



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA  
Dissertação de Mestrado



# **Importância dos peixes detritívoros na pesca artesanal nos rios Negro e Tapajós, Amazônia Brasileira**

MÁRCIA CAROLINE FRIEDL DUTRA

Porto Alegre, novembro de 2023

# **Importância dos peixes detritívoros na pesca artesanal nos rios Negro e Tapajós, Amazônia Brasileira**

**MÁRCIA CAROLINE FRIEDL DUTRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador:

Prof. Dr. Renato de Azevedo Matias Silvano Dep. de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS

Coorientadora:

Dr. Paula Evelyn Rubira Pereyra Dep. de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS

Comissão Examinadora:

Dr. Gustavo Hallwass (UFLA)

Dr. Luciano F. A. Montag (UFPA)

Dr. Friedrich W. Keppeler (UW- Madison)

Porto Alegre, novembro de 2023.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de expressar minha sincera gratidão ao meu orientador, Prof. Dr. Renato Silvano, por sua orientação e apoio durante todo o processo de pesquisa. Agradeço a Dr. Paula Pereyra, minha coorientadora e amiga, por seus conselhos valiosos, tanto profissionais quanto pessoais. Sinto-me verdadeiramente abençoada por tê-la em minha vida. Também sou grata à CAPES pelo generoso suporte financeiro concedido por meio da bolsa de mestrado e à USAID pelo apoio financeiro ao projeto. Expresso minha gratidão ao PPG em Ecologia da UFRGS por disponibilizar o espaço físico para meu estudo e apoio para participação em eventos.

Meu apreço se estende a Dr. Kauane Bordin pela paciência e assistência nas análises estatísticas. Agradeço calorosamente a todos os colegas e professores do programa de pós-graduação em Ecologia da UFRGS pelas inspiradoras aulas, discussões e convivência acadêmica. Não posso deixar de mencionar o Comitê de Acompanhamento, Dr. Gustavo Hallwass e Dr. Luciano Montag, cujas sugestões inestimáveis contribuíram significativamente para meu trabalho. Meus agradecimentos especiais se estendem a todos os pescadores artesanais que participaram desta pesquisa. Sua contribuição direta foi fundamental para a elaboração deste trabalho, e estou verdadeiramente grata pela colaboração de cada um de vocês.

Meus agradecimentos mais profundos são destinados à minha família, especialmente aos meus pais, Patrícia Friedl e Márcio Dutra, cujo incansável esforço tornou possível que eu chegasse a este ponto. Sou grata também aos queridos colegas e amigos, Kaluan Vieira e Luís Tomazoni, cujas valiosas ideias e companhia tornaram esta jornada acadêmica mais enriquecedora. Gostaria de expressar minha sincera gratidão a Carolina Nunes, por nossas conversas sinceras sobre os altos e baixos da vida. Agradeço a minha amiga de longa data, Talyta Prestes, por sua presença constante em minha jornada acadêmica e pessoal. Por fim, dedico meu apreço especial ao meu companheiro, William Nunes, por caminhar ao meu lado nesta jornada. Sua escuta atenta, apoio inabalável e conselhos são inestimáveis. Te amo profundamente.

Encerro expressando minha gratidão aos professores Dr. Gustavo Hallwass, Dr. Luciano Montag, Dr. Friedrich Keppeler por dedicarem seu tempo à revisão desta dissertação. Muito obrigado!

## RESUMO

Os peixes de água doce desempenham um papel crucial na provisão de serviços ecossistêmicos, com destaque para a pesca artesanal. Nesse contexto, os peixes detritívoros, como jaraquis (Família Prochilodontidae; Gênero *Semaprochilodus*) e branquinhas (Família Curimatidae; Gêneros *Potamorhina*, *Curimata*, *Psectrogaster*, *Curimatella* e *Cyphocharax*), desempenham funções importantes na regulação ecológica e na provisão de alimentos. Apesar de sua relevância, essas espécies enfrentam ameaças, como pesca excessiva e impactos ambientais. A pesca artesanal é vital para a subsistência e economia local na Amazônia, mas enfrenta desafios de gestão devido à falta de estudos científicos e estatística pesqueira. O presente estudo visa analisar a importância dos peixes detritívoros na pesca artesanal, considerando a cogestão em áreas protegidas de uso direto (Reservas Extrativistas), sazonalidade e a influência da distância de centros urbanos nos rios Tapajós e Negro, na Amazônia Brasileira. A abordagem metodológica incluiu a coleta de peixes e registro de desembarques pesqueiros em colaboração com pescadores artesanais dentro e fora de Reservas Extrativistas (RESEX) nos dois rios. Foram realizadas análises de regressão linear mista das variáveis resposta captura (kg), captura relativa (%) e captura por unidade de esforço (CPUE, em kg/h), considerando como variáveis independentes a influência das RESEX, distância em relação a áreas urbanas e as variações sazonais nos rios. Os resultados revelaram que a captura de peixes detritívoros no rio Negro foi 3,8 vezes maior do que no rio Tapajós. Destacou-se a importância das Unidades de Conservação, especialmente a Reserva Extrativista Unini, localizada na Bacia do rio Negro, na redução da pressão pesqueira. A captura relativa foi maior durante a época de cheia, evidenciando a influência da sazonalidade na pesca e sugerindo ajustes sazonais nas técnicas de pesca por parte dos pescadores no rio Tapajós. A cogestão participativa parece ser eficaz na mitigação da pressão pesqueira, mas estratégias adicionais são necessárias para promover a captura equilibrada de diferentes espécies de peixes detritívoros. A pesquisa contribui para o entendimento das dinâmicas complexas da pesca artesanal na Amazônia e sugere diretrizes para a gestão sustentável da pesca de peixes detritívoros.

## PALAVRAS- CHAVE

Sazonalidade na Pesca; Cogestão; Unidades de Conservação; Monitoramento Participativo; Serviços Ecossistêmicos; Segurança Alimentar.

## **ABSTRACT**

Freshwater fish play a crucial role in providing ecosystem services, notably artisanal fishing. In this context, detritivorous fish, such as jaraquis (Family Prochilodontidae; Genus *Semaprochilodus*) and branquinhas (Family Curimatidae; Genera *Potamorhina*, *Curimata*, *Psectrogaster*, *Curimatella*, and *Cyphocharax*), perform significant functions in ecological regulation and food provision. Despite their relevance, these species face threats like overfishing and environmental impacts. Artisanal fishing is vital for subsistence and local economy in the Amazon, yet it grapples with management challenges due to a lack of scientific studies and fishery statistics. This study aims to analyze the importance of detritivorous fish in artisanal fishing, considering co-management in directly used protected areas (Extractive Reserves), seasonality, and the influence of proximity to urban centers in the Tapajós and Negro rivers in the Brazilian Amazon. The methodological approach involved fish collection and recording of fishing landings in collaboration with artisanal fishers within and outside Extractive Reserves (RESEX) in both rivers. Mixed linear regression analyses were conducted for response variables: catch (kg), relative catch (%), and catch per unit effort (CPUE, in kg/h), considering independent variables such as RESEX influence, distance from urban areas, and seasonal variations in the rivers. The results revealed that detritivorous fish catch in the Negro river was 3.8 times higher than in the Tapajós river. The significance of Conservation Units, especially the Unini Extractive Reserve in the Negro river basin, stood out in reducing fishing pressure. Relative catch was higher during the flood season, highlighting the influence of seasonality on fishing and suggesting seasonal adjustments in fishing techniques by Tapajós river fishers. Participatory co-management appears effective in mitigating fishing pressure, but additional strategies are needed to promote balanced capture of different detritivorous fish species. The research contributes to understanding the complex dynamics of artisanal fishing in the Amazon and suggests guidelines for sustainable management of detritivorous fishery.

## **KEY-WORDS**

Seasonality in Artisanal Fishing; Co-management; Conservation Units; Participatory Monitoring; Ecosystem Services; Food Security.

## **SUMÁRIO**

LISTA DE FIGURAS.....	7
LISTA DE TABELAS.....	9
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	15
INTRODUÇÃO.....	24
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	30
MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
RESULTADOS .....	40
DISCUSSÃO .....	54
CONCLUSÃO.....	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	65
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	86

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa de localização das comunidades de pesca (círculos) estudadas na parte inferior do rio Tapajós, estado do Pará (PA), Brasil. As áreas sombreadas designam áreas protegidas: Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (RESEX) e Floresta Nacional do Tapajós (FLONA) na margem oposta.....33
- Figura 2. Mapa de localização das comunidades de pesca (círculos) estudadas nos rios Unini e Negro, estado do Amazonas (AM), Brasil. As áreas sombreadas designam a Reserva Extrativista (RESEX) Unini.....34
- Figura 3. Principais guildas de peixes mais capturadas na pesca artesanal, de acordo com a porcentagem (%) de biomassa total desembarcada no Rio Tapajós (34.538 kg no total) e no Rio Negro (13.449 kg no total). As espécies de peixes detritívoros estão indicadas em verde escuro, com a porcentagem de biomassa destacada. Guildas com menos de 1% de biomassa capturada não foram inseridas no gráfico.....40
- Figura 4. Comparação entre a abundância relativa (% de biomassa em kg) em coletas e a captura relativa para a pesca (% de biomassa em kg nos desembarques) de peixes detritívoros no Rio Negro. A- branquinha (Curimatidae); B- jaraqui (Prochilodontidae). Os dados de coletas são representados em verde, enquanto os dados de desembarques são representados em cinza. Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central), os valores mínimo e máximo (linhas verticais) e o desvio padrão (linhas horizontais externas do boxplot). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados, em que a largura do violino representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Foram realizados testes de Wilcoxon para comparação entre os dois grupos de peixes detritívoros: \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ .....42
- Figura 5. Comparação em pares entre a abundância relativa (% de biomassa em kg) em coletas no ambiente (cinza) e a captura relativa para a pesca (nos desembarques, em laranja) de peixes detritívoros no Rio Tapajós. A- branquinha (Curimatidae); B- jaraqui (Prochilodontidae). Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central), os valores mínimo e máximo (linhas verticais) e o desvio padrão (linhas horizontais externas do boxplot). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados, em que a largura do violino

representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Foram realizados testes de Wilcoxon para comparação entre os dois grupos de peixes detritívoros: \*p<0,05, \*\*p <0,01,

\*\*\*p<0,001.....43

Figura 6. Peixes detritívoros capturados pela pesca artesanal nos rios Negro (jaraqui: 231 desembarques; branquinha: 21 desembarques) e Tapajós (jaraqui: 161 desembarques; branquinha: 28 desembarques). A – Captura (kg), B – Captura relativa (%). Os dados de branquinha (Curimatidae) são representados em preto e os dados de jaraqui (Prochilodontidae) em laranja. Os gráficos de caixa (boxplots) representam as medianas do grupo (linha central), valores mínimos e máximos (linhas verticais) e desvio padrão (linhas horizontais externas da caixa). Foram realizados testes de Wilcoxon para comparação entre os dois grupos de peixes detritívoros: \*p<0,05, \*\*p <0,01, \*\*\*p<0,001.....45

Figura 7: Gráficos dos melhores modelos mostram a influência das unidades de conservação na pesca dos peixes detritívoros no rio Negro abordando os seguintes aspectos: (A) Captura (Biomassa em kg); (B) Captura relativa (Biomassa relativa em porcentagem); (C) Captura por unidade de esforço (CPUE - kg/h). Os dados coletados fora da RESEX são representados em azul, enquanto os dados coletados dentro da RESEX são representados em laranja. Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central), os valores mínimo e máximo (linhas verticais) e o desvio padrão (linhas horizontais externas do boxplot). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados, em que a largura do violino representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Os testes de regressão linear mista mostram as significâncias estatísticas \*\*p <0,01.....48

Figura 8: Gráficos dos melhores modelos mostram a influência das unidades de conservação (A e C) e das épocas do ano (B) na pesca dos peixes detritívoros no rio Tapajós, abordando os seguintes aspectos: (A) Captura (Biomassa em kg); (B) Captura relativa (Biomassa relativa em porcentagem); (C) Captura por unidade de esforço (CPUE - kg/h). Os dados coletados fora da RESEX são representados em azul, enquanto os dados que foram obtidos dentro da RESEX são representados em laranja. As diferentes sazonalidades são representadas em azul (Enchente), laranja (Cheia), rosa (Vazante) e roxo (Seca). Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central), os valores mínimo e máximo (linhas verticais) e o



desvio padrão (linhas horizontais externas do boxplot). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados, em que a largura do violino representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Os testes de regressão linear mista mostram as significâncias estatísticas:  $b \neq a$ , indicando diferenças significativas entre os grupos.....52

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Peixes detritívoros coletados através da amostragem científica e seus respectivos nomes populares nos rios Tapajós e Negro.....41

Tabela 2. Resultados dos modelos de regressão linear mista no rio Negro entre as variáveis resposta (Captura, Captura relativa e Captura por unidade de esforço (CPUE)) e a variável preditora: Unidades de conservação (Fora e dentro da RESEX), com efeito aleatório sendo a identidade dos pescadores. gl= Graus de liberdade;  $R^2m= R^2$  Marginal;  $R^2c = R^2$  Condicional.....46

Tabela 3. Médias ( $\pm$  desvio padrão) das variáveis utilizadas nos modelos de regressão linear múltipla no rio Negro, Variáveis resposta: Captura (kg), captura por unidade de esforço (CPUE, kg/h) e Captura relativa (%), Variáveis predictoras: Distância dos centros urbanos (Dist\_centros) (km), Unidade de conservação (Fora ou dentro da RESEX) e Sazonalidade (cheia, enchente, seca e vazante), Comunidades dentro das reservas extrativistas (RESEX) são indicadas por letras em negrito, N= Número de desembarques registrados.....47

Tabela 4. Resultados dos modelos regressão linear mista no rio Tapajós entre a variável de resposta (Captura, Captura relativa e Captura por unidade de esforço (CPUE)) e os preditores: Unidades de conservação (Fora e dentro da RESEX) e Sazonalidade (Enchente, cheia, vazante e seca) com efeito aleatório sendo a identidade dos pescadores. gl= Graus de liberdade;  $R^2m= R^2$  Marginal;  $R^2c = R^2$  Condicional.....50

Tabela 5. Médias ( $\pm$  desvio padrão) das variáveis utilizadas nos modelos de regressão linear múltipla no rio Tapajós. Variáveis resposta: Captura (kg), captura por unidade de esforço (CPUE, kg/h) e Captura relativa (%), Variáveis predictoras: Distância dos centros urbanos

(Dist\_centros) (km), Unidade de conservação (Fora ou dentro da RESEX) e Sazonalidade (cheia, enchente, seca e vazante), Comunidades dentro das reservas extrativistas (RESEX) são indicadas por letras em negrito, N= Número de desembarques registrados.....51

## INTRODUÇÃO GERAL

### **A diversidade de águas e ciclos de inundação dos rios Amazônicos**

A Amazônia é conhecida por seus ciclos de inundação, que desempenham um papel fundamental na manutenção da rica biodiversidade e dos ecossistemas aquáticos da região (Winemiller & Jepsen, 1998; Junk, Soares & Bayley, 2007; Talbot *et al.*, 2018; Correa *et al.*, 2022). Durante a estação de cheia, o volume das águas nos rios aumenta, resultando em enchentes que se espalham pelas vastas planícies de inundação (Sioli, 1984; Junk *et al.*, 2011). Nesta época, a enchente do rio cria áreas ricas em nutrientes e matéria orgânica, ao conectar as florestas alagadas, rios e lagos (Junk, Soares & Bayley, 2007; Talbot *et al.*, 2018; Pinel *et al.*, 2020; Fleischmann *et al.*, 2023). Esses recursos alimentares adicionais sustentam uma grande diversidade de peixes e influenciam as interações ecológicas entre espécies (Fernandes, 1997; Winemiller & Jepsen, 1998; Petry, Bayley & Markle, 2003; Arrington, Winemiller & Layman, 2005; Hurd *et al.*, 2016). Já o período de seca é marcado pela diminuição dos níveis de água nos rios e pela exposição gradual das áreas antes inundadas (Junk, Soares & Bayley, 2007; Pinel *et al.*, 2020). Nesta época, os peixes se concentram em áreas mais restritas e os recursos alimentares se tornam mais limitados, aumentando a competição entre as espécies por alimento e espaço (Winemiller & Jepsen, 1998; Röpkke *et al.*, 2017). Os ciclos de inundação nos rios amazônicos têm o potencial de exercer uma influência expressiva nas práticas de pesca artesanal (Castello, Isaac & Thapa, 2015; Barros *et al.*, 2020; Camacho *et al.*, 2020; Nunes *et al.*, 2023). Durante as épocas de inundação, as condições ambientais e a disponibilidade de recursos aquáticos podem mudar substancialmente, impactando as estratégias de pesca, as espécies capturadas e as quantidades obtidas (Da Silva & Begossi, 2009; Tregidgo *et al.*, 2020).

A diversidade de rios com características singulares na região amazônica exerce uma influência direta na produtividade de peixes e, por extensão, na pesca artesanal. (Goulding, Barthem & Ferreira, 2003). Os rios de águas brancas, transportam sedimentos ricos em nutrientes, o que resulta em águas com pH neutro e alta concentração de sólidos dissolvidos (Sioli, 1984; Junk *et al.*, 2011). Por outro lado, os rios de águas pretas são conhecidos por suas águas transparentes, com baixa quantidade de matéria em suspensão e altos teores de ácidos húmicos, conferindo-lhes uma coloração marrom-avermelhada (Sioli, 1984; Junk *et al.*, 2011). Por fim, os rios de águas claras apresentam águas transparentes e esverdeadas, com baixa quantidade de sedimentos e sólidos dissolvidos (Sioli, 1984; Junk *et al.*, 2011). Os rios

de águas claras e pretas são considerados oligotróficos, apresentando uma concentração reduzida de nutrientes em comparação com os rios de águas brancas, o que resulta em uma menor produção pesqueira (Junk, Soares, & Bayley 2007; Silvano 2020; Alho, Reis, & Aquino 2015). Apesar disso, esses rios de águas claras e pretas sustentam uma grande quantidade de pescadores de pequena escala, sendo essenciais para garantir a segurança alimentar e gerar renda para a maioria da população ribeirinha (Hallwass *et al.*, 2011; Begossi *et al.*, 2019; Hallwass *et al.*, 2020; Runde, Hallwass & Silvano, 2020; Nagl *et al.*, 2021; Pereyra *et al.*, 2021; Dutra *et al.*, 2023).

### **A pesca artesanal na Amazônia Brasileira**

A pesca artesanal de pequena escala na Amazônia, definida como uma prática pesqueira que utiliza métodos de baixa tecnologia e embarcações de dimensões reduzidas, é responsável pela maioria dos desembarques de peixes na região, sustentando as comunidades locais (Bayley & Petrere, 1989; Hallwass *et al.*, 2011, 2020). As embarcações utilizadas nessas pescarias de pequena escala na Amazônia são tipicamente canoas movidas a remo ou com motores pequenos, apresentando capacidade de armazenamento limitada e baixa autonomia (Hallwass *et al.*, 2020). O equipamento de pesca mais comum é a rede de emalhar, variando em tamanho de malha e técnicas de uso (Hallwass & Silvano, 2016; Lopes *et al.*, 2016; Hallwass *et al.*, 2020, 2023). Além disso, outros equipamentos como linha de mão, espinhel, tarrafa e arpão também são utilizados, sendo a escolha dependente do habitat explorado, da estação hidrológica e das preferências dos pescadores quanto aos peixes a serem capturados (Hallwass, Lopes, Juras, *et al.*, 2013; Silvano *et al.*, 2017). Apesar de sua importância, grande parte das capturas de peixes nessas pescarias não é registrada nos mercados, e os esforços de monitoramento na bacia amazônica são escassos, geralmente concentrados nos principais locais de desembarque (Issac, Da Silva & Ruffino, 2008; Hallwass *et al.*, 2011; Pinaya *et al.*, 2016).

### **Monitoramento participativo da pesca**

O monitoramento participativo é um método utilizado para acessar informações detalhadas sobre a utilização de recursos pelas comunidades locais (Silvano & Hallwass, 2020; Reis-Filho *et al.*, 2023). Através do envolvimento ativo das pessoas locais, é possível obter dados valiosos sobre diversos sistemas, incluindo pesca, agricultura, saúde pública, impactos ambientais e conservação (Keppeler, Hallwass & Silvano, 2017; Hallwass,

Schiavetti & Silvano, 2020; Keppeler *et al.*, 2020; Luján Soto, de Vente & Cuéllar Padilla, 2021; Nagl *et al.*, 2021; Agnese *et al.*, 2023; Mandeville *et al.*, 2023). Esses dados são essenciais para avaliar os estoques de recursos naturais, entender a importância desses recursos para as comunidades e analisar as dinâmicas envolvidas, como as práticas de pesca (Hallwass *et al.*, 2020; Silvano & Hallwass, 2020; Reis-Filho *et al.*, 2023). O monitoramento participativo permite a obtenção desses dados em um curto período de tempo, sendo uma fonte valiosa ou um complemento essencial para o monitoramento científico (Yochum, Starr & Wendt, 2011; Zukowski, Curtis & Watts, 2011; Schemmel *et al.*, 2016; Pezzuti *et al.*, 2018; Begossi *et al.*, 2019). Além de fornecer informações para o manejo adequado dos recursos, a pesquisa participativa capacita as comunidades locais, aumenta a conscientização sobre a necessidade de gerenciar os recursos e pode promover a participação das comunidades nas decisões de manejo (Obura *et al.*, 2002; Wiber *et al.*, 2009;; Berkes, 2021).

### **Peixes detritívoros**

O jaraqui (Família Prochilodontidae; Gênero *Semaprochilodus*) é um peixe detritívoro encontrado nas bacias dos rios amazônicos (Ribeiro, 1983; Brito Ribeiro & Petrere, 1990; De Lima & Araujo-Lima, 2004; Camacho *et al.*, 2020). Esse peixe habita uma variedade de ambientes aquáticos, como florestas alagadas, canais principais, afluentes, praias de areia, lagos de várzea e riachos florestais (Ribeiro, 1983; Brito Ribeiro & Petrere, 1990; De Lima & Araujo-Lima, 2004; Camacho *et al.*, 2020). O jaraqui realiza migrações anuais para desova e dispersão (Ribeiro, 1983; Brito Ribeiro & Petrere, 1990; De Lima & Araujo-Lima, 2004; Camacho *et al.*, 2020). Durante a cheia, os jaraquis migram dos rios afluentes de águas pobres em nutrientes (rios de águas pretas e claras) para os rios de águas ricas em nutrientes (águas brancas) para desovar, retornando aos afluentes para se alimentar após a desova (Ribeiro, 1983; Brito Ribeiro & Petrere, 1990; De Lima & Araujo-Lima, 2004; Camacho *et al.*, 2020). Durante a migração de dispersão, os peixes descem novamente dos afluentes pobres em nutrientes (águas claras e negras) e migram rio acima em rios ricos em nutrientes (água branca), entrando e saindo de outros afluentes (Ribeiro, 1983; Brito Ribeiro & Petrere, 1990; De Lima & Araujo-Lima, 2004; Camacho *et al.*, 2020). Ribeiro (1983) descreveu a migração do jaraqui no sistema do rio Negro para a Bacia Solimões-Amazonas e este modelo tem sido aplicado para estudar as migrações em outros rios (Barthem, Ferreira & Goulding, 2016). Além disso, padrões semelhantes de migração foram identificados em outros sistemas, como

no rio Tapajós, através de entrevistas com pescadores locais (Nunes, Hallwass & Silvano, 2019).

Na região de Manaus (maior mercado de peixes da Amazônia), a comercialização de peixes conhecidos como jaraquis envolve duas espécies principais: o jaraqui-escama-grossa (*Semaprochilodus insignis*), responsável por aproximadamente 70% da produção desembarcada, e o jaraqui-escama-fina (*Semaprochilodus taeniurus*) (Santos, Ferreira & Zuanon, 2006). O jaraqui é o segundo peixe mais importante no mercado de Manaus, sendo o mais popular entre as populações de baixa renda e ocupando a primeira posição nas feiras de bairros (Santos, Ferreira & Zuanon, 2006; Dias-Neto & Dias, 2015). Além disso, o jaraqui está entre as dez espécies com maior produção média da pesca continental no Brasil entre 1995 e 2010 (Dias-Neto & Dias, 2015). No entanto, as tendências de produção mostram variações ao longo dos anos, com períodos de aumento e diminuição da captura (Dias-Neto & Dias, 2015). Ambas as espécies (*S. insignis* e *S. taeniurus*) estão inclusas no Anexo II da IN MMA nº 05/2004 como espécies ameaçadas de sobre-exploração. O período de defeso anual (época de proibição da pesca devido a reprodução dos peixes) é definido somente nos rios do estado de Mato Grosso e nos rios de Roraima (Portaria Ibama nº 48/2007). Nunes et al., (2023) investigaram a genética do peixe *S. insignis* na Amazônia. Foram analisadas populações dessa espécie em 11 locais ao longo da Bacia Amazônica (inclusive nos rios Tapajós e Negro), revelando uma única população diversificada geneticamente, mas também indicando efeitos negativos da sobrepesca, como redução da diversidade genética (Nunes et al., 2023).

Os peixes conhecidos como branquinha incluem várias espécies detritívoras de pequeno porte da família Curimatidae e de diferentes gêneros (*Potamorhina*, *Curimata*, *Psectrogaster*, *Curimatella* e *Cyphocharax*) (Vari, 1984; Silvano et al., 2022). Este grupo de peixes é composto principalmente por espécies bentopelágicas relativamente pequenas, que têm hábitos diurnos e habitam lagos e rios (Saint-Paul et al., 2000; Silvano, Do Amaral & Oyakawa, 2000; Siqueira-Souza & Freitas, 2004). Existem indícios de que as branquinhas façam migrações tróficas e reprodutivas durante a enchente (Araújo-Lima, 1991; Santos, Ferreira & Zuanon, 2006; Correia, Siqueira-Souza & Freitas, 2015; Röpke et al., 2019). As larvas de *Potamorhina latior*, *Psectrogaster altamazonica*, *P. rutiloides* e *P. amazonica* são arrastadas pela corrente principal do rio Amazonas, mas existe pouca informação sobre as larvas de *Curimata* e *Curimatella* spp. (Araújo-Lima, 1991; Araujo-Lima & Ruffino, 2004).

Os lagos marginais do baixo Tapajós funcionam como berçários e locais de recrutamento para as espécies *Curimatella* sp. e *Psectrogaster amazônica* (Vieira *et al.*, 2022). Os juvenis de *P. latior* são encontrados nas macrófitas flutuantes dos lagos de planície de inundação, enquanto os adultos habitam a floresta inundada e o curso principal do rio (Araújo-Lima, 1991).

