



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ

NÚCLEO DE ALTOS ESTUDOS AMAZÔNICOS

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO
TRÓPICO ÚMIDO**

ANDREY FELIPE GOMES GONÇALVES

**CENTROS URBANOS, CICLO HIDROLÓGICO E A PESCA ARTESANAL NA
ÁREA DE INFLUÊNCIA DA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE, RIO XINGU,
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Belém

2026

ANDREY FELIPE GOMES GONÇALVES

**CENTROS URBANOS, CICLO HIDROLÓGICO E A PESCA ARTESANAL NA
ÁREA DE INFLUÊNCIA DA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE, RIO XINGU,
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação de Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido. Área de concentração: Desenvolvimento Socioambiental

Orientador: Prof. Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti

Coorientador(a): Prof(a). Dr(a). Priscila Fabiana Macedo Lopes

Belém

2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- G633 Gomes Gonçalves, Andrey Felipe.
CENTROS URBANOS, CICLO HIDROLÓGICO E A
PESCA ARTESANAL NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA
HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE, RIO XINGU, AMAZÔNIA
ORIENTAL / Andrey Felipe Gomes Gonçalves. — 2026.
79 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti
Coorientação: Profª. Dra. Priscila Fabiana Macedo Lopes
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Núcleo de
Altos Estudos Amazônicos, Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido, Belém, 2026.

1. Pesca artesanal; Regime hidrológico; Intensidade
humana. I. Título.

CDD 333.95098115

ANDREY FELIPE GOMES GONÇALVES

CENTROS URBANOS, CICLO HIDROLÓGICO E A PESCA ARTESANAL NA ÁREA
DE INFLUÊNCIA DA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE, RIO XINGU, AMAZÔNIA
ORIENTAL

Aprovado em : 20 de março de 2026

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti

Orientador, PPGDSTU/NAEA - UFPA

Profa. Dra. Priscila Fabiana Macedo Lopes

Co-orientadora, UFRN

Profa Dra Oriana Trindade de Almeida

Prof. Dr. Antônio Cordeiro de Santana

Prof. Dr. Renato Azevedo Matias Silvano

Prof. Dr. Gustavo Hallwass

Profa. Dra. Mirleide Chaar Baía (suplente)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus guias espirituais, cuja presença, proteção e orientação foram fundamentais ao longo de todo o percurso desta pesquisa. O amparo espiritual, a força e o equilíbrio proporcionados foram essenciais para atravessar os desafios acadêmicos e pessoais envolvidos na construção deste trabalho.

À minha família, expresso minha profunda gratidão pelo apoio incondicional, pela compreensão nos momentos de ausência e pelo incentivo constante, que me deram a base necessária para seguir adiante e concluir esta etapa tão importante da minha formação.

Ao meu orientador e a minha coorientadora, registro meu sincero agradecimento pela orientação atenta, pela confiança depositada em meu trabalho e pelas contribuições intelectuais que qualificaram esta pesquisa.

Agradeço também ao curso e à instituição que me acolheram, oferecendo a estrutura acadêmica, o ambiente de diálogo e as condições necessárias para a realização desta pesquisa.

Por fim, agradeço a todas as pessoas e instituições que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho. A todos, minha sincera gratidão.

“Chora aqui / no meu ombro, Xingu

Deságua tuas dores em mim

Assim, devastado

Teu verde esmeralda, anda tão desbotado quanto eu (...)

Eu te pertença / Filha das águas / Banha-me / Amazônia-me

Havemos de curar nossas feridas

Me deixei encantar pela cobra grande

Mãe minha / Mãe tua”

Aline Pereira, Coletivo de Poetas Marginais

RESUMO

A pesca artesanal na Amazônia constitui um sistema socioecológico fundamental para a segurança alimentar, a subsistência econômica e a identidade cultural de populações ribeirinhas. No entanto, esse sistema tem sido profundamente reconfigurado por pressões antrópicas crescentes, em especial pela expansão urbana e pela regulação hidrológica associada a grandes empreendimentos hidrelétricos. Investigamos como esses dois processos atuam na transformação da pesca artesanal ao longo do rio Xingu, na Amazônia Oriental, sob influência da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. A influência urbana foi quantificada por meio de um Índice de Intensidade Humana, que combina distância aos centros urbanos e tamanho populacional, enquanto os efeitos hidrológicos foram avaliados a partir da variação da vazão anual sob regime regulado. Os dados de pesca foram obtidos a partir de registros de desembarque coletados em localidades ao longo do rio Xingu, totalizando 78.964 desembarques amostrados entre 2012 e 2022. As análises integraram modelos mistos e abordagens multivariadas para examinar respostas da captura por unidade de esforço, da diversidade, da composição das espécies e dos métodos utilizados. Os resultados indicam que o aumento da intensidade humana está associado a mudanças nas estratégias de pesca, com maior uso de embarcações motorizadas, redução da diversidade de espécies e declínio da produtividade em métodos mais seletivos. A composição das capturas torna-se progressivamente homogênea em áreas sob maior influência urbana. Os efeitos da vazão sobre a pesca são seletivos e não lineares, concentrando-se na CPUE e na composição das capturas. Os resultados indicam que os valores de vazão atualmente praticados sob o regime de operação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte são insuficientes para sustentar de forma contínua a produtividade pesqueira no rio Xingu, uma vez que respostas positivas só emergem em níveis mais adequados e persistentemente mantidos de descarga, enquanto eventos hidrológicos isolados ou de curta duração não produzem efeitos ecológicos consistentes. A regulação hidrológica e a urbanização estão levando a uma reorganização das pescarias do rio Xingu, intensificando a vulnerabilidade ecológica e socioeconômica das comunidades ribeirinhas.

