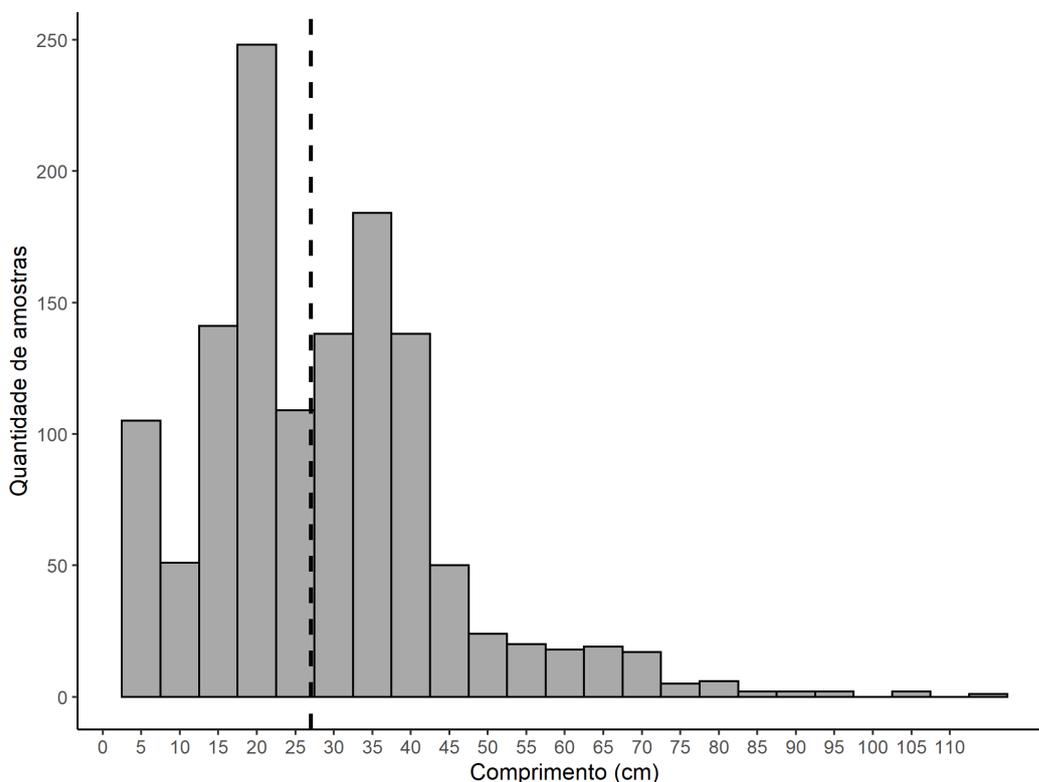


Figura 6 - Histograma das amostras de comprimento em todos os locais de resgate.

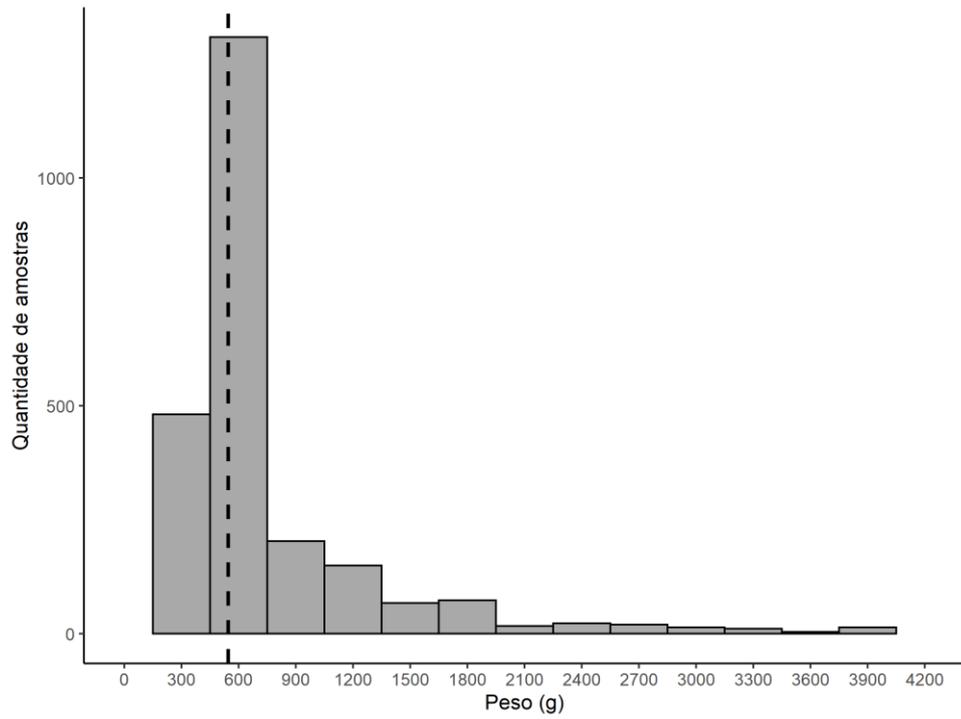


Figura 7 - Histograma das amostras de peso em todos os locais de resgate.

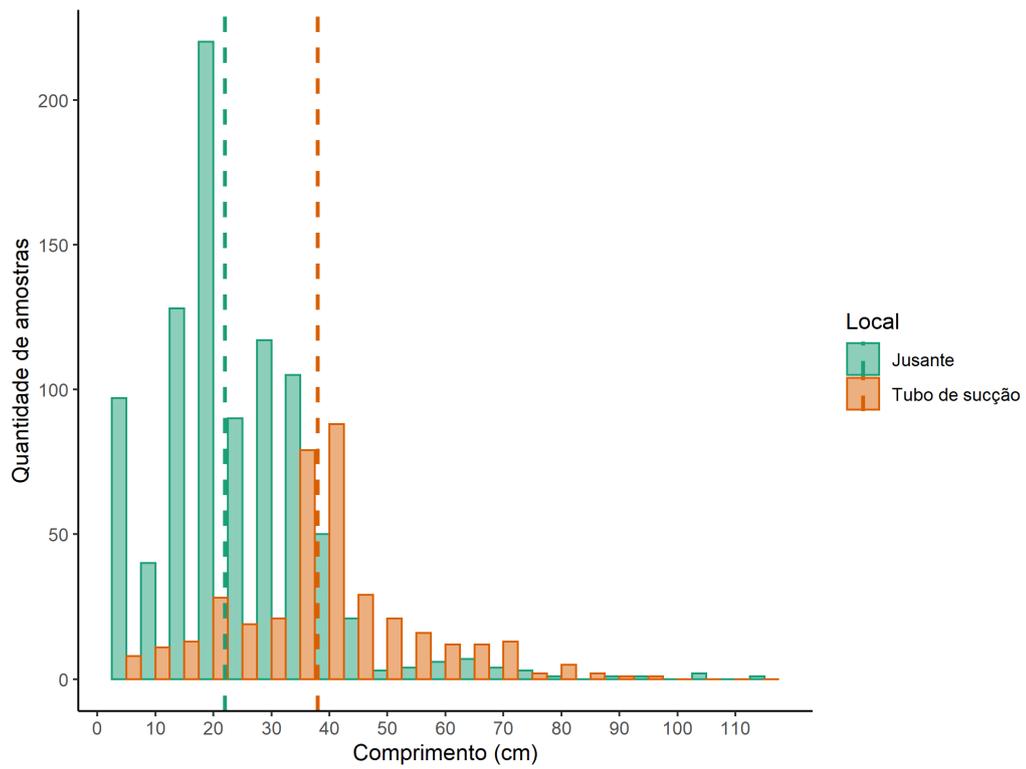


Figura 8 - Histograma comparado dos comprimentos furcais das amostras, por local de resgate.

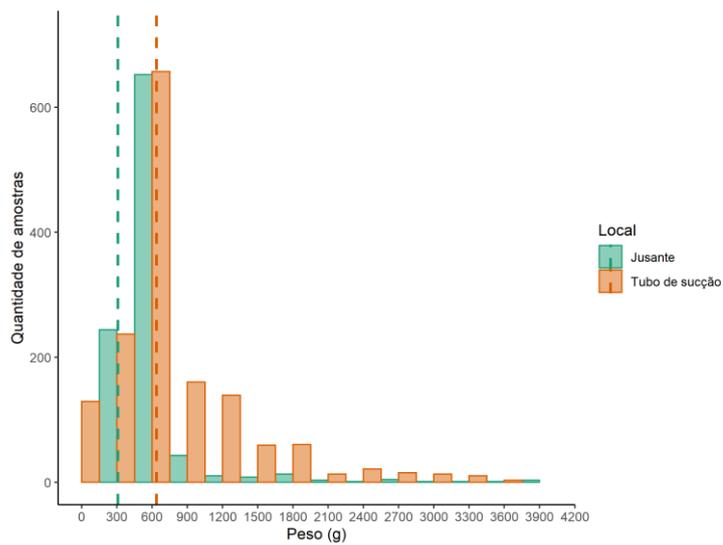


Figura 9 - Histograma comparado dos pesos das amostras resgatadas.

Para se ter uma melhor representação do tamanho corporal dos animais resgatados, foi feita a relação entre peso e comprimento, como visto na Figura 10.