A pesca das branquinhas é realizada em toda a Bacia Amazônica (Dias-Neto & Dias, 2015). As pescarias de branquinha apresentam um padrão inverso em comparação com outras espécies de peixes geralmente capturadas durante a seca, sendo as branquinhas principalmente capturadas no início da cheia ou durante o período de desova (Araujo-Lima & Ruffino, 2004). A produção nacional dessas espécies teve períodos de crescimento e declínio ao longo dos anos, e em 2010 atingiu em torno de 5.000 toneladas por ano (Dias-Neto & Dias, 2015). Quanto às regras de gestão da pesca, as branquinhas estão inclusas nos períodos de defeso anual estabelecidos para os rios da Bacia Amazônica, Mato Grosso, Amapá, Pará, Roraima e na Bacia Hidrográfica do Rio Araguaia (Portaria Ibama n° 48/2007 e n° 49/2005).

## REFERÊNCIAS

Agnese, F. *et al.* (2023) “Participatory monitoring in farmer field school program through Whatsapp among indigenous farmers in rural Sarawak, Malaysia,” *Interactive Learning Environments*, pp. 1–12. Available at: <https://doi.org/10.1080/10494820.2023.2223241>.

Albuquerque, U.P. *et al.* (2021) “Integrating traditional ecological knowledge into academic research at local and global scales,” *Regional Environmental Change*, 21(2), p. 45. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01774-2>.

Alho, C.J.R., Reis, R.E. & Aquino, P.P.U. (2015) “Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries,” *Ambio*, 44(5), pp. 412–425. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0610-z>.

Araújo-Lima, C.A.R.M. (1991) “A larva da branquinha comum, *Potamorhina latior* (Curimatidae, Pisces) da Amazônia Central.,” *Revista Brasileira de Biologia*, 51(1), pp. 45–56.

Araujo-Lima, C.A.R.M. & Ruffino, M.L. (2004) “Migratory fishes of the Brazilian Amazon,” *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*,

pp. 237–301. Available at: <https://doi.org/10.1596/1-5525-0114-0>.

Arrington, D.A., Winemiller, K.O. & Layman, C.A. (2005) “Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river,” *Oecologia*, 144(1), pp. 157–167. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0014-7>.

Barros, D. de F. *et al.* (2020) “Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon,” *Fisheries Research*, 230, p. 105643. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105643>.

Barthem, R.B., Ferreira, E.J.G. & Goulding, M. (2016) “As migrações do jaraqui e do tambaqui no rio Tapajós e suas relações com as usinas hidrelétricas,” *Ocekadí: Hidrelétricas, Conflitos Socioambientais e Resistência na Bacia do Tapajós*, (July), pp. 479–493.

Bayley, P.B. & Petrere, M. (1989) *Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options*. Edited by D. Dodge. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences.

Begossi, A. *et al.* (2019) “Fish consumption on the amazon: A review of biodiversity, hydropower and food security issues,” *Brazilian Journal of Biology*, 79(2), pp. 345–357. Available at: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.186572>.

Berkes, F. (1999) *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Philadelphia: Taylor and Francis.

Berkes, F., Colding, J. & Folke, C. (2000) “Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management,” *Ecological Applications*, 10(5), p. 1251. Available at: <https://doi.org/10.2307/2641280>.

Berkes, Fikret (2021) *Toward A New Social Contract: Community-based Resource Management and Small-scale Fisheries, Taking Stock of Shock*. Edited by F Berkes. TBTI Global. Available at: <https://doi.org/10.1093/oso/9780197549230.003.0013>.

Brito Ribeiro, M.C. de L. & Petrere, M.J. (1990) “Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus Taeniurus*, S. *Insignis*) in central Amazonia,” *Regulated Rivers: Research & Management*, 5(3), pp. 195–215. Available at: <https://doi.org/10.1002/rrr.3450050302>.

Camacho, A.I.G. *et al.* (2020) “Exploring the effect of strong hydrological droughts



and floods on populational parameters of *Semaprochilodus insignis* (Actinopterygii: Prochilodontidae) from the Central Amazonia,” *Environment, Development and Sustainability*, 23(3), pp. 3338–3348. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00721-1>.

Castello, L., Isaac, V.J. & Thapa, R. (2015) “Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon,” *Royal Society Open Science*, 2(11), p. 150299. Available at: <https://doi.org/10.1098/rsos.150299>.

Correa, S.B. *et al.* (2022) “Biotic indicators for ecological state change in amazonian floodplains,” *BioScience*, 72(8), pp. 753–768. Available at: <https://doi.org/10.1093/biosci/biac038>.

Correia, G.B., Siqueira-Souza, F.K. & Freitas, C.E. de C. (2015) “Intra- and inter-annual changes in the condition factors of three Curimatidae detritivores from Amazonian floodplain lakes,” *Biota Neotropica*, 15(4). Available at: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2014-0001>.

Dagosta, F.C.P. & Pinna, M. De (2019) “The fishes of the Amazon: Distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species,” *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 2019(431), p. 1. Available at: <https://doi.org/10.1206/0003-0090.431.1.1>.

Dias-Neto, J. & Dias, J. de F.O. (2015) *O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca*. Brasília: IBAMA.

Dutra, M.C.F. *et al.* (2023) “Fishers’ knowledge on abundance and trophic interactions of the freshwater fish *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) in two Amazonian rivers,” *Neotropical Ichthyology*, 21(1), pp. 1–21. Available at: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0041>.

Fernandes, C.C. (1997) “Lateral migration of fishes in Amazon floodplains,” *Ecology of Freshwater Fish*, 6(1), pp. 36–44. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00140.x>.

Fleischmann, A.S. *et al.* (2023) “Increased floodplain inundation in the Amazon since 1980,” *Environmental Research Letters*, 18(3), p. 034024. Available at: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acb9a7>.

Goulding, M., Barthem, R. & Ferreira, E.J.G. (2003) *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Books.

Hallwass, G. *et al.* (2011) “Fishing effort and catch composition of urban market and rural villages in Brazilian Amazon,” *Environmental Management*, 47(2), pp. 188–200. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9584-1>.

Hallwass, G. *et al.* (2013) “Behavioral and environmental influences on fishing rewards and the outcomes of alternative management scenarios for large tropical rivers,” *Journal of Environmental Management*, 128, pp. 274–282. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.037>.

Hallwass, G. *et al.* (2020) “Small-scale Fisheries, Livelihoods, and Food Security of Riverine People,” in R.A.M. Silvano (ed.) *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon*. Springer Nature Switzerland, pp. 23–38. Available at: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8_3).

Hallwass, G. *et al.* (2023) “‘Disentangling’ the advantages from gillnets in freshwater small-scale fisheries in the Brazilian Amazon,” *Reviews in Fish Biology and Fisheries* [Preprint], (0123456789). Available at: <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09771-w>.

Hallwass, G., Schiavetti, A. & Silvano, R.A.M. (2020) “Fishers’ knowledge indicates temporal changes in composition and abundance of fishing resources in Amazon protected areas,” *Animal Conservation*, 23(1), pp. 36–47. Available at: <https://doi.org/10.1111/acv.12504>.

Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2016) “Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: implications for management,” *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(9), pp. 1537–1559. Available at: <https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1081587>.

Huntington, H.P. (2000) “Using traditional ecological knowledge in science: Methods and applications,” *Ecological Applications*, 10(5), pp. 1270–1274. Available at: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1270:UTEKIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1270:UTEKIS]2.0.CO;2).

Hurd, L.E. *et al.* (2016) “Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment,” *Biological Conservation*, 195, pp. 118–127. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.005>.

Issac, V.J., Da Silva, C.O. & Ruffino, M.L. (2008) “The artisanal fishery fleet of the lower Amazon,” *Fisheries Management and Ecology*, 15(3), pp. 179–187. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00599.x>.

Junk, W.J. *et al.* (2011) “A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands,” *Wetlands*, 31(4), pp. 623–640. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>.

Junk, W.J., Soares, M.G.M. & Bayley, P.B. (2007) “Freshwater fishes of the Amazon River basin: Their biodiversity, fisheries, and habitats,” *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 10(2), pp. 153–173. Available at: <https://doi.org/10.1080/14634980701351023>.

Keppeler, F.W. *et al.* (2020) “What makes a good catch? Effects of variables from individual to regional scales on tropical small-scale fisheries,” *Fisheries Research*, 229(105571), pp. 1–12. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105571>.

Keppeler, F.W., Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2017) “Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river,” *Oryx*, 51(2), pp. 268–279. Available at: <https://doi.org/10.1017/S0030605316000247>.

De Lima, Á.C. & Araujo-Lima, C.A.R.M. (2004) “The distributions of larval and juvenile fishes in Amazonian rivers of different nutrient status,” *Freshwater Biology*, 49(6), pp. 787–800. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01228.x>.

Lopes, G.C. dos S. *et al.* (2016) “Small-scale fisheries in the Amazon basin: General patterns and diversity of fish landings in five sub-basins,” *Boletim do Instituto de Pesca*, 42(4), pp. 895–909. Available at: <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n4p895>.

Luján Soto, R., de Vente, J. & Cuéllar Padilla, M. (2021) “Learning from farmers’ experiences with participatory monitoring and evaluation of regenerative agriculture based on visual soil assessment,” *Journal of Rural Studies*, 88, pp. 192–204. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2021.10.017>.

Luzar, J.B. *et al.* (2011) “Large-scale Environmental Monitoring by Indigenous Peoples,” *BioScience*, 61(10), pp. 771–781. Available at: <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.10.7>.

Mandeville, C.P. *et al.* (2023) “Participatory monitoring drives biodiversity knowledge in global protected areas,” *Communications Earth & Environment*, 4(1), p. 240.

Available at: <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00906-2>.

Nagl, P. *et al.* (2021) “Protected areas and frugivorous fish in tropical rivers: Small-scale fisheries, conservation and ecosystem services,” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(10), pp. 2752–2771. Available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.3673>.

Nunes, C.B. *et al.* (2023) “‘From the sky to the ground’: fishers’ knowledge, landscape analysis and hydrological data indicate long-term environmental changes in Amazonian clear water rivers,” *Science of the Total Environment*, 904(September), p. 166763. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166763>.

Nunes, I. *et al.* (2023) “Spatial and temporal population genetic analysis of *Semaprochilodus insignis* (Prochilodontidae), an overexploited fish from the Amazon basin,” *PeerJ*, 11, p. e15503. Available at: <https://doi.org/10.7717/peerj.15503>.

Nunes, M.U.S., Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2019) “Fishers’ local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river,” *Hydrobiologia*, 833(1), pp. 197–215. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3901-3>.

Obura, D.O. *et al.* (2002) “Monitoring of fish and fish catches by local fishermen in Kenya and Tanzania,” *Marine and Freshwater Research*, 53(2), p. 215. Available at: <https://doi.org/10.1071/MF01151>.

Pereyra, P.E.R. *et al.* (2021) “‘Taking Fishers’ Knowledge to the Lab’: An Interdisciplinary Approach to Understand Fish Trophic Relationships in the Brazilian Amazon,” *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, pp. 1–15. Available at: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.723026>.

Petry, P., Bayley, P.B. & Markle, D.F. (2003) “Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain,” *Journal of Fish Biology*, 63(3), pp. 547–579. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00169.x>.

Pezzuti, J. *et al.* (2018) “Commoning in dynamic environments: community-based management of turtle nesting sites on the lower Amazon floodplain,” *Ecology and Society*, 23(3), p. art36. Available at: <https://doi.org/10.5751/ES-10254-230336>.

Pinaya, W.H.D. *et al.* (2016) “Multispecies Fisheries in the Lower Amazon River and Its Relationship with the Regional and Global Climate Variability,” *PLOS ONE*. Edited by M. Castonguay, 11(6), p. e0157050. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157050>.

Pinel, S. *et al.* (2020) “Flooding Dynamics Within an Amazonian Floodplain: Water Circulation Patterns and Inundation Duration,” *Water Resources Research*, 56(1). Available at: <https://doi.org/10.1029/2019WR026081>.

Reis-Filho, J.A. *et al.* (2023) “-I fish, therefore I monitor: Participatory monitoring to assess inland small-scale fisheries,” *Environmental Management* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00267-023-01819-8>.

Ribeiro, M.C.L. de B. (1983) *As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no Rio Negro, Amazonas, Brasil*. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazonia (INPA).

Röpke, C.P. *et al.* (2017) “Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon,” *Scientific Reports*, 7(1), p. 40170. Available at: <https://doi.org/10.1038/srep40170>.

Röpke, C.P. *et al.* (2019) “Reproductive allocation by Amazon fishes in relation to feeding strategy and hydrology,” *Hydrobiologia*, 826(1), pp. 291–305. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3740-7>.

Runde, A., Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2020) “Fishers’ Knowledge Indicates Extensive Socioecological Impacts Downstream of Proposed Dams in a Tropical River,” *One Earth*, 2, pp. 255–268. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.02.012>.

Saint-Paul, U. *et al.* (2000) “Fish Communities in Central Amazonian White- and Blackwater Floodplains,” *Environmental Biology of Fishes*, 57(3), pp. 235–250. Available at: <https://doi.org/10.1023/A:1007699130333>.

Salati, E. & Vose, P.B. (1984) “Amazon Basin: A System in Equilibrium,” *Science*, 225(4658), pp. 129–138. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.225.4658.129>.

Santos, G.M., Ferreira, E.J.G. & Zuanon, J.A.S. (2006) *Peixes comerciais de Manaus*.

Schemmel, E. *et al.* (2016) “The codevelopment of coastal fisheries monitoring methods to support local management,” *Ecology and Society*, 21(4), p. art34. Available at: <https://doi.org/10.5751/ES-08818-210434>.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2008) “Contributions of ethnobiology to the conservation of tropical rivers and streams,” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.825>.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2017) *Conservação, Pesca e Ecologia de Peixes do Baixo Rio Tapajós, Amazônia Brasileira*.

Silvano, R.A.M. (2020) *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon: People, Ecology and Conservation in Black and Clear Water Rivers*, Springer International Publishing. Edited by R.A.M. Silvano. São Paulo: Springer International Publishing. Available at: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8>.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2022) “Which fish is this? Fishers know more than 100 fish species in megadiverse tropical rivers,” *Facets*, 7, pp. 988–1007. Available at: <https://doi.org/10.1139/FACETS-2021-0136>.

Silvano, R.A.M., Do Amaral, B.D. & Oyakawa, O.T. (2000) “Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the Upper Jurua River fish community (Brazilian Amazon),” *Environmental Biology of Fishes*, 57(1), pp. 25–35. Available at: <https://doi.org/10.1023/A:1007594510110>.

Silvano, R.A.M. & Hallwass, G. (2020) “Participatory research with fishers to improve knowledge on small-scale fisheries in tropical rivers,” *Sustainability (Switzerland)*, 12(11), pp. 1–24. Available at: <https://doi.org/10.3390/su12114487>.

Sioli, H. (1984) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Edited by H. Sioli. Dordrecht: Springer Netherlands. Available at: <https://doi.org/10.1007/978-94-009-6542-3>.

Siqueira-Souza, F.K. & Freitas, C.E.C. (2004) “Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões River,” *Brazilian Journal of Biology*, 64(3a), pp. 501–510. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000300013>.

Talbot, C.J. *et al.* (2018) “The impact of flooding on aquatic ecosystem services,” *Biogeochemistry*, 141(3), pp. 439–461. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0449-7>.

Ticheler, H.J., Kolding, J. & Chanda, B. (1998) “Participation of local fishermen in scientific fisheries data collection: a case study from the Bangweulu Swamps, Zambia,”

*Fisheries Management and Ecology*, 5(1), pp. 81–92. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1998.00076.x>.

Tisseuil, C. *et al.* (2013) “Global diversity patterns and cross-taxa convergence in freshwater systems,” *Journal of Animal Ecology*. Edited by K. Cottenie, 82(2), pp. 365–376. Available at: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12018>.

Vari, R.P. (1984) “Systematics of the Neotropical characiform genus *Potamorhina* (Pisces, Characiformes),” *Smithsonian Contributions to Zoology*, (400), pp. 1–36. Available at: <https://doi.org/10.5479/si.00810282.400>.

Vazzoler, A., Amadio, A. & Malta, M. (1989) “Aspectos biológicos dos peixes Amazônicos: XI - Reprodução das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) no baixo rio Negro, Amazonas, Brasil,” *Revista Brasileira de Biologia*, 49(165–173).

Venticinque, E. *et al.* (2016) “An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon,” *Earth System Science Data*, 8(2), pp. 651–661. Available at: <https://doi.org/10.5194/essd-8-651-2016>.

Vieira, T. *et al.* (2022) “Ichthyoplankton community in lagoons of the Tapajós and Trombetas rivers, Eastern Amazon,” *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*, 10(2), pp. 113–132. Available at: <https://doi.org/10.46732/actafish.2022.10.2.113-132>.

Wiber, M. *et al.* (2009) “Enhancing community empowerment through participatory fisheries research,” *Marine Policy*, 33(1), pp. 172–179. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.05.009>.

Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. (1998) “Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs,” *Journal of Fish Biology*, 53(SUPPL. A), pp. 267–296. Available at: <https://doi.org/10.1006/jfbi.1998.0832>.

Yochum, N., Starr, R.M. & Wendt, D.E. (2011) “Utilizing Fishermen Knowledge and Expertise: Keys to Success for Collaborative Fisheries Research,” *Fisheries*, 36(12), pp. 593–605. Available at: <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.633467>.

Zukowski, S., Curtis, A. & Watts, R.J. (2011) “Using fisher local ecological knowledge to improve management: The Murray crayfish in Australia,” *Fisheries Research*, 110(1), pp. 120–127. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.03.020>.

## INTRODUÇÃO

Os serviços ecossistêmicos são os benefícios que os ecossistemas fornecem tanto aos seres humanos quanto à natureza (Díaz *et al.*, 2015). Os peixes de água doce desempenham um papel crucial ao fornecer uma variedade de serviços ecossistêmicos essenciais, que abrangem diversas categorias, tais como provisão, regulação, suporte e cultura (Begossi, Hanazaki & Ramos, 2004; Correa *et al.*, 2007; McIntyre *et al.*, 2008; Olden *et al.*, 2020; Pelicice *et al.*, 2023). Os serviços de provisão enfatizam a importância fundamental da pesca de água doce como fornecedora essencial de alimentos, proteína animal, renda e oportunidades de emprego para comunidades em várias regiões (Lynch *et al.*, 2017; Pelicice *et al.*, 2023). Além disso, os peixes de água doce contribuem para processos fundamentais através de serviços de regulação e suporte, como o controle de vegetação (Hoeinghaus, Winemiller & Birnbaum, 2007), dispersão de sementes (Correa *et al.*, 2007), purificação da água (Mazzeo *et al.*, 2010), controle de doenças (Azevedo-Santos *et al.*, 2017) e o gerenciamento de espécies invasoras (Santos *et al.*, 2021). Adicionalmente, esses peixes têm a capacidade de fornecer benefícios não materiais às sociedades humanas por meio de serviços culturais, incluindo valores associados a comunidades tradicionais com raízes históricas (Berkes, 1999; Berkes, Colding & Folke, 2000; Albuquerque *et al.*, 2021). Essas conexões profundas com os peixes formam a base do conhecimento ecológico local (CEL), que desempenha um papel essencial na compreensão de recursos naturais e relações ecológicas por parte dos pescadores (Hallwass, Lopes, Juras, *et al.*, 2013a; Pereyra *et al.*, 2021).

Os peixes de água doce desempenham um papel vital na segurança alimentar e no sustento de milhões de famílias em todo o mundo, especialmente em países em desenvolvimento (Welcomme, Valbo-Jorgensen & Halls, 2014). Estima-se que esses peixes forneçam fonte de proteína animal para cerca de 119,1 milhões de pessoas em 36 países em desenvolvimento (Fluet-Chouinard, Funge-Smith & McIntyre, 2018). Apesar de sua importância, a pesca artesanal em países em desenvolvimento é frequentemente subvalorizada e negligenciada em termos de estatísticas e estudos científicos, resultando em sua invisibilidade política e econômica (Oliveira Júnior *et al.*, 2016; Lynch *et al.*, 2017; Shrestha *et al.*, 2022). Para enfrentar essa questão, o monitoramento participativo pode envolver as comunidades locais na coleta de informações detalhadas sobre a utilização dos recursos naturais, incluindo a pesca (Silvano, 2020; Silvano & Hallwass, 2020; Nagl *et al.*, 2021; Reis-Filho *et al.*, 2023). Esse método fornece dados valiosos para avaliar os estoques de forma



rápida e capacita as comunidades, aumentando a conscientização sobre a gestão dos recursos e promovendo sua participação nas decisões de manejo para garantir a sustentabilidade dos recursos e o bem-estar das comunidades (Danielsen *et al.*, 2010; Hallwass *et al.*, 2020; Berkes, 2021). Os dados coletados por meio do envolvimento das comunidades locais podem ser aplicados de forma mais imediata ao manejo local, em comparação com os dados coletados pelos pesquisadores, que podem levar anos para influenciar as ações de manejo (Obura *et al.*, 2002; Danielsen *et al.*, 2010; Schemmel *et al.*, 2016).

Na Amazônia brasileira, a pesca artesanal é uma atividade predominante e o pescado desempenha um papel essencial como fonte de proteína animal para as comunidades locais (Begossi *et al.*, 2019). Dentre os peixes pescados na região amazônica, os peixes detritívoros são bastante capturados e desempenham importantes serviços ecossistêmicos (Araujo-Lima *et al.*, 1986; Brito Ribeiro & Petrere, 1990; Flecker, 1996; Winemiller & Jepsen, 1998; Junk, Soares & Bayley, 2007; Batista & Lima, 2010; Hallwass & Silvano, 2016; Hallwass *et al.*, 2020). As famílias Curimatidae e Prochilodontidae são exemplos de peixes com hábito alimentar predominantemente detritívoro ou iliófago (Vari, 1984; Araujo-Lima & Ruffino, 2004; Santos, Ferreira & Zuanon, 2006) e, entre eles, os jaraquis, pertencentes à família Prochilodontidae, são especialmente explorados na pesca comercial e artesanal devido à sua alta demanda local (Araujo-Lima & Ruffino, 2004; Santos, Ferreira & Zuanon, 2006; Dias-Neto & Dias, 2015; Silvano *et al.*, 2020). Por outro lado, as branquinhas, da família Curimatidae, também são capturadas na pesca artesanal, mas geralmente com menor intensidade em comparação com os jaraquis (Araujo-Lima & Ruffino, 2004; Santos, Ferreira & Zuanon, 2006; Dias-Neto & Dias, 2015; Silvano *et al.*, 2020). Além disso, é importante destacar que estes peixes detritívoros realizam migrações sazonais e os pescadores aproveitam a formação de cardumes durante essas migrações para realizar suas capturas (Brito Ribeiro & Petrere, 1990; Araujo-Lima & Ruffino, 2004; Dias-Neto & Dias, 2015; Nunes, Hallwass & Silvano, 2019).

Além de desempenharem serviços ecossistêmicos de provisão através da pesca e consumo pelas populações humanas, a guilda ecológica de peixes detritívoros se destaca na geração de serviços de regulação. Os peixes detritívoros se alimentam principalmente de matéria orgânica em decomposição, como detritos vegetais e microrganismos presentes nos sedimentos (Santos, Ferreira & Zuanon, 2006; Zimmer, 2008). A diminuição em abundância de espécies de peixes detritívoros pode levar a uma diminuição na reciclagem de nutrientes,

comprometendo a produtividade do ecossistema (McIntyre *et al.*, 2007). Taylor *et al.*, (2006) conduziram uma investigação sobre os efeitos da retirada seletiva de um peixe migratório detritívoro (*Prochilodus mariae*) e constataram que a redução da sua abundância resultou em menor transporte de carbono orgânico, além de um aumento na produção primária no rio estudado. Os peixes detritívoros também desempenham um papel ecologicamente importante na estruturação de riachos tropicais, atuando como engenheiros de ecossistemas através da reciclagem de nutrientes (Flecker, 1996), sendo que os detritívoros migradores de longas distâncias transportam energia e nutrientes entre rios tropicais (Winemiller & Jepsen, 1998)..

A degradação dos ecossistemas aquáticos, decorrentes de atividades como construção de barragens, conversão de terras, mineração, invasão de espécies, poluição e sobrepesca, compromete os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos peixes, levando a perdas econômicas e sociais (Castello, Mcgrath, *et al.*, 2013; Winemiller *et al.*, 2016; Azevedo-Santos *et al.*, 2021; Pelicice *et al.*, 2021; Vasconcellos *et al.*, 2021). Além disso, a influência dos centros urbanos também pode afetar negativamente a comunidade de peixes e a pesca devido à perda de habitat, poluição da água, alterações no ambiente e pressão de pesca seletiva na Amazônia (Keppeler *et al.*, 2018; Ortega *et al.*, 2021). A seletividade na pesca, caracterizada pelo direcionamento da pesca para certas espécies ou tamanhos específicos, pode resultar em consequências prejudiciais para as populações de peixes, bem como para a resiliência e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos (Anderson *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2012; Zhou *et al.*, 2019). Em ambientes tropicais, é frequente que as pescarias resultem em capturas de diversas espécies, caracterizando uma baixa seletividade (Welcomme *et al.*, 2010). No entanto, essa tendência não é geralmente observada na Bacia Amazônica, onde as pescarias exibem um nível moderado de seletividade e as cinco espécies de peixes preferenciais podem chegar a representar mais de 50% das capturas totais (Hallwass & Silvano, 2016). Estes impactos ambientais que afetam a Bacia Amazônica também podem atingir os peixes detritívoros; por exemplo, os jaraquis estão ameaçados de sobre-exploração pesqueira (Dias-Neto & Dias, 2015). Além disso, o barramento dos rios pode impedir a migração e reprodução dos jaraquis e causar possíveis extinções locais (Hallwass, Lopes, Juras, *et al.*, 2013b). A retirada destes peixes detritívoros do ambiente pode impactar negativamente na funcionalidade dos ecossistemas, através da perda de serviços ecossistêmicos de regulação (Flecker, 1996; Taylor, Flecker & Hall, 2006; McIntyre *et al.*, 2007). Estes impactos podem ser ainda mais acentuados em ambientes menos produtivos, como nos rios oligotróficos, onde os peixes detritívoros têm um papel fundamental no aumento da produtividade secundária por

meio de suas migrações, atuando como fonte de alimento para grandes peixes predadores e mamíferos aquáticos (Winemiller & Jepsen, 1998; Pereyra *et al.*, 2021).