ABSTRACT

Artisanal fisheries in the Amazon constitute a socioecological system that is fundamental to food security, economic subsistence, and the cultural identity of riverine populations. However, this system has been profoundly reconfigured by increasing anthropogenic pressures, particularly urban expansion and hydrological regulation associated with large hydropower projects. We investigated how these two processes act in transforming artisanal fisheries along the Xingu River, in eastern Amazonia, under the influence of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant. Urban influence was quantified through a Human Intensity Index that combines distance to urban centers and population size, while hydrological effects were assessed based on variation in annual discharge under a regulated regime. Fishing data were obtained from landing records collected in localities along the Xingu River, totaling 78,964 sampled landings between 2012 and 2022. The analyses integrated mixed models and multivariate approaches to examine responses in catch per unit effort, diversity, species composition, and fishing methods. The results indicate that increasing human intensity is associated with changes in fishing strategies, including greater use of motorized boats, reduced species diversity, and declining productivity in more selective fishing methods. Catch composition becomes progressively homogenized in areas under stronger urban influence. The effects of discharge on fisheries are selective and non-linear, being concentrated on catch per unit effort and species composition. The results indicate that the discharge values currently practiced under the operational regime of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant are insufficient to continuously sustain fisheries productivity in the Xingu River, as positive responses only emerge at more adequate and persistently maintained levels of discharge, whereas isolated or short-duration hydrological events do not produce consistent ecological effects. Urbanization and hydrological regulation are leading to a reorganization of fisheries in the Xingu River, intensifying the ecological and socioeconomic vulnerability of riverine communities.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Portos da área de estudo monitorados pelo programa de pesca do Plano Básico Ambiental ao longo do rio Xingu, Pará, Brasil	14
Figura 1.2 Efeitos do Índice de Intensidade Humana (HI) sobre o uso de embarcações (motorizadas, canoas a remo e voadeiras) e sobre a pesca com rabeta (CPUE, riqueza e diversidade)	21
Figura 1.3 Efeitos do Índice de Intensidade Humana (HI) sobre o uso de apetrechos “outros” e sobre a pesca com linha (CPUE, riqueza e diversidade)	22
Figura 1.4 Relação entre a intensidade da atividade antrópica e a frequência de peso de espécies selecionadas (Pescada, Tucunaré, Pacu, Curimatá, Aracu e Filhote), baseada em dbRDA	23
Figura 2.1 Área de estudo no médio rio Xingu, Pará, destacando o Reservatório e o Trecho de Vazão Reduzida sob influência da regulação hidrológica da UHE Belo Monte	37
Figura 2.2 Vazão excedente anual nos trechos do Reservatório e da Volta Grande do Xingu (TVR), entre 2014 e 2022, definida como a área do hidrograma acima de 12.000 m ³ /s	43
Figura 2.3 Respostas imediatas (lag 0) das variáveis biológicas à vazão excedente no Reservatório e no Trecho de Vazão Reduzida (TVR)	46
Figura 2.4 Respostas de curto prazo (lag 1) das variáveis biológicas à vazão excedente no Reservatório e no Trecho de Vazão Reduzida (TVR)	47
Figura 2.5 Respostas de longo prazo (lag 2) das variáveis biológicas à vazão excedente no Reservatório	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 Resultados dos melhores modelos GLMM que examinam a relação entre as variáveis de pesca e a Intensidade Humana 20

Tabela 2.1 Modelos selecionados para as variáveis que apresentaram relação significativa entre a vazão excedente e as respostas biológicas, considerando as localidades (Reservatório e Trecho de Vazão Reduzida – TVR), as defasagens temporais testadas (lag 0, lag 1 e lag 2) e as famílias de distribuição estatística utilizadas nos Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) 45

Tabela do Anexo 1.1 Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) selecionados para as variáveis de resposta que apresentaram relação significativa com a vazão excedente, considerando a localidade (Reservatório e TVR), as defasagens temporais avaliadas (lag 0, lag 1 e lag 2), o valor de p , o R^2 ajustado e o AIC 69

Tabela do Anexo 1.2 Descrição dos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) sobre os efeitos do indicador de Intensidade Humana (HI) 70

Tabela do Anexo 1.3 Frequência em peso (FP) das espécies de peixes desembarcadas nos portos da área influenciada pela UHE Belo Monte 71

Tabela do Anexo 2.1 (Estrutura) Estrutura dos modelos ajustados para cada variável de resposta (localidades, defasagens e famílias), avaliando os efeitos da vazão 72

Tabela do Anexo 2.2 Resultados dos Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) ajustados para as variáveis de diversidade e CPUE 75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis.

UHE: Usina Hidrelétrica.

HI: Índice de Intensidade Humana.

CPUE: Captura por Unidade de Esforço.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

PBA: Plano Básico Ambiental.