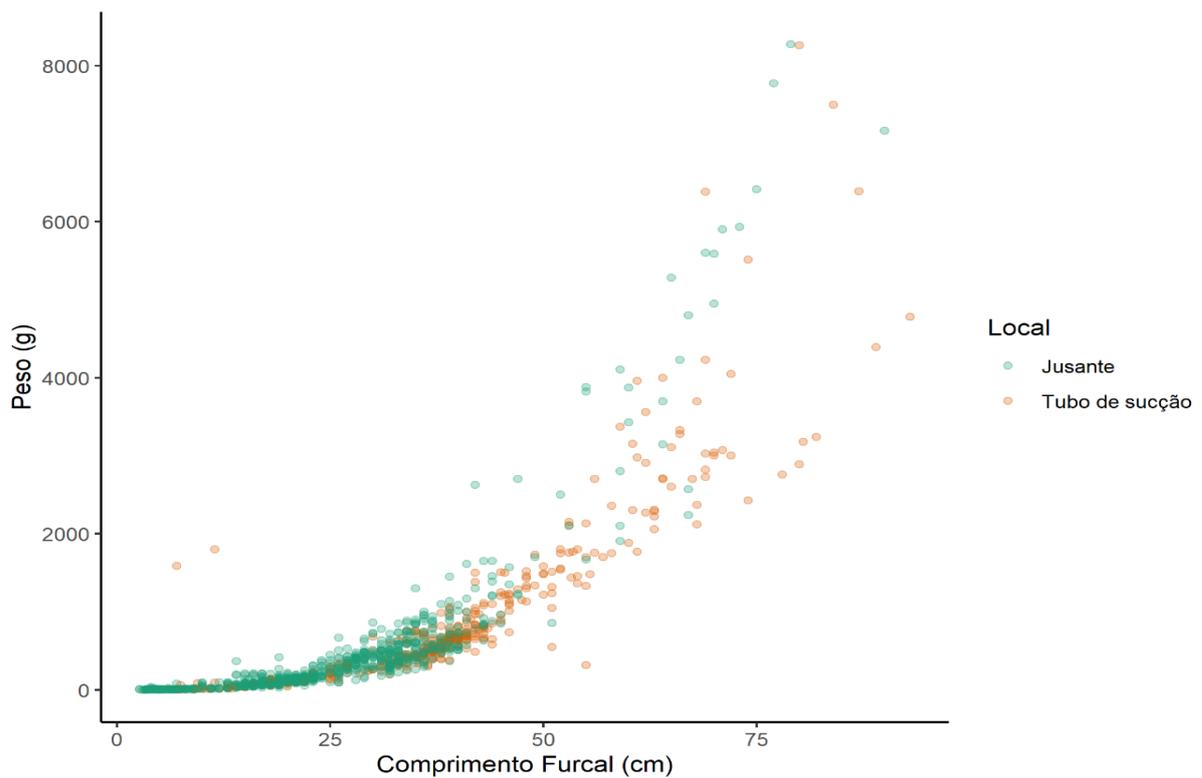


Figura 10 - Relação peso x comprimento, por local de resgate.

### Tendência de registros pelo tempo - riqueza e abundância

Para compreender a evolução temporal da ictiofauna resgatada na UHE Jirau, foram produzidos os gráficos das Figuras 11 e 12, mostrando a riqueza e abundância, respectivamente, ao longo do período de resgate. É possível inferir que, com exceção do ano de 2016, há uma tendência de queda tanto na riqueza, quanto na abundância da ictiofauna resgatada.

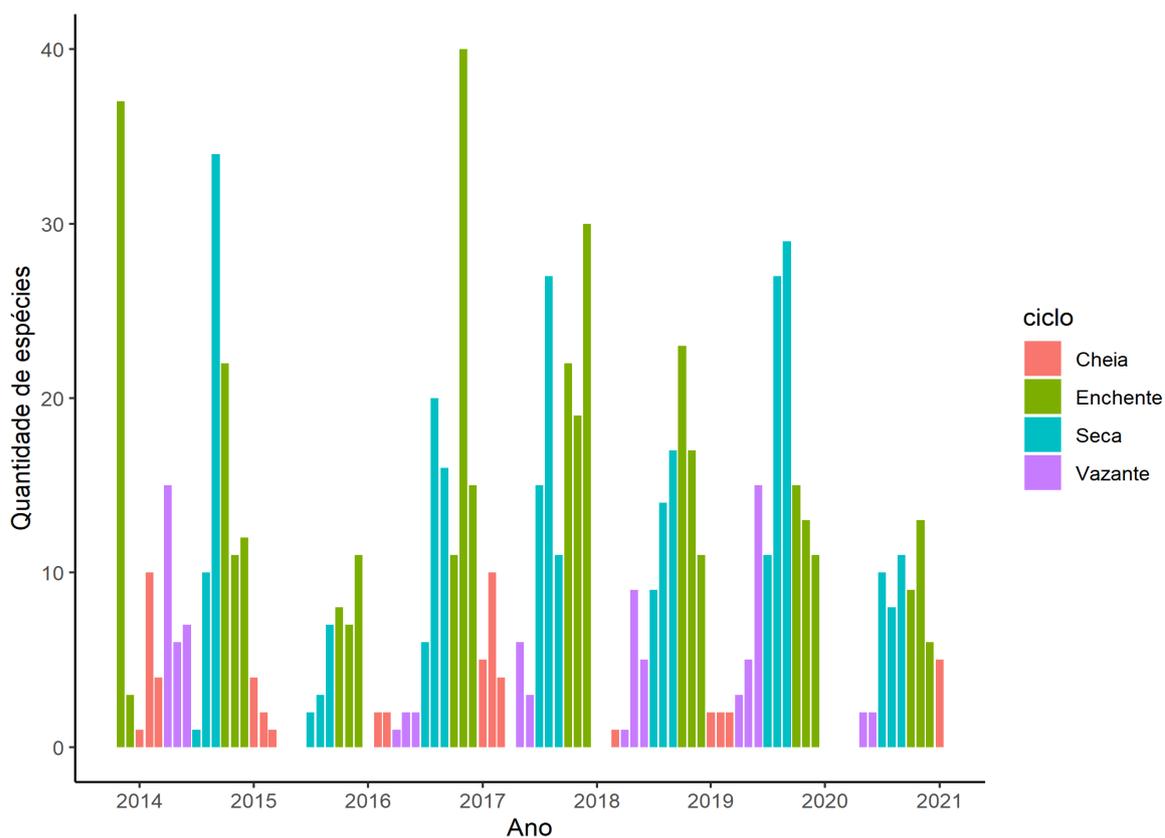


Figura 11 - Riqueza da ictiofauna resgatada ao longo de todo o período.

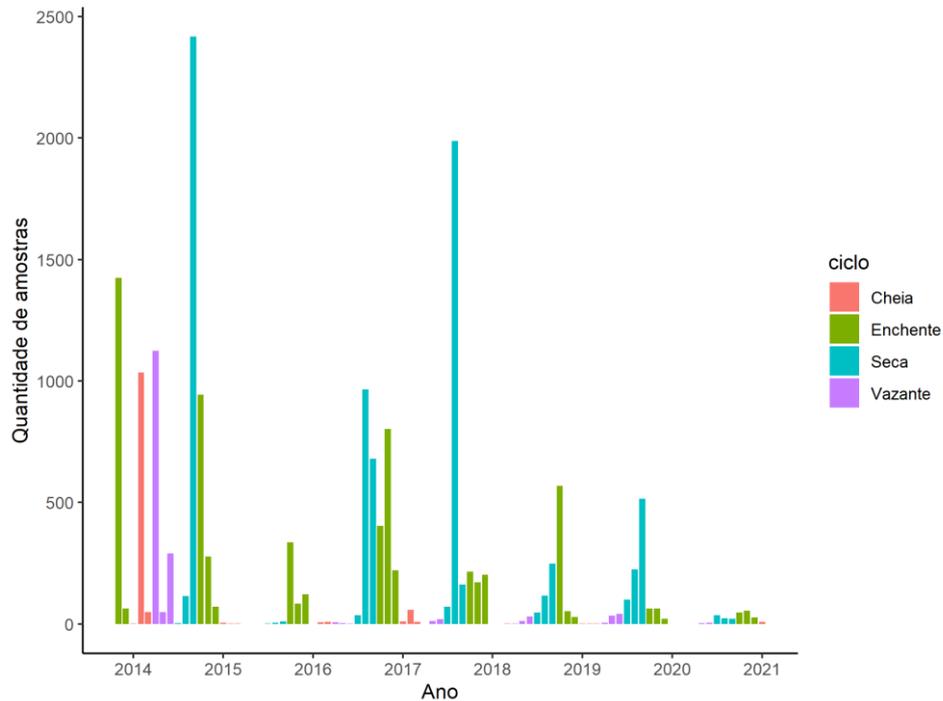


Figura 12 - Abundância da ictiofauna resgatada ao longo de todo o período.

**Diferenças entre margem direita e esquerda: taxonômica (espécies, riqueza e abundância, tamanho corporal) e funcional (hábito alimentar e história de vida)**

As unidades geradoras (UG) de 01 a 28 representam a margem direita, e as UG's de 29 a 50 representam a margem esquerda. Levando em consideração essa divisão (margem direita x margem esquerda), as quantidades de amostras e espécies são mostradas na Tabela 2. O Anexo II contém uma lista de todas as espécies encontradas, e das exclusividades em relação às margens.

Tabela 2 - Quantidades de amostras e espécies por margem de resgate.

	Amostras	Espécies	Espécies Exclusivas
Total	16889	146	72
Margem Direita	6876	116	42
Margem Esquerda	10013	104	30

Na Figura 13, é mostrada a quantidade de espécies (riqueza) encontrada em cada uma das UG's, enquanto na Figura 14, são mostradas a quantidade de amostras (abundância) resgatada em cada UG.