Os rios Tapajós e Negro na Amazônia são ambientes oligotróficos, com menor produtividade pesqueira em comparação aos rios de águas brancas (Junk, Soares & Bayley, 2007; Alho, Reis & Aquino, 2015; Silvano, 2020). Apesar disso, esses rios são essenciais para as atividades pesqueiras de pequena escala e garantem a segurança alimentar e a renda das comunidades ribeirinhas (Runde, Hallwass & Silvano, 2020; Nagl *et al.*, 2021; Pereyra *et al.*, 2021; Dutra *et al.*, 2023). O rio Tapajós possui áreas protegidas e terras indígenas e ainda não existem usinas hidroelétricas instaladas no canal principal desse rio (Fearnside, 2015; Silvano, 2020). No entanto, projetos de construção de barragens, a mineração de ouro, a produção de gado e o aumento de desmatamento podem ter impactos negativos para os peixes e para segurança alimentar das comunidades ribeirinhas na Bacia do Rio Tapajós (Nevado *et al.*, 2010; Fearnside, 2015; Athayde *et al.*, 2019; Runde, Hallwass & Silvano, 2020, Capitani *et al.*, 2021). A construção de rodovias planejadas na Bacia do Tapajós pode facilitar a expansão de novos assentamentos e ações de desmatamento ilegal (Kirby *et al.*, 2006; Godar, Tizado & Pokorny, 2012; Fearnside, 2017; Andrade, 2021). De fato, o estado do Pará, onde o rio Tapajós está situado, possui as maiores taxas de desmatamento acumulado da Amazônia legal (Assis *et al.*, 2019).

O rio Negro é considerado bem preservado, contando com um mosaico de dez áreas protegidas de diferentes modalidades (Portaria nº483/2010). Entretanto, a construção da ponte sobre o rio Negro em Manaus permitiu que a urbanização se expandisse para a margem direita do rio, resultando em aumento do desmatamento devido ao crescimento populacional, construção de infraestrutura e expansão de atividades econômicas (Ramos, de Alencastro Graça & Fearnside, 2018). A reconstrução planejada da rodovia BR-319 também pode agravar o desmatamento na região, ligando a região de Manaus ao "arco do desmatamento" no sul da Amazônia (Fearnside *et al.*, 2009). A pesca de peixes ornamentais, que costumava ser a principal atividade econômica no Médio rio Negro, sofreu uma grande queda na demanda, levando os pescadores a buscar alternativas econômicas, como agricultura (Alho, Reis & Aquino, 2015). Infelizmente, essas novas atividades têm levado ao desmatamento da floresta, devido à necessidade de abrir áreas para plantações (Alho, Reis & Aquino, 2015). O desmatamento das áreas alagadas dos rios Amazônicos tem como consequência a homogeneização espacial das comunidades de peixes e a diminuição e alteração da

diversidade funcional dos peixes em escalas locais e regionais, o que pode ter impactos negativos na fauna de peixes e na pesca artesanal (Arantes *et al.*, 2018; Lugo-Carvajal *et al.*, 2023). No entanto, a proteção na Amazônia tem sido em grande parte direcionada para os ecossistemas terrestres, o que deixa os ecossistemas de água doce na região mais expostos aos impactos antrópicos (Castello, 2021).

Para enfrentar esses desafios, é essencial adotar estratégias de gestão que conciliem a conservação ecológica com a segurança alimentar e o bem-estar das populações (Araujo-Lima & Ruffino, 2004). Nesse contexto, os sistemas de cogestão participativa surgem como abordagens mais eficazes do que os sistemas de gestão convencional (Begossi *et al.*, 2011; Schultz, Duit & Folke, 2011; Lopes *et al.*, 2015; Franco *et al.*, 2021; Nagl *et al.*, 2021). Os sistemas de cogestão participativa envolvem a participação ativa das comunidades locais, cientistas e gestores de recursos na tomada de decisões relacionadas aos recursos naturais (Carlsson & Berkes, 2005; Karr *et al.*, 2017). Essa abordagem promove uma melhor compreensão dos recursos e valoriza o conhecimento ecológico local ou tradicional (Silvano *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2015; Keppeler, Hallwass & Silvano, 2017; Nagl *et al.*, 2021). Além disso, os sistemas de cogestão participativa são mais flexíveis e adaptáveis, buscando soluções integradas que equilibram a conservação dos recursos com as necessidades das comunidades locais (Freitas *et al.*, 2020; Berkes, 2021; Campos-Silva *et al.*, 2021; Franco *et al.*, 2021; Nagl *et al.*, 2021). As Reservas Extrativistas (RESEX) são modelos de áreas protegidas na Amazônia que buscam conciliar a conservação da biodiversidade com as necessidades socioeconômicas das comunidades locais, através da cogestão participativa (Lima & Peralta, 2017; Silvano, 2020). As RESEX são destinadas à exploração sustentável de recursos naturais, como a coleta de produtos florestais e a pesca, por comunidades tradicionais. Essas reservas têm apresentado resultados promissores, como o aumento da abundância de peixes, a redução do desmatamento e o fortalecimento das comunidades locais (Silvano *et al.*, 2014; Keppeler, Hallwass & Silvano, 2017; Campos-Silva *et al.*, 2021; Nagl *et al.*, 2021). A RESEX Unini, no rio Unini, afluente do rio Negro, surgiu da demanda local para reduzir a pressão da pesca comercial proveniente de centros urbanos próximos (ICMbio, 2014b; Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020). Por outro lado, a RESEX Tapajós-Arapiuns no rio Tapajós foi criada após anos de luta dos moradores locais contra a exploração ilegal de madeira na região (ICMbio, 2014a; Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020). Embora inicialmente o foco da proteção tenha sido em áreas terrestres, o plano de manejo mais recente também aborda a gestão dos recursos pesqueiros (ICMbio, 2014a). Assim, mesmo que a

RESEX do Tapajós não tenha sido criada com o propósito inicial de proteger os recursos aquáticos, ela pode contribuir para a diminuição da pressão pesqueira na região (Keppeler, Hallwass & Silvano, 2017; Nagl *et al.*, 2021). Adicionalmente, o recentemente estabelecido acordo de pesca tem como objetivo combater a pesca ilegal e assegurar os recursos pesqueiros no rio Tapajós, incluindo a Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (Portaria nº 2816 de 2022).

Poucos estudos foram conduzidos para entender melhor as ameaças e os potenciais conflitos envolvendo serviços ecossistêmicos proporcionados pelos peixes, considerando diferentes modalidades, como regulação e provisão (Begossi *et al.*, 2011; Nagl *et al.*, 2021; Pelicice *et al.*, 2023). Assim como os peixes detritívoros, os peixes frugívoros também desempenham serviços ecossistêmicos de regulação (dispersão de sementes) e provisão (pesca) (Correa *et al.*, 2007; Hallwass *et al.*, 2020). Nagl *et al.* (2021) investigaram a influência das áreas protegidas na forma de RESEXs, na pesca de pequena escala de peixes frugívoros nos rios Tapajós e Negro. Os resultados indicaram que a captura dos peixes frugívoros foi maior fora das RESEX, mas os serviços ecossistêmicos fornecidos por eles, como a dispersão de sementes e a fonte de alimento, não entraram em conflito. Isso sugere um equilíbrio entre a atividade pesqueira e a conservação dos peixes frugívoros, sendo o sistema de cogestão na forma de RESEX uma possível contribuição para essa proteção (Nagl *et al.*, 2021). Em rios de águas brancas, o sistema de cogestão voltado para o manejo do peixe comercial pirarucu (*Arapaima gigas*) parece estar contribuindo para o aumento em abundância de peixes detritívoros (Medeiros-Leal *et al.*, 2021). Existem poucas informações sobre a pressão da pesca, importância relativa e quais fatores influenciam na pesca de peixes detritívoros em rios oligotróficos, apesar da importância desses peixes para a pesca artesanal (Brito Ribeiro & Petrere, 1990; Silvano *et al.*, 2020).

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo principal analisar a importância dos peixes detritívoros na pesca artesanal e investigar como a cogestão de áreas protegidas, sazonalidade e distância dos centros urbanos influenciam a abundância, disponibilidade e produtividade desses peixes para a pesca artesanal nos rios Tapajós e Negro, Amazônia brasileira. Por meio dessa análise, busca-se contribuir para a conservação dos recursos pesqueiros e o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos na Amazônia brasileira.

## OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1- **Quantificar a contribuição dos peixes detritívoros na biomassa total capturada pela pesca artesanal e verificar a relação entre as capturas dos peixes detritívoros na pesca com a disponibilidade dessas espécies no ambiente.**

*Hipóteses:* Prevê-se que (1) os peixes detritívoros seriam comparativamente mais capturados na pesca do que disponíveis no ambiente devido à seletividade da pesca amazônica (Hallwass & Silvano, 2016); e (2) que o jaraqui será mais selecionado em comparação com a branquinha, devido a sua maior demanda local (Brito Ribeiro & Petreire, 1990; Santos, Ferreira & Zuanon, 2006; Dias-Neto & Dias, 2015).

- 2- **Comparar a relevância de cada grupo de peixes detritívoros (Prochilodontidae e Curimatidae) na pesca artesanal nos rios Tapajós e Negro.**

*Hipótese:* Prevê-se que os jaraquis, sendo frequentemente as espécies mais desembarcadas nos principais mercados pesqueiros da Amazônia brasileira, serão capturados em maior quantidade e preferidos pelos pescadores em comparação com as branquinhas, que são peixes predominantemente utilizados para consumo local (Dias-Neto & Dias, 2015).

- 3- **Investigar se a cogestão (RESEX), distância dos principais centros urbanos e a sazonalidade influenciam na pesca artesanal (capturas) de peixes detritívoros.**

*Hipóteses:* Espera-se que (1) A captura de peixes detritívoros apresente variação sazonal, com maiores capturas durante os períodos de cheia, quando ocorrem migrações sincronizadas com os eventos de inundação (Ribeiro, 1983; Brito Ribeiro & Petreire, 1990; Santos, Ferreira & Zuanon, 2006; Dias-Neto & Dias, 2015). (2) A cogestão da pesca dentro das áreas protegidas influencia positivamente na pesca dos peixes detritívoros, resultando em maior disponibilidade e maior produtividade na pesca dentro dessas áreas (Keppeler *et al.*, 2020; Nagl *et al.*, 2021). (3) A proximidade dos principais centros urbanos afeta negativamente a pesca artesanal dessas espécies, reduzindo sua abundância, diminuindo sua disponibilidade e diminuindo a produtividade, devido à exploração intensiva, poluição e alterações ambientais associadas à presença humana nas áreas urbanas (Keppeler *et al.*, 2018; Ortega *et al.*, 2021).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A pesquisa foi realizada nos rios Tapajós e Negro, na Amazônia Brasileira. Estes rios têm águas claras e pretas, respectivamente, e são considerados como rios oligotróficos, com baixos níveis de sedimentos e baixa concentração de nutrientes (Goulding, Barthem & Ferreira, 2003). Em ambos os rios ocorrem variações sazonais na precipitação e no nível do rio, com épocas de seca e de cheia (ANA, 2023). As coletas de dados de pesca e peixes foram realizadas em oito comunidades ribeirinhas, quatro dentro e quatro fora de unidades de conservação em forma de Reservas Extrativistas (RESEX) nos rios Tapajós (Fig. 1) e Negro (Fig. 2), resultando em 16 comunidades estudadas no total. As comunidades selecionadas estão localizadas a uma distância de 5 a 10 quilômetros (km) umas das outras e são comparáveis em tamanho, principais atividades econômicas e ambientes aquáticos explorados, como rios, lagos e planícies de inundação. As comunidades escolhidas para o estudo que estão localizadas dentro das RESEX em ambos os rios, são reconhecidas como sistemas de cogestão participativa, uma vez que os moradores desempenharam um papel ativo na criação dessas unidades de conservação e estão envolvidos de forma significativa nas tomadas de decisão e na formulação de normas e regulamentos (ICMbio, 2014ab; Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020; Silvano & Hallwass, 2020).

O rio Tapajós se estende pelos estados de Mato Grosso, Pará e Amazonas (Walker, 2017). Este rio é formado pelas confluências dos rios Teles Pires e Juruena, sua foz é no rio Amazonas, próxima a Santarém (ICMbio, 2009). Possui 1.992 km de extensão e drena uma área de aproximadamente 460.200 km<sup>2</sup>, sendo responsável por 6% da descarga de água doce no rio Amazonas (Latrubesse, Stevaux & Sinha, 2005; Junk, Soares & Bayley, 2007). O estudo foi realizado, nos municípios de Santarém e Aveiro, Estado do Pará, no trecho do baixo rio Tapajós, conforme considerado neste estudo e em outros estudos anteriores (Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020; Runde, Hallwass & Silvano, 2020; Nagl *et al.*, 2021). Neste trecho do rio, o canal principal é largo e em algumas áreas pode chegar a mais de 15 km entre margens. O baixo rio Tapajós possui poucas áreas de planícies de inundação quando comparado a outros afluentes do rio Amazonas (Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020).

Entre as oito comunidades estudadas no Rio Tapajós, quatro estão situadas na RESEX Tapajós-Arapiuns (677.513, 24 ha) (Decreto s/nº de 1998). As normas da RESEX Tapajós-

Arapiuns são estabelecidas de acordo com as diferentes zonas, conforme descrito no último plano de manejo publicado (ICMbio, 2014a). Na Zona Habitacional (ZH), é permitido o uso dos recursos naturais, incluindo o abate de animais em casos de necessidade alimentar, desde que sigam as leis ambientais (ICMbio, 2014a). Além disso, é permitida a criação de animais de pequeno porte, enquanto a pesca de quelônios aquáticos só é permitida para a subsistência, em casos de necessidade (ICMbio, 2014a). Na RESEX Tapajós-Arapiuns, são permitidas a abertura de roçados, áreas de infraestrutura e estradas, bem como a visitação, atividades de ecoturismo e extrativismo de produtos madeireiros e não-madeireiros (ICMbio, 2014a). Já na Zona de Manejo Florestal Comunitário Sustentável (ZMFCS), é autorizado o manejo de recursos florestais, a visitação, reflorestamento de espécies nativas e acampamentos temporários (ICMbio, 2014a). No entanto, o abate de fauna, o desflorestamento com uso de fogo e a abertura de estradas para ligar comunidades são proibidos. Na Zona de Preservação (ZP), ações humanas são restritas, permitindo apenas pesquisa científica, monitoramento e fiscalização (ICMbio, 2014a). O abate da fauna, a pesca e o manejo de recursos florestais são proibidos, assim como a abertura de roçados e infraestrutura (ICMbio, 2014a). Por outro lado, a Zona de Amortecimento Tapajós (ZAT), busca regulamentar a pesca e lidar com os impactos ambientais e conflitos sociais decorrentes da pesca comercial de larga escala e de futuros empreendimentos na região, como usinas hidroelétricas e tráfego de embarcações (ICMbio, 2014a).

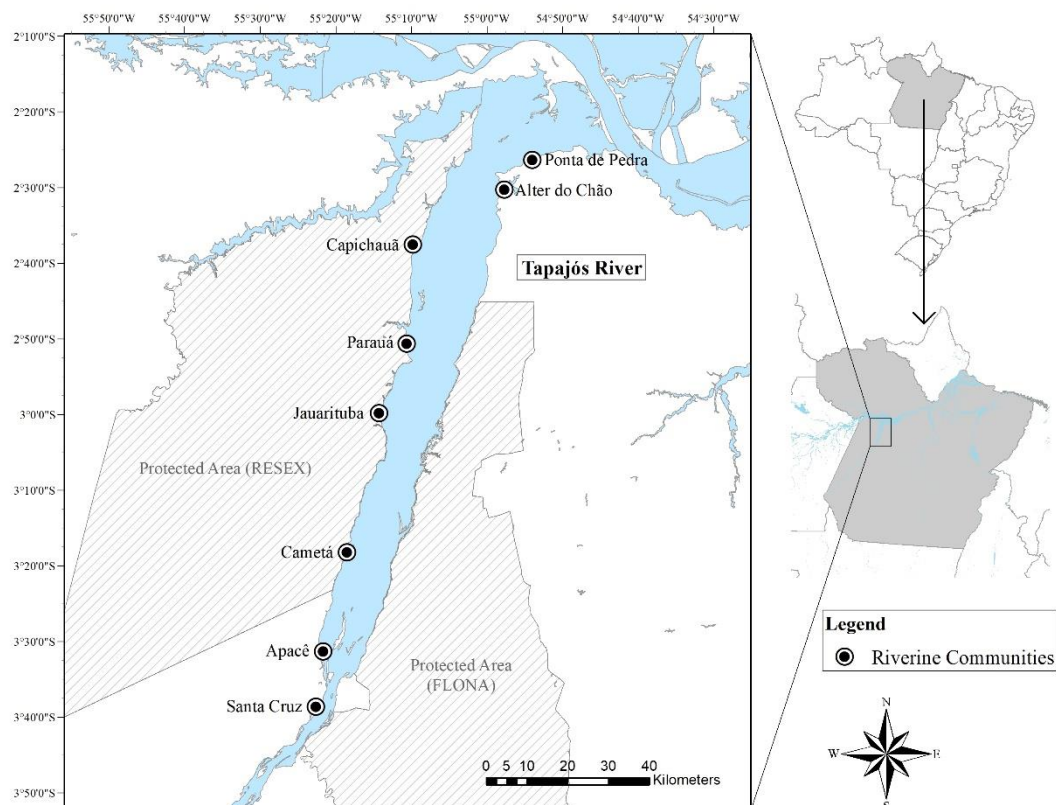




Figura 1: Mapa de localização das comunidades de pesca (círculos) estudadas na parte inferior do rio Tapajós, estado do Pará (PA), Brasil. As áreas sombreadas designam áreas protegidas: Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (RESEX) e Floresta Nacional do Tapajós (FLONA) na margem oposta.

O rio Negro é um afluente do rio Amazonas, as suas águas possuem coloração preta, com baixos níveis de sedimentos e baixa concentração de nutrientes, mas com altas quantidades de ácidos húmicos e taninos (Junk *et al.*, 2011). O Rio Negro possui 2.250 km de extensão e drena uma área de aproximadamente 691.000 km<sup>2</sup> (Junk *et al.*, 2011). O estudo foi realizado no trecho considerado como médio rio Negro e rio Unini (afluente do rio Negro) nos municípios de Novo Airão e Barcelos, Estado do Amazonas (Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020; Nagl *et al.*, 2021). A planície de inundação ao redor do médio rio Negro tem crescimento lento e baixa produção de serapilheira, devido à baixa fertilidade e baixos valores de pH, característicos de águas pretas (Junk, Soares & Bayley, 2007).

Assim como no rio Tapajós, quatro das oito comunidades estudadas no Rio Negro estão situadas em território destinado a RESEX Unini (849, 684.79 ha) (Decreto s/n° 2006). A pesca na RESEX Unini é regulamentada de acordo com diferentes modalidades (ICMbio, 2014b). Todas as modalidades de pesca estão sujeitas a suspensão em caso de ilegalidades ou desrespeito às regras estabelecidas (ICMbio, 2014b). O zoneamento da pesca é definido em assembleia geral com os moradores. Para a pesca de subsistência, é necessário respeitar a legislação vigente, incluindo o período de defeso (ICMbio, 2014b). Além disso, em lagos designados como áreas de preservação, a pesca não é permitida (ICMbio, 2014b). Os moradores da RESEX têm uma cota máxima de peixe que podem levar para fora da área durante viagens (ICMbio, 2014b). A pesca esportiva é permitida apenas na modalidade pesque e solte, e sua gestão é feita pelas comunidades e suas organizações representativas e o setor privado (ICMbio, 2014b). Os apetrechos de pesca permitidos incluem zagaia, malhadeira, espinhel, espinhelão e linha de mão, com limitações específicas para a malhadeira (ICMbio, 2014b). No entanto, a pesca do tucunaré-açu (*Cichla temensis*) é proibida. De acordo com o último Plano de Manejo da RESEX Unini publicado em 2014, a pesca comercial não está ocorrendo devido à inviabilidade logística do local designado para essa atividade no Acordo de Pesca.

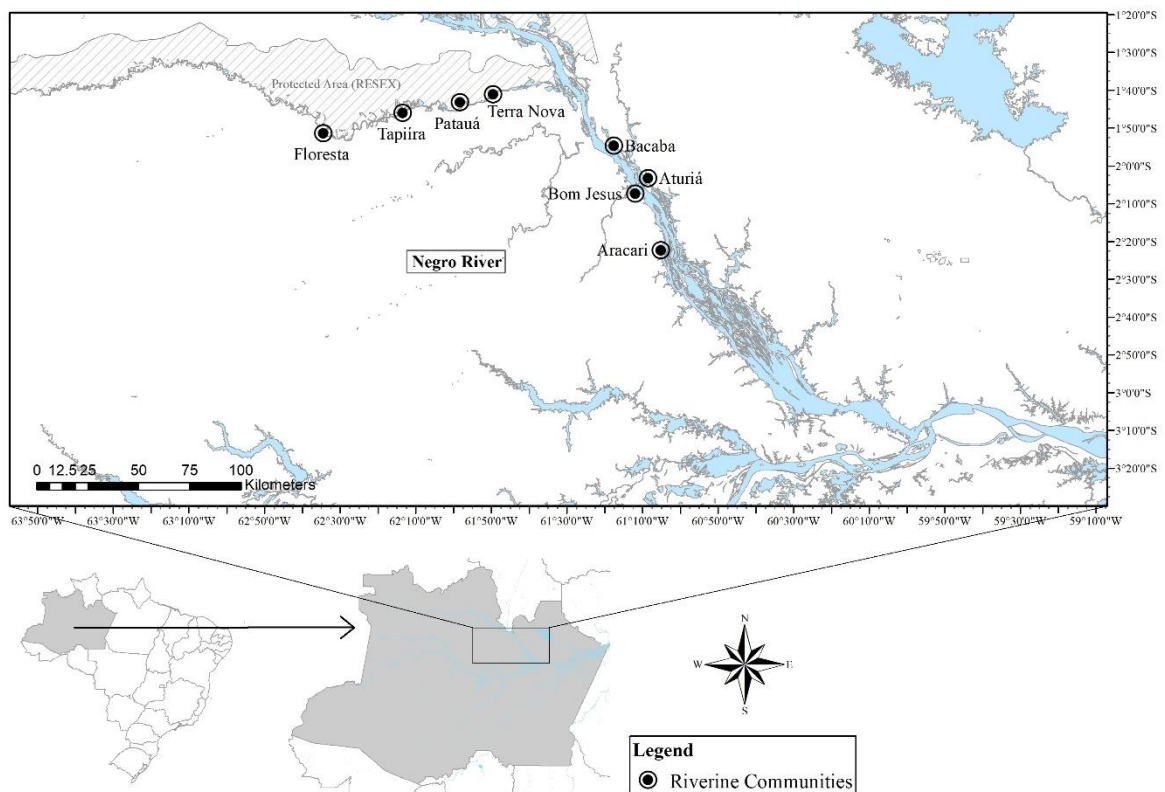


Figura 2: Mapa de localização das comunidades de pesca (círculos) estudadas nos rios Unini e Negro, estado do Amazonas (AM), Brasil. As áreas sombreadas designam a Reserva Extrativista (RESEX) Unini.

### Seleção de participantes e monitoramento de desembarques pesqueiros

Os participantes foram selecionados a participar deste estudo seguindo alguns critérios. A pesca deveria ser uma das principais atividades efetuadas e eles também deveriam demonstrar interesse e disponibilidade em participar do estudo. Para o registro dos desembarques pesqueiros, selecionamos os residentes das comunidades ribeirinhas considerados alfabetizados, com escolaridade de no mínimo o quinto ano do ensino fundamental, e que realizavam a pesca pelo menos três vezes por semana. Os pescadores que aceitaram participar do estudo foram convidados a registrar voluntariamente os cinco primeiros desembarques de peixes em cada mês, durante um ano. Para garantir a coleta dos dados corretamente, foram ministrados treinamentos com cada pescador para explicar a pesquisa e como preencher os formulários de desembarques. Além disso, todos os participantes receberam os materiais necessários para registrar os desembarques, como formulários, fita métrica, lápis, pesola, relógio, entre outros. Mais detalhes dessa metodologia encontram-se em estudos anteriores (Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020; Keppeler *et al.*,

2020. Nagl *et al.*, 2021). Em cada desembarque pesqueiro (Fig. S4), os pescadores registraram as seguintes informações, dentre outras: 1) dados dos peixes capturados: composição (nome popular dos peixes), tamanho (cm), peso (kg); 2) dados do esforço de pesca: tempo dedicado (horas pescando) e número de pessoas que participaram da pesca; O monitoramento dos desembarques pesqueiros teve início em julho de 2016 e foi concluído em junho de 2017 no rio Tapajós, enquanto no rio Negro foi iniciado em agosto de 2016 e concluído em julho de 2017. As fichas de desembarque dos peixes foram coletadas a cada quatro meses (Hallwass, Nitschke & Keppeler, 2020).

### **Coletas de peixes**

A amostragem científica de peixes foi realizada nas mesmas comunidades em que foram monitorados os desembarques, sendo oito comunidades em cada rio, totalizando 16 comunidades. Em cada comunidade (unidade amostral para esse estudo), um lago (ambiente lêntico) e o rio (ambiente lótico) foram amostrados, durante duas temporadas: época de cheia (Tapajós: junho, Negro: julho) e época de vazante ou seca (Tapajós: outubro, Negro: novembro). Os peixes foram coletados com redes de emalhar por 24 horas em cada ambiente e cada rede foi checada aproximadamente a cada quatro horas. Utilizamos dois conjuntos de redes de emalhar (420 m<sup>2</sup> cada conjunto) com diferentes tamanhos de malha (15, 25, 35, 50, 60, 70 e 80 mm entre nós adjacentes): um conjunto foi colocado paralelamente ao longo da margem e o outro perpendicularmente, da margem para o centro do rio/lago. Também utilizamos uma rede malhadeira com três tamanhos de malha (25, 35 e 50mm entre nós adjacentes), chamada de “feiticeira” (54 m<sup>2</sup>), a fim de aumentar a diversidade de peixes amostrados. Os espécimes capturados foram identificados até o nível de espécie e realizamos as medidas de comprimento padrão (CP; cm) e peso (g) dos indivíduos coletados (Silvano, 2020; Nagl *et al.*, 2021).