GLMM: Modelos Lineares Generalizados Mistos.

LMM: Modelos Lineares Mistos.

DISTLM: Modelagem Linear Baseada em Distâncias.

dbRDA: Análise de Redundância Baseada em Distâncias.

FP: Frequência de Peso

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO GERAL	01
CAPÍTULO 2 - Os efeitos dos centros urbanos sobre a atividade pesqueira no rio Xingu sob influência da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, Amazônia Oriental	09
Resumo	09
Introdução	10
Materiais e Métodos	12
Área de Estudo	12
Coleta de Dados	13
Estrutura Analítica e Procedimentos Estatísticos	15
Perguntas do Estudo	17
Resultados	18
Modelagem dos efeitos do Índice de Intensidade Humana sobre as estratégias de pesca e a produtividade	19
Discussão	23
Considerações Finais	27
Referências Bibliográficas	28
CAPÍTULO 3 – Efeitos da regulação hidrológica sobre a atividade pesqueira no rio Xingu, Amazônia Oriental	34
Resumo	34
Introdução	35
Materiais e Métodos	37
Área de Estudo	37
Coleta de Dados	39
Análise de Dados	40
Resultados	43
Modelagem das Respostas Biológicas à Vazão Excedente	44
Discussão	50
Considerações Finais	54
Referências Bibliográficas	55

CAPÍTULO 4 – Conclusões integradas sobre a pesca e a soberania alimentar dos povos do Xingu em um contexto de profundas mudanças socioecológicas	62
---	-----------

Referências Bibliográficas	67
---	-----------

ANEXOS	69
ANEXO 1 Resumo dos modelos (GLMMs) sobre intensidade humana	69
ANEXO 2 Descrição estatística dos GLMMs (HI)	70
ANEXO 3 Frequência em peso (FP) das espécies desembarcadas	71
ANEXO 4 Estrutura dos modelos (GAMs) para vazão excedente	72
ANEXO 5 Resultados detalhados dos modelos GAMs	75

CAPÍTULO 01 - Introdução geral

A pesca de água doce na Amazônia desempenha um papel importante para a segurança alimentar, a subsistência e a identidade cultural das pessoas que habitam os rios e várzeas da região (Mikkola 2024). Essa atividade é uma fonte importante de nutrição para populações ribeirinhas e um componente essencial para a sua economia, articulando práticas produtivas que se desenvolvem em estreita relação com ambientes de elevada diversidade biológica e longa história de interação humana com os recursos naturais (Da Silva et al. 2020; Halwass et al. 2016). A atividade pesqueira contribui para a organização social dessas comunidades e influencia diretamente seu modo de vida e suas formas de uso do território (Lima et al. 2012).

Os territórios de pesca não são utilizados de maneira aleatória, mas organizados a partir de regras locais, acordos comunitários e conhecimentos transmitidos entre gerações, que regulam o acesso aos recursos e orientam o esforço de pesca ao longo do ciclo hidrológico (McGrath et al. 1993). Essa organização está inserida em um arranjo institucional misto, no qual normas locais coexistem com iniciativas estatais de ordenamento, frequentemente fragmentadas ou pouco articuladas às dinâmicas sociais locais. A organização territorial da pesca permite, assim, conciliar o uso continuado dos recursos com a manutenção das relações sociais locais, por meio da sobreposição e interação entre regras informais de uso e instrumentos formais de gestão, que operam em diferentes níveis institucionais (Castello et al. 2013).

Embora amplamente estudada, a pesca amazônica permanece um desafio científico devido à sua grande complexidade ecológica, diversidade de espécies, variação sazonal, heterogeneidade social e sistema de governança (Furtado et al. 2023; Heilpern et al. 2022). A ausência de séries temporais contínuas e a falta de padronização nos registros de captura dificultam a comparação entre localidades e impedem avaliações consistentes sobre mudanças na composição e produtividade da dinâmica pesqueira (Doria et al. 2018). Essa limitação de dados, somada às variações ambientais e aos diferentes modos de uso do território, torna complexo identificar tendências de longo prazo e compreender o efeito acumulado das pressões humanas sobre os estoques.

A intensificação das pressões antrópicas tem provocado transformações profundas nos ecossistemas aquáticos amazônicos e nos sistemas de pesca que deles dependem (Isaac et al. 2025). Os principais impactos incluem o desmatamento das margens fluviais (Narayanan et al. 2024), a contaminação da água por mineração (Azevedo-Santos et al. 2021), a construção de

hidrelétricas (Keppeler et al. 2022), e a intensificação do esforço de pesca em áreas próximas a centros urbanos (Tregidgo et al. 2017). A combinação desses impactos compromete a sustentabilidade dos estoques e dificulta a continuidade das práticas tradicionais de pesca, aumentando a vulnerabilidade dos sistemas pesqueiros a novas pressões e afetando a segurança alimentar de populações indígenas e comunidades locais (Castello et al. 2011; Castello et al. 2013).