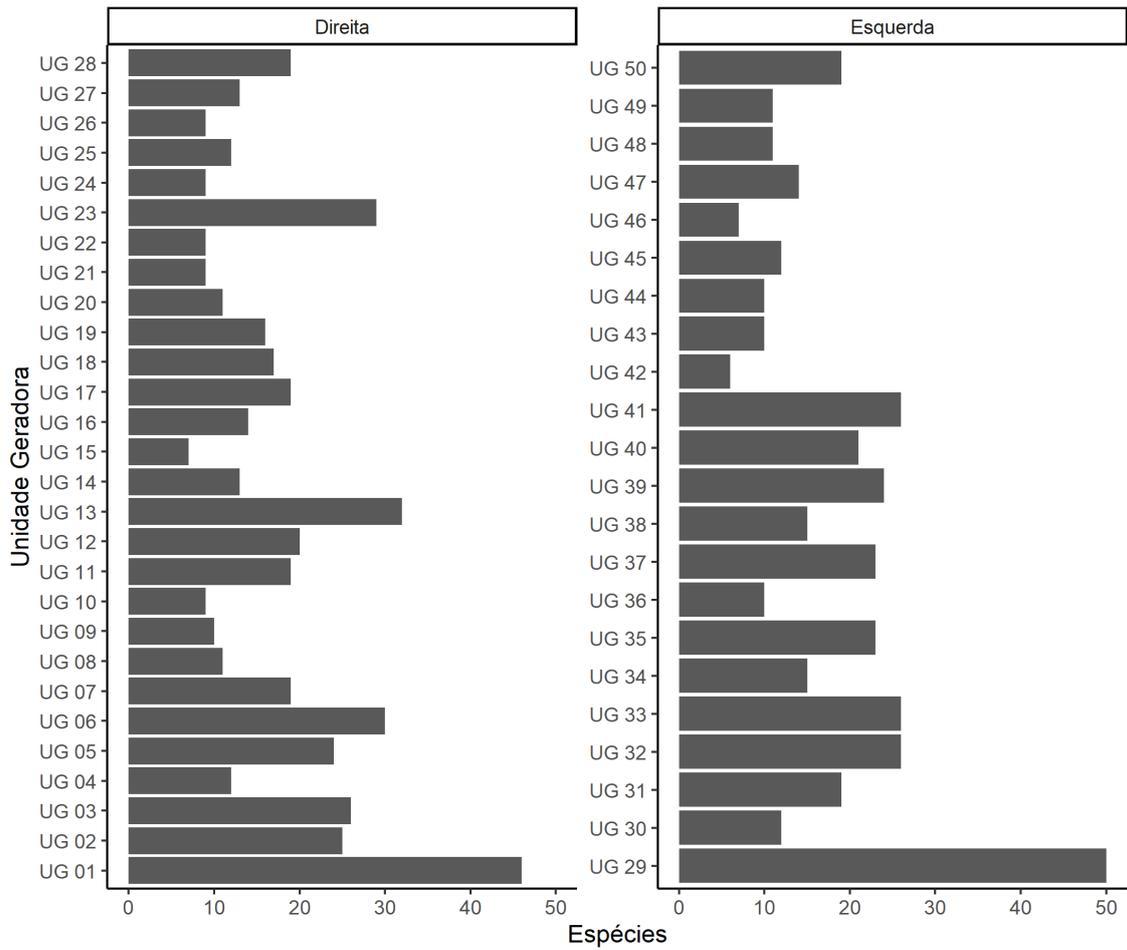


Figura 13 - Riqueza da ictiofauna resgatada nas UG.

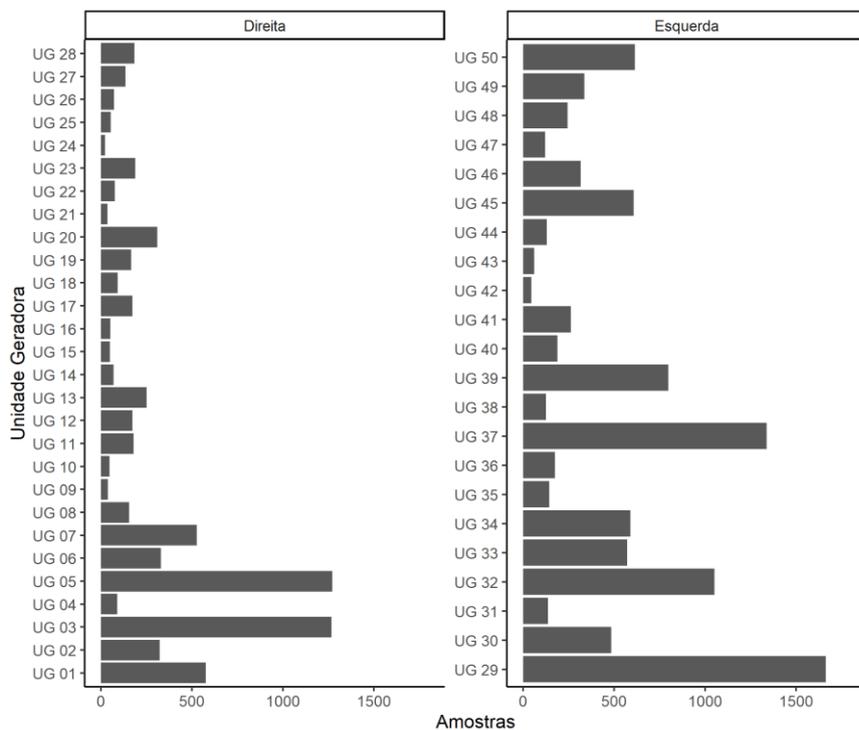


Figura 14 - Abundância da ictiofauna resgatada por UG.

Nas Figuras 15 e 16, são mostradas as principais espécies encontradas na Margem Direita e Esquerda, respectivamente.

Figura 15 - Ranking das espécies resgatadas nas UG's da Margem Direita

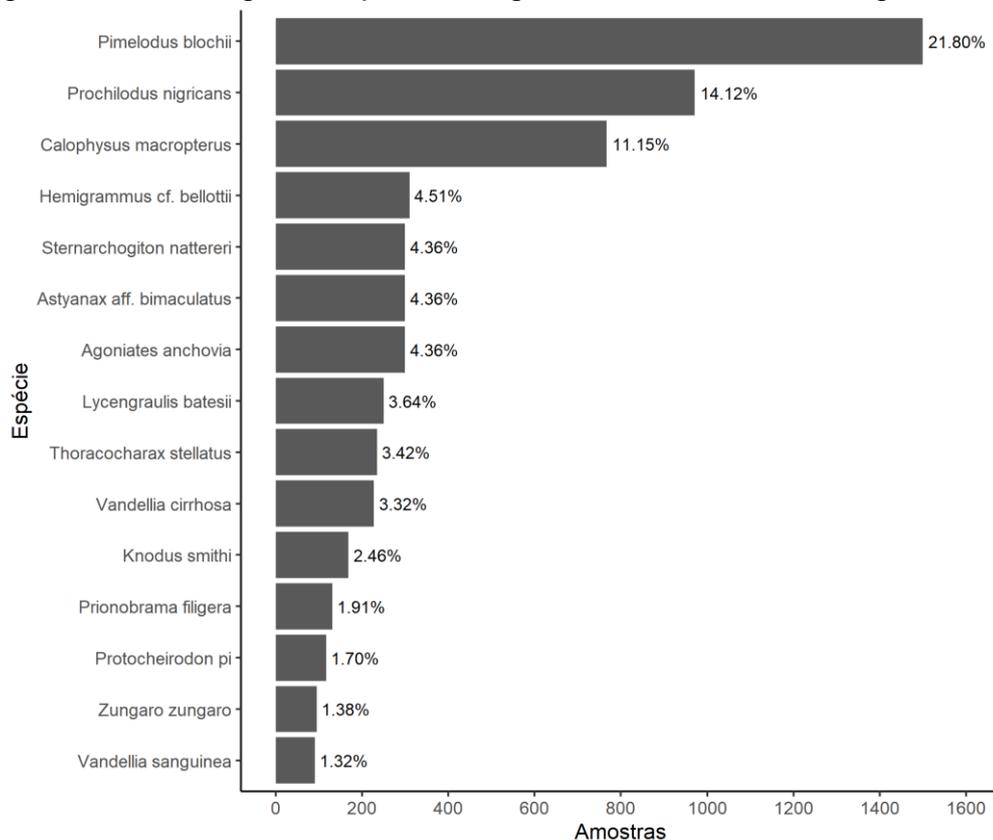
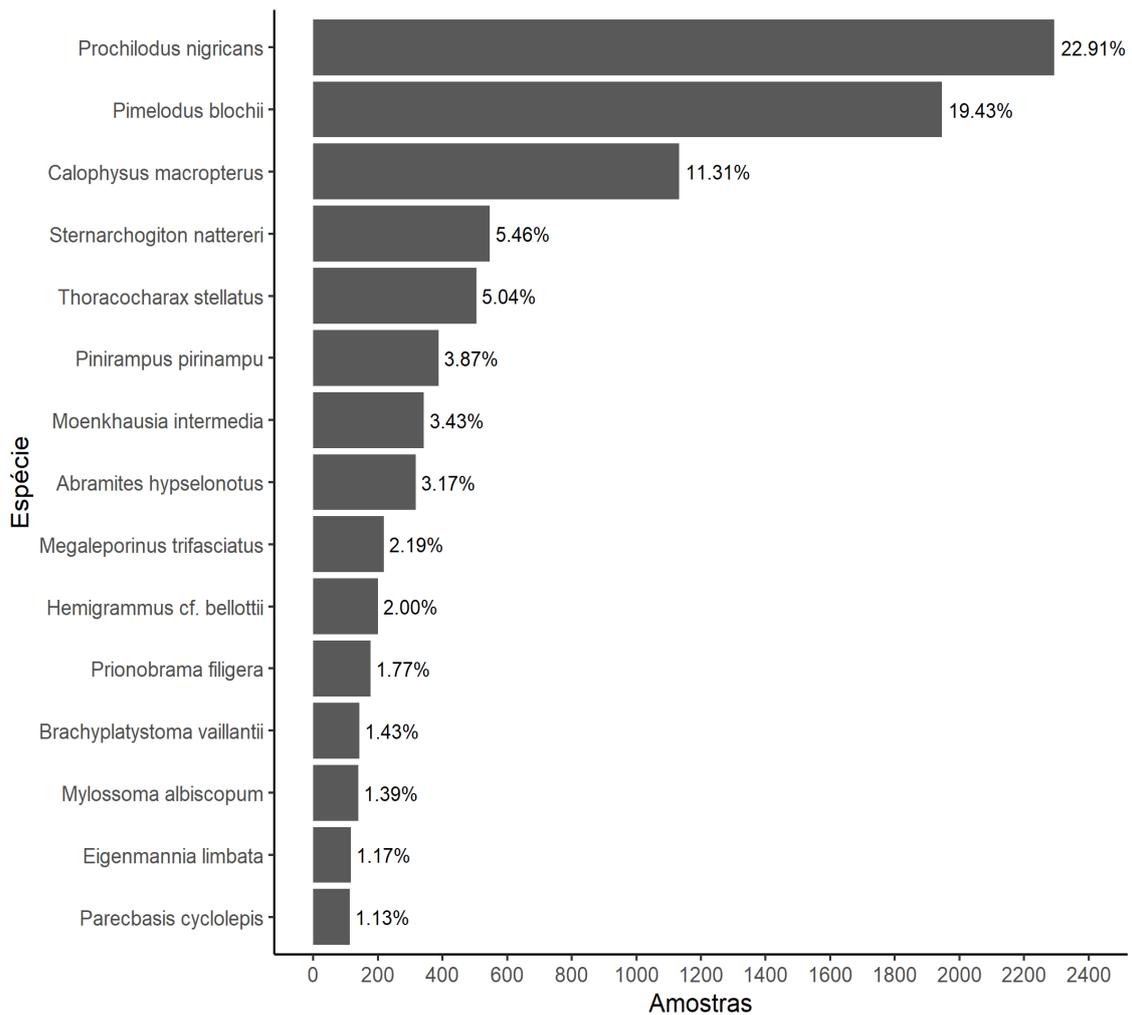