### **Processamento e organização de dados**

Apenas espécies de peixes detritívoras foram consideradas para este estudo, excluindo aquelas que se alimentam de detritos de forma oportunista e as consideradas como não detritívoras. As famílias que tipicamente se encaixam na guilda de detritívoros são Curimatidae e Prochilodontidae, pertencentes a ordem Characiformes (Ribeiro *et al.*, 2016). Para relacionar os nomes populares dos grupos de peixes detritívoros registrados nos desembarques com o nome científico (espécie), realizamos amostragem e identificação de

peixes nas mesmas comunidades ribeirinhas (Silvano *et al.*, 2020, 2022). Primeiramente, foram selecionados os desembarques pesqueiros nos quais ao menos um dos dois grupos de peixes detritívoros foram capturados, a fim de diminuir a quantidade de zeros (nenhum detritívoro capturado) nos dados a serem analisados. Três métricas principais foram estimadas e registradas em cada desembarque pesqueiro para avaliar a pesca de peixes detritívoros,: 1) captura absoluta - representa a quantidade total de peixes detritívoros capturados em quilogramas (kg) ; 2) captura relativa - indica a proporção das capturas de peixes detritívoros em relação ao total de peixes capturados, expressa em porcentagem (%), Cálculo:  $\text{kg de detritívoros} / \text{kg total} * 100$ ), fornecendo informações sobre a contribuição relativa desses peixes (). A captura relativa também pode ser interpretada como uma medida de seletividade da pesca, indicando se os pescadores estão direcionando a pesca para uma espécie (ou para um grupo de peixes) em detrimento de outras; 3) captura por Unidade de Esforço [CPUE, cálculo:  $\text{kg de detritívoros} / (\text{número de pescadores} * \text{horas pescando})$ ] - é um indicador da produtividade da pesca e mede a quantidade média de peixes detritívoros capturados por hora de pesca, expressa em quilogramas por hora (kg/h).

### **Análise de dados**

#### *A importância dos peixes detritívoros na pesca artesanal*

Para estimar a importância relativa dos detritívoros para a pesca nos dois rios, todos os peixes desembarcados foram classificados de acordo com as suas respectivas guildas ecológicas, incluindo detritívoros. As biomassas (kg) dos peixes capturados na pesca foram agrupadas de acordo com as guildas e foi realizado o cálculo de porcentagem de contribuição para pesca de cada guilda com relação a biomassa total desembarcada (captura relativa por guilda). O peixe curimatá (*Prochilodus nigricans*, Prochilodontidae) foi incluído apenas na análise geral da porcentagem de guildas presentes na pesca. Essa espécie foi excluída das outras análises, devido à sua limitada captura em apenas uma comunidade do rio Tapajós. Estudos de ictiofauna não registram esta espécie na porção média do rio Negro e baixa no rio Tapajós (Dagosta & Pinna, 2019; Tonella *et al.*, 2023).

A fim de avaliar possíveis diferenças nas capturas entre os dois grupos de peixes detritívoros (Curimatidae e Prochilodontidae) nos desembarques pesqueiros, empregamos o teste de Wilcoxon (1945) comparando separadamente a captura (kg) e a captura relativa (%) por desembarque nos rios Negro e Tapajós. Com o objetivo de investigar a relação entre as

capturas de peixes detritívoros na pesca e sua disponibilidade no ambiente, organizamos os desembarques pesqueiros por comunidades ribeirinhas, considerando-as como unidades amostrais nesta análise, a fim de viabilizar a comparação entre desembarques (pesca) e amostragem de peixes (projetadas para representar a abundância e diversidade de peixes no ambiente). Em seguida, estimamos a porcentagem de biomassa de peixes detritívoros nos desembarques e nas coletas, em cada comunidade. Por fim, realizamos uma comparação utilizando o teste t de Student (Student, 1908) para avaliar as diferenças nas porcentagens médias de biomassa de peixes detritívoros entre os desembarques e as coletas, em cada rio.

Foram aplicados testes estatísticos para avaliar a normalidade dos resíduos, utilizando o teste de normalidade Shapiro-Wilk (1965) e, para verificar a homogeneidade das variâncias dos grupos, aplicou-se o teste de homogeneidade de variâncias de Levene (Levene, 1960). Foram realizados testes de normalidade e homogeneidade dos resíduos de todos os conjuntos de dados utilizados no estudo. Quando esses pressupostos não foram atendidos, optou-se por aplicar a transformação em logaritmo natural para reduzir a assimetria dos dados, alcançando, assim, uma distribuição normal e homogeneidade de variâncias. Em alguns casos, a transformação dos dados para logaritmo natural não se mostrou eficaz na normalização das distribuições e homogeneização das variâncias, devido à presença comum de assimetria nos dados, algo que é comum em pescarias tropicais de pequena escala (Hallwass et al., 2013b). Nessas situações, optamos pela realização de testes não-paramétricos, como o Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952) e Wilcoxon (Wilcoxon, 1945).

#### *Influência das unidades de conservação, distância urbana e sazonalidade na pesca artesanal de peixes detritívoros*

Os dados de captura (kg), captura relativa (%) e CPUE (kg/h) foram utilizados para avaliar o efeito das unidades de conservação (RESEX), das distâncias entre os centros urbanos e as comunidades ribeirinhas e das épocas do ano (sazonalidade) na pesca dos peixes detritívoros. Para obter respostas gerais para guilda de peixes detritívoros e aumentar o número de amostras (desembarques) disponíveis para análise, a captura (kg) dos dois grupos (Curimatidae e Prochilodontidae) de peixes detritívoros foi agrupada. A captura relativa (%) e CPUE foram calculadas a partir deste agrupamento. Cada um dos desembarques pesqueiros (correspondente a uma viagem de pesca) registrados foi considerado como uma unidade amostral, conforme procedimento adotado em análises anteriores (Keppeler et al. 2020; Hallwas et al. 2023).

As comunidades foram classificadas como dentro ou fora das RESEXs em cada rio. Para definir a época do ano em que os peixes foram capturados, os desembarques pesqueiros foram classificados em quatro estações, de acordo com o mês em que o desembarque foi realizado: enchente (Tapajós: janeiro a abril; Negro: janeiro a maio), cheia (Tapajós: maio a julho; Negro: junho a julho), vazante (agosto a setembro ambos os rios) e seca (outubro a dezembro, ambos os rios). Os dados de sazonalidade dos níveis de água nos rios Negro e Tapajós em 2016 foram obtidos por meio da consulta ao Portal Hidroweb (ANA, 2023). O software Google Earth foi utilizado para calcular a distância fluvial (em km) entre comunidades ribeirinhas e os centros urbanos mais próximos, Santarém (rio Tapajós) e Manaus (rio Negro). Essas informações foram utilizadas para analisar o efeito das unidades de conservação, das distâncias entre os centros urbanos e as comunidades ribeirinhas, e da sazonalidade na pesca dos peixes detritívoros.

Foram realizados modelos lineares mistos para cada rio, com o objetivo de analisar a relação entre as variáveis resposta (captura, captura relativa e CPUE) e os fatores ou variáveis explanatórias: unidades de conservação (categórica, dentro ou fora da RESEX), distâncias dos centros urbanos (contínua, km) e sazonalidade (categórica, enchente, cheia, vazante e seca). A identidade dos pescadores (nome) que registraram cada um dos desembarques foi incluída como um efeito aleatório na análise, para considerar a estrutura de dependência entre os desembarques do mesmo pescador (Keppeler *et al.*, 2018, 2020). A comunidade não foi incluída como efeito aleatório devido a redundância com a variável “distância dos centros urbanos”, que consiste em um valor fixo em km para cada comunidade. Criamos modelos lineares com todas as possíveis combinações de fatores para cada uma das três variáveis respostas em cada rio, separadamente. Ajustamos cada um dos possíveis modelos através de regressão linear mista e calculamos o AICc (Akaike Information Criterion, corrigido para amostras de tamanho pequeno) para cada modelo (Sakamoto, 1986). Selecionamos os modelos através do critério de AICc: Os modelos mais plausíveis são aqueles que apresentam valor menor de AICc, considerados mais parcimoniosos (com o menor número de fatores). A relação entre as variáveis respostas e os fatores foi considerada significativa quando  $p < 0,05$ .

Para selecionar o melhor modelo entre um conjunto de modelos, utilizamos a função ‘model.sel’ do pacote ‘MuMIn’ (Bartoń, 2023), a qual emprega o critério AICc (Akaike Information Criterion corrigido). Para ajustar modelos lineares mistos utilizando a máxima verossimilhança restrita (REML) utilizamos a função ‘lmer’ do pacote ‘lme4’ (Bates *et al.*,

2015). Em seguida, para calcular os coeficientes de determinação generalizado, tanto o  $R^2$  marginal quanto o  $R^2$  condicional, empregamos a função 'r.squaredGLMM' do pacote 'MuMIn' (Bartoń, 2023). A verificação dos pressupostos foi realizada utilizando a função 'check\_model' do pacote 'performance' (Lüdtke *et al.*, 2021). Essa análise abrangeu várias etapas, incluindo a avaliação da linearidade dos dados por meio de gráficos de dispersão, a verificação da normalidade dos resíduos através de gráficos de distribuição, a análise da homogeneidade de variância por meio de gráficos de dispersão dos resíduos em relação às variáveis preditoras, a verificação da independência dos resíduos através da análise de autocorrelação e a avaliação da multicolinearidade por meio de análise de correlação entre as variáveis independentes. Todos os gráficos foram criados através do pacote 'ggplot2' (Wickham, 2016). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R, versão 4.3.1 (R Core Team, 2023).

## RESULTADOS

### A importância dos peixes detritívoros na pesca artesanal

No total, foram analisados 3.759 desembarques pesqueiros nos dois rios. No rio Tapajós, 2.266 desembarques resultaram em um total de 34.538 kg de peixes capturados, dos quais 2.095 kg (6%) eram detritívoros (Fig. 3; Tab. S1). No rio Negro foram registrados 1.492 desembarques pesqueiros, totalizando 13.449 kg de peixes, dos quais 2.241 kg (19%) eram detritívoros (Fig. 3; Tab. S2). Dois grupos de espécies de peixes exclusivamente detritívoros foram registrados nos desembarques pesqueiros e um total de quinze espécies correspondentes foram identificadas a partir dos espécimes coletados, sendo duas pertencentes à família Prochilodontidae e treze espécies pertencentes à família Curimatidae (Tab. 1). A proporção de contribuição das guildas na pesca artesanal revelou diferenças na relevância dos peixes detritívoros em cada rio. Embora a captura em termos de peso seja similar nos dois rios, a proporção de peixes detritívoros nos desembarques totais no rio Negro é duas vezes maior do que no rio Tapajós. Além disso, no rio Negro, os peixes detritívoros estão entre as três principais guildas capturadas, enquanto no rio Tapajós os pescadores capturam mais peixes carnívoros (Fig. 3; Tab. S2).

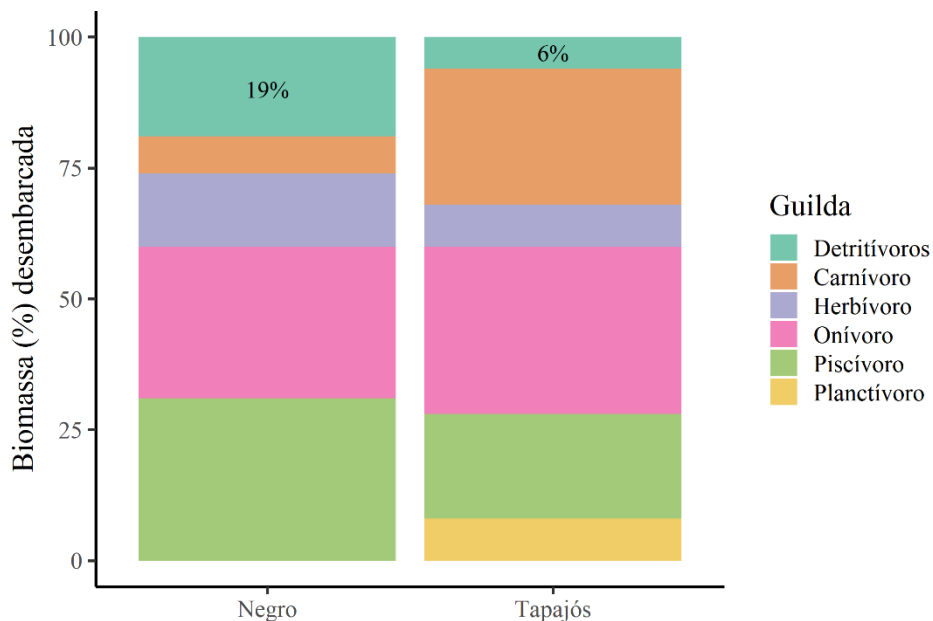


Figura 3: Principais guildas de peixes mais capturadas na pesca artesanal, de acordo com a porcentagem (%) de biomassa total desembarcada no Rio Tapajós (34.538 kg no total) e no Rio Negro (13.449 kg no total). As espécies de peixes detritívoros estão indicadas em verde escuro, com a



porcentagem de biomassa destacada. Guildas com menos de 1% de biomassa capturada não foram inseridas no gráfico.

Tabela 1: Peixes detritívoros coletados através da amostragem científica e seus respectivos nomes populares nos rios Tapajós e Negro.

<b>Nome popular</b>	<b>Nome científico</b>
	<i>Curimata cf. inornata</i> <sup>a</sup>
	<i>Curimata knerii</i> <sup>ab</sup>
	<i>Curimata macrops</i> <sup>b</sup>
	* <i>Curimata ocellata</i> <sup>ab</sup>
	<i>Curimata roseni</i> <sup>a</sup>
	<i>Curimata vittata</i> <sup>ab</sup>
Branquinha (Curimatidae)	<i>Curimatella immaculata</i> <sup>b</sup>
	<i>Curimatella meyeri</i> <sup>ab</sup>
	<i>Cyphocharax abramoides</i> <sup>ab</sup>
	<i>Cyphocharax leucostictus</i> <sup>a</sup>
	<i>Potamorhina latior</i> <sup>a</sup>
	<i>Potamorhina pristigaster</i> <sup>a</sup>
	<i>Psectrogaster rutiloides</i> <sup>a</sup>
	<i>Psectrogaster cf. falcata</i> <sup>b</sup>
Jaraqui (Prochilodontidae)	<i>Semaprochilodus insignis</i> <sup>ab</sup>
	<i>Semaprochilodus taeniurus</i> <sup>ab</sup>

<sup>a</sup> Peixe amostrado somente no rio Negro

<sup>b</sup> Peixe amostrado somente no rio Tapajós

<sup>ab</sup> Peixe amostrado nos rios Negro e Tapajós

\* Também conhecido popularmente como “charuto”

No rio Negro, a branquinha apresentou média de captura relativa significativamente maior no ambiente ( $15,4 \pm 13,9\%$ ), comparado aos desembarques ( $0,39 \pm 0,35\%$ ) ( $t = 10,2$ ,  $df = 7$ ,  $p < 0,05$ ) (Fig. 4A). Em contraste, a média de captura relativa do jaraqui foi significativamente maior nos desembarques ( $15,3 \pm 14,8\%$ ) do que no ambiente ( $2,3 \pm 3,2\%$ )

( $t = -1,4$ ,  $df = 7$ ,  $p < 0,05$ ) (Fig. 4B). No rio Tapajós a branquinha apresentou uma média consideravelmente maior no ambiente ( $3,1 \pm 2,5\%$ ), em comparação aos desembarques ( $0,7 \pm 0,6\%$ ) ( $t = 2,5$ ,  $df = 7$ ,  $p < 0,05$ ) (Fig. 5A). Em contraste, a média de captura relativa do jaraqui foi notavelmente mais elevada nos desembarques ( $5,3 \pm 3,8\%$ ), em comparação com o ambiente ( $1,4 \pm 2,5\%$ ) ( $t = -2,2$ ,  $df = 7$ ,  $p < 0,05$ ) (Fig. 5B).

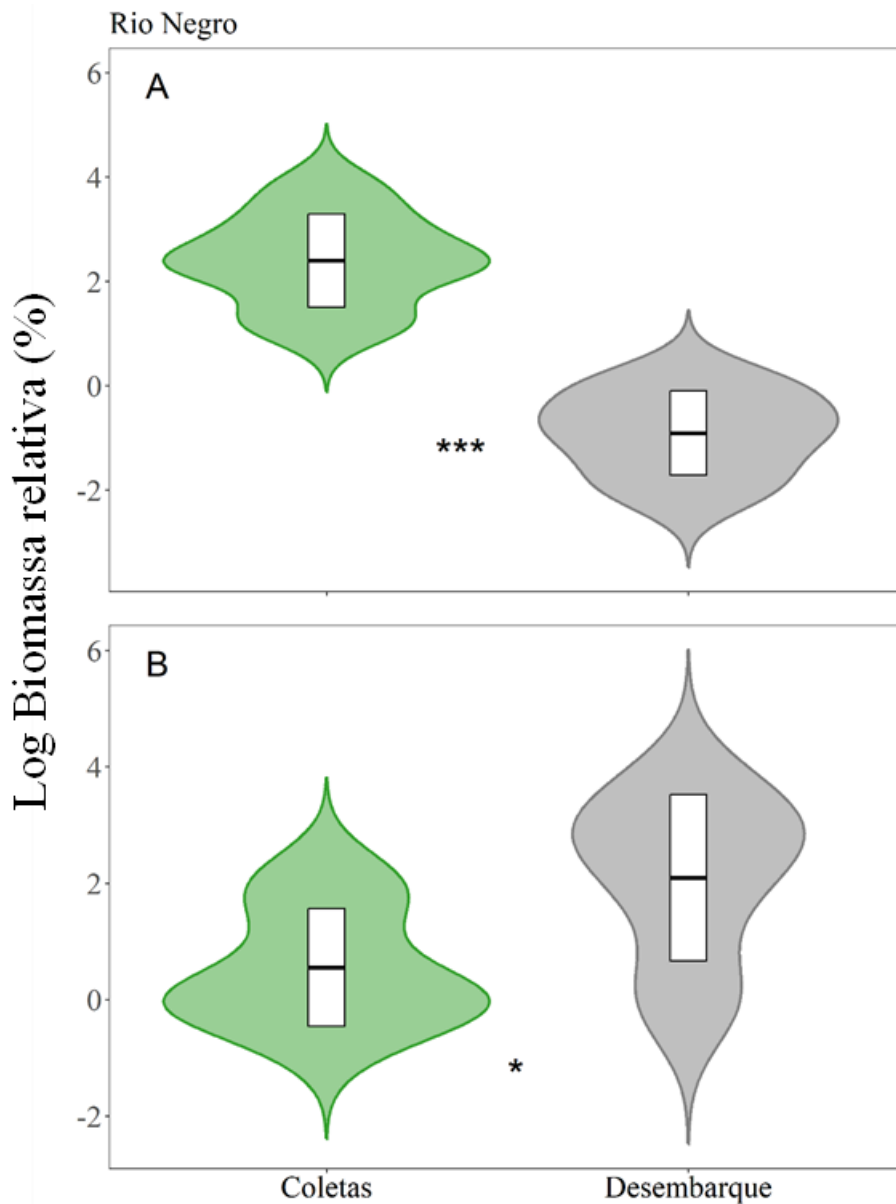


Figura 4: Comparação entre a abundância relativa (% de biomassa em kg) em coletas e a captura relativa para a pesca (% de biomassa em kg nos desembarques) de peixes detritívoros no Rio Negro. A - branquinha (Curimatidae); B - jaraqui (Prochilodontidae). Os dados de coletas são representados em verde, enquanto os dados de desembarques são representados em cinza. Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central), os valores mínimo e máximo (linhas verticais) e o

desvio padrão (linhas horizontais externas do boxplot). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados, em que a largura do violino representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Foram realizados testes de Wilcoxon para comparação entre os dois grupos de peixes detritívoros: \* $p < 0,05$ , \*\*\*  $p < 0,001$ .

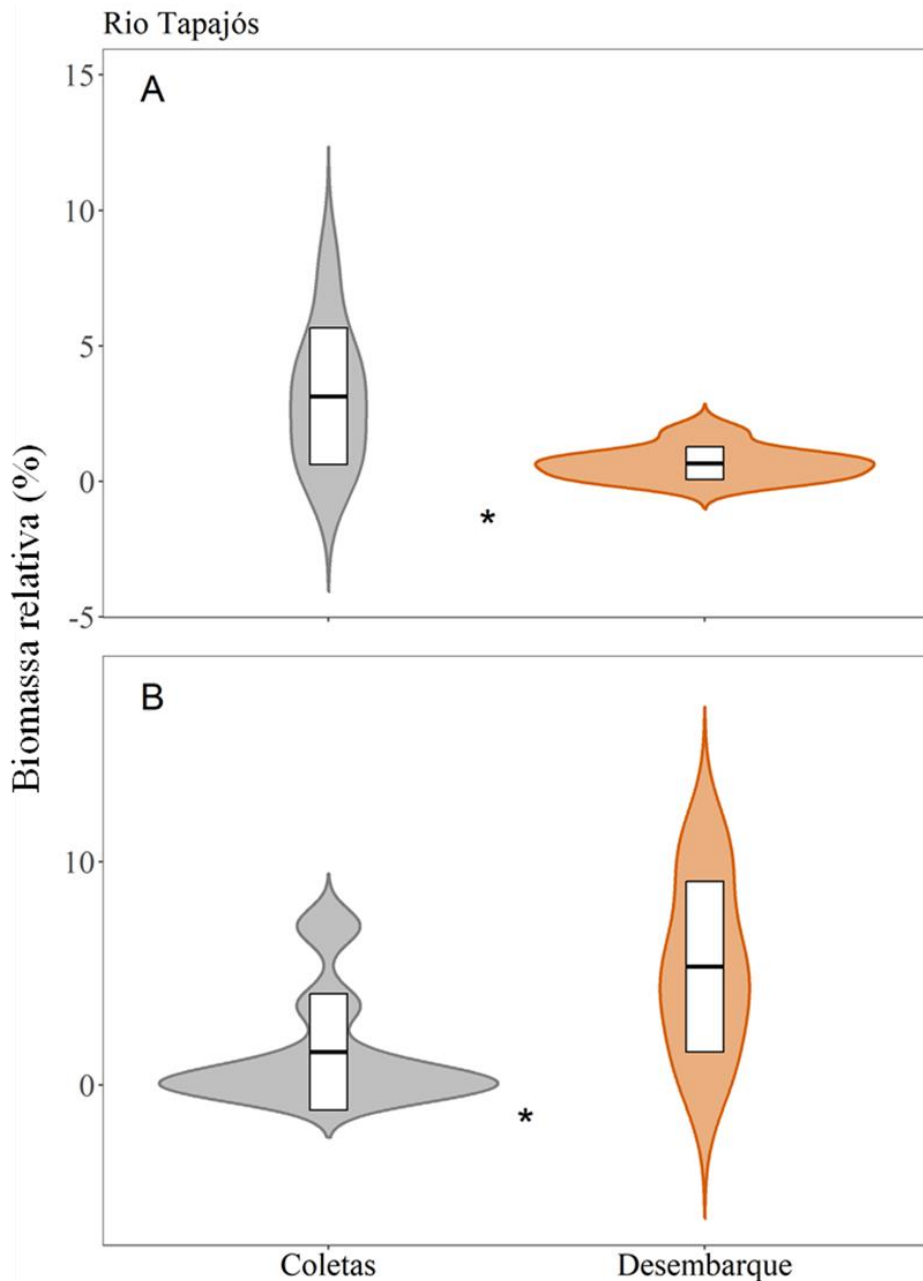


Figura 5: Comparação entre a abundância relativa (% de biomassa em kg) em coletas no ambiente (cinza) e a captura relativa para a pesca (nos desembarques, em laranja) de peixes detritívoros no Rio Tapajós. A- branquinha (Curimatidae); B- jaraqui (Prochilodontidae). Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central), os valores mínimo e máximo (linhas verticais) e o desvio padrão (linhas horizontais externas do boxplot). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados,

em que a largura do violino representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Foram realizados testes de Wilcoxon para comparação entre os dois grupos de peixes detritívoros: \* $p < 0,05$ .

Os dados registrados nos desembarques pesqueiros nos rios Tapajós e Negro revelaram diferenças na captura em quilogramas (kg) do jaraqui e da branquinha (Fig. 6A). A captura total registrada para o jaraqui no rio Negro foi de 2.188 kg (18% da biomassa total), enquanto no rio Tapajós foi de 1.560 kg (4,5%). Já a captura total da branquinha foi de 53,5 kg no rio Negro (0,46%) e de 214,6 kg (0,62%) no rio Tapajós (Tabelas S1 e S2). A média de captura (kg) do jaraqui por desembarque foi significativamente maior que a média mediana de captura da branquinha no rio Negro ( $W = 15$ ,  $p < 0,05$ ) (Fig. 6A), porém a captura por desembarque não apresentou diferença estatisticamente significativa no rio Tapajós ( $W = 24$ ,  $p = 0,5$ ) (Fig. 6A). A média de captura relativa (% da biomassa total por desembarque contendo peixes detritívoros) do jaraqui foi significativamente maior que a média mediana de captura relativa da branquinha nos desembarques do rio Tapajós ( $W = 14$ ,  $p < 0,05$ ) e do rio Negro ( $W = 17$ ,  $p < 0,05$ ) (Fig. 6B).

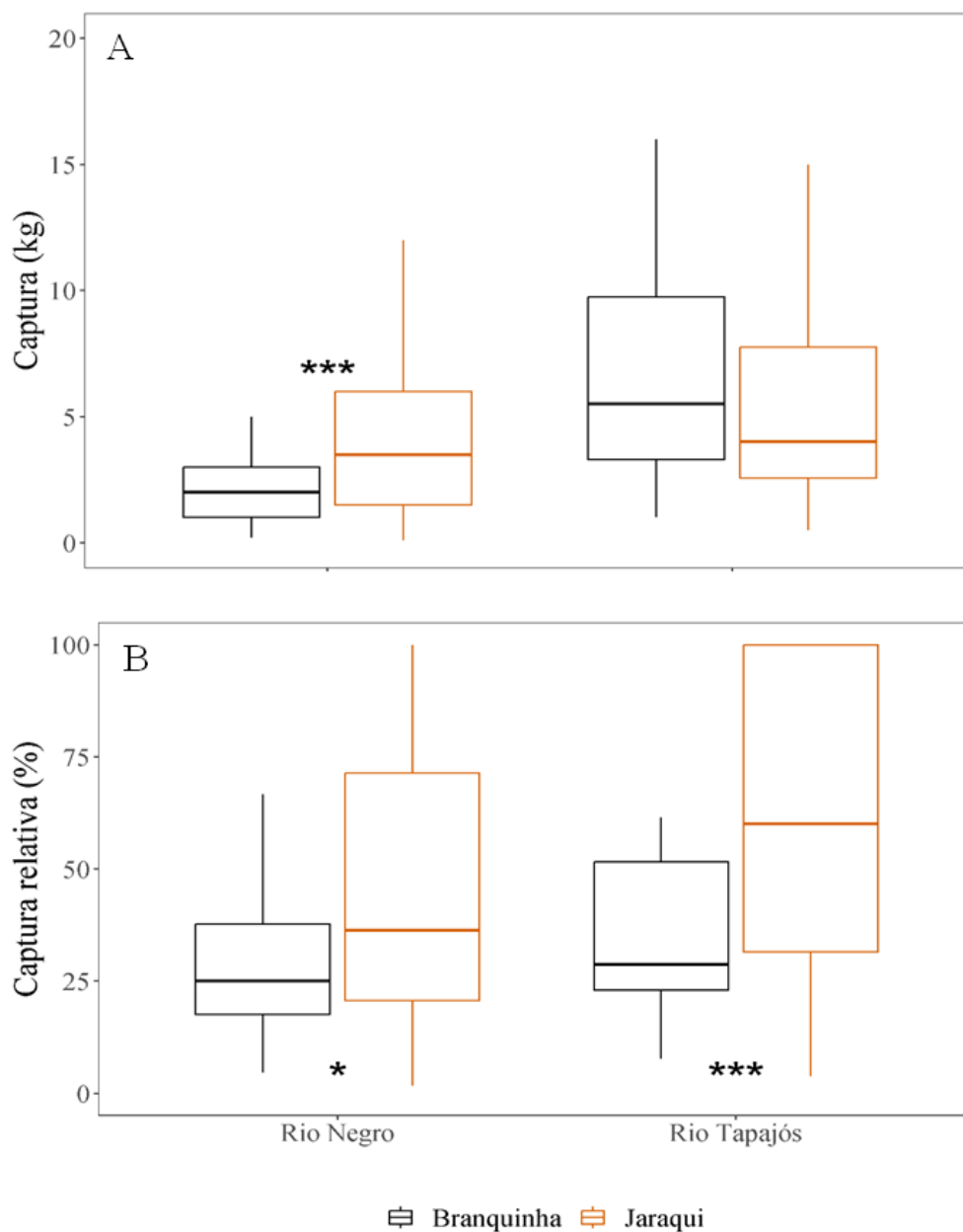


Figura 6: Peixes detritívoros capturados pela pesca artesanal nos rios Negro (jaraqui: 231 desembarques; branquinha: 21 desembarques) e Tapajós (jaraqui: 161 desembarques; branquinha: 28 desembarques). A – Captura (kg), B – Captura relativa (%). Os dados de branquinha (Curimatidae) são representados em preto e os dados de jaraqui (Prochilodontidae) em laranja. Os gráficos de caixa (boxplots) representam as medianas do grupo (linha central), valores mínimos e máximos (linhas verticais) e desvio padrão (linhas horizontais externas da caixa). Foram realizados testes de Wilcoxon para comparação entre os dois grupos de peixes detritívoros: \* $p < 0,05$ , \*\*\* $p < 0,001$ .