Os sistemas hidrológicos amazônicos apresentam uma dinâmica altamente complexa, marcada por ciclos de cheia e vazante que regulam a conectividade entre rios, igarapés, lagos e planícies alagáveis (Fassoni-Andrade et al. 2023). Esses pulsos de inundação estruturam o funcionamento ecológico da bacia, controlando a disponibilidade de nutrientes, a produtividade primária, os deslocamentos de peixes e a distribuição dos habitats utilizados pelas espécies (Junk et al. 1989; Castello et al. 2015). Mudanças na magnitude ou duração da inundação afetam processos como a conectividade lateral entre o rio e as áreas alagáveis e o transporte de nutrientes, elementos que sustentam a produtividade e a estrutura das comunidades de peixes (Ropke et al. 2017; Correa et al. 2025). A supressão ou redução das cheias compromete a formação de habitats essenciais e reduz a capacidade das espécies de acessar áreas de alimentação e reprodução, produzindo mudanças nas assembleias e quedas no rendimento pesqueiro (Correa et al. 2022). Esse quadro reforça a necessidade de compreender a hidrologia amazônica não apenas como um processo físico, mas como um elemento central para a gestão dos recursos pesqueiros e para a manutenção das relações socioecológicas que dela dependem (Pezzuti et al. 2022).

A presença de hidrelétricas nesse cenário rompe a lógica hidrológica que mantém a conectividade e sustenta os processos ecológicos dos sistemas aquáticos amazônicos. Ao transformar extensos trechos de rios em ambientes lênticos, a regulação reduz a variabilidade associada aos ciclos de cheia e vazante e modifica a ligação entre habitats essenciais à reprodução, alimentação e migração de diversas espécies (Keppeler et al. 2022; Santos et al. 2020; Silva et al. 2020). Esses efeitos reverberam diretamente na pesca, com diminuição da disponibilidade de espécies, alteração dos padrões de esforço e prejuízos à estabilidade ecológica e socioeconômica das comunidades ribeirinhas (Santos et al. 2018; Halwss et al. 2013).

As transformações associadas aos grandes empreendimentos hidrelétricos não se limitam ao funcionamento ecológico dos rios, estendendo-se à reorganização do espaço urbano

e às dinâmicas sociais que estruturam a vida das comunidades pesqueiras amazônicas (Medeiros & Herrera 2020). A expansão demográfica induzida por esses empreendimentos reconfigura fluxos de circulação e padrões de acesso aos recursos, ao mesmo tempo em que altera a lógica dos mercados locais (Batista & Miranda 2019). A ocupação acelerada do território redefine o uso das margens e das várzeas, restringindo áreas tradicionalmente destinadas à pesca de subsistência e intensificando disputas entre grupos com formas distintas de apropriação do rio (Valota et al. 2022; Fenzl et al. 2020). Esse conjunto de mudanças fragiliza modos de vida ribeirinhos, diminui a autonomia das famílias que dependem do pescado e pressiona sistemas comunitários de manejo construídos ao longo de gerações.

A Usina Hidrelétrica de Belo Monte é um empreendimento de grande porte instalado no médio rio Xingu, concebido para geração de energia por meio do desvio parcial do fluxo natural do rio. O complexo inclui reservatório, canais artificiais e duas casas de força responsáveis pela maior parte da produção elétrica (Freire 2014). Os estudos iniciais para a implantação de uma grande hidrelétrica no Xingu remontam à década de 1970, quando levantamentos hidroenergéticos identificaram o potencial da bacia e deram início a propostas que foram debatidas e reformuladas ao longo das décadas seguintes (Fainguelernt 2016). Após um longo processo de licenciamento e o início das obras civis em 2011, a UHE Belo Monte começou a operar em 2016, com o acionamento da primeira turbina (Gauthier & Moran 2018). A conclusão da instalação das unidades geradoras em 2019 redefiniu o regime hidrológico do Xingu e alterou de forma significativa a dinâmica fluvial e os usos tradicionais do território.

Esse arranjo foi estabelecido em um trecho do Xingu historicamente organizado pelo pulso natural das águas, que sustentava relações sociais e produtivas fortemente dependentes da dinâmica hidrológica. Com a implantação da usina, o Xingu passou a operar sob uma nova configuração hidrológica, caracterizada pela subordinação do fluxo natural às necessidades do empreendimento, o que reduziu a vazão historicamente destinada à Volta Grande (Pezzuti et al. 2018, 2022; Juruna et al. 2025). Esse processo reordenou usos tradicionais do território e redefiniu as relações estabelecidas entre o rio e as populações ribeirinhas (Quaresma et al. 2025).

A interação entre a expansão urbana e as alterações hidrológicas no rio Xingu combina mudanças ambientais e sociais que afetam a pesca artesanal. A compreensão desses impactos requer a análise conjunta de processos ecológicos, hidrológicos e sociais, considerando tanto os efeitos da urbanização quanto as alterações decorrentes da operação da hidrelétrica. Uma

abordagem integrada permite avaliar como essas pressões influenciam os estoques de peixes, os modos de vida das comunidades ribeirinhas e a organização das pescarias, fornecendo subsídios para estratégias de manejo adaptadas à complexidade da região.

Objetivos

O objetivo geral deste trabalho é investigar como a expansão urbana e a regulação hidrológica do rio Xingu, associadas à implantação da UHE de Belo Monte, reconfiguram a pesca artesanal, integrando dimensões sociais e ambientais desse sistema socioecológico. A análise conjunta desses processos permite compreender como a reorganização do território e a modificação dos ciclos hidrológicos atuam na redefinição do esforço de pesca, da composição das capturas e da diversidade de espécies, fornecendo uma visão integrada da vulnerabilidade das pescarias amazônicas a empreendimentos dessa natureza.