Figura 16 - Ranking das principais espécies resgatadas nas UG's da Margem Esquerda.



Para comparar as características físicas das amostras coletadas nos dois locais, são mostrados nas Figuras 17 e 18 os histogramas separados por margem do Comprimento Furcal e do Peso das amostras. Percebe-se que as amostras resgatadas nas UG's das margens direita possuem comprimento e peso bastante similares (medianas: comprimento = 26cm, peso = 640 g) às amostras da margem esquerda (medianas: comprimento = 27cm, peso = 546 g).

Para se ter uma melhor representação do tamanho corporal dos animais resgatados, foi feita a relação entre peso e comprimento, como visto na Figura 19.

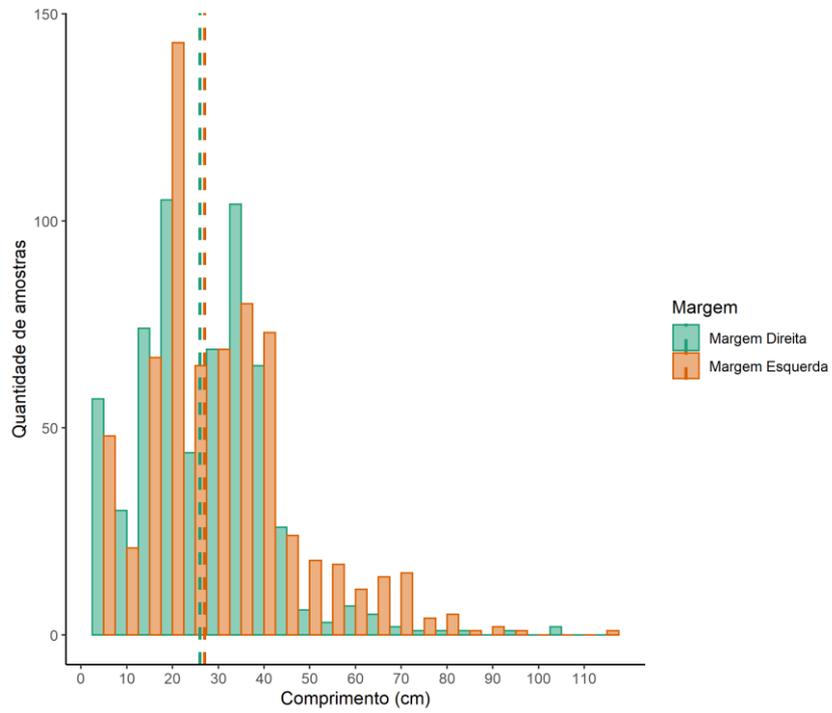


Figura 17 - Histograma comparado dos comprimentos furcais das amostras, por margem.

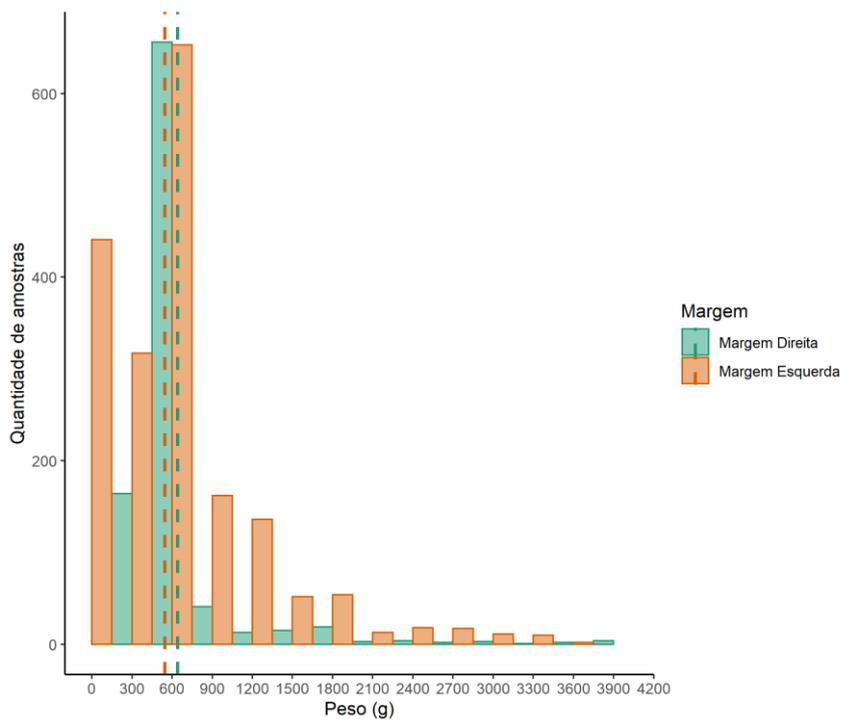


Figura 18 - Histograma comparado dos pesos das amostras, por margem.

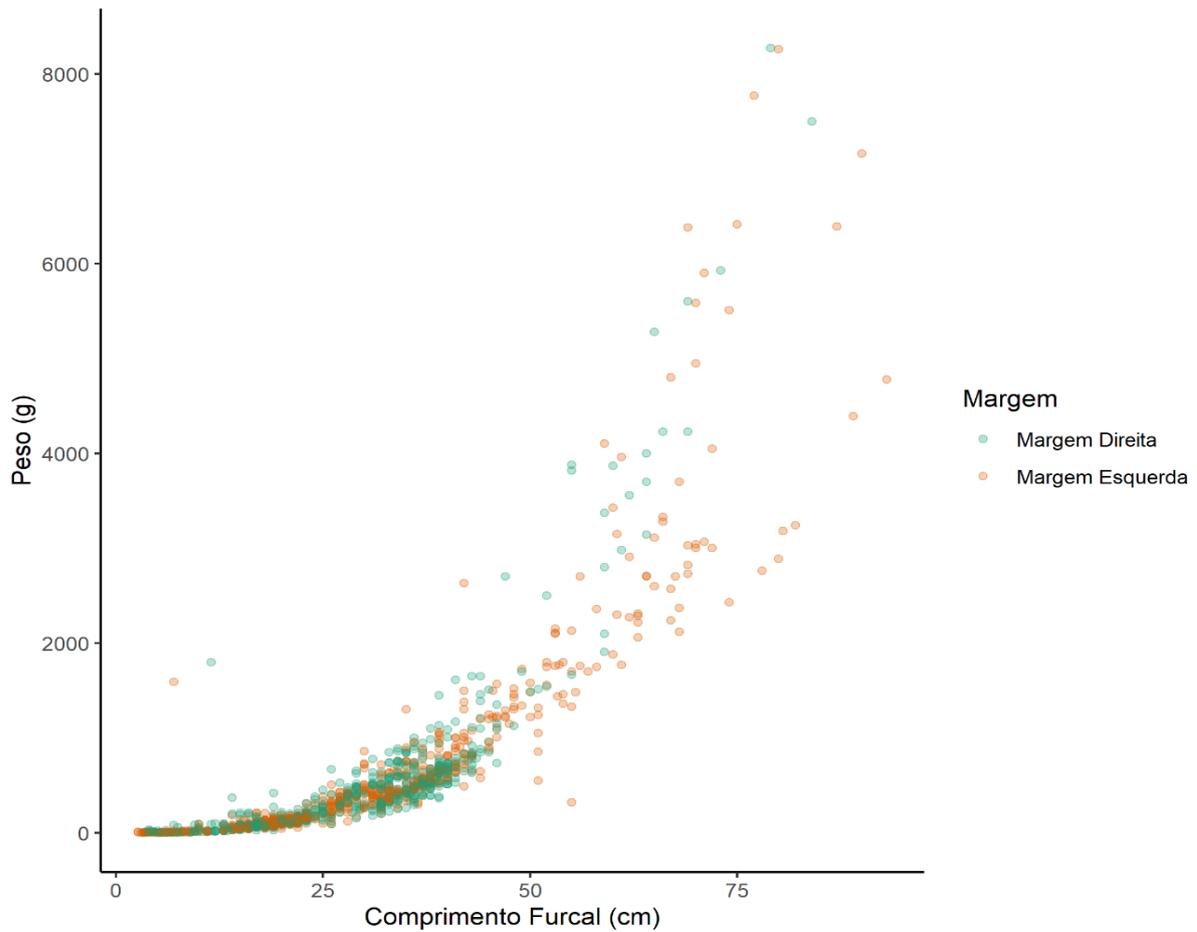


Figura 19 - Relação comprimento x peso das amostras, por margem.