## **Influência das unidades de conservação, distância urbana e sazonalidade na pesca artesanal de peixes detritívoros**

O modelo que melhor explicou a variação encontrada em todas as variáveis de resposta estudadas no rio Negro foi o modelo com apenas o fator de Unidades de conservação (UC) (Tab. S3). A captura (kg) de peixes detritívoros por desembarque foi maior fora da RESEX do que dentro da RESEX (Tab. 2; Tab. 3; Fig. 7A). Entretanto, apesar de os modelos contendo apenas o fator UC serem os que melhor explicaram todas as variáveis resposta, em comparação com os outros possíveis modelos (Tab. S3), não foi encontrada relação entre a captura relativa (%) e a captura por unidade de esforço (CPUE – kg/h) com o fator de unidades de conservação (Tab. 2; Fig. 7B; Fig. 7C). Além disso, o R<sup>2</sup> marginal dos modelos foi relativamente baixo, o que indica modelos com baixa capacidade de explicação (Tab. 2). O modelo da variável resposta de captura foi o que apresentou o maior R<sup>2</sup>m (0,17), seguido pelos modelos de captura relativa (R<sup>2</sup>m= 0,01) e CPUE (R<sup>2</sup>m = 0,00) (Tab. 2).

Tabela 2: Resultados dos modelos regressão linear mista no rio Negro entre as variáveis resposta (Captura, Captura relativa e Captura por unidade de esforço (CPUE)) e a variável preditora: Unidades de conservação (Fora e dentro da RESEX), com efeito aleatório sendo a identidade dos pescadores. gl= Graus de liberdade; R<sup>2</sup>m= R<sup>2</sup> Marginal; R<sup>2</sup>c = R<sup>2</sup> Condicional.

### **Captura (kg) ~ unidade de conservação + (1|identidade do pescador)**

Variáveis	Estimativa	Erro padrão	gl	t	p	R <sup>2</sup> m	R <sup>2</sup> c
Intercepto	1,61	0,18	39,82	8,85	0,00	0,14	0,53
Fora : Dentro	-1,00	0,29	43,36	-3,49	<0,05		

### **Captura relativa (%) ~ unidade de conservação + (1|identidade do pescador)**

Variáveis	Estimativa	Erro padrão	gl	t	p	R <sup>2</sup> m	R <sup>2</sup> c
Intercepto	3,57	0,12	28,72	30,49	0,00	0,00	0,24
Fora : Dentro	0,00	0,19	34,61	0,00	1,00		

### **CPUE (kg/h) ~ unidade de conservação + (1|identidade do pescador)**

Variáveis	Estimativa	Erro padrão	gl	t	p	R <sup>2</sup> m	R <sup>2</sup> c
Intercepto	-0,35	0,20	40,37	-1,72	0,09	0,01	0,44
Fora : Dentro	-0,29	0,32	44,23	-0,90	0,37		

Tabela 3: Médias ( $\pm$  desvio padrão) das variáveis utilizadas nos modelos de regressão linear múltipla no rio Negro (n = 218 desembarques analisados). Variáveis resposta: Captura (kg), captura por unidade de esforço (CPUE, kg/h) e Captura relativa (%), Variáveis predictoras: Distância dos centros urbanos (Dist\_centros) (km), Unidade de conservação (Fora ou dentro da RESEX) e Sazonalidade (cheia, enchente, seca e vazante), Comunidades dentro das reservas extrativistas (RESEX) são indicadas por letras em negrito, N= Número de desembarques registrados.

<b>Comunidade</b>	<b>Dist_centros</b>	<b>N</b>	<b>Captura</b>	<b>CPUE</b>	<b>Captura relativa</b>
Aracari	150,55	15	2,01 $\pm$ 2,02	0,69 $\pm$ 1,01	39,11 $\pm$ 29,11
Bom Jesus	183,64	84	6,98 $\pm$ 7,91	0,83 $\pm$ 0,92	42,05 $\pm$ 31,02
Aturia	187,71	38	7,55 $\pm$ 4,23	1,34 $\pm$ 1,24	47,16 $\pm$ 25,56
Bacaba	208,49	29	37,71 $\pm$ 70,35	7,63 $\pm$ 13,7	46,48 $\pm$ 33,46
<b>Terra Nova</b>	280,22	40	3,83 $\pm$ 3,86	0,81 $\pm$ 0,93	49,97 $\pm$ 35,24
<b>Pataua</b>	299,19	4	2,12 $\pm$ 0,85	0,35 $\pm$ 0,13	30,13 $\pm$ 28,86
<b>Tapira</b>	344,07	25	2,24 $\pm$ 1,77	1 $\pm$ 1,05	62,22 $\pm$ 35,83
<b>Floresta</b>	401,17	4	4,75 $\pm$ 2,98	1,55 $\pm$ 1,28	53,8 $\pm$ 32,6
<b>Unidade de conservação</b>		<b>N</b>	<b>Captura</b>	<b>CPUE</b>	<b>Captura relativa</b>
Fora		167	12,48 $\pm$ 33,29	2,09 $\pm$ 6,21	43,9 $\pm$ 30
Dentro		72	2,87 $\pm$ 2,42	0,89 $\pm$ 0,97	53,04 $\pm$ 35,44
<b>Sazonalidade</b>		<b>N</b>	<b>Captura</b>	<b>CPUE</b>	<b>Captura relativa</b>
Cheia		38	4,95 $\pm$ 8,82	0,97 $\pm$ 1,47	55,12 $\pm$ 31,67
Enchente		42	4,61 $\pm$ 4,07	0,82 $\pm$ 0,93	42,67 $\pm$ 30,45
Seca		75	13,42 $\pm$ 41,57	1,94 $\pm$ 6,34	43,89 $\pm$ 31,23
Vazante		82	9,93 $\pm$ 21,71	2,27 $\pm$ 6,24	47,83 $\pm$ 33,36

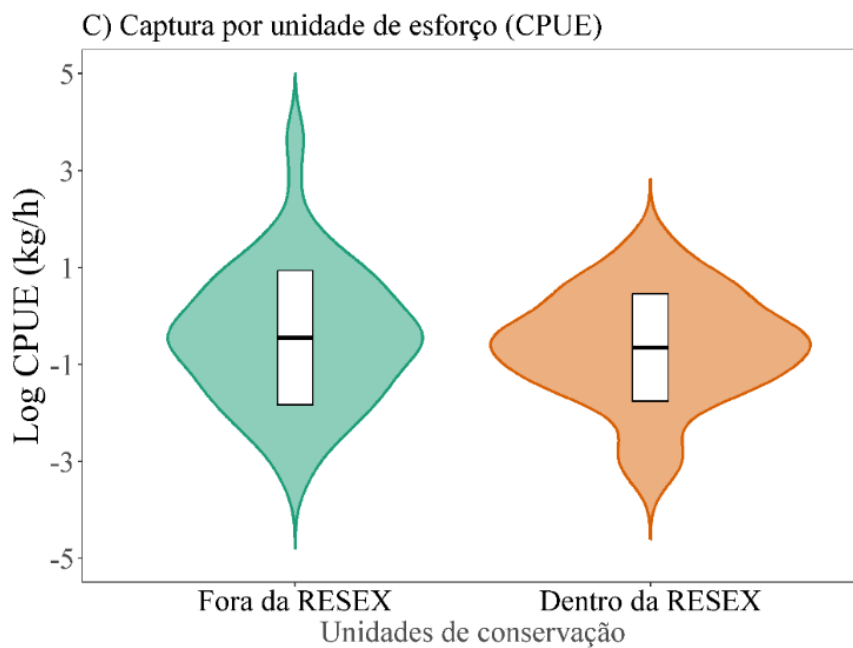
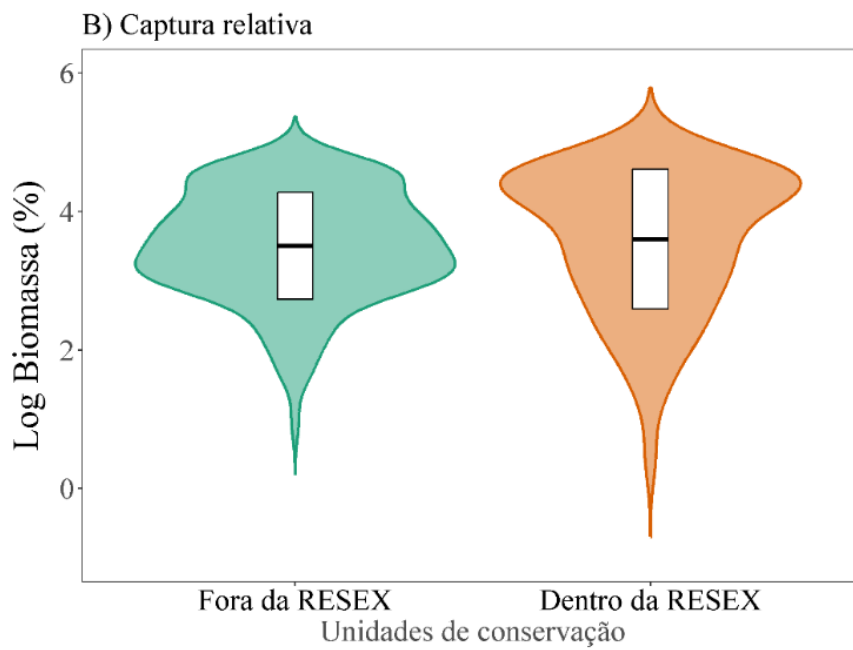
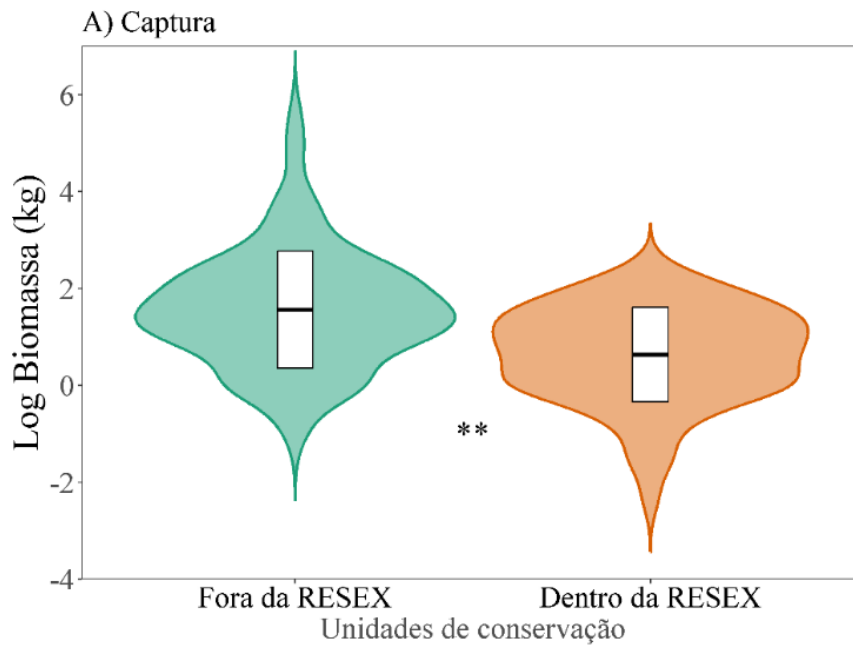




Figura 7: Gráficos mostrando a influência das unidades de conservação na pesca dos peixes detritívoros no rio Negro, considerando as variáveis resposta dos modelos: (A) Captura (Biomassa em kg); (B) Captura relativa (Biomassa relativa em porcentagem); (C) Captura por unidade de esforço (CPUE - kg/h). Os dados coletados fora da RESEX são representados em azul, enquanto os dados coletados dentro da RESEX são representados em laranja. Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados, em que a largura do violino representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Os testes de regressão linear mista mostram as significâncias estatísticas  $**p < 0,01$

Os fatores que foram selecionados como os mais importantes na explicação das variações observadas nos conjuntos de dados do rio Tapajós, foram unidade de conservação (UC) e sazonalidade (Tab. S3). Os modelos selecionados para a variável resposta de captura (kg) foi o modelo contendo o único fator como UC (Tab. S3). Entretanto, não foi encontrada relação entre a captura (kg) com o fator de unidades de conservação (Tab. 4; Fig. 8A). Já o modelo selecionado para captura relativa (%) tem apenas a sazonalidade como fator (Tab. S3). A captura relativa por desembarque apresentou diferenças entre as estações do ano (Tab. 4; Fig. 8B). Os resultados revelam que a proporção de peixes detritívoros desembarcada é maior durante a época de cheia, sugerindo a existência de sazonalidade na pesca destes peixes (Tab. 4; Tab. 5; Fig. 8B). Enquanto as épocas de enchente, vazante e seca apresentaram médias semelhantes de 54,6%, 54,4% e 56,7% de biomassa de peixes detritívoros, respectivamente, a época de cheia apresentou uma média maior de 91,3% (Tab. 5; Fig. 8B). O modelo selecionado para a variável resposta de captura por unidade de esforço (CPUE – kg/h) foi o modelo contendo o único fator como UC (Tab. S3). Contudo, não foi encontrada relação entre a captura por unidade de esforço (CPUE – kg/h) com o fator de unidades de conservação (Tab. 4; Fig. 8C) Além disso, o  $R^2$  marginal dos modelos no rio Tapajós, assim como no rio Negro, foi relativamente baixo (Tab. 4). O modelo da variável resposta de captura relativa foi o que apresentou o maior  $R^2_m$  (0,10), seguido pelo modelo de captura ( $R^2_m = 0,03$ ) e, por último, o modelo de CPUE ( $R^2_m = 0,00$ ) (Tab. 4). Assim como no rio Negro, o modelo da variável CPUE apresentou o menor  $R^2_m$  entre os modelos selecionados, apesar de ser o modelo que melhor explica a variação encontrada dentre os modelos analisados.

Tabela 4: Resultados dos modelos regressão linear mista no rio Tapajós entre a variável de resposta (Captura, Captura relativa e Captura por unidade de esforço (CPUE)) e os preditores: Unidades de conservação (Fora e dentro da RESEX) e Sazonalidade (Enchente, cheia, vazante e seca) com efeito aleatório sendo a identidade dos pescadores. gl= Graus de liberdade; R<sup>2</sup>m= R<sup>2</sup> Marginal; R<sup>2</sup>c = R<sup>2</sup> Condicional.

<b>Captura (kg) ~ unidade de conservação + (1 identidade do pescador)</b>							
Variáveis	Estimativa	Erro padrão	gl	t	p	R <sup>2</sup> m	R <sup>2</sup> c
Intercepto	1,81	0,17	35,70	10,98	0,00	0,03	0,40
Fora : Dentro	-0,43	0,25	41,05	-1,72	0,09		
<b>Captura relativa (%) ~ sazonalidade + (1 identidade do pescador)</b>							
Variáveis	Estimativa	Erro padrão	gl	t	p	R <sup>2</sup> m	R <sup>2</sup> c
Intercepto	86,19	6,62	98,04	13,01	0,00	0,10	0,52
Cheia : Enchente	-27,92	8,78	156,46	-3,18	<0,05		
Cheia : Seca	-31,67	7,23	156,77	-4,38	<0,05		
Cheia : Vazante	-25,71	7,51	155,89	-3,42	<0,05		
<b>CPUE (kg/h) ~ sazonalidade + (1 identidade do pescador)</b>							
Variáveis	Estimativa	Erro padrão	gl	t	p	R <sup>2</sup> m	R <sup>2</sup> c
Intercepto	-0,21	0,17	28,36	-1,21	0,24	0,00	0,33
Fora : Dentro	-0,06	0,26	33,37	-0,22	0,82		

Tabela 5: Médias ( $\pm$  desvio padrão) das variáveis utilizadas nos modelos de regressão linear múltipla no rio Tapajós (n = 161 desembarques analisados). Variáveis resposta: Captura (kg), captura por unidade de esforço (CPUE, kg/h) e Captura relativa (%), Variáveis predictoras: Distância dos centros urbanos (Dist\_centros) (km), Unidade de conservação (Foram ou dentro da RESEX) e Sazonalidade (cheia, enchente, seca e vazante), Comunidades dentro das reservas extrativistas (RESEX) são indicadas por letras em negrito, N= Número de desembarques registrados,

<b>Comunidades</b>	<b>Dist_centros</b>	<b>N</b>	<b>Captura</b>	<b>CPUE</b>	<b>Captura relativa</b>
Ponta de Pedras	18,62	36	15,98 $\pm$ 17,04	2 $\pm$ 2,68	55,51 $\pm$ 35,84
Alter do Chão	37,61	32	12,09 $\pm$ 12,6	1,45 $\pm$ 2,26	80,77 $\pm$ 30,79
<b>Capichauã</b>	61,44	23	4,73 $\pm$ 5,25	1,2 $\pm$ 1,24	59,35 $\pm$ 36,68
<b>Parauá</b>	85,72	13	7,5 $\pm$ 5,52	1,63 $\pm$ 1,83	58 $\pm$ 37,74
<b>Jauarituba</b>	99,77	7	7,78 $\pm$ 8,52	1,19 $\pm$ 1,68	60,57 $\pm$ 40,02
<b>Cametá</b>	132,51	19	5,88 $\pm$ 4	0,87 $\pm$ 0,61	62,11 $\pm$ 36,11
Apacê	155,95	24	9,83 $\pm$ 10,25	2,38 $\pm$ 4,62	60,5 $\pm$ 28,48
Santa Cruz	168,76	14	2,92 $\pm$ 2,09	0,63 $\pm$ 0,55	46,74 $\pm$ 30,78
<b>Unidade de conservação</b>		<b>N</b>	<b>Captura</b>	<b>CPUE</b>	<b>Captura relativa</b>
Fora		106	11,69 $\pm$ 13,59	1,74 $\pm$ 2,99	63,11 $\pm$ 34
Dentro		62	6,01 $\pm$ 5,41	1,18 $\pm$ 1,3	60,05 $\pm$ 36,2
<b>Sazonalidade</b>		<b>N</b>	<b>Captura</b>	<b>CPUE</b>	<b>Captura relativa</b>
Cheia		33	10,81 $\pm$ 12,94	1,32 $\pm$ 1,87	91,34 $\pm$ 23,67
Enchente		28	5,82 $\pm$ 5,99	1,19 $\pm$ 1,17	54,63 $\pm$ 32,69
Seca		50	10,63 $\pm$ 13,16	2,19 $\pm$ 3,95	56,41 $\pm$ 32,69
Vazante		50	9,83 $\pm$ 11,89	1,25 $\pm$ 1,46	56,77 $\pm$ 35,48

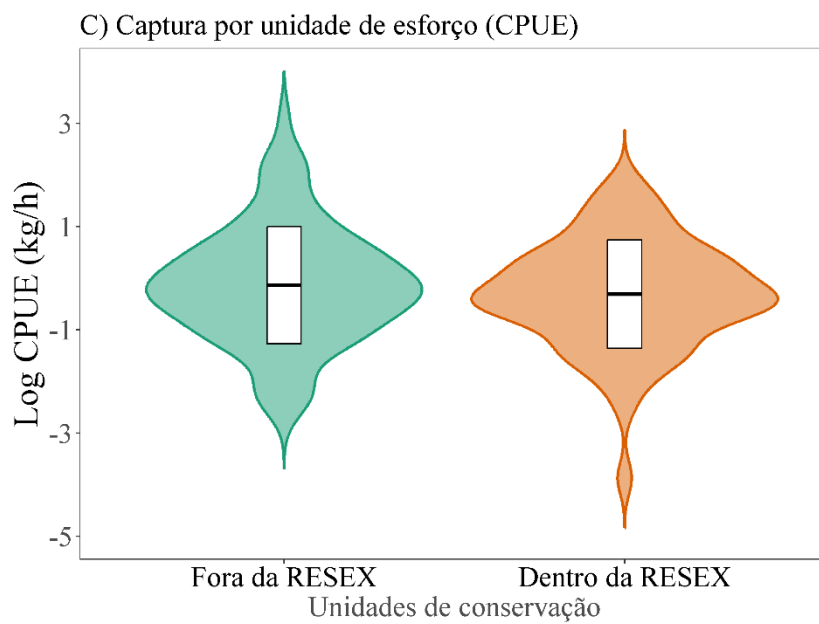
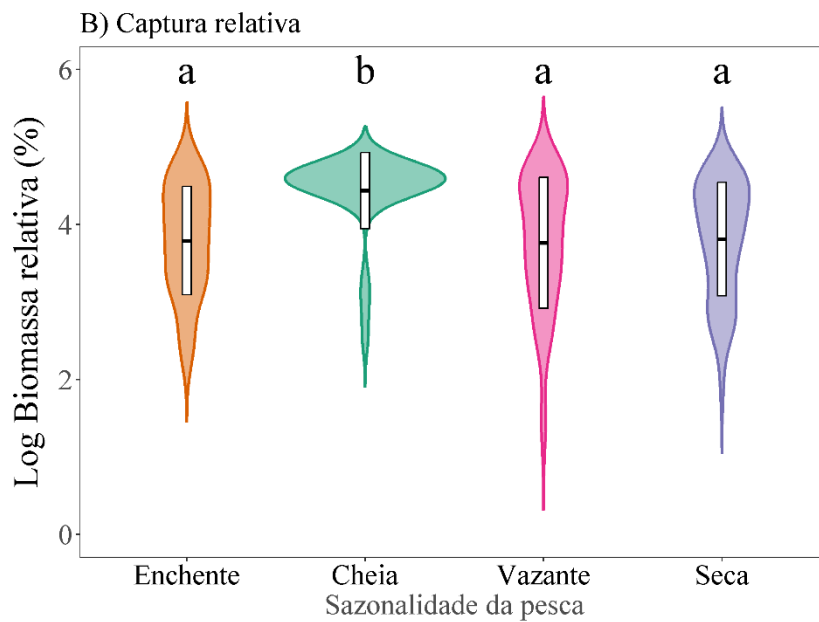
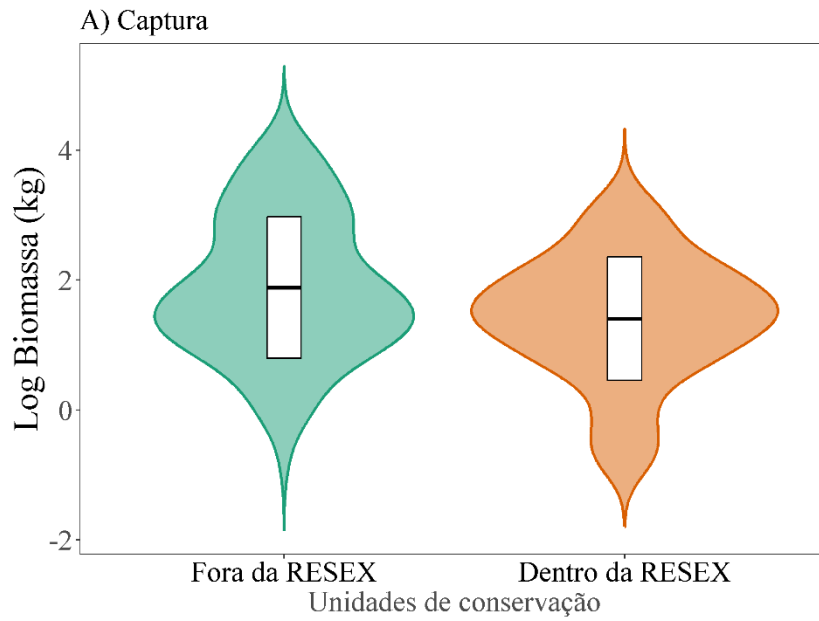


Figura 8: Gráficos mostrando a influência das unidades de conservação (A e C) e das épocas do ano (B) na pesca dos peixes detritívoros no rio Tapajós, considerando as variáveis resposta dos modelos: (A) Captura (Biomassa em kg); (B) Captura relativa (Biomassa relativa em porcentagem); (C) Captura por unidade de esforço (CPUE - kg/h). Os dados coletados fora da RESEX são representados em azul, enquanto os dados que foram obtidos dentro da RESEX são representados em laranja. As diferentes sazonalidades são representadas em azul (Enchente), laranja (Cheia), rosa (Vazante) e roxo (Seca). Os gráficos de caixa (boxplots) exibem a média do grupo (linha central), os valores mínimo e máximo (linhas verticais) e o desvio padrão (linhas horizontais externas do boxplot). O gráfico de violino mostra a distribuição dos dados, em que a largura do violino representa a densidade da distribuição em diferentes valores do eixo y. Os testes de regressão linear mista mostram as significâncias estatísticas:  $b \neq a$ , indicando diferenças significativas entre os grupos.