O segundo capítulo investiga como a proximidade a centros urbanos molda as práticas de pesca ao longo do rio Xingu, analisando de que maneira a intensidade humana influencia o uso de apetrechos, os tipos de embarcação, a CPUE, a composição das capturas e a diversidade de espécies. A partir dessa abordagem, nosso estudo avalia como áreas urbanizadas reconfiguram a organização das pescarias e intensificam as pressões sobre os estoques, atuando sobre dinâmicas ecológicas e sociais que sustentam a atividade. O capítulo discute o papel dos centros urbanos como vetores de transformação ambiental e ecológica, alcançando trechos mais remotos na Amazônia, e evidencia processos que muitas vezes passam despercebidos em análises concentradas apenas em grandes empreendimentos de infraestrutura. Essa perspectiva contribui para reconhecer a urbanização como uma força estruturante no sistema socioecológico do Xingu, essencial para compreender a atual configuração das pescarias e os desafios associados à sua sustentabilidade.

No terceiro capítulo, analisamos como as variações da vazão anual, sob um regime hidrológico controlado pela operação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, influenciam a CPUE e a composição das capturas em diferentes trechos do rio Xingu. Diferentemente de um ciclo hidrológico natural, esse regime controlado impõe limitações ao pulso de inundação, alterando a estrutura dos processos ecológicos do sistema (Agostinho et al. 2008). A análise considera tanto efeitos imediatos quanto defasados da vazão, integrando respostas observadas no Reservatório e na Volta Grande de modo a avaliar como a redução da amplitude das cheias e a reorganização temporal dos fluxos afetam a pesca artesanal, reconhecendo que esses efeitos

não se distribuem de forma homogênea no sistema, mas resultam em respostas distintas entre os trechos do rio.

No quarto capítulo, realizamos uma análise conjuntural que articula os elementos antrópicos examinados no Capítulo 2 e os aspectos ecológicos discutidos no Capítulo 3 para compreender, de forma integrada, como esses fatores vêm afetando a pesca na região do Xingu sob influência direta e indireta da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, entendendo a atividade pesqueira como expressão concreta das transformações simultâneas no território, no regime hidrológico e nas dinâmicas sociais ao longo do rio. Essa análise é desenvolvida em diálogo com a literatura produzida sobre os aspectos socioecológicos do empreendimento, incorporando as tensões entre os estudos oficiais fornecidos pela empresa e os estudos independentes conduzidos por indígenas, ribeirinhos e pesquisadores parceiros desses atores locais, o que permite evidenciar as diferentes abordagens, interpretações e diagnósticos construídos sobre os impactos na pesca e sobre a própria leitura da situação socioambiental do Xingu.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, Luiz C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 (suppl.), p. 1119–1132, 2008. DOI: 10.1590/S1519-69842008000500019

AZEVEDO-SANTOS, V. M. et al. Negative impacts of mining on Neotropical freshwater fishes. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, e210001, 2021.

BATISTA, I. M. D. S.; MIRANDA, L. M. Os “Hidronegócios” nos rios da Amazônia. **Revista Brasileira de História**, v. 39, n. 81, p. 117-139, 2019.

CASTELLO, Leandro; McGRATH, David G.; HESS, Laura L.; COE, Michael T.; LEFEBVRE, Paul A.; PETRY, Paulo; MACEDO, Mônica N.; RENÓ, Valeriano F.; ARANTES, Cátia C. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **BioScience**, Oxford, v. 63, n. 5, p. 327–338, 2013.

CASTELLO, L.; McGRATH, D. G.; BECK, P. S. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. **Fisheries Research**, v. 110, n. 2, p. 356–364, 2011.

CASTELLO, L. et al. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 217–229, 2013.

CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; THAPA, R. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. **Royal Society Open Science**, v. 2, n. 11, e150299, 2015.

CORREA, S. B. et al. Biotic indicators for ecological state change in Amazonian floodplains. **Bioscience**, v. 72, n. 8, p. 753-768, 2022.

CORREA, S. B. et al. Floodplain forests drive fruit-eating fish diversity at the Amazon Basin-scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 122, n. 3.

DA SILVA, G. C. X. et al. Environmental impacts of dam reservoir filling in the East Amazon. **Frontiers in Water**, v. 2, p. 11, 2020.

DORIA, C. R. D. C. et al. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. **Ambio**, v. 47, n. 4, p. 453-465, 2018.

FAINGUELERNT, M. B. The historical trajectory of the Belo Monte hydroelectric plant's environmental licensing process. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 245–264, 2016.

FASSONI-ANDRADE, A. C. et al. Expressive fluxes over Amazon floodplain revealed by 2D hydrodynamic modelling. **Journal of Hydrology**, v. 625, p. 130122, 2023.

FENZL, N. et al. Os ‘Grandes Projetos’ e o processo de urbanização da Amazônia Brasileira: consequências sociais e transformações territoriais, **Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, 2020.

FREIRE, L. M. Impactos ambientais no Rio Xingu diante da implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte no Estado do Pará: subsídios para o planejamento ambiental. **Revista Geonorte**, v. 5, n. 23, p. 490–493, 2014.