Para compreender a composição da ictiofauna em cada uma das margens, no quesito hábito alimentar, foi produzida a Figura 15, em que as quantidades de amostras (altura das barras) são normalizadas, e as cores representam os hábitos alimentares. São exibidos os percentuais que compõe os hábitos alimentares, em cada uma das margens. Os percentuais abaixo de 1% foram suprimidos para melhor visualização. Na Figura 21, é mostrada a distribuição, por margem, de acordo com a estratégia de vida.

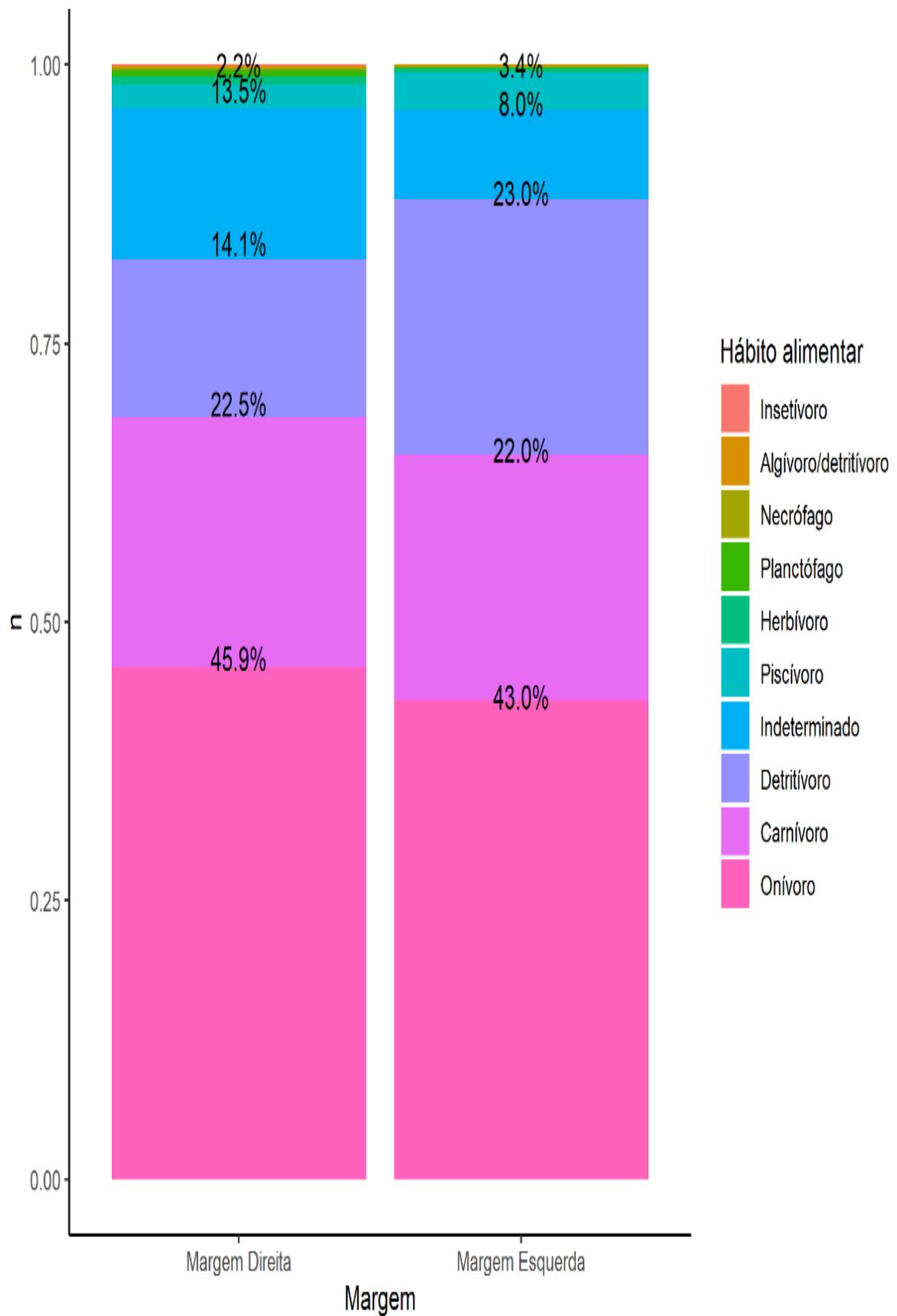


Figura 20 - Distribuição das amostras, em cada margem, de acordo com o hábito alimentar.

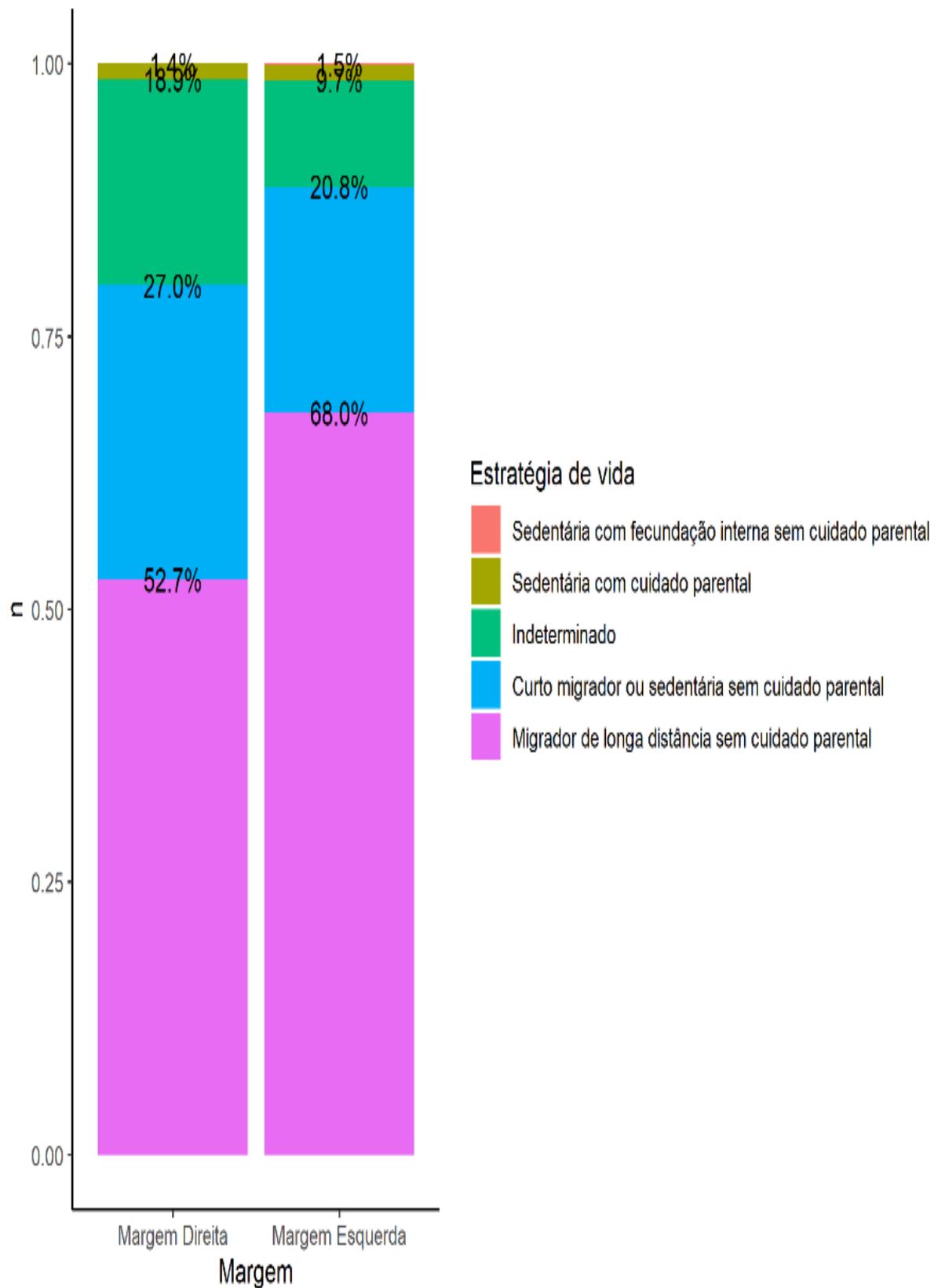


Figura 21 - Distribuição das amostras, em cada margem, de acordo com a estratégia de vida.