## DISCUSSÃO

### **A importância dos peixes detritívoros na pesca artesanal**

No rio Negro, a captura de detritívoros representou aproximadamente 20% do total das capturas por guildas, com destaque para o grupo predominante, o jaraqui. Em contraste, no rio Tapajós, os peixes detritívoros representaram apenas 6% das capturas por guilda. Notavelmente, o jaraqui é o 2º peixe que mais contribuiu com as capturas da pesca no rio Negro, enquanto ocupou a 9ª posição no rio Tapajós. Por outro lado, a branquinha não está entre os 10 peixes mais capturados nos rios Tapajós e Negro. Os resultados evidenciam a relevância dos peixes detritívoros nas pescarias artesanais de pequena escala e na garantia da segurança alimentar em rios de água clara e água preta na Amazônia brasileira, com destaque para o jaraqui, que está entre os 10 peixes mais capturados nos dois rios.

As discrepâncias nas preferências por peixes detritívoros entre os dois rios podem estar vinculadas às escolhas alimentares dos pescadores. Estas escolhas são influenciadas por diversos fatores, incluindo preferências individuais, fatores ecológicos, econômicos, sociais e culturais (Begossi, Hanazaki & Ramos, 2004). Esses fatores afetam a classificação e a preferência por determinados alimentos, o que por sua vez influencia os sistemas tradicionais de subsistência e a frequência de pesca e consumo de espécies de peixes (Begossi, Hanazaki & Ramos, 2004; Silva, 2007; Silvano & Begossi, 2016). Em Santarém, a pescada (*Plagioscion squamosissimus*), que se destacou como a segunda espécie mais capturada no rio Tapajós, tem sido historicamente apreciada como uma opção alimentar preferencial (Braga, Silva & Rebêlo, 2016). No entanto, devido à carência de exemplares de maior porte, as preferências alimentares das comunidades estão mudando, abrindo espaço para um aumento no consumo de jaraqui (Braga, Silva & Rebêlo, 2016). Esse processo já foi observado na porção baixa do rio Tapajós, onde os pescadores relataram um aumento na captura de peixes de médio porte como uma resposta à redução das espécies de grande porte, incluindo um aumento na exploração do jaraqui em anos mais recentes (Hallwass, Schiavetti & Silvano, 2020).

No rio Negro, os pescadores podem favorecer o consumo espécies detritívoras e herbívoras, sendo o jaraqui apontado como um peixe recomendado para consumo (Begossi, Hanazaki & Ramos, 2004). Essas escolhas dos pescadores podem estar relacionadas ao acúmulo de toxinas ao longo da cadeia trófica (Begossi, Hanazaki & Ramos, 2004) e ao

potencial de contaminação dos peixes, já que peixes de níveis tróficos mais baixos tendem a acumular menos mercúrio em seus corpos em comparação com peixes carnívoros (Silvano & Begossi, 2016; Lino *et al.*, 2018; Vasconcellos *et al.*, 2021). A contaminação por mercúrio, proveniente principalmente da mineração artesanal de ouro, ameaça a saúde das comunidades locais e a segurança alimentar, resultando em níveis alarmantes do metal em pessoas e peixes na região do rio Tapajós (Malm *et al.*, 1995; Lino *et al.*, 2018; Vasconcellos *et al.*, 2021). Assim, para além de fornecerem proteína animal, os peixes detritívoros podem representar uma fonte de alimento mais segura, destacando-se a importância estratégica da preservação dessas espécies para aprimorar a segurança alimentar das comunidades amazônicas.

A primeira hipótese foi corroborada, pois ao comparar a abundância relativa do jaraqui e da branquinha, observamos indícios de seletividade do jaraqui nos dois rios. O jaraqui foi relativamente mais abundante nos desembarques do que no ambiente (coletas), sugerindo que os pescadores estão capturando mais jaraqui do que o esperado segundo sua disponibilidade natural no ambiente. Em contrapartida, a branquinha apresentou maior abundância no ambiente em comparação aos desembarques, indicando que esses peixes são capturados em proporção menor do que ocorrem no ambiente. Os peixes detritívoros desempenham um papel vital na ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos, convertendo matéria orgânica em nutrientes essenciais para a cadeia alimentar (Flecker, 1996; Winemiller & Jepsen, 1998; McIntyre *et al.*, 2007, 2008). Além disso, segundo o conhecimento ecológico dos pescadores, os jaraquis representam recursos alimentares importantes para peixes carnívoros de grande porte, tais como, aves, jacarés e mamíferos aquáticos (Pereira *et al.*, 2021; Pereyra *et al.*, 2021). A captura seletiva desses peixes pode ter efeitos negativos nos serviços ecossistêmicos, uma vez que a redução de sua população pode resultar na diminuição da ciclagem de nutrientes (Flecker, 1997; Taylor, Flecker & Hall, 2006; McIntyre *et al.*, 2007; Mormul *et al.*, 2012). Isso, por sua vez, pode impactar a qualidade da água e a disponibilidade de nutrientes, afetando o ecossistema em geral (Taylor, Flecker & Hall, 2006; Darimont *et al.*, 2009; Estes *et al.*, 2011; Garcia *et al.*, 2012). Neste sentido, a abordagem de “colheita equilibrada” (*balanced harvesting*) surge como uma alternativa de gestão pesqueira que visa minimizar os impactos da pesca nos ecossistemas, enquanto maximiza o rendimento sustentável (Garcia *et al.*, 2012; Kolding *et al.*, 2016). Nessa abordagem, busca-se distribuir a pressão de pesca de forma proporcional à produtividade natural das espécies no ecossistema, mantendo a estrutura e a composição das populações (Garcia *et al.*, 2012; Zhou & Smith, 2017; Zhou *et al.*, 2019). O objetivo é promover a exploração equilibrada de diferentes níveis tróficos, contribuindo

para a sustentabilidade ecológica e socioeconômica da pesca (Law, Kolding & Plank, 2015; Kolding *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2019). Neste sentido, estratégias de gestão poderiam promover uma distribuição mais equilibrada da pesca entre a branquinha e o jaraqui, reduzindo a pressão seletiva sobre o jaraqui e assegurando a preservação contínua dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelos peixes detritívoros.

É relevante destacar que este estudo possui algumas limitações. Embora as amostras de peixes tenham sido planejadas para capturar a abundância natural dos peixes no ambiente, elas foram coletadas apenas uma vez por estação (seca e cheia) em cada ponto amostral. Por outro lado, os pescadores registraram os desembarques ao longo de um ano. Como resultado, nossa amostragem pode não ter capturado de forma precisa o padrão total de abundância dos peixes, principalmente para o jaraqui, que é migrador e, portanto, mais difícil de amostrar através de coletas pontuais. Outra limitação é que os pescadores identificaram os peixes nos desembarques usando nomes populares, que frequentemente representam grupos de espécies (Silvano *et al.*, 2022), o que dificulta a identificação direta em termos de espécie para alguns peixes. Para mitigar esse possível erro, relacionamos os nomes populares com as espécies capturadas nas amostragens. No entanto, pode haver pequenas divergências. Por exemplo, a espécie *Curimata ocellata* também é conhecida como "charuto" pelos pescadores. No mesmo sentido, o nome popular "charuto" é atribuído também aos peixes do gênero *Hemiodus* (Silvano *et al.*, 2022). Neste estudo, optamos por agrupar *C. ocellata* como branquinha, uma vez que essa espécie faz parte da família Curimatidae, portanto a abundância da branquinha nos desembarques pode ser subestimada.

É importante ressaltar que a captura total dos jaraquis foi maior que a captura total das branquinhas nos dois rios, destacando a importância elevada do jaraqui para a pesca artesanal e segurança alimentar dos pescadores. A segunda hipótese foi parcialmente corroborada, pois os resultados demonstram que o jaraqui foi mais capturado e representou uma proporção maior nas capturas, sendo, portanto, preferido pelos pescadores quando comparado a branquinha no rio Negro. Por outro lado, no rio Tapajós, o jaraqui contribuiu proporcionalmente mais para as capturas do que a branquinha, porém não houve diferença entre as médias de captura dos dois grupos por desembarque. O jaraqui compõe, em média, 60% das capturas por desembarque, mesmo apresentando quantidades em quilogramas por desembarque semelhantes às da branquinha no rio Tapajós. Este pode ser um indício de que a preferência por jaraqui é sazonal, visto que os pescadores costumam capturar maiores



quantidades dos jaraquis quando estes formam cardumes para empreender migrações (Brito Ribeiro & Petrere, 1990; Dias-Neto & Dias, 2015; Nunes, Hallwass & Silvano, 2019), que geralmente coincide com a época de cheia, quando a captura dos outros peixes é mais difícil, devido à maior dispersão no ambiente (Fernandes, 1997; Keppeler *et al.*, 2018; Silvano, 2020). Outras pesquisas indicam que o consumo de jaraqui no mercado de Santarém aumenta durante a safra (época de cheia), devido ao maior fornecimento e à diminuição do preço (Isaac, Milstein & Ruffino, 1996; Lima *et al.*, 2016). Isso aponta para a possibilidade de que a pesca do jaraqui no rio Tapajós possa estar sendo direcionada pelas demandas do mercado pesqueiro, ao passo que as capturas das branquinhas possam não estar sujeitas a essa mesma influência do mercado.

As diferenças na captura do jaraqui e da branquinha nos rios Negro e Tapajós refletem sua importância relativa para a pesca artesanal e a segurança alimentar das comunidades ribeirinhas. O jaraqui é mais comercializado devido ao seu maior valor econômico, resultando em uma maior captura seletiva. Por outro lado, a branquinha é mais importante em termos de segurança alimentar, pois os pescadores direcionam os peixes de maior valor para a comercialização e os de menor valor para consumo familiar (Begossi & Richerson, 1993; Batista *et al.*, 1998; Begossi *et al.*, 2012). A abordagem de colheita equilibrada na gestão pesqueira levanta a preocupação com a captura incidental, uma vez que a diminuição da seletividade da pesca pode resultar no descarte de peixes sem valor comercial (Garcia *et al.*, 2012). No entanto, na região amazônica, os padrões de consumo e venda de peixes desempenham um papel importante na mitigação dessa captura incidental. Mesmo os peixes não visados comercialmente são utilizados para consumo pelas famílias dos pescadores, o que permite que elas obtenham renda com a venda dos peixes mais valiosos e também consumam alguns dos peixes capturados. Isso pode garantir uma pesca mais sustentável, ao aproveitar diferentes espécies de peixes de maneira eficiente, de acordo com o objetivo da abordagem de colheita equilibrada.

### **Influência das unidades de conservação, distância urbana e sazonalidade na pesca artesanal de peixes detritívoros**

O modelo que considerou exclusivamente o fator das Unidades de Conservação (UC) demonstrou ser o mais adequado para explicar a variabilidade observada nas três variáveis de resposta (Captura - kg, Captura relativa - % e CPUE - kg/h) analisadas no rio Negro. Os resultados revelaram uma diminuição na captura de peixes detritívoros dentro da reserva

extrativista Unini, evidenciando o papel das áreas de proteção na redução da pressão pesqueira exercida sobre essas espécies. Notavelmente, metade da produção pesqueira é destinada à comercialização fora da RESEX, porém, internamente, a venda de pescado não é praticada, o que resulta em uma elevada taxa de consumo local dos recursos pesqueiros disponíveis (Hallwass *et al.*, 2020). A localização estratégica da RESEX no rio Unini, juntamente com a presença de uma base de fiscalização do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), desempenha um papel fundamental no controle das atividades de pesca ilegal (Hallwass *et al.*, 2020). Em conjunto, esses fatores combinados contribuem para a redução da pressão pesqueira dentro da RESEX, promovendo, assim, a conservação dos serviços ecossistêmicos e contribuindo para a segurança alimentar das comunidades ribeirinhas. Entretanto, a captura relativa (%) e a captura por unidade de esforço (CPUE) foram semelhantes entre os desembarques dentro e fora da RESEX. Nesse sentido, constata-se que não há diferenças na contribuição e disponibilidade (captura relativa), bem como na produtividade (CPUE) de peixes detritívoros entre a pesca realizada dentro e fora da RESEX. Dentro da RESEX do rio Negro, os pescadores utilizam métodos de pesca mais seletivos, como linhas e arpões, além das redes de emalhar (Hallwass *et al.*, 2020, 2023). Esses métodos exigem maior envolvimento e gerenciamento ativo por parte dos pescadores (Hallwass *et al.*, 2020). Por outro lado, as redes de emalhar, sendo menos seletivas, permitem uma cobertura de área maior sem a necessidade de supervisão constante. Isso possibilita que os pescadores fora da RESEX combinem diferentes métodos, como o uso de redes de emalhar em conjunto com outras técnicas de pesca, representando 16% das estratégias empregadas, enquanto dentro da RESEX, essa combinação é de apenas 3% (Hallwass *et al.*, 2020). Essas estratégias podem contribuir para uma CPUE semelhante tanto dentro quanto fora da RESEX, mesmo considerando que a área dentro da RESEX sofre menos pressão de pesca e enfrenta menos competição com a pesca comercial. Além disso, na região do baixo e médio rio Negro, existe um mosaico de mais de 10 áreas protegidas federais e estaduais (Portaria nº483/2010). Embora os pescadores de áreas não protegidas capturem uma quantidade maior de peixes detritívoros em termos de peso (kg), a disponibilidade e produtividade desses peixes são semelhantes entre as áreas, considerando a captura relativa e CPUE. A presença de ambientes preservados, juntamente com a alta heterogeneidade ambiental, pode desempenhar um papel importante na manutenção da abundância de peixes detritívoros, mesmo em áreas não protegidas (Keppeler *et al.*, 2018; Ortega *et al.*, 2021). Essa condição pode explicar a

similaridade na captura relativa de peixes detritívoros entre áreas protegidas e áreas não protegidas.

A sazonalidade dos níveis de água do rio Tapajós foi apontada como o fator principal que influencia a captura relativa (%) de peixes detritívoros. Durante a estação de cheia, tanto os pescadores residentes da RESEX Tapajós-Arapiuns quanto os não residentes registraram uma proporção maior de peixes detritívoros nas suas capturas. Os padrões observados no rio Tapajós ressaltam a possibilidade de que a pesca dos peixes detritívoros ocorra de maneira sazonal. Na estação chuvosa na Amazônia os rios se elevam e inundam áreas florestais, criando ligações entre os rios e lagos (Junk, Soares & Bayley, 2007; Junk *et al.*, 2011). Nesse período, espécies de peixes detritívoros formam cardumes e se deslocam por essas conexões em busca de áreas alagadas ricas em nutrientes (Brito Ribeiro & Petrere, 1990; Fernandes, 1997; Araujo-Lima & Ruffino, 2004; Santos, Ferreira & Zuanon, 2006). Os pescadores, detentores de conhecimento acerca dos padrões migratórios dos peixes, utilizam essas informações para elaborar estratégias de pesca (Batista & Lima, 2010; Zacardi, Ponte & Sousa, 2014; Nunes, Hallwass & Silvano, 2019).

A preferência por peixes detritívoros pode ocorrer devido à escassez de outras espécies de peixes comerciais durante o período de cheia do rio, levando a preços sazonais mais elevados e tornando a pesca de detritívoros uma atividade possivelmente mais lucrativa nessa época do ano (Araujo-Lima & Ruffino, 2004; Lima *et al.*, 2016). Durante os períodos de cheia no rio Tapajós, os pescadores optam por artes de pesca mais seletivas, como tarrafa, linha e uma combinação de diferentes artes, geralmente apropriadas para capturar peixes detritívoros (Hallwass *et al.*, 2020, 2023). Por outro lado, durante os períodos de vazante e seca, a malhadeira é mais utilizada, que permite capturar uma maior diversidade de peixes (Hallwass & Silvano, 2016; Hallwass *et al.*, 2020, 2023). Portanto, os pescadores podem estar aproveitando as condições favoráveis e adaptando suas estratégias de pesca para tirar proveito do aumento sazonal da facilidade de captura dos peixes detritívoros. A pesca do peixe detritívoro *Prochilodus lineatus* (Prochilodontidae) no rio Piracicaba, sudeste do Brasil, segue estratégias sazonais e de seleção de redes de pesca: os pescadores usam malhas médias no outono e inverno para capturar uma maior diversidade de peixes, enquanto malhas maiores são usadas na primavera e verão para peixes maiores e mais valiosos, como o *P. lineatus*. Essa rotação sazonal permite um rendimento estável ao longo do ano, e a captura é influenciada pelas migrações sazonais da espécie (Silvano & Begossi, 2001). É necessário ressaltar que,

apesar de os peixes detritívoros contribuírem com 90% da biomassa por desembarque durante a cheia, a sazonalidade não parece ser um fator importante para as variáveis captura (kg) e CPUE. Sendo assim, a influência da sazonalidade na captura relativa parece estar mais relacionada com a escassez de outras espécies de peixes na pesca durante a cheia, do que com um aumento em abundância de detritívoros durante esta época do ano. Assim como os resultados observados neste estudo, outros estudos demonstram que a sazonalidade não afeta a CPUE dos pescadores artesanais na porção baixa do rio Tapajós (Hallwass *et al.*, 2020). Estes resultados demonstram a importância dos peixes detritívoros como recurso alimentar e econômico em épocas de escassez durante as cheias do rio, quando muitos moradores de comunidades ribeirinhas amazônicas experimentam insegurança alimentar severa (Tregidgo *et al.*, 2020).

Assim como observado para o Rio Negro, a unidade de conservação é o fator com o maior poder explicativo na captura (kg) e na captura por unidade de esforço (CPUE – kg/h) no rio Tapajós. Entretanto, não foram encontradas diferenças entre estas variáveis dentro e fora da RESEX Tapajós-Arapiuns. Uma possível explicação é que os pescadores não estão direcionando seus esforços de forma intensiva para a pesca de peixes detritívoros. Em vez disso, eles parecem optar por explorar esse recurso quando a captura de outros peixes se torna mais difícil e a disponibilidade de peixes detritívoros é maior, conforme evidenciado por outros resultados deste mesmo estudo. Essa estratégia parece estar sendo adotada da mesma forma tanto por pescadores residentes em áreas de RESEX, quanto por aqueles que não são residentes. A distribuição da produção pesqueira entre venda e consumo é semelhante dentro e fora da RESEX, com cerca de 50% sendo destinados à venda e a outra metade sendo consumida pelas comunidades (Hallwass *et al.*, 2020). Isso indica que os padrões de uso dos recursos pesqueiros são similares em ambas as áreas, indicando que a pressão da pesca pode ser semelhante entre elas. Apesar disso, estudos têm revelado que unidades de conservação podem impulsionar o aumento na produtividade da pesca, conforme indicado pela captura por unidade de esforço de pesca (CPUE), em comparação com áreas que não são destinadas à proteção no baixo rio Tapajós (Keppeler, Hallwass & Silvano, 2017). No entanto, as reservas extrativistas não parecem ter influência na CPUE de peixes frugívoros nesta mesma região (Nagl *et al.*, 2021), assim como observado para os peixes detritívoros no presente estudo. Isso indica que a CPUE na pesca artesanal na Amazônia pode refletir a influência de uma ampla gama de fatores complexos (Hallwass *et al.*, 2023).

As estratégias de manejo empregadas na RESEX Tapajós-Arapiuns e na RESEX Unini, como preservação de lagos onde a pesca é proibida (ICMbio, 2014), pode ser um dos fatores para a redução da pressão pesqueira e impactos ambientais, mesmo em áreas fora das unidades de conservação. Na Amazônia, as áreas alagadas desempenham um papel crucial para os peixes detritívoros, e as áreas preservadas dentro das RESEX podem servir como refúgios para estes peixes, possibilitando um aumento em sua abundância nas áreas não protegidas por meio de processos migratórios (Brito Ribeiro & Petrere, 1990; Medeiros-Leal *et al.*, 2021; Vieira *et al.*, 2022). De acordo com Bayley e Petrere (1989), controlar as atividades pesqueiras em áreas remotas da Amazônia poderia ser uma estratégia viável de manejo para proteger espécies que estão sendo excessivamente exploradas. Nesse contexto, Ribeiro e Petrere (1990) sugeriram o estabelecimento de áreas controladas, com períodos de fechamento por dois anos consecutivos e abertura por um ano, como uma medida para reduzir a pressão de pesca sobre o jaraqui. Essa abordagem poderia ser eficaz no manejo de espécies migratórias (Petrere, 1990; Barthem *et al.*, 1997). Essas reservas controladas podem estar atuando como uma forma de preservar os recursos pesqueiros em áreas críticas de reprodução e alimentação, permitindo que os estoques de peixes se recuperem e se mantenham saudáveis. Uma pesquisa recente realizada no baixo rio Tapajós analisou o potencial efeito na cadeia alimentar aquática do aumento do desmatamento e da pesca artesanal ao longo de três décadas (Capitani *et al.*, 2021). Os resultados mostraram impactos mais fortes associados à perda da floresta alagada do que ao aumento da pressão pesqueira artesanal (Capitani *et al.*, 2021). Esse mecanismo de amortecimento da pressão pesqueira devido à proximidade de unidades de conservação também foi observado e proposto em outros sistemas de cogestão em rios de águas brancas (Silvano, Ramires & Zuanon, 2009; Medeiros-Leal *et al.*, 2021) e claras (Silvano *et al.*, 2014). E alguns estudos apresentam indícios de que esse mecanismo possa estar ocorrendo nos rios Tapajós e Negro (Keppeler, Hallwass & Silvano, 2017; Nagl *et al.*, 2021). Assim, é possível que esses ambientes preservados estejam aliviando a pressão pesqueira sobre os peixes detritívoros, aumentando a disponibilidade e produtividade dos peixes detritívoros, mesmo em áreas não protegidas.

Estudos anteriores destacaram que a construção de barragens, como o reservatório de Tucuruí no rio Tocantins, levou à redução na pesca e possível extinção local de uma espécie de jaraqui (Hallwass, Lopes, Juras, *et al.*, 2013b). As barragens podem fragmentar habitats e alterar os padrões de inundação dos rios, prejudicando as migrações alimentares e reprodutivas de peixes detritívoros (Castello & Macedo, 2016). O planejamento de construção

de barragens no rio Tapajós também pode representar uma ameaça potencial aos peixes que dependem de florestas alagadas e afetar as pescarias de pequena escala ao longo do rio (Fearnside, 2015; Runde, Hallwass & Silvano, 2020; Andrade, 2021). Por isso, é crucial considerar os impactos das mudanças ambientais na conservação dos peixes detritívoros e nas comunidades que dependem desses recursos pesqueiros. O desmatamento, por exemplo, pode afetar o recrutamento de peixes (Goulding *et al.*, 2019) e a abundância de peixes de interesse comercial (Capitani *et al.*, 2021), e esse efeito pode ser ainda mais acentuado no futuro devido ao desenvolvimento de projetos de infraestrutura nos rios Tapajós e Negro, como portos e rodovias (Ramos, de Alencastro Graça & Fearnside, 2018; Andrade, 2021). As rodovias também contribuem para o desmatamento de áreas circundantes, facilitando a expansão de novos assentamentos (Godar, Tizado & Pokorny, 2012). A combinação desses e outros efeitos adversos pode resultar em alterações na quantidade de peixes, desorganização das comunidades de peixes e comprometimento da saúde e funcionamento dos ecossistemas, o que, por sua vez, acarreta prejuízos econômicos e sociais para as comunidades humanas que dependem desses recursos (Castello, McGrath, *et al.*, 2013; Hallwass, Lopes, Juras, *et al.*, 2013b; Winemiller *et al.*, 2016; Keppeler *et al.*, 2018; Runde, Hallwass & Silvano, 2020; Azevedo-Santos *et al.*, 2021; Vasconcellos *et al.*, 2021).

O impacto da proximidade de centros urbanos na pesca artesanal marinha e fluvial tem sido amplamente reconhecido devido à degradação do habitat, contaminação da água, mudanças físicas no ambiente e pressão da pesca seletiva (Halpern *et al.*, 2007; Brewer *et al.*, 2012; Cinner *et al.*, 2013; Keppeler *et al.*, 2018). No entanto, não observamos uma influência da distância das comunidades ribeirinhas aos centros urbanos nas variáveis de resposta analisadas da pesca de peixes detritívoros nos dois rios. A proximidade dos centros urbanos pode não exercer influência na pesca de peixes detritívoros devido às migrações que esses peixes realizam, que podem reduzir a influência de fatores geográficos, se comparado a peixes mais sedentários, como algumas espécies comerciais de grande porte (Keppeler *et al.*, 2018). Além disso, outros fatores não considerados neste estudo podem estar exercendo influência sobre os parâmetros da pesca (Keppeler *et al.*, 2020; Hallwass *et al.*, 2023), como características ambientais locais, uso da terra e composição da paisagem (Capitani *et al.*, 2021; Nunes *et al.*, 2023).

Na região amazônica há uma falta de estudos sobre a ecologia dos principais peixes capturados pela pesca, que são essenciais para a alimentação das comunidades ribeirinhas

(Begossi *et al.*, 2019). Embora haja indícios de sobrepesca dos jaraquis, essas espécies ainda não possuem período de defeso definido nos estados do Amazonas e Pará (Dias-Neto & Dias, 2015). Além disso, o conhecimento sobre a ecologia da branquinha também é escasso, mesmo que haja um período de defeso definido no Pará para essa espécie (Dias-Neto & Dias, 2015). Os pescadores da região do rio Tapajós capturam relativamente mais peixes detritívoros durante a época de cheia, coincidindo com os períodos de migrações reprodutivas, alimentares e dispersivas dessas espécies. Essa tendência, aliada à escassez de informações, pode representar um risco para a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos a longo prazo. No entanto, Brito Ribeiro e Petreire (1990) observaram que a pesca do jaraqui pode estar ligada a migrações de dispersão, o que poderia não afetar negativamente o recrutamento desses peixes. Além disso, a variação sazonal das estratégias de pesca direcionadas para diferentes espécies pode proporcionar um rendimento constante ao longo do ano para os pescadores (Silvano & Begossi, 2001). Diante disso, é importante conduzir investigações mais aprofundadas sobre os padrões de reprodução e migração do jaraqui e da branquinha, particularmente na bacia do rio Tapajós, onde informações detalhadas sobre esses aspectos são escassas.

Os resultados deste estudo indicam que o monitoramento da atividade pesqueira em colaboração com pescadores artesanais apresenta um evidente potencial para suprir falhas de informação ligadas à exploração de recursos pesqueiros, especialmente em áreas tropicais distantes, onde os dados sobre a condição das populações de peixes importantes para a pesca são escassos. Por meio de outros estudos etnoecológicos, foi possível adquirir uma variedade de informações a respeito da ecologia do jaraqui, incluindo detalhes como migrações (Nunes, Hallwass & Silvano, 2019), relações alimentares (Batista & Lima, 2010; Pereyra *et al.*, 2021), reprodução (Brito Ribeiro & Petreire, 1990; Batista & Lima, 2010) e aspectos da pesca artesanal (Brito Ribeiro & Petreire, 1990; Batista & Lima, 2010; Hallwass, Lopes, Juras, *et al.*, 2013b). No contexto deste estudo, por meio do monitoramento participativo conduzido pelos pescadores artesanais nos rios Tapajós e Negro, conseguimos fornecer dados inéditos sobre a pesca de peixes detritívoros, identificar vulnerabilidades e sugerir estratégias de gestão destinadas a assegurar a preservação dos serviços ecossistêmicos proporcionados por esses peixes. Essas abordagens podem ser aplicadas em outras regiões carentes de estudos semelhantes.