FURTADO, M. D. S. C. et al. The hydrological cycle of the lower Amazon in Brazil determines the variation in local fishing patterns. **Fishes**, v. 8, n. 7, p. 371, 2023.

GAUTHIER, C.; MORAN, E. F. Public policy implementation and basic sanitation issues associated with hydroelectric projects in the Brazilian Amazon: Altamira and the Belo Monte dam. **Geoforum**, v. 97, p. 10–21, 2018.

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):1537–59.

HALLWASS, G.; LOPES, P. F.; JURAS, A. A.; SILVANO, R. A. M. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. **Ecological Applications**, v. 23, n. 2, p. 392–407, 2013. DOI: 10.1890/12-0429.1.

HEILPERN, S. A. et al. Biodiversity underpins fisheries resilience to exploitation in the Amazon river basin. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 289, n. 1976, 20220726, 2022.

ISAAC, V. J. et al. Size spectra assess social-ecological impacts on Amazonian fish assemblages. **Ecological Indicators**, v. 173, p. 113360, 2025.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110-127, 1989.

JURUNA, T. et al. Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant as revealed by Indigenous and ribeirinho monitoring. **Conservation Biology**, v. 39, n. 3, p. e70043, 2025.

KEPPELER, F. W. et al. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. **Science of the Total Environment**, v. 838, p. 155951, 2022.

LIMA, M. A. L.; DORIA, C. R. D. C.; FREITAS, C. E. D. C. Pescarias artesanais em comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira: perfil socioeconômico, conflitos e cenário da atividade. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, p. 73-90, 2012.

MCGRATH, D. G. et al. Constructing a policy and institutional framework for an ecosystem-based approach to managing the Lower Amazon floodplain. **Environment, Development and Sustainability**, v. 10, p. 677–695, 2008.

MEDEIROS, C.; HERRERA, J. A Usina Hidrelétrica Belo Monte e o direito à cidade na Amazônia: O caso da Lagoa do Independente I em Altamira, Pará (Brasil). **GOT: Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, n. 19, p. 158, 2020.

MIKKOLA, H. Aquaculture and Fisheries as a Food Source in the Amazon Region—A Review. **Food & Nutrition Journal**, v. 9, n. 286, p. 1-26, 2024.

NARAYANAN, A.; COHEN, S.; GARDNER, J. R. Riverine sediment response to deforestation in the Amazon basin. **Earth Surface Dynamics**, v. 12, n. 2, p. 581-599, 2024.

PEZZUTI, J. C. B. *et al.* Belo Monte through the food-water-energy nexus: The disruption of a unique socioecological system on the Xingu River. In: MOREIRA, F. A. *et al.* (org.). **The Water-Energy-Food Nexus: What the Brazilian Research Has to Say**. São Paulo: School of Public Health, University of São Paulo, 2022. p. 22–40.

PEZZUTI, J. C. B.; CARNEIRO, C.; MANTOVANELLI, T.; ROJAS GARZÓN, B. **Xingu, o rio que pulsa em nós: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu**. Altamira: Instituto Socioambiental, 2018.

QUARESMA, A. *et al.* Belo Monte Dam impacts: Protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in Amazonian flooded vegetation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2025.

RÖPKE, C. P. *et al.* Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 40170, 2017.

SANTOS, R. E. *et al.* Damming Amazon Rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. **Ambio**, v. 49, n. 10, p. 1612-1628, 2020.

SANTOS, Rangel E.; PINTO-COELHO, Ricardo M.; FONSECA, Rogério; SIMÕES, Nadson R.; ZANCHI, Fabrício B. The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: the high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. **Fisheries Management and Ecology**, v. 25, n. 5, p. 380–391, 2018. DOI: 10.1111/fme.12305.

TREGIDGO, D. J. *et al.* Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 32, p. 8655-8659, 2017.

VALOTA, E. C. dos S.; DA COSTA, S. M. F.; DE SOUZA, A. A. M. O processo de ocupação em ambiente de várzea urbana de uma pequena cidade do estuário amazônico: Ponta de Pedras-PA. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 26, e24-e24, 2022

CAPÍTULO 2 - Os efeitos dos centros urbanos sobre a atividade pesqueira no rio Xingu sob influência da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, Amazônia Oriental

Resumo

A urbanização e a expansão de infraestrutura estão transformando rapidamente os ecossistemas de água doce na Bacia Amazônica, com implicações significativas para as pescarias tradicionais de pequena escala. Este estudo examina como a intensidade humana (HI), um índice composto que reflete a densidade populacional e a proximidade a centros urbanos, afeta as estratégias de pesca, a produtividade e a diversidade de peixes capturados ao longo do rio Xingu, Amazônia Oriental. Analisamos 78.964 desembarques registrados em 955 locais ao longo de 11 anos (2012–2022), explorando as relações entre HI, uso de embarcações e apetrechos, captura por unidade de esforço (CPUE) e composição de espécies. Os resultados mostram que o aumento de HI está associado a uma mudança das tradicionais canoas a remo para embarcações motorizadas. A pesca com linha, particularmente sensível à pressão humana, apresentou declínios marcantes na CPUE, na riqueza de espécies e na diversidade, enquanto a pesca com redes de malha permaneceu estável ao longo do tempo. As frequências de peso e a composição de espécies também mostraram piora em áreas de alta HI, indicando homogeneização biótica e perda de diversidade funcional. Esses padrões indicam que as pressões antrópicas, mesmo em centros urbanos de médio e pequeno porte, estão reorganizando as pescarias amazônicas de forma a comprometer tanto a integridade dos ecossistemas quanto a soberania alimentar das populações ribeirinhas. As estratégias de conservação precisam extrapolar os limites das áreas protegidas e considerar pressões difusas associadas à expansão urbana. A resposta a esses desafios exige o fortalecimento da governança participativa, a proteção de habitats estratégicos e a adoção de políticas que incorporem efetivamente o conhecimento ecológico local a processos contínuos de monitoramento ambiental.