## ANEXO I

Tabela das espécies resgatadas, por local de resgate:

Espécie	n	Percentual	Local
<i>Pimelodus blochii</i>	3445	20.40%	Ambos
<i>Prochilodus nigricans</i>	3265	19.33%	Ambos
<i>Calophysus macropterus</i>	1899	11.24%	Ambos
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	847	5.02%	Ambos
<i>Thoracocharax stellatus</i>	740	4.38%	Jusante
<i>Hemigrammus cf. bellottii</i>	510	3.02%	Jusante
<i>Agoniates anchovia</i>	404	2.39%	Jusante
<i>Pinirampus pirinampu</i>	392	2.32%	Ambos
<i>Moenkhausia intermedia</i>	379	2.24%	Jusante
<i>Abramites hypselonotus</i>	336	1.99%	Jusante
<i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	315	1.87%	Jusante
<i>Lycengraulis batesii</i>	310	1.84%	Jusante
<i>Prionobrama filigera</i>	308	1.82%	Jusante
<i>Vandellia cirrhosa</i>	300	1.78%	Jusante
<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	276	1.63%	Ambos
<i>Zungaro zungaro</i>	205	1.21%	Ambos
<i>Eigenmannia limbata</i>	189	1.12%	Ambos
<i>Knodus smithi</i>	188	1.11%	Ambos
<i>Mylossoma albiscopum</i>	185	1.10%	Jusante
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	165	0.98%	Jusante
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	149	0.88%	Ambos
<i>Protocheiroduon pi</i>	119	0.70%	Jusante
<i>Parecbasis cyclolepis</i>	117	0.69%	Ambos
<i>Paragoniates alburnus</i>	110	0.65%	Jusante
<i>Vandellia sanguinea</i>	106	0.63%	Jusante
<i>Sorubim lima</i>	105	0.62%	Ambos
<i>Apteronotus bonapartii</i>	86	0.51%	Ambos
<i>Schizodon fasciatus</i>	85	0.50%	Jusante
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	75	0.44%	Ambos
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	53	0.31%	Ambos
<i>Aphyocharax avaray</i>	52	0.31%	Jusante
<i>Triportheus angulatus</i>	48	0.28%	Ambos
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	46	0.27%	Ambos
<i>Paracanthopoma sp.</i>	45	0.27%	Jusante
<i>Leporinus fasciatus</i>	44	0.26%	Jusante
<i>Anchoviella carrikeri</i>	41	0.24%	Jusante
<i>Mylossoma aureum</i>	40	0.24%	Jusante
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	37	0.22%	Ambos
<i>Engraulisoma taeniatum</i>	36	0.21%	Jusante
<i>Leiarius marmoratus</i>	34	0.20%	Ambos
<i>Leporinus friderici</i>	34	0.20%	Jusante
<i>Roeboides affinis</i>	29	0.17%	Jusante
<i>Hemigrammus cf. geisleri</i>	26	0.15%	Jusante
<i>Propimelodus sp. "adiposa curta"</i>	26	0.15%	Ambos

Espécie	n	Percentual	Local
<i>Brycon amazonicus</i>	25	0.15%	Ambos
<i>Psectrogaster amazonica</i>	25	0.15%	Jusante
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	24	0.14%	Jusante
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	22	0.13%	Ambos
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	22	0.13%	Ambos
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	19	0.11%	Tubo de sucção
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	18	0.11%	Ambos
<i>Propimelodus caesi</i>	17	0.10%	Ambos
<i>Pterodoras granulosus</i>	17	0.10%	Ambos
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	17	0.10%	Jusante
<i>Charax sp. "madeira"</i>	16	0.09%	Jusante
<i>Moenkhausia sthenostoma</i>	16	0.09%	Jusante
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i>	16	0.09%	Jusante
<i>Oxydoras niger</i>	16	0.09%	Ambos
<i>Trichomycteridae gen. sp. n. "diabolicus"</i>	15	0.09%	Jusante
<i>Sorubim elongatus</i>	14	0.08%	Tubo de sucção
<i>Clupeacharax anchoveoides</i>	13	0.08%	Jusante
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	12	0.07%	Ambos
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	12	0.07%	Jusante
<i>Adontosternarchus clarkae</i>	11	0.07%	Jusante
<i>Anchoviella jamesi</i>	11	0.07%	Jusante
<i>Ctenobrycon spilurus</i>	11	0.07%	Jusante
<i>Hypostominae sp.</i>	11	0.07%	Jusante
<i>Knodus cf. heteresthes</i>	11	0.07%	Jusante
<i>Propimelodus sp.</i>	11	0.07%	Ambos
<i>Ageneiosus inermis</i>	10	0.06%	Tubo de sucção
<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	10	0.06%	Tubo de sucção
<i>Cetopsis candiru</i>	10	0.06%	Ambos
<i>Pseudostegophilus nemurus</i>	10	0.06%	Jusante
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	9	0.05%	Ambos
<i>Eigenmannia macrops</i>	9	0.05%	Jusante
<i>Gymnotus carapo</i>	9	0.05%	Jusante
<i>Lamontichthys cf. stibaros</i>	9	0.05%	Ambos
<i>Moenkhausia abyss</i>	9	0.05%	Jusante
<i>Cetopsis coecutiens</i>	8	0.05%	Ambos
<i>Propimelodus sp. "F"</i>	8	0.05%	Ambos
<i>Sternarchella sp.</i>	8	0.05%	Jusante
<i>Triportheus albus</i>	8	0.05%	Jusante
<i>Anchoviella sp.</i>	7	0.04%	Jusante
<i>Paravandellia sp.</i>	7	0.04%	Jusante
<i>Pimelodella howesi</i>	7	0.04%	Jusante
<i>Acanthicus hystrix</i>	6	0.04%	Jusante
<i>Apteronotus sp.</i>	6	0.04%	Jusante
<i>Potamorhina latior</i>	6	0.04%	Jusante
<i>Sternarchella terminalis</i>	6	0.04%	Jusante
<i>Sternarchorhynchus goeldii</i>	6	0.04%	Jusante
<i>Laemolyta taeniata</i>	5	0.03%	Jusante

Espécie	n	Percentual	Local
<i>Propimelodus</i> sp. "anal com lobo"	5	0.03%	Jusante
<i>Sternarchella schotti</i>	5	0.03%	Ambos
<i>Sternarchogiton preto</i>	5	0.03%	Jusante
<i>Sternarchorhynchus</i> cf. <i>mormyrus</i>	5	0.03%	Ambos
<i>Phractocephalus hemioliopterus</i>	4	0.02%	Ambos
<i>Plectrochilus machadoi</i>	4	0.02%	Ambos
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	4	0.02%	Tubo de sucção
<i>Semaprochilodus insignis</i>	4	0.02%	Jusante
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	3	0.02%	Tubo de sucção
<i>Cynodon gibbus</i>	3	0.02%	Jusante
<i>Galeocharax goeldii</i>	3	0.02%	Jusante
<i>Lamontichthys filamentosus</i>	3	0.02%	Jusante
<i>Nemadoras humeralis</i>	3	0.02%	Jusante
<i>Piaractus brachypomus</i>	3	0.02%	Tubo de sucção
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	3	0.02%	Ambos
<i>Serrasalmus</i> sp. "borda anal escura"	3	0.02%	Jusante
<i>Triportheus auritus</i>	3	0.02%	Jusante
<i>Farlowella nattereri</i>	2	0.01%	Jusante
<i>Hemidoras morrisi</i>	2	0.01%	Tubo de sucção
<i>Hemidoras stenopeltis</i>	2	0.01%	Tubo de sucção
<i>Hydrolycus armatus</i>	2	0.01%	Jusante
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	2	0.01%	Ambos
<i>Laemolyta proxima</i>	2	0.01%	Jusante
<i>Ossancora punctata</i>	2	0.01%	Jusante
<i>Panaque</i> sp. 2	2	0.01%	Jusante
<i>Parapteronotus hasemani</i>	2	0.01%	Ambos
<i>Platystomatichthys sturio</i>	2	0.01%	Jusante
<i>Potamotrygon motoro</i>	2	0.01%	Tubo de sucção
<i>Sorubim maniradii</i>	2	0.01%	Jusante
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Agoniates halecinus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Anodus elongatus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Brycon polylepis</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Colossoma macropomum</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Compsaraia</i> cf. <i>compsus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Hypostomus</i> sp. "teotônio"	1	0.01%	Jusante
<i>Lamontichthys</i> sp.	1	0.01%	Tubo de sucção
<i>Megalonema platycephalum</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Microchemobrycon guaporensis</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Microchemobrycon melonotus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>MoenKhausia collettii</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Opsodoras</i> sp.	1	0.01%	Tubo de sucção
<i>Ossancora fimbriata</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	1	0.01%	Tubo de sucção
<i>Pimelodella serrata</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Platysilurus mucosus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Porotergus duende</i>	1	0.01%	Tubo de sucção

Espécie	n	Percentual	Local
<i>Propimelodus sp. "adiposa longa"</i>	1	0.01%	Tubo de sucção
<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Rhabdolichops eastwardi</i>	1	0.01%	Tubo de sucção
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Sternarchella sima</i>	1	0.01%	Tubo de sucção
<i>Sternarchorhynchus chaoi</i>	1	0.01%	Tubo de sucção
<i>Sternopygus macrurus</i>	1	0.01%	Jusante
<i>Tympanopleura atronasmus</i>	1	0.01%	Jusante

## ANEXO II

Tabela com tamanhos mínimos, médios e máximos das espécies medidas:

Espécie	Tamanho (cm)		
	Mínimo	Máximo	Médio
<i>Abramites hypselonotus</i>	6.10	11.20	8.13
<i>Acanthicus hystrix</i>	59.00	64.00	61.50
<i>Anodus elongatus</i>	16.00	16.00	16.00
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	7.00	55.50	45.97
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	84.00	84.00	84.00
<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	54.00	67.50	60.10
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	25.00	67.00	43.31
<i>Brycon amazonicus</i>	36.00	44.00	41.33
<i>Calophysus macropterus</i>	15.00	51.00	35.45
<i>Cetopsis candiru</i>	21.50	22.00	21.83
<i>Cetopsis coecutiens</i>	13.00	29.00	20.67
<i>Charax sp. "madeira"</i>	5.00	9.00	7.08
<i>Clupeacharax anchoveoides</i>	5.50	5.50	5.50
<i>Galeocharax goeldii</i>	5.50	8.50	7.00
<i>Hemidoras morrissi</i>	20.00	20.00	20.00
<i>Hemigrammus cf. geisleri</i>	2.70	2.70	2.70
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	32.00	45.00	38.35
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	25.00	25.00	25.00
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	20.00	20.00	20.00
<i>Knodus cf. heteresthes</i>	2.70	2.70	2.70
<i>Knodus smithi</i>	3.50	7.00	4.42
<i>Laemolyta proxima</i>	15.00	29.00	22.00
<i>Lamontichthys cf. stibaros</i>	6.70	8.00	7.35
<i>Leiarius marmoratus</i>	41.00	60.50	50.63
<i>Leporinus friderici</i>	27.00	33.00	29.33
<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	7.00	43.00	29.32
<i>Megalonema platycephalum</i>	4.00	4.00	4.00
<i>Moenkhausia intermedia</i>	4.00	6.20	5.12
<i>Moenkhausia sthenostoma</i>	4.50	4.50	4.50
<i>Mylossoma albiscopum</i>	4.00	19.00	14.17
<i>Nemadoras humeralis</i>	5.00	6.20	5.60
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i>	6.50	6.50	6.50
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	3.50	4.70	4.14
<i>Opsodoras sp.</i>	17.00	17.00	17.00
<i>Ossancora fimbriata</i>	3.50	3.50	3.50
<i>Oxydoras niger</i>	32.50	53.00	43.31
<i>Panaque sp. 2</i>	14.00	55.00	34.50
<i>Paragoniates alburnus</i>	4.20	8.00	6.12
<i>Parecbasis cyclolepis</i>	3.00	7.30	5.03
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	69.00	69.00	69.00
<i>Pimelodella howesi</i>	9.00	13.00	11.33
<i>Pimelodella serrata</i>	4.00	4.00	4.00
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	16.00	41.00	32.34