## CONCLUSÃO

Com base nos resultados apresentados, podemos observar que os peixes detritívoros desempenham um papel crucial como recurso pesqueiro e, portanto, prestando o serviço ecossistêmico de provisão na pesca artesanal dos rios Tapajós e Negro. A estratégia de capturá-los durante a temporada de cheias, juntamente com o direcionamento das capturas para essas espécies, têm contribuído para a segurança alimentar e a geração de renda das comunidades locais. Esse tipo de pesca proporciona um recurso valioso durante os períodos de escassez de outras espécies de peixes no rio Tapajós. No rio Negro, o jaraqui se destaca como a segunda espécie mais capturada, e o sistema de cogestão participativa parece estar contribuindo para diminuir a pressão pesqueira sobre os peixes detritívoros. Contudo, estratégias adicionais de manejo da pesca poderiam ser adotadas para incentivar uma maior captura das espécies de branquinha, que também representa um recurso importante para o consumo das comunidades ribeirinhas. Essa abordagem ajudaria a aliviar a pressão pesqueira sobre o jaraqui, garantindo, assim, a continuidade dos serviços ecossistêmicos de regulação prestados pelos peixes detritívoros. Os resultados destacam ainda a importância do envolvimento das comunidades locais na coleta de informações e no monitoramento dos recursos pesqueiros. É fundamental que as estratégias de manejo considerem as tendências observadas, protegendo não apenas as espécies mais visadas pela pesca comercial, mas também as espécies menores capturadas para consumo, para preservar os recursos pesqueiros e garantir a segurança alimentar das comunidades ribeirinhas.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agnese, F. *et al.* (2023) “Participatory monitoring in farmer field school program through Whatsapp among indigenous farmers in rural Sarawak, Malaysia,” *Interactive Learning Environments*, pp. 1–12. Available at: <https://doi.org/10.1080/10494820.2023.2223241>.

Albuquerque, U.P. *et al.* (2021) “Integrating traditional ecological knowledge into academic research at local and global scales,” *Regional Environmental Change*, 21(2), p. 45. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01774-2>.

Alho, C.J.R., Reis, R.E. & Aquino, P.P.U. (2015) “Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries,” *Ambio*, 44(5), pp. 412–425. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0610-z>.

ANA, A.N. de Á. (2023) *Hidroweb*. Available at: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas> (Accessed: July 24, 2023).

Anderson, C.N.K. *et al.* (2008) “Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance,” *Nature*, 452(7189), pp. 835–839. Available at: <https://doi.org/10.1038/nature06851>.

Andrade, R. (2021) “One River and 40+ Dams: The China Factor in the Amazonian Tapajós Waterway,” in *The Political Economy of Hydropower in Southwest China and Beyond*, pp. 275–293. Available at: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-59361-2\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-030-59361-2_14).

Arantes, C.C. *et al.* (2018) “Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain,” *Journal of Applied Ecology*. Edited by R. Arlinghaus, 55(1), pp. 386–395. Available at: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>.

Araujo-Lima, C.A.R.M. *et al.* (1986) “Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon,” *Science*, 234(4781), pp. 1256–1258. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.234.4781.1256>.

Araújo-Lima, C.A.R.M. (1991) “A larva da branquinha comum, *Potamorhina latior* (Curimatidae, Pisces) da Amazônia Central.,” *Revista Brasileira de Biologia*, 51(1), pp. 45–56.

Araujo-Lima, C.A.R.M. & Ruffino, M.L. (2004) “Migratory fishes of the Brazilian Amazon,” *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*, pp. 237–301. Available at: <https://doi.org/10.1596/1-5525-0114-0>.

Arrington, D.A., Winemiller, K.O. & Layman, C.A. (2005) “Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river,” *Oecologia*, 144(1), pp. 157–167. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0014-7>.

Assis, L.F. *et al.* (2019) “TerraBrasilis: A Spatial Data Analytics Infrastructure for Large-Scale Thematic Mapping,” *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(11), p. 513. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijgi8110513>.

Athayde, S. *et al.* (2019) “Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon,” *Energy Policy*, 132, pp. 265–271. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.05.003>.

Azevedo-Santos, V.M. *et al.* (2017) “Nonnative Fish to Control Aedes Mosquitoes: A Controversial, Harmful Tool,” *BioScience*, 67(1), pp. 84–90. Available at: <https://doi.org/10.1093/biosci/biw156>.

Azevedo-Santos, V.M. *et al.* (2021) “Negative impacts of mining on Neotropical freshwater fishes,” *Neotropical Ichthyology*, 19(3), pp. 1–25. Available at: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0001>.

Barros, D. de F. *et al.* (2020) “Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon,” *Fisheries Research*, 230, p. 105643. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105643>.

Barthem, R.B. *et al.* (1997) “A pesca na Amazônia: problemas e perspectivas para seu manejo,” in C. Valladares-Padua (ed.) *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil*. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, pp. 173–184.

Barthem, R.B., Ferreira, E.J.G. & Goulding, M. (2016) “As migrações do jaraqui e do tambaqui no rio Tapajós e suas relações com as USINAS hidrelétricas,” *Ocekadí: Hidrelétricas, Conflitos Socioambientais e Resistência na Bacia do Tapajós*, (July), pp. 479–493.

Bartoń, K. (2023) “MuMIn: Multi-Model Inference.”

Bates, D. *et al.* (2015) “Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4,” *Journal of Statistical Software*, 67(1). Available at: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

Batista, V. *et al.* (1998) “Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region,” *Fisheries Management and Ecology*, 5(5), pp. 419–435. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1998.550419.x>.

Batista, V.S. & Lima, L.G. (2010) “In search of traditional bio-ecological knowledge useful for fisheries co-management: the case of jaraquis *Semaprochilodus* spp. (Characiformes, Prochilodontidae) in Central Amazon, Brazil,” *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 6(1), p. 15. Available at: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-6-15>.

Bayley, P.B. & Petrere, M. (1989) *Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options*. Edited by D. Dodge. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences.

Begossi, A. *et al.* (2011) “Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies,” *Ecological Economics*, 71(1), pp. 25–32. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.008>.

Begossi, A. *et al.* (2012) “Fishers (Paraty, RJ) and fish manipulation time: a variable associated to the choice for consumption and sale,” *Brazilian Journal of Biology*, 72(4), pp. 973–975. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000500030>.

Begossi, A. *et al.* (2019) “Fish consumption on the amazon: A review of biodiversity, hydropower and food security issues,” *Brazilian Journal of Biology*, 79(2), pp. 345–357. Available at: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.186572>.

Begossi, A., Hanazaki, N. & Ramos, R.M. (2004) “Food Chain and the reasons for fish food taboos among Amazonians and Atlantic Forest Fishers (Brazil),” *Ecological Applications*, 14(5), pp. 1334–1343. Available at: <https://doi.org/10.1890/03-5072>.

Begossi, A. & Richerson, P. (1993) “Biodiversity, family income and ecological niche: A study on the consumption of animal foods on Búzios Island (Brazil),” *Ecology of Food and Nutrition*, 30(1), pp. 51–61. Available at: <https://doi.org/10.1080/03670244.1993.9991322>.

Berkes, F. (1999) *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource*

*Management*. Philadelphia: Taylor and Francis.

Berkes, F., Colding, J. & Folke, C. (2000) “Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management,” *Ecological Applications*, 10(5), p. 1251. Available at: <https://doi.org/10.2307/2641280>.

Berkes, Fikret (2021) *Toward A New Social Contract: Community-based Resource Management and Small-scale Fisheries, Taking Stock of Shock*. Edited by F Berkes. TBTI Global. Available at: <https://doi.org/10.1093/oso/9780197549230.003.0013>.

Braga, T.M.P., Silva, A.A. da & Rebêlo, G.H. (2016) “Preferências e tabus alimentares no consumo de pescado em Santarém, Brasil,” *Novos Cadernos NAEA*, 19(3), pp. 189–204. Available at: <https://doi.org/10.5801/ncn.v19i3.2528>.

Brewer, T.D. *et al.* (2012) “Market access, population density, and socioeconomic development explain diversity and functional group biomass of coral reef fish assemblages,” *Global Environmental Change*, 22(2), pp. 399–406. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.006>.

Brito Ribeiro, M.C. de L. & Petrere, M.J. (1990) “Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus Taeniurus*, S. *Insignis*) in central Amazonia,” *Regulated Rivers: Research & Management*, 5(3), pp. 195–215. Available at: <https://doi.org/10.1002/rrr.3450050302>.

Bustamante, M.M.C. *et al.* (2012) “Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil,” *Climatic Change*, 115(3–4), pp. 559–577. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0443-3>.

Camacho, A.I.G. *et al.* (2020) “Exploring the effect of strong hydrological droughts and floods on populational parameters of *Semaprochilodus insignis* (Actinopterygii: Prochilodontidae) from the Central Amazonia,” *Environment, Development and Sustainability*, 23(3), pp. 3338–3348. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00721-1>.

Campos-Silva, J. V. *et al.* (2021) “Sustainable-use protected areas catalyze enhanced livelihoods in rural Amazonia,” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(40). Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.2105480118>.

Capitani, L. *et al.* (2021) “Food web modeling indicates the potential impacts of increasing deforestation and fishing pressure in the Tapajós River, Brazilian Amazon,” *Regional Environmental Change*, 21(2). Available at: <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01777-z>.

Carlsson, L. & Berkes, F. (2005) “Co-management: concepts and methodological implications,” *Journal of Environmental Management*, 75(1), pp. 65–76. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.11.008>.

Castello, L., McGrath, D.G., *et al.* (2013) “Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case,” *Marine Policy*, 38, pp. 557–565. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.09.001>.

Castello, L., Mcgrath, D.G., *et al.* (2013) “The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems,” *Conservation Letters*, 6(4), pp. 217–229. Available at: <https://doi.org/10.1111/conl.12008>.

Castello, L. *et al.* (2015) “Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon,” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.2491>.

Castello, L. (2021) “Science for conserving Amazon freshwater ecosystems,” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(5), pp. 999–1004. Available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.3615>.

Castello, L., Isaac, V.J. & Thapa, R. (2015) “Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon,” *Royal Society Open Science*, 2(11), p. 150299. Available at: <https://doi.org/10.1098/rsos.150299>.

Castello, L. & Macedo, M.N. (2016) “Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems,” *Global Change Biology*, 22(3), pp. 990–1007. Available at: <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>.

Cinner, J.E. *et al.* (2013) “Global Effects of Local Human Population Density and Distance to Markets on the Condition of Coral Reef Fisheries,” *Conservation Biology*, 27(3), pp. 453–458. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01933.x>.

Correa, S.B. *et al.* (2007) “Evolutionary Perspectives on Seed Consumption and

Dispersal by Fishes,” *BioScience*, 57(9), pp. 748–756. Available at: <https://doi.org/10.1641/B570907>.

Correa, S.B. *et al.* (2022) “Biotic Indicators for Ecological State Change in Amazonian Floodplains,” *BioScience*, 72(8), pp. 753–768. Available at: <https://doi.org/10.1093/biosci/biac038>.

Correia, G.B., Siqueira-Souza, F.K. & Freitas, C.E. de C. (2015) “Intra- and inter-annual changes in the condition factors of three Curimatidae detritivores from Amazonian floodplain lakes,” *Biota Neotropica*, 15(4). Available at: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2014-0001>.

Daan, N. *et al.* (2005) “Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing?,” *ICES Journal of Marine Science*, 62(2), pp. 177–188. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.08.020>.

Dagosta, F.C.P. & Pinna, M. De (2019) “The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species,” *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 2019(431), p. 1. Available at: <https://doi.org/10.1206/0003-0090.431.1.1>.

Danielsen, F. *et al.* (2010) “Environmental monitoring: the scale and speed of implementation varies according to the degree of peoples involvement,” *Journal of Applied Ecology*, 47(6), pp. 1166–1168. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01874.x>.

Darimont, C.T. *et al.* (2009) “Human predators outpace other agents of trait change in the wild,” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(3), pp. 952–954. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.0809235106>.

Dias-Neto, J. & Dias, J. de F.O. (2015) *O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca*. Brasília: IBAMA.

Díaz, S. *et al.* (2015) “The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people,” *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp. 1–16. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>.

Dutra, M.C.F. *et al.* (2023) “Fishers’ knowledge on abundance and trophic interactions

of the freshwater fish *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) in two Amazonian rivers,” *Neotropical Ichthyology*, 21(1), pp. 1–21. Available at: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0041>.

Estes, J.A. *et al.* (2011) “Trophic downgrading of planet earth,” *Science*, 333, pp. 301–306. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.1205106>.

Fearnside, P. (2017) “Deforestation of the Brazilian Amazon,” in *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. Oxford University Press. Available at: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>.

Fearnside, P.M. *et al.* (2009) “Modelagem de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na região sob influência da rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319),” *Revista Brasileira de Meteorologia*, 24(2), pp. 208–233. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0102-77862009000200009>.

Fearnside, P.M. (2015) “Amazon dams and waterways: Brazil’s Tapajós Basin plans,” *Ambio*, 44(5), pp. 426–439. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0642-z>.

Fernandes, C.C. (1997) “Lateral migration of fishes in Amazon floodplains,” *Ecology of Freshwater Fish*, 6(1), pp. 36–44. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00140.x>.

Flecker, A.S. (1996) “Ecosystem Engineering by a Dominant Detritivore in a Diverse Tropical Stream,” *Ecology*, 77(6), pp. 1845–1854. Available at: <https://doi.org/10.2307/2265788>.

Flecker, A.S. (1997) “Habitat Modification by Tropical Fishes: Environmental Heterogeneity and the Variability of Interaction Strength,” *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), pp. 286–295. Available at: <https://doi.org/10.2307/1468258>.

Fleischmann, A.S. *et al.* (2023) “Increased floodplain inundation in the Amazon since 1980,” *Environmental Research Letters*, 18(3), p. 034024. Available at: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acb9a7>.

Fluet-Chouinard, E., Funge-Smith, S. & McIntyre, P.B. (2018) “Global hidden harvest of freshwater fish revealed by household surveys,” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(29), pp. 7623–7628. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.1721097115>.

Franco, C.L.B. *et al.* (2021) “Community-based environmental protection in the Brazilian Amazon: Recent history, legal landmarks and expansion across protected areas,” *Journal of Environmental Management*, 287(September 2020). Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112314>.

Freitas, C.T. *et al.* (2020) “Resource co-management as a step towards gender equity in fisheries,” *Ecological Economics*, 176(August 2019), p. 106709. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106709>.

Garcia, A. *et al.* (2009) “Patterns of commercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006,” *Fish Physiology and Biochemistry*, 35(1), pp. 53–67. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10695-008-9212-7>.

Garcia, S.M. *et al.* (2012) “Reconsidering the Consequences of Selective Fisheries,” *Science*, 335(6072), pp. 1045–1047. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.1214594>.

Garnelo, L. (2007) “Cosmologia, ambiente e saúde: mitos e ritos alimentares Baniwa,” *História, Ciências, Saúde-Manguinhos*, 14(suppl), pp. 191–212. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0104-59702007000500009>.

Godar, J., Tizado, E.J. & Pokorny, B. (2012) “Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil,” *Forest Ecology and Management*, 267, pp. 58–73. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.046>.

Goulding, M. *et al.* (2019) “Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands,” *Fish and Fisheries*, 20(1), pp. 138–158. Available at: <https://doi.org/10.1111/faf.12328>.

Goulding, M., Barthem, R. & Ferreira, E.J.G. (2003) *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Books.

Halliday, R.. & Pinhorn, A.. (2002) “A review of the scientific and technical bases for policies on the capture of small fish in North Atlantic groundfish fisheries,” *Fisheries Research*, 57(3), pp. 211–222. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00079-6](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00079-6).

Hallwass, G. *et al.* (2011) “Fishing Effort and Catch Composition of Urban Market and Rural Villages in Brazilian Amazon,” *Environmental Management*, 47(2), pp. 188–200.



Available at: <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9584-1>.

Hallwass, G., Lopes, Priscila FM, *et al.* (2013) “Behavioral and environmental influences on fishing rewards and the outcomes of alternative management scenarios for large tropical rivers,” *Journal of Environmental Management*, 128, pp. 274–282. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.037>.

Hallwass, G., Lopes, Priscila F, *et al.* (2013) “Fishers’ knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers,” *Journal of Chemical Information and Modeling*, 23(2), pp. 392–407. Available at: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.

Hallwass, G. *et al.* (2020) “Small-scale Fisheries, Livelihoods, and Food Security of Riverine People,” in R.A.M. Silvano (ed.) *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon*. Springer Nature Switzerland, pp. 23–38. Available at: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8_3).

Hallwass, G. *et al.* (2023) “‘Disentangling’ the advantages from gillnets in freshwater small-scale fisheries in the Brazilian Amazon,” *Reviews in Fish Biology and Fisheries* [Preprint], (0123456789). Available at: <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09771-w>.

Hallwass, G., Nitschke, P.P. & Keppeler, F.W. (2020) “Studied Regions and Methodology,” in R.A.M. Silvano (ed.) *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon. People, Ecology and Conservation in Black and Clear Water Rivers*. São Paulo: Springer International Publishing, pp. 13–23. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8>.

Hallwass, G., Schiavetti, A. & Silvano, R.A.M. (2020) “Fishers’ knowledge indicates temporal changes in composition and abundance of fishing resources in Amazon protected areas,” *Animal Conservation*, 23(1), pp. 36–47. Available at: <https://doi.org/10.1111/acv.12504>.

Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2016) “Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: implications for management,” *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(9), pp. 1537–1559. Available at: <https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1081587>.

Halpern, B.S. *et al.* (2007) “Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats,” *Conservation Biology*, 21(5), pp. 1301–1315. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>.

Heilpern, S.A. *et al.* (2022) “Biodiversity underpins fisheries resilience to exploitation in the Amazon river basin,” *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 289(1976). Available at: <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.0726>.

Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O. & Birnbaum, J.S. (2007) “Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups,” *Journal of Biogeography*, 34(2), pp. 324–338. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>.

Huntington, H.P. (2000) “Using traditional ecological knowledge in science: Methods and applications,” *Ecological Applications*, 10(5), pp. 1270–1274. Available at: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1270:UTEKIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1270:UTEKIS]2.0.CO;2).

Hurd, L.E. *et al.* (2016) “Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment,” *Biological Conservation*, 195, pp. 118–127. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.005>.

ICMbio (2008) *Plano de Manejo da Reserva Extrativista Tapajós-Arapuins*.

ICMbio (2014) *Plano de Manejo Participativo da RESEX do Rio Unini*. Novo Airão.

ICMBIO (2009) “Planos de Manejo das Florestas Nacionais do Jamanxim, do Crepori e do Amana, no estado do Pará.”

Isaac, V.J., Milstein, A. & Ruffino, M.L. (1996) “Artisanal Fishery in the Lower Amazon: Multivariate Analysis of the Catch by Species.,” *Acta Amazonica*, 26(3), pp. 185–208.

Issac, V.J., Da Silva, C.O. & Ruffino, M.L. (2008) “The artisanal fishery fleet of the lower Amazon,” *Fisheries Management and Ecology*, 15(3), pp. 179–187. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00599.x>.

Junk, W.J. *et al.* (2011) “A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands,” *Wetlands*, 31(4), pp. 623–640. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>.

Junk, W.J., Soares, M.G.M. & Bayley, P.B. (2007) “Freshwater fishes of the Amazon River basin: Their biodiversity, fisheries, and habitats,” *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 10(2), pp. 153–173. Available at: <https://doi.org/10.1080/14634980701351023>.

Karr, K.A. *et al.* (2017) “Integrating Science-Based Co-management, Partnerships, Participatory Processes and Stewardship Incentives to Improve the Performance of Small-Scale Fisheries,” *Frontiers in Marine Science*, 4. Available at: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00345>.

Keppeler, F.W. *et al.* (2018) “Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes,” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(5), pp. 1030–1043. Available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.2910>.

Keppeler, F.W. *et al.* (2020) “What makes a good catch? Effects of variables from individual to regional scales on tropical small-scale fisheries,” *Fisheries Research*, 229(105571), pp. 1–12. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105571>.

Keppeler, F.W., Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2017) “Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river,” *Oryx*, 51(2), pp. 268–279. Available at: <https://doi.org/10.1017/S0030605316000247>.

Kirby, K.R. *et al.* (2006) “The future of deforestation in the Brazilian Amazon,” *Futures*, 38(4), pp. 432–453. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.futures.2005.07.011>.

Kolding, J. *et al.* (2016) “Maximizing fisheries yields while maintaining community structure,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Edited by H. Giacomini, 73(4), pp. 644–655. Available at: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0098>.

Kruskal, W.H. & Wallis, W.A. (1952) “Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis,” *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), pp. 583–621. Available at: <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>.

Latrubesse, E.M., Stevaux, J.C. & Sinha, R. (2005) “Tropical rivers,” *Geomorphology*, 70(3-4 SPEC. ISS.), pp. 187–206. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.02.005>.

Law, R., Kolding, J. & Plank, M.J. (2015) “Squaring the circle: reconciling fishing

and conservation of aquatic ecosystems,” *Fish and Fisheries*, 16(1), pp. 160–174. Available at: <https://doi.org/10.1111/faf.12056>.

De Lima, Á.C. & Araujo-Lima, C.A.R.M. (2004) “The distributions of larval and juvenile fishes in Amazonian rivers of different nutrient status,” *Freshwater Biology*, 49(6), pp. 787–800. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01228.x>.

Lima, D.D.M. & Peralta, N. (2017) “Developing Sustainability in the Brazilian Amazon: Twenty Years of History in the Mamirauá and Amanã Reserves,” *Journal of Latin American Studies*, 49(4), pp. 799–827. Available at: <https://doi.org/10.1017/S0022216X17000414>.

Lima, K.F. de *et al.* (2016) “A Comercialização Do Pescado No Município De Santarém, Pará,” *Revista Biota Amazônia*, 9(2), pp. 1–9.

Lino, A.S. *et al.* (2018) “Mercury and selenium in fishes from the Tapajós River in the Brazilian Amazon: An evaluation of human exposure,” *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 48(2010), pp. 196–201. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.04.012>.

Lopes, G.C. dos S. *et al.* (2016) “Small-scale fisheries in the Amazon basin: General patterns and diversity of fish landings in five sub-basins,” *Boletim do Instituto de Pesca*, 42(4), pp. 895–909. Available at: <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n4p895>.

Lopes, P.F.M. *et al.* (2015) “Fisheries, tourism, and marine protected areas: Conflicting or synergistic interactions?,” *Ecosystem Services*, 16, pp. 333–340. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.003>.

Lüdecke, D. *et al.* (2021) “performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models,” *Journal of Open Source Software*, 6(60), p. 3139. Available at: <https://doi.org/10.21105/joss.03139>.

Lugo-Carvajal, A. *et al.* (2023) “Fish on Fire: Shifts in Amazonian fish communities after floodplain forest fires,” *Journal of Applied Ecology*, (February), pp. 1–10. Available at: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14434>.

Luján Soto, R., de Vente, J. & Cuéllar Padilla, M. (2021) “Learning from farmers’ experiences with participatory monitoring and evaluation of regenerative agriculture based on

visual soil assessment,” *Journal of Rural Studies*, 88, pp. 192–204. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2021.10.017>.

Luzar, J.B. *et al.* (2011) “Large-scale Environmental Monitoring by Indigenous Peoples,” *BioScience*, 61(10), pp. 771–781. Available at: <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.10.7>.

Lynch, A.J. *et al.* (2017) “Inland fisheries – Invisible but integral to the UN Sustainable Development Agenda for ending poverty by 2030,” *Global Environmental Change*, 47, pp. 167–173. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.10.005>.

Malm, O. *et al.* (1995) “Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil,” *Science of the Total Environment*, 175, pp. 141–150. Available at: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04910-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04910-X).

Mandeville, C.P. *et al.* (2023) “Participatory monitoring drives biodiversity knowledge in global protected areas,” *Communications Earth & Environment*, 4(1), p. 240. Available at: <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00906-2>.

Mazzeo, N. *et al.* (2010) “Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach,” *Hydrobiologia*, 644(1), pp. 325–335. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0197-8>.

McIntyre, P.B. *et al.* (2007) “Fish extinctions alter nutrient recycling in tropical freshwaters,” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(11), pp. 4461–4466. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.0608148104>.

McIntyre, P.B. *et al.* (2008) “Fish distributions and nutrient cycling in streams: Can fish create biogeochemical hotspots?,” *Ecology*, 89(8), pp. 2335–2346. Available at: <https://doi.org/10.1890/07-1552.1>.

Medeiros-Leal, W.M. *et al.* (2021) “Single-Species Co-management Improves Fish Assemblage Structure and Composition in a Tropical River,” *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. Available at: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.604170>.

Mormul, R.P. *et al.* (2012) “Migratory benthic fishes may induce regime shifts in a tropical floodplain pond,” *Freshwater Biology*, 57(8), pp. 1592–1602. Available at:

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02820.x>.

Nagl, P. *et al.* (2021) “Protected areas and frugivorous fish in tropical rivers: Small-scale fisheries, conservation and ecosystem services,” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(10), pp. 2752–2771. Available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.3673>.

Nepstad, D.C., McGrath, D.G. & Soares-Filho, B. (2011) “Systemic Conservation, REDD, and the Future of the Amazon Basin,” *Conservation Biology*, 25(6), pp. 1113–1116. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01784.x>.

Nevado, J.J.B. *et al.* (2010) “Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review,” *Environment International*, 36(6), pp. 593–608. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.03.011>.

Nunes, C.B. *et al.* (2023) “‘From the sky to the ground’: fishers’ knowledge, landscape analysis and hydrological data indicate long-term environmental changes in Amazonian clear water rivers,” *Science of the Total Environment*, 904(September), p. 166763. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166763>.

Nunes, I. *et al.* (2023) “Spatial and temporal population genetic analysis of *Semaprochilodus insignis* (Prochilodontidae), an overexploited fish from the Amazon basin,” *PeerJ*, 11, p. e15503. Available at: <https://doi.org/10.7717/peerj.15503>.

Nunes, M.U.S., Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2019) “Fishers’ local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river,” *Hydrobiologia*, 833(1), pp. 197–215. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3901-3>.

Obura, D.O. *et al.* (2002) “Monitoring of fish and fish catches by local fishermen in Kenya and Tanzania,” *Marine and Freshwater Research*, 53(2), p. 215. Available at: <https://doi.org/10.1071/MF01151>.