Palavras-chave: urbanização, pescarias de pequena escala, Amazônia, pressão humana, grandes hidrelétricas

Introdução

As florestas tropicais, como a Amazônia, são frequentemente percebidas como extensas, remotas e resistentes a pressões humanas locais devido à sua magnitude e à limitada acessibilidade (Laurance et al. 2014). Consequentemente, grande parte das discussões globais concentram-se em ameaças de larga escala, como desmatamento, exploração madeireira e grandes obras de infraestrutura, tratadas como os principais vetores de transformação ecológica (Fearnside 2015; Qin 2025; Brancalion et al. 2018). No entanto, pequenos centros urbanos amazônicos também podem exercer pressões significativas sobre os ecossistemas locais, de modo que mesmo áreas mais isoladas vêm sendo crescentemente afetadas por atividades humanas (Keppeler et al. 2018)

Embora grandes cidades amazônicas como Manaus e Belém historicamente recebam a maior parte da atenção, é o crescimento acelerado de centros urbanos menores que vem remodelando extensas áreas da região. Impulsionados pela expansão da infraestrutura e pela descentralização econômica, esses núcleos urbanos passaram a atuar como polos de transformação no interior da floresta (Becker 2005; Padoch et al. 2008). Projetos como a construção de estradas e o desenvolvimento hidrelétrico intensificam esse processo ao integrar áreas remotas aos mercados nacionais e globais, ampliando as pressões ambientais (Fearnside 2015; McGrath et al. 2008).

Apesar de sua importância, os impactos de pequenos centros urbanos sobre o uso de recursos em regiões tropicais remotas permanecem relativamente pouco estudados quando comparados a vetores mais visíveis, como o desmatamento ou a construção de barragens (Seto et al. 2012; Laurance et al. 2014; Fearnside 2015). Pequenas cidades e pólos regionais na Amazônia e no Sudeste Asiático desempenham um papel central na extração de recursos ao gerar demanda de mercado e ao conectar a produção rural, como pescado, madeira e produtos agrícolas, às cadeias de suprimento regionais e globais (Padoch et al. 2008; Fox et al. 2009; Parry et al. 2014). Esses centros urbanos, ainda que frequentemente negligenciados, podem contribuir para a sobre-exploração e a degradação de habitats de forma semelhante ao que ocorre nas grandes cidades.

A pesca em rios tropicais é fundamental para a subsistência das populações locais, constituindo uma das principais fontes de nutrição e renda para milhões de pessoas (Castello et al. 2013; Isaac et al. 2015). No entanto, o aumento da demanda urbana tem intensificado a pressão sobre os estoques pesqueiros, muitas vezes por meio de técnicas pouco seletivas que

ameaçam espécies-chave e comprometem a integridade dos ecossistemas (Hallwass et al. 2023). Assim como em outras regiões do mundo, o consumo de pescado em centros urbanos amazônicos concentra-se em um conjunto restrito de espécies grandes e de alto valor comercial (Dey et al. 2005; Calò et al. 2022; Yildiz et al. 2023). Por exemplo, cerca de 90% do pescado comercializado nos mercados de Manaus provém de apenas uma dezena de espécies (Santos et al. 2006).

Em contraste, as comunidades rurais geralmente utilizam um conjunto mais amplo de apetrechos e capturam uma diversidade maior de espécies, com foco na subsistência e no uso local (Hallwass et al. 2011). Essa demanda urbana seletiva exerce pressão desproporcional sobre estoques de alto valor comercial e reduz a diversidade de pescado consumido, o que compromete a segurança alimentar e a resiliência cultural das populações ribeirinhas. (Lopes et al. 2021; Lopes et al. 2024). Compreender essas dinâmicas socioecológicas é essencial para alinhar estratégias de conservação com os modos de vida locais.

O rio Xingu, um dos maiores tributários da Amazônia, é um exemplo de como a urbanização e os grandes empreendimentos de infraestrutura influenciam o uso dos recursos naturais na região. A construção da Usina Hidrelétrica de Belo Monte desencadeou transformações socioambientais significativas, incluindo crescimento populacional, expansão urbana e alterações nos modos de vida (Fearnside 2015). Embora seus impactos diretos sobre a hidrologia e a biodiversidade sejam amplamente documentados (Zaniolo et al. 2021; Santos et al. 2020; Arantes et al. 2019), os efeitos indiretos resultantes da expansão urbana permanecem pouco investigados. Centros urbanos como Altamira, onde Belo Monte está localizada, passaram por um rápido crescimento (Neto e Herrera 2017), o que ampliou a demanda por pescado. Dinâmicas demográficas semelhantes associadas a grandes obras de infraestrutura também foram observadas em outras regiões da bacia amazônica, como no rio Tocantins, onde a construção da Usina Hidrelétrica de Tucuruí resultou em forte expansão urbana e no aumento da pressão sobre os recursos naturais (Rocha 2008).