Espécie	Tamanho (cm)		
	Mínimo	Máximo	Médio
<i>Pimelodus blochii</i>	4.00	38.00	18.21
<i>Pinirampus pirinampu</i>	34.00	70.00	49.50
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	53.00	53.00	53.00
<i>Platystomatichthys sturio</i>	36.00	36.00	36.00
<i>Potamorhina latior</i>	7.50	14.00	10.50
<i>Prionobrama filigera</i>	3.00	6.70	4.79
<i>Prochilodus nigricans</i>	4.00	42.00	30.93
<i>Propimelodus caesius</i>	15.00	22.00	18.33
<i>Propimelodus sp.</i>	25.50	26.00	25.75
<i>Propimelodus sp. "adiposa curta"</i>	12.00	16.00	14.00
<i>Propimelodus sp. "adiposa longa"</i>	15.00	15.00	15.00
<i>Propimelodus sp. "anal com lobo"</i>	6.50	15.00	12.10
<i>Propimelodus sp. "F"</i>	4.50	11.50	8.50
<i>Protocheiroduon pi</i>	3.20	3.20	3.20
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	35.00	87.00	62.76
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	61.00	71.00	65.88
<i>Pterodoras granulosus</i>	7.30	80.00	39.63
<i>Roeboides affinis</i>	6.50	10.00	8.13
<i>Schizodon fasciatus</i>	15.00	33.00	24.90
<i>Sorubim elongatus</i>	32.00	35.50	33.75
<i>Sorubim lima</i>	22.00	45.00	33.48
<i>Sorubim maniradii</i>	25.00	25.00	25.00
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	74.00	93.00	82.36
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	12.00	12.00	12.00
<i>Thoracocharax stellatus</i>	3.50	6.50	5.06
<i>Triportheus albus</i>	12.00	12.00	12.00
<i>Triportheus angulatus</i>	10.00	12.00	11.00
<i>Triportheus auritus</i>	16.00	21.00	18.33
<i>Zungaro zungaro</i>	30.00	113.00	59.77

Tabela com os pesos mínimos, médios e máximos das espécies mensuradas:

Espécie	Peso (g)		
	Mínimo	Máximo	Médio
<i>Abramites hypselonotus</i>	3.0	20.0	10.5
<i>Acanthicus hystrix</i>	2800.0	3146.0	2973.0
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	8.0	30.0	20.4
<i>Adontosternarchus clarkae</i>	5.0	5.0	5.0
<i>Ageneiosus inermis</i>	150.0	1640.0	854.4
<i>Anodus elongatus</i>	38.0	38.0	38.0
<i>Apteronotus bonapartii</i>	5.0	105.0	28.1
<i>Apteronotus sp.</i>	5.0	24.0	15.2
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	320.0	1730.0	1274.7
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	7495.0	7495.0	7495.0
<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	1360.0	5400.0	2933.3
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	200.0	2240.0	922.9
<i>Brycon amazonicus</i>	660.0	4380.0	1953.8
<i>Calophysus macropterus</i>	70.0	1130.0	488.0
<i>Cetopsis candiru</i>	100.0	230.0	135.6
<i>Cetopsis coecutiens</i>	22.0	380.0	189.5
<i>Charax sp. "madeira"</i>	1.0	20.0	7.8
<i>Clupeacharax anchoveoides</i>	4.0	4.0	4.0
<i>Compsaraia cf. compsus</i>	30.0	30.0	30.0
<i>Cynodon gibbus</i>	5.0	5.0	5.0
<i>Eigenmannia limbata</i>	5.0	138.0	25.0
<i>Eigenmannia macrops</i>	5.0	11.0	8.0
<i>Farlowella nattereri</i>	5.0	5.0	5.0
<i>Galeocharax goeldii</i>	5.0	20.0	12.5
<i>Hemidoras morrissi</i>	90.0	100.0	95.0
<i>Hemidoras stenopeltis</i>	70.0	90.0	80.0
<i>Hemigrammus cf. geisleri</i>	3.0	3.0	3.0
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	330.0	960.0	615.1
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	20.0	600.0	198.6
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	390.0	390.0	390.0
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	42.0	42.0	42.0
<i>Knodus cf. heteresthes</i>	9.0	9.0	9.0
<i>Knodus smithi</i>	3.0	6.0	4.7
<i>Laemolyta proxima</i>	52.0	345.0	198.5
<i>Lamontichthys cf. stibaros</i>	2.0	10.0	6.0
<i>Lamontichthys sp.</i>	2500.0	2500.0	2500.0
<i>Leiarius marmoratus</i>	550.0	6530.0	2115.7
<i>Leporinus friderici</i>	298.0	852.0	543.3
<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	20.0	1650.0	561.0
<i>Megalonema platycephalum</i>	35.0	35.0	35.0
<i>Moenkhausia intermedia</i>	2.0	10.0	4.4
<i>Moenkhausia sthenostoma</i>	5.0	5.0	5.0
<i>Mylossoma albiscopum</i>	2.0	385.0	98.1
<i>Mylossoma aureum</i>	4.0	170.0	45.6
<i>Nemadoras humeralis</i>	5.0	5.0	5.0

Espécie	Peso (g)		
	Mínimo	Máximo	Médio
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	5.0	8.0	6.4
<i>Opsodoras sp.</i>	60.0	60.0	60.0
<i>Ossancora fimbriata</i>	5.0	5.0	5.0
<i>Oxydoras niger</i>	480.0	1800.0	1120.7
<i>Panaque sp. 2</i>	60.0	3820.0	1940.0
<i>Paragoniates alburnus</i>	3.0	9.0	5.8
<i>Parapteronotus hasemani</i>	110.0	110.0	110.0
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	90.0	90.0	90.0
<i>Parecbasis cyclolepis</i>	3.0	7.0	5.0
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	6380.0	17800.0	13967.5
<i>Piaractus brachypomus</i>	1720.0	2900.0	2310.0
<i>Pimelodella howesi</i>	5.0	20.0	15.0
<i>Pimelodella serrata</i>	30.0	30.0	30.0
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	40.0	810.0	427.5
<i>Pimelodus blochii</i>	2.0	487.0	102.1
<i>Pinirampus pirinampu</i>	404.0	3110.0	1012.8
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	290.0	2486.0	1207.5
<i>Platystomatichthys sturio</i>	700.0	700.0	700.0
<i>Plectrochilus machadoi</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Porotergus duende</i>	6.0	6.0	6.0
<i>Potamorhina latior</i>	2.0	185.0	79.0
<i>Potamotrygon motoro</i>	1010.0	1020.0	1015.0
<i>Prionobrama filigera</i>	1.3	11.0	5.9
<i>Prochilodus nigricans</i>	5.0	1612.0	661.3
<i>Propimelodus caesius</i>	40.0	110.0	76.4
<i>Propimelodus sp.</i>	170.0	170.0	170.0
<i>Propimelodus sp. "adiposa curta"</i>	10.0	98.0	46.0
<i>Propimelodus sp. "adiposa longa"</i>	30.0	30.0	30.0
<i>Propimelodus sp. "anal com lobo"</i>	4.0	40.0	22.6
<i>Propimelodus sp. "F"</i>	8.0	1800.0	607.7
<i>Protocheirodon pi</i>	5.0	5.0	5.0
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	1050.0	6390.0	2591.2
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	900.0	3070.0	2236.1
<i>Pterodoras granulosus</i>	6.0	8260.0	2295.0
<i>Rhabdolichops eastwardi</i>	10.0	10.0	10.0
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	105.0	550.0	380.4
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	350.0	693.0	521.5
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	65.0	420.0	266.7
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	380.0	960.0	695.0
<i>Roeboides affinis</i>	5.0	20.0	10.0
<i>Schizodon fasciatus</i>	89.0	560.0	252.3
<i>Serrasalmus maculatus</i>	295.0	295.0	295.0
<i>Serrasalmus sp. "borda anal escura"</i>	4.0	5.0	4.3
<i>Sorubim elongatus</i>	200.0	1320.0	1103.1
<i>Sorubim lima</i>	52.0	850.0	348.5

Espécie	Peso (g)		
	Mínimo	Máximo	Médio
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	1800.0	4780.0	3057.9
<i>Sternarchella schotti</i>	45.0	47.0	46.0
<i>Sternarchella sima</i>	70.0	70.0	70.0
<i>Sternarchella sp.</i>	22.0	30.0	26.0
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	2.0	100.0	13.2
<i>Sternarchorhynchus cf. mormyrus</i>	40.0	345.0	176.5
<i>Sternarchorhynchus chaoi</i>	49.0	49.0	49.0
<i>Sternarchorhynchus goeldii</i>	5.0	20.0	14.3
<i>Sternopygus macrurus</i>	11.0	11.0	11.0
<i>Thoracocharax stellatus</i>	2.0	10.0	5.3
<i>Triportheus albus</i>	22.0	22.0	22.0
<i>Triportheus angulatus</i>	10.0	90.0	48.8
<i>Triportheus auritus</i>	96.0	110.0	102.0
<i>Vandellia cirrhosa</i>	5.0	8.0	6.5
<i>Vandellia sanguinea</i>	1.0	6.0	3.0
<i>Zungaro zungaro</i>	440.0	30000.0	4504.7