Olden, J.D. *et al.* (2020) “There’s more to Fish than Just Food: Exploring the Diverse Ways that Fish Contribute to Human Society,” *Fisheries*, 45(9), pp. 453–464. Available at: <https://doi.org/10.1002/fsh.10443>.

Oliveira Júnior, J.G.C. *et al.* (2016) “Artisanal Fisheries Research: A Need for

Globalization?,” *PLOS ONE*. Edited by A.C. Tsikliras, 11(3), p. e0150689. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150689>.

Ortega, J.C.G. *et al.* (2021) “Effects of urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in small streams,” *Neotropical Ichthyology*, 19(3). Available at: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0050>.

Pauly, D. *et al.* (1998) “Fishing Down Marine Food Webs,” *Science*, 279(5352), pp. 860–863. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>.

Pelicice, F.M. *et al.* (2023) “Ecosystem services generated by Neotropical freshwater fishes,” *Hydrobiologia*, 850(12–13), pp. 2903–2926. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04986-7>.

Pereira, S.A. *et al.* (2021) “Assessing biological traits of Amazonian high-value fishes through Local Ecological Knowledge of urban and rural fishers,” *Hydrobiologia*, 848(10), pp. 2483–2504. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04569-y>.

Pereyra, P.E.R. *et al.* (2021) “‘Taking Fishers’ Knowledge to the Lab’: An Interdisciplinary Approach to Understand Fish Trophic Relationships in the Brazilian Amazon,” *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, pp. 1–15. Available at: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.723026>.

Petrere, M. *et al.* (2004) “Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein),” *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14(4), pp. 403–414. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11160-004-8362-7>.

Petrere, M.J. (1990) “As comunidades humanas ribeirinhas da Amazônia e suas transformações sociais,” in L.G. Furtado (ed.) *IV Encontro de Ciências sociais e o mar no Brasil: populações humanas, rio e mares da Amazônia*. Belém: UFPA.

Petry, P., Bayley, P.B. & Markle, D.F. (2003) “Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain,” *Journal of Fish Biology*, 63(3), pp. 547–579. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00169.x>.

Pezzuti, J. *et al.* (2018) “Commoning in dynamic environments: community-based

management of turtle nesting sites on the lower Amazon floodplain,” *Ecology and Society*, 23(3), p. art36. Available at: <https://doi.org/10.5751/ES-10254-230336>.

Pinaya, W.H.D. *et al.* (2016) “Multispecies Fisheries in the Lower Amazon River and Its Relationship with the Regional and Global Climate Variability,” *PLOS ONE*. Edited by M. Castonguay, 11(6), p. e0157050. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157050>.

Pinel, S. *et al.* (2020) “Flooding Dynamics Within an Amazonian Floodplain: Water Circulation Patterns and Inundation Duration,” *Water Resources Research*, 56(1). Available at: <https://doi.org/10.1029/2019WR026081>.

R Core Team (2023) “R: A Language and Environment for Statistical Computing.” Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Ramos, C.J.P., de Alencastro Graça, P.M.L. & Fearnside, P.M. (2018) “Deforestation Dynamics on an Amazonian Peri-Urban Frontier: Simulating the Influence of the Rio Negro Bridge in Manaus, Brazil,” *Environmental Management*, 62(6), pp. 1134–1149. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1097-3>.

Reis-Filho, J.A. *et al.* (2023) “-I fish, therefore I monitor: Participatory monitoring to assess inland small-scale fisheries,” *Environmental Management* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00267-023-01819-8>.

Ribeiro, A.C. *et al.* (2016) *Ecologia e biologia de peixes do rio Madeira, Ecologia e biologia de peixes do rio Madeira*. Porto Velho-RO: EDUFRO. Available at: <https://doi.org/10.47209/978-85-7764-086-7>.

Ribeiro, M.C.L. de B. (1983) *As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no Rio Negro, Amazonas, Brasil*. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazonia (INPA).

Röpke, C.P. *et al.* (2017) “Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon,” *Scientific Reports*, 7(1), p. 40170. Available at: <https://doi.org/10.1038/srep40170>.

Röpke, C.P. *et al.* (2019) “Reproductive allocation by Amazon fishes in relation to feeding strategy and hydrology,” *Hydrobiologia*, 826(1), pp. 291–305. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3740-7>.

Runde, A., Hallwass, G. & Silvano, R.A.M. (2020) “Fishers’ Knowledge Indicates



Extensive Socioecological Impacts Downstream of Proposed Dams in a Tropical River,” *One Earth*, 2, pp. 255–268. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.02.012>.

Saint-Paul, U. *et al.* (2000) “Fish Communities in Central Amazonian White- and Blackwater Floodplains,” *Environmental Biology of Fishes*, 57(3), pp. 235–250. Available at: <https://doi.org/10.1023/A:1007699130333>.

Salati, E. & Vose, P.B. (1984) “Amazon Basin: A System in Equilibrium,” *Science*, 225(4658), pp. 129–138. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.225.4658.129>.

Santos, G.M., Ferreira, E.J.G. & Zuanon, J.A.S. (2006) *Peixes comerciais de Manaus*.

Santos, V.L.M. *et al.* (2021) “Hydrological alterations enhance fish invasions: lessons from a Neotropical coastal river,” *Hydrobiologia*, 848(9), pp. 2383–2397. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04542-9>.

Schemmel, E. *et al.* (2016) “The codevelopment of coastal fisheries monitoring methods to support local management,” *Ecology and Society*, 21(4), p. art34. Available at: <https://doi.org/10.5751/ES-08818-210434>.

Schultz, L., Duit, A. & Folke, C. (2011) “Participation, Adaptive Co-management, and Management Performance in the World Network of Biosphere Reserves,” *World Development*, 39(4), pp. 662–671. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2010.09.014>.

Shrestha, S. *et al.* (2022) “Risk Assessment in Artisanal Fisheries in Developing Countries: A Systematic Review,” *American Journal of Preventive Medicine*, 62(4), pp. e255–e264. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2021.08.031>.

Silva, A.L. da (2007) “Comida de gente: preferências e tabus alimentares entre os ribeirinhos do Médio Rio Negro (Amazonas, Brasil),” *Revista de Antropologia*, 50(1), pp. 125–179. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0034-77012007000100004>.

Da Silva, A.L. & Begossi, A. (2009) “Biodiversity, food consumption and ecological niche dimension: A study case of the riverine populations from the Rio Negro, Amazonia, Brazil,” *Environment, Development and Sustainability*, 11(3), pp. 489–507. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10668-007-9126-z>.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2008) “Contributions of ethnobiology to the conservation of

tropical rivers and streams,” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.825>.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2014) “Co-management and Spatial Features Contribute to Secure Fish Abundance and Fishing Yields in Tropical Floodplain Lakes,” *Ecosystems*, 17(2), pp. 271–285. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9722-8>.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2017) *Conservação, Pesca e Ecologia de Peixes do Baixo Rio Tapajós, Amazônia Brasileira*.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2020) “Atlas of Fish of Tapajós and Negro Rivers I: Characiformes,” in R.A.M. Silvano (ed.) *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon*. Springer International Publishing, pp. 41–196. Available at: [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8\\_4](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8_4).

Silvano, R.A.M. (2020) *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon: People, Ecology and Conservation in Black and Clear Water Rivers*, Springer International Publishing. Edited by R.A.M. Silvano. São Paulo: Springer International Publishing. Available at: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-49146-8>.

Silvano, R.A.M. *et al.* (2022) “Which fish is this? Fishers know more than 100 fish species in megadiverse tropical rivers,” *Facets*, 7, pp. 988–1007. Available at: <https://doi.org/10.1139/FACETS-2021-0136>.

Silvano, R.A.M., Do Amaral, B.D. & Oyakawa, O.T. (2000) “Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the Upper Juruá River fish community (Brazilian Amazon),” *Environmental Biology of Fishes*, 57(1), pp. 25–35. Available at: <https://doi.org/10.1023/A:1007594510110>.

Silvano, R.A.M. & Begossi, A. (2001) “Seasonal dynamics of fishery at the Piracicaba River (Brazil),” *Fisheries Research*, 51, pp. 69–86. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00229-0](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00229-0).

Silvano, R.A.M. & Begossi, A. (2016) “From Ethnobiology to Ecotoxicology: Fishers’ Knowledge on Trophic Levels as Indicator of Bioaccumulation in Tropical Marine and Freshwater Fishes,” *Ecosystems*, 19(7), pp. 1310–1324. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0002-2>.

Silvano, R.A.M. & Hallwass, G. (2020) “Participatory research with fishers to improve knowledge on small-scale fisheries in tropical rivers,” *Sustainability (Switzerland)*, 12(11), pp. 1–24. Available at: <https://doi.org/10.3390/su12114487>.

Silvano, R.A.M., Ramires, M. & Zuanon, J. (2009) “Effects of fisheries management on fish communities in the floodplain lakes of a Brazilian Amazonian Reserve,” *Ecology of Freshwater Fish*, 18(1), pp. 156–166. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00333.x>.

Sioli, H. (1984) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Edited by H. Sioli. Dordrecht: Springer Netherlands. Available at: <https://doi.org/10.1007/978-94-009-6542-3>.

Siqueira-Souza, F.K. & Freitas, C.E.C. (2004) “Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões River,” *Brazilian Journal of Biology*, 64(3a), pp. 501–510. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000300013>.

Student (1908) “The Probable Error of a Mean,” *Biometrika*, 6(1), p. 1. Available at: <https://doi.org/10.2307/2331554>.

Talbot, C.J. *et al.* (2018) “The impact of flooding on aquatic ecosystem services,” *Biogeochemistry*, 141(3), pp. 439–461. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0449-7>.

Taylor, B.W., Flecker, A.S. & Hall, R.O. (2006) “Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river,” *Science*, 313(5788), pp. 833–836. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.1128223>.

Ticheler, H.J., Kolding, J. & Chanda, B. (1998) “Participation of local fishermen in scientific fisheries data collection: a case study from the Bangweulu Swamps, Zambia,” *Fisheries Management and Ecology*, 5(1), pp. 81–92. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1998.00076.x>.

Tisseuil, C. *et al.* (2013) “Global diversity patterns and cross-taxa convergence in freshwater systems,” *Journal of Animal Ecology*. Edited by K. Cottenie, 82(2), pp. 365–376. Available at: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12018>.

Tonella, L.H. *et al.* (2023) “NEOTROPICAL FRESHWATER FISHES: A dataset of

occurrence and abundance of freshwater fishes in the Neotropics,” *Ecology*, 104(4). Available at: <https://doi.org/10.1002/ecy.3713>.

Tregidgo, D. *et al.* (2020) “Tough fishing and severe seasonal food insecurity in Amazonian flooded forests,” *People and Nature*, 2(2), pp. 468–482. Available at: <https://doi.org/10.1002/pan3.10086>.

Vari, R.P. (1984) “Systematics of the Neotropical characiform genus *Potamorhina* (Pisces, Characiformes),” *Smithsonian Contributions to Zoology*, (400), pp. 1–36. Available at: <https://doi.org/10.5479/si.00810282.400>.

Vasconcellos, A.C.S. *et al.* (2021) “Health risk assessment of mercury exposure from fish consumption in munduruku indigenous communities in the Brazilian Amazon,” *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(15), pp. 1–16. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijerph18157940>.

Vazzoler, A., Amadio, A. & Malta, M. (1989) “Aspectos biológicos dos peixes Amazônicos: XI - Reprodução das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) no baixo rio Negro, Amazonas, Brasil,” *Revista Brasileira de Biologia*, 49(165–173).

Venticinque, E. *et al.* (2016) “An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon,” *Earth System Science Data*, 8(2), pp. 651–661. Available at: <https://doi.org/10.5194/essd-8-651-2016>.

Vieira, T. *et al.* (2022) “Ichthyoplankton community in lagoons of the Tapajós and Trombetas rivers, Eastern Amazon,” *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*, 10(2), pp. 113–132. Available at: <https://doi.org/10.46732/actafish.2022.10.2.113-132>.

Walker, R.T. (2017) “Ocejadi: hidrelétricas, conflitos socioambientais e resistência na Bacia do Tapajós ed. by Daniela Fernandes Alarcon, Brent Millikan, Mauricio Torres,” *Journal of Latin American Geography* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1353/lag.2017.0003>.

Welcomme, R.L. (1999) “A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries,” *Fisheries Management and Ecology* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00137.x>.

Welcomme, R.L. *et al.* (2010) “Inland capture fisheries,” *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), pp. 2881–2896. Available at: <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0168>.

Welcomme, R.L., Valbo-Jorgensen, J. & Halls, A.S. (eds.) (2014) *Inland fisheries evolution and management*, *FAO Technical Paper*. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00074.x>.

Wiber, M. *et al.* (2009) “Enhancing community empowerment through participatory fisheries research,” *Marine Policy*, 33(1), pp. 172–179. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.05.009>.

Wickham, H. (2016) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

Wilcoxon, F. (1945) “Individual Comparisons by Ranking Methods,” *Biometrics Bulletin*, 1(6), p. 80. Available at: <https://doi.org/10.2307/3001968>.

Winemiller, K.O. *et al.* (2016) “Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong,” *Science*, 351(6269), pp. 128–129. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>.

Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. (1998) “Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs,” *Journal of Fish Biology*, 53(SUPPL. A), pp. 267–296. Available at: <https://doi.org/10.1006/jfbi.1998.0832>.

Yochum, N., Starr, R.M. & Wendt, D.E. (2011) “Utilizing Fishermen Knowledge and Expertise: Keys to Success for Collaborative Fisheries Research,” *Fisheries*, 36(12), pp. 593–605. Available at: <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.633467>.

Zacardi, D., Ponte, S.C.S. & Sousa, A. (2014) “Fishing characterization and socioeconomic profile of the artisanal fishermen community the margins Tapajós River, Pará state,” *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*, 10(19), pp. 129–148.

Zhou, S. *et al.* (2019) “Balanced harvest: concept, policies, evidence, and management implications,” *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(3), pp. 711–733. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09568-w>.

Zhou, S. & Smith, A. (2017) “Effect of fishing intensity and selectivity on trophic

structure and fishery production,” *Marine Ecology Progress Series*, 585, pp. 185–198. Available at: <https://doi.org/10.3354/meps12402>.

Zimmer, M. (2008) “Detritus,” in *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, pp. 903–911. Available at: <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00475-4>.

Zukowski, S., Curtis, A. & Watts, R.J. (2011) “Using fisher local ecological knowledge to improve management: The Murray crayfish in Australia,” *Fisheries Research*, 110(1), pp. 120–127. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.03.020>.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Guildas ecológicas dos peixes capturados pela pesca artesanal no rio Negro, com os nomes populares, nome científico (Silvano et al., 2020), captura total (kg) e captura relativa (%) desembarcada.

Nome popular	Nome científico	Guildas	kg	%
Tucunaré	<i>Cichla</i> spp.	Piscívoro	3.293,83	28,41
Jaraqui	<i>Semaprochilodus</i> spp.	Detritívoro	2.188,05	18,87
Piranha	<i>Serrasalmus</i> spp.	Onívoro	1.602,93	13,83
Pacu	<i>Myleus</i> spp.; <i>Myloplus</i> spp.	Herbívoro	1.556,12	13,42
Acará	<i>Satanoperca</i> spp.	Onívoro	571,88	4,93
Aracú	<i>Leporinus</i> spp.; <i>Schizodon</i> spp.	Onívoro	451,04	3,89
Filhote	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Carnívoro	281,00	2,42
Matrinchã	<i>Brycon</i> spp.	Onívoro	257,45	2,22
Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	Carnívoro	222,49	1,92
Dourada	<i>Brachyplatystoma rousseauxi</i>	Piscívoro	183,00	1,58
Acará-açú	<i>Astronotus ocellatus</i>	Onívoro	165,95	1,43
Surubim	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	Piscívoro	155,00	1,34
Aruanã	<i>Osteoglossum bicirrhosum / ferreirae</i>	Carnívoro	138,00	1,19
Pirarara	<i>Phractocephalus hemioliopus</i>	Onívoro	131,25	1,13
Baru	<i>Uaru amphiacanthoides</i>	Herbívoro	76,10	0,66
Barbado	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Piscívoro	58,00	0,50
Branquinha	Curimatidae	Detritívoro	53,50	0,46
Tambaqui	<i>Colossoma macropomum</i>	Onívoro	44,00	0,38
Pescada	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Carnívoro	35,30	0,30

Pirapitinga	<i>Piaractus brachypomus</i>	Onívoro	25,00	0,22
Arari	<i>Chalceus macrolepidotus</i>	Onívoro	24,41	0,21
Sardinha	<i>Triportheus</i> spp.	Onívoro	15,30	0,13
Pirarucu	<i>Arapaima gigas</i>	Carnívoro	14,00	0,12
Jandiá	Pimelodidae	Carnívoro	13,00	0,11
Jacunda	<i>Crenicichla</i> spp.	Carnívoro	11,25	0,10
Cuiú	<i>Oxydoras niger</i>	Onívoro	7,00	0,06
Acari	Loricariidae	Iliófago	6,00	0,05
Charuto	<i>Hemiodus</i> spp.; <i>Argonectes</i> spp.	Onívoro	3,00	0,03
Sarda	<i>Pellona</i> spp.	Piscívoro	3,00	0,03
Mapará	<i>Hypophthalmus</i> spp.	Planctívoro	3,00	0,03
Babão	<i>Goslinia platynema</i>	Piscívoro	2,50	0,02
Mandi	<i>Pimelodus</i> spp.	Onívoro	1,08	0,01
Peixe cachorro	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Piscívoro	0,30	0,00

Tabela S2: Guildas ecológicas dos peixes capturados pela pesca artesanal no rio Tapajós, com os nomes populares, nome científico (Silvano et al., 2020), captura total (kg) e captura relativa (%) desembarcada.

<b>Nome popular</b>	<b>Nome científico</b>	<b>Guilda</b>	<b>kg</b>	<b>%</b>
Pescada	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Carnívoro	5821.65	16.86
Tucunaré	<i>Cichla</i> spp.	Piscívoro	4417.20	12.79
Acaratinga	<i>Geophagus</i> spp.	Onívoro	3770.77	10.92
Aracú	<i>Leporinus</i> spp.; <i>Schizodon</i> spp.	Onívoro	3247.45	9.40
Mapará	<i>Hypophthalmus</i> spp.	Planctívoro	2711.70	7.85
Filhote	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Carnívoro	2657.80	7.70
Pacu	<i>Myleus</i> spp., <i>Myloplus</i> spp.	Herbívoros	2606.05	7.55
Charuto	<i>Hemiodus</i> spp., <i>Argonectes</i> spp.	Onívoro	1936.35	5.61
Jaraqui	<i>Semaprochilodus</i> spp.	Detritívoro	1560.45	4.52
Dourada	<i>Brachyplatystoma rousseauxi</i>	Piscívoro	1244.50	3.60
Tambaqui	<i>Colossoma macropomum</i>	Onívoro	871.50	2.52
Surubim	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	Piscívoro	778.80	2.25
Sarda	<i>Pellona</i> spp.	Piscívoro	654.40	1.89

Cutimatá/Curimatã	<i>Prochilodus nigricans</i>	Detritívoro	320.00	0.93
Cuiú	<i>Oxydoras niger</i>	Onívoro	262.45	0.76
Branquinha	Curimatidae	Detritívoro	214.60	0.62
Pirapitinga	<i>Piaractus brachypomus</i>	Onívoro	205.30	0.59
Arraia	<i>Potamotrygon</i> spp.	Carnívoro	163.00	0.47
Fura-calça	<i>Pimelodella</i> spp., <i>Pimelodina</i> spp.	Carnívoro	150.50	0.44
Piranha	<i>Serrasalmus</i> spp.	Onívoro	120.60	0.35
Matrinchã	<i>Brycon</i> spp.	Onívoro	111.50	0.32
Pirarucu	<i>Arapaima gigas</i>	Carnívoro	105.00	0.30
Acari	Loricariidae	Iliófago	87.40	0.25
Acará	<i>Satanoperca</i> spp.	Onívoro	79.30	0.23
Sardinha	<i>Triportheus</i> spp.	Onívoro	65.50	0.19
Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	Carnívoro	58.60	0.17
Tamoatá	<i>Hoplosternum littorale</i>	Onívoro	50.00	0.14
Aruanã	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Carnívoro	48.00	0.14
Pirarara	<i>Phractocephalus hemioliopus</i>	Onívoro	46.00	0.13
Barbado	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Piscívoro	43.50	0.13
Acará-Açú	<i>Astronotus ocellatus</i>	Onívoro	36.60	0.11
Jacunda	<i>Crenicichla</i> spp.	Carnívoro	21.95	0.06
Bararuá	<i>Uaru amphiacanthoides</i>	Herbívoro	12.20	0.04
Piracatinga	<i>Calophysus macropterus</i>	Carnívoro	11.50	0.03
Cara de gato	<i>Platynemichthys notatus</i>	Piscívoro	11.50	0.03
Arari	<i>Chalceus macrolepidotus</i>	Onívoro	10.50	0.03
Peixe cachorro	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Piscívoro	8.50	0.02
Bacu	<i>Lithodoras dorsalis</i>	Herbívoro	6.00	0.02
Piranambu	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Piscívoro	4.50	0.01
Piramutaba	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	Piscívoro	3.00	0.01
Corvina	<i>Pachypops fourcroi</i>	Carnívoro	2.00	0.01


Tabela S3: Resultados dos critérios de AICc dos modelos regressão linear mista para os rios Negro e Tapajós. Variáveis resposta: Captura, Captura relativa e Captura por unidade de esforço (CPUE); Variáveis predictoras: Distância dos centros urbano (Dist\_centros), Unidades de conservação (UC) e Sazonalidade (Sazo) com fator aleatório sendo a identidade dos



pescadores. Os melhores modelos são destacados em negrito e sublinhados. gl= Graus de liberdade.

Rio	Variáveis reposta	Modelos	gl	AICc	Delta	Peso
Negro	Captura (Kg)	<b><u>UC</u></b>	<b><u>4</u></b>	<b><u>612,93</u></b>	<b><u>0,00</u></b>	<b><u>0,86</u></b>
		UC + Sazo	7	616,61	3,68	0,14
		Dist_centros + UC	5	623,71	10,79	0,00
		Sazo	6	624,63	11,70	0,00
		Dist_centros	4	626,50	13,57	0,00
		Dist_centros+ UC + Sazo	8	627,51	14,58	0,00
		Dist_centros + Sazo	7	629,93	17,01	0,00
Negro	Captura relativa (%)	<b><u>UC</u></b>	<b><u>4</u></b>	<b><u>542,09</u></b>	<b><u>0,00</u></b>	<b><u>0,94</u></b>
		Sazo	6	548,48	6,39	0,04
		Dist_centros	4	551,73	9,63	0,01
		UC + Sazo	7	552,15	10,06	0,01
		Dist_centros + UC	5	552,62	10,52	0,00
		Dist_centros + Sazo	7	561,71	19,62	0,00
		Dist_centros + UC + Sazo	8	562,12	20,03	0,00
Negro	CPUE (kg/h)	<b><u>UC</u></b>	<b><u>4</u></b>	<b><u>668,25</u></b>	<b><u>0,00</u></b>	<b><u>0,94</u></b>
		Sazo	6	675,08	6,83	0,03
		UC + Sazo	7	676,85	8,60	0,01
		Dist_centros + UC	5	677,47	9,21	0,01
		Dist_centros	4	678,90	10,65	0,00
		Dist_centros + UC + Sazo	8	686,22	17,96	0,00
		Dist_centros + Sazo	7	687,49	19,23	0,00
Tapajós	Captura (kg)	<b><u>UC</u></b>	<b><u>4</u></b>	<b><u>454,52</u></b>	<b><u>0,00</u></b>	<b><u>0,96</u></b>
		Dist_centros	4	463,34	8,81	0,01
		Dist_centros + UC	5	463,55	9,03	0,01
		Sazo	6	464,49	9,97	0,01
		UC + Sazo	7	464,67	10,14	0,01
		Dist_centros + Sazo	7	473,51	18,99	0,00
		Dist_centros + UC + Sazo	8	473,82	19,30	0,00
Tapajós	Captura relativa (%)	<b><u>Sazo</u></b>	<b><u>6</u></b>	<b><u>356,21</u></b>	<b><u>0,00</u></b>	<b><u>0,77</u></b>
		UC + Sazo	7	359,51	3,30	0,15
		UC	4	360,65	4,44	0,08
		Dist_centros + Sazo	7	367,91	11,70	0,00
		Dist_centros	4	368,62	12,41	0,00
		Dist_centros + UC + Sazo	8	371,29	15,08	0,00
		Dist_centros + UC	5	371,78	15,57	0,00
Tapajós	CPUE (kg/h)	<b><u>UC</u></b>	<b><u>4</u></b>	<b><u>486,53</u></b>	<b><u>0,00</u></b>	<b><u>0,93</u></b>
		Sazo	6	492,42	5,89	0,05
		UC + Sazo	7	495,38	8,85	0,01
		Dist_centros	4	495,79	9,27	0,01
		Dist_centros + UC	5	498,70	12,17	0,00
		Dist_centros + Sazo	7	504,52	17,99	0,00
		Dist_centros + UC + Sazo	8	507,50	20,97	0,00

Nome Pescador: \_\_\_\_\_ Comunidade: \_\_\_\_\_

Data: \_\_/\_\_/\_\_  Hora início: \_\_\_\_\_ Hora final: \_\_\_\_\_

**LOCAL DE PESCA (nome do local):** Tempo até local de pesca: \_\_\_\_\_

Rio Tapajós  Lago: \_\_\_\_\_  Igarapé: \_\_\_\_\_

Outro: \_\_\_\_\_

### ARTE DE PESCA

Malhadeira/Rede de espera:

tamanho malha: \_\_\_\_\_ quantidade de redes: \_\_\_\_\_

Linha de mão ou Caniço  Espinhel: quantidade de anzóis: \_\_\_\_\_

Zagaia ou Flecha ou Arpão  Tarrafa  Outros: \_\_\_\_\_

### EMBARCAÇÃO

Canoa a remo  Bote  Rabeta  Barco  Outro: \_\_\_\_\_



### CAPTURA

Tipo de Pescado	Número de peixes	Peso Total Kg	Tamanho Menor	Tamanho Maior	Quantos ovado?

Vendeu:  Sim  Não → Quantidade: \_\_\_\_\_ Kg

Valor recebido = \_\_\_\_\_ R\$

Consumiu o pescado:  Sim  Não → Quantidade: \_\_\_\_\_ Kg

Outros pescadores participaram da pesca?  Sim  Não → Quantos? \_\_\_\_\_

Quantos Kg de peixe que todos capturaram no total? \_\_\_\_\_ Kg.

Figura S4: Formulário de desembarque pesqueiro que foi preenchido pelos pescadores artesanais dos rios Tapajós e Negro.