### ANEXO III

Tabela das espécies resgatadas, por margem de resgate:

Espécie	n	percentual	Margem
<i>Pimelodus blochii</i>	3445	20.40%	Ambas
<i>Prochilodus nigricans</i>	3265	19.33%	Ambas
<i>Calophysus macropterus</i>	1899	11.24%	Ambas
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	847	5.02%	Ambas
<i>Thoracocharax stellatus</i>	740	4.38%	Ambas
<i>Hemigrammus cf. bellottii</i>	510	3.02%	Ambas
<i>Agoniates anchovia</i>	404	2.39%	Ambas
<i>Pinirampus pirinampu</i>	392	2.32%	Ambas
<i>Moenkhausia intermedia</i>	379	2.24%	Ambas
<i>Abramites hypselonotus</i>	336	1.99%	Ambas
<i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	315	1.87%	Ambas
<i>Lycengraulis batesii</i>	310	1.84%	Ambas
<i>Prionobrama filigera</i>	308	1.82%	Ambas
<i>Vandellia cirrhosa</i>	300	1.78%	Ambas
<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	276	1.63%	Ambas
<i>Zungaro zungaro</i>	205	1.21%	Ambas
<i>Eigenmannia limbata</i>	189	1.12%	Ambas
<i>Knodus smithi</i>	188	1.11%	Ambas
<i>Mylossoma albiscopum</i>	185	1.10%	Ambas
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	165	0.98%	Ambas
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	149	0.88%	Ambas
<i>Protocheirodon pi</i>	119	0.70%	Ambas
<i>Parecbasis cyclolepis</i>	117	0.69%	Ambas
<i>Paragoniates alburnus</i>	110	0.65%	Ambas
<i>Vandellia sanguinea</i>	106	0.63%	Ambas
<i>Sorubim lima</i>	105	0.62%	Ambas
<i>Apteronotus bonapartii</i>	86	0.51%	Ambas
<i>Schizodon fasciatus</i>	85	0.50%	Ambas
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	75	0.44%	Ambas
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	53	0.31%	Ambas
<i>Aphyocharax avary</i>	52	0.31%	Margem Direita
<i>Triportheus angulatus</i>	48	0.28%	Ambas
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	46	0.27%	Ambas
<i>Paracanthopoma sp.</i>	45	0.27%	Margem Direita
<i>Leporinus fasciatus</i>	44	0.26%	Ambas
<i>Anchoviella carrikeri</i>	41	0.24%	Ambas
<i>Mylossoma aureum</i>	40	0.24%	Ambas
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	37	0.22%	Ambas
<i>Engraulisoma taeniatum</i>	36	0.21%	Margem Direita
<i>Leiarius marmoratus</i>	34	0.20%	Margem Esquerda
<i>Leporinus friderici</i>	34	0.20%	Ambas
<i>Roebooides affinis</i>	29	0.17%	Ambas
<i>Hemigrammus cf. geisleri</i>	26	0.15%	Ambas
<i>Propimelodus sp. "adiposa curta"</i>	26	0.15%	Ambas
<i>Brycon amazonicus</i>	25	0.15%	Ambas

Espécie	n	percentual	Margem
<i>Psectrogaster amazonica</i>	25	0.15%	Margem Esquerda
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	24	0.14%	Margem Esquerda
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	22	0.13%	Ambas
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	22	0.13%	Ambas
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	19	0.11%	Ambas
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	18	0.11%	Ambas
<i>Propimelodus caesius</i>	17	0.10%	Margem Esquerda
<i>Pterodoras granulosus</i>	17	0.10%	Ambas
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	17	0.10%	Ambas
<i>Charax sp. "madeira"</i>	16	0.09%	Ambas
<i>Moenkhausia sthenostoma</i>	16	0.09%	Ambas
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i>	16	0.09%	Ambas
<i>Oxydoras niger</i>	16	0.09%	Ambas
<i>Trichomycteridae gen. sp. n. "diabolicus"</i>	15	0.09%	Margem Direita
<i>Sorubim elongatus</i>	14	0.08%	Margem Esquerda
<i>Clupeacharax anchoveoides</i>	13	0.08%	Ambas
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	12	0.07%	Ambas
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	12	0.07%	Ambas
<i>Adontosternarchus clarkae</i>	11	0.07%	Ambas
<i>Anchoviella jamesi</i>	11	0.07%	Margem Direita
<i>Ctenobrycon spilurus</i>	11	0.07%	Margem Direita
<i>Hypostominae sp.</i>	11	0.07%	Margem Direita
<i>Knodus cf. heteresthes</i>	11	0.07%	Ambas
<i>Propimelodus sp.</i>	11	0.07%	Ambas
<i>Ageneiosus inermis</i>	10	0.06%	Ambas
<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	10	0.06%	Ambas
<i>Cetopsis candiru</i>	10	0.06%	Margem Esquerda
<i>Pseudostegophilus nemurus</i>	10	0.06%	Ambas
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	9	0.05%	Margem Esquerda
<i>Eigenmannia macrops</i>	9	0.05%	Ambas
<i>Gymnotus carapo</i>	9	0.05%	Margem Esquerda
<i>Lamontichthys cf. stibaros</i>	9	0.05%	Margem Direita
<i>Moenkhausia abyss</i>	9	0.05%	Margem Esquerda
<i>Cetopsis coecutiens</i>	8	0.05%	Ambas
<i>Propimelodus sp. "F"</i>	8	0.05%	Margem Direita
<i>Sternarchella sp.</i>	8	0.05%	Ambas
<i>Triportheus albus</i>	8	0.05%	Ambas
<i>Anchoviella sp.</i>	7	0.04%	Margem Direita
<i>Paravandellia sp.</i>	7	0.04%	Margem Direita
<i>Pimelodella howesi</i>	7	0.04%	Ambas
<i>Acanthicus hystrix</i>	6	0.04%	Ambas
<i>Apteronotus sp.</i>	6	0.04%	Ambas
<i>Potamorhina latior</i>	6	0.04%	Ambas
<i>Sternarchella terminalis</i>	6	0.04%	Margem Esquerda
<i>Sternarchorhynchus goeldii</i>	6	0.04%	Ambas
<i>Laemolyta taeniata</i>	5	0.03%	Margem Esquerda
<i>Propimelodus sp. "anal com lobo"</i>	5	0.03%	Margem Direita

Espécie	n	percentual	Margem
<i>Sternarchella schotti</i>	5	0.03%	Margem Direita
<i>Sternarchogiton preto</i>	5	0.03%	Margem Esquerda
<i>Sternarchorhynchus cf. mormyrus</i>	5	0.03%	Margem Direita
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	4	0.02%	Ambas
<i>Plectrochilus machadoi</i>	4	0.02%	Margem Direita
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	4	0.02%	Margem Esquerda
<i>Semaprochilodus insignis</i>	4	0.02%	Margem Esquerda
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	3	0.02%	Ambas
<i>Cynodon gibbus</i>	3	0.02%	Margem Direita
<i>Galeocharax goeldii</i>	3	0.02%	Margem Esquerda
<i>Lamontichthys filamentosus</i>	3	0.02%	Margem Direita
<i>Nemadoras humeralis</i>	3	0.02%	Margem Direita
<i>Piaractus brachypomus</i>	3	0.02%	Margem Direita
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	3	0.02%	Ambas
<i>Serrasalmus sp. "borda anal escura"</i>	3	0.02%	Margem Direita
<i>Triportheus auritus</i>	3	0.02%	Margem Esquerda
<i>Farlowella nattereri</i>	2	0.01%	Margem Direita
<i>Hemidoras morrиси</i>	2	0.01%	Margem Esquerda
<i>Hemidoras stenopeltis</i>	2	0.01%	Margem Esquerda
<i>Hydrolycus armatus</i>	2	0.01%	Margem Direita
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	2	0.01%	Margem Direita
<i>Laemolyta proxima</i>	2	0.01%	Ambas
<i>Ossancora punctata</i>	2	0.01%	Margem Esquerda
<i>Panaque sp. 2</i>	2	0.01%	Margem Direita
<i>Parapteronotus hasemani</i>	2	0.01%	Margem Esquerda
<i>Platystomatichthys sturio</i>	2	0.01%	Margem Direita
<i>Potamotrygon motoro</i>	2	0.01%	Margem Direita
<i>Sorubim maniradii</i>	2	0.01%	Ambas
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Agoniates halecinus</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Anodus elongatus</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Brycon polylepis</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Colossoma macropomum</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Compsaraia cf. compsus</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Hypostomus sp. "teotônio"</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Lamontichthys sp.</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Megalonema platycephalum</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Microchemobrycon guaporensis</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Microchemobrycon melonotus</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>MoenKhausia collettii</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Opsodoras sp.</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Ossancora fimbriata</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Pimelodella serrata</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Platysilurus mucosus</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Porotergus duende</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Propimelodus sp. "adiposa longa"</i>	1	0.01%	Margem Direita

Espécie	n	percentual	Margem
<i>Pseudobunocephalus amazonicus</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Rhabdolichops eastwardi</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Sternarchella sima</i>	1	0.01%	Margem Esquerda
<i>Sternarchorhynchus chaoi</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Sternopygus macrurus</i>	1	0.01%	Margem Direita
<i>Tympanopleura atronasus</i>	1	0.01%	Margem Esquerda