Nosso estudo investiga como as áreas urbanas influenciam as práticas de pesca em comunidades ao longo do rio Xingu, com foco na região afetada pela Usina Belo Monte. Utilizando um indicador de intensidade de pressão humana, quantificamos o grau em que centros urbanos próximos moldam as pescarias locais e avaliamos como a distância a esses centros urbanos afeta o esforço de pesca, a seleção de apetrechos e a diversidade de espécies (Sanderson et al. 2002; Hallwass et al. 2013). Esperamos que áreas mais próximas às

localidades urbanas apresentem maior pressão sobre os estoques pesqueiros, refletida no uso de apetrechos menos seletivos, em maior esforço de pesca e em menor diversidade das espécies consumidas.

4. Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

Este estudo foi conduzido em um trecho do rio Xingu, localizado no estado do Pará, Amazônia Oriental. O Xingu é um dos principais afluentes do rio Amazonas e apresenta grande importância ecológica e socioeconômica para as comunidades ribeirinhas que dependem da pesca para subsistência e geração de renda. A bacia do Xingu abriga ecossistemas diversos, incluindo rios, lagos, florestas sazonalmente alagáveis e formações rochosas, que sustentam uma elevada biodiversidade aquática (Escada et al. 2005).

A Usina Hidrelétrica de Belo Monte, situada nessa bacia, constitui um empreendimento de grande escala que transformou profundamente a região. Idealizado na década de 1970, o projeto teve sua construção iniciada em 2011 e enfrentou forte oposição de ambientalistas, povos indígenas e comunidades locais, além de desafios operacionais, técnicos e financeiros (Fainguelernt 2016). A usina alterou significativamente a dinâmica hidrológica do rio, modificando os regimes de vazão e afetando diretamente a disponibilidade de peixes, o que levou os pescadores ribeirinhos a ajustarem suas estratégias de pesca (Keppeler et al. 2022; Napole et al. 2025).

Além dos impactos diretos sobre a hidrologia e a disponibilidade de peixes no Xingu (Lopes et al. 2024), a construção de Belo Monte desencadeou transformações sociais e urbanas profundas em Altamira. A cidade passou por um rápido crescimento populacional, aumentando de aproximadamente 77.000 habitantes em 2010 para cerca de 110.000 em 2016, com estimativas não oficiais apontando até 150.000 pessoas durante os anos de pico da construção entre 2012 e 2015 (Gauthier e Moran 2018).

A área de estudo está localizada dentro da chamada Área de Influência Direta da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, onde mudanças hidrológicas significativas, incluindo a formação do reservatório e a drástica redução da vazão na Volta Grande do Xingu, têm impactado diretamente os ecossistemas aquáticos e as atividades pesqueiras (Lopes et al. 2024; Napole et al. 2025). Essa área compreende quatro trechos do rio Xingu: Montante, Reservatório, Trecho de Vazão Reduzida e Jusante.

2.2 Coleta de Dados

Os dados utilizados neste estudo foram obtidos a partir do Plano Básico Ambiental (PBA) para a pesca, um programa obrigatório de monitoramento desenvolvido no âmbito do Estudo de Impacto Ambiental exigido pela legislação ambiental brasileira. O Estudo de Impacto Ambiental é um levantamento técnico e multidisciplinar destinado a identificar, prever e avaliar os impactos ambientais potenciais de grandes empreendimentos. Ele fornece as bases necessárias para o desenvolvimento de estratégias de gestão ambiental e para o processo de tomada de decisão. No contexto do Estudo de Impacto Ambiental, o Plano Básico Ambiental define um conjunto de medidas de mitigação, compensação e monitoramento destinadas a minimizar os impactos adversos. No caso da pesca, o PBA estabelece protocolos padronizados para o monitoramento das atividades pesqueiras comerciais, permitindo avaliar os efeitos dos empreendimentos sobre os estoques pesqueiros e subsidiar decisões regulatórias.

Embora a coleta dos dados seja realizada sob responsabilidade do empreendedor, os resultados são formalmente enviados ao órgão ambiental e são considerados informações públicas, em conformidade com as normas de transparência da legislação ambiental brasileira. Esses dados públicos têm o propósito de apoiar a gestão ambiental, fortalecer ações de conservação e subsidiar pesquisas científicas na região (Fragoso et al. 2019).

A rede de coleta de dados foi estabelecida em portos localizados nos municípios de Gurupá, Porto de Moz, Senador José Porfírio, Vila Nova, Vitória do Xingu, Belo Monte, Altamira, Maribel e São Félix do Xingu (Figura 1.1). Esses portos são representativos de centros urbanos ou situados próximos a eles, e são essenciais para compreender as pressões humanas sobre a pesca analisadas neste estudo. Para esta pesquisa, centros urbanos são definidos como municípios oficialmente reconhecidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a partir dos quais foram obtidos os dados populacionais utilizados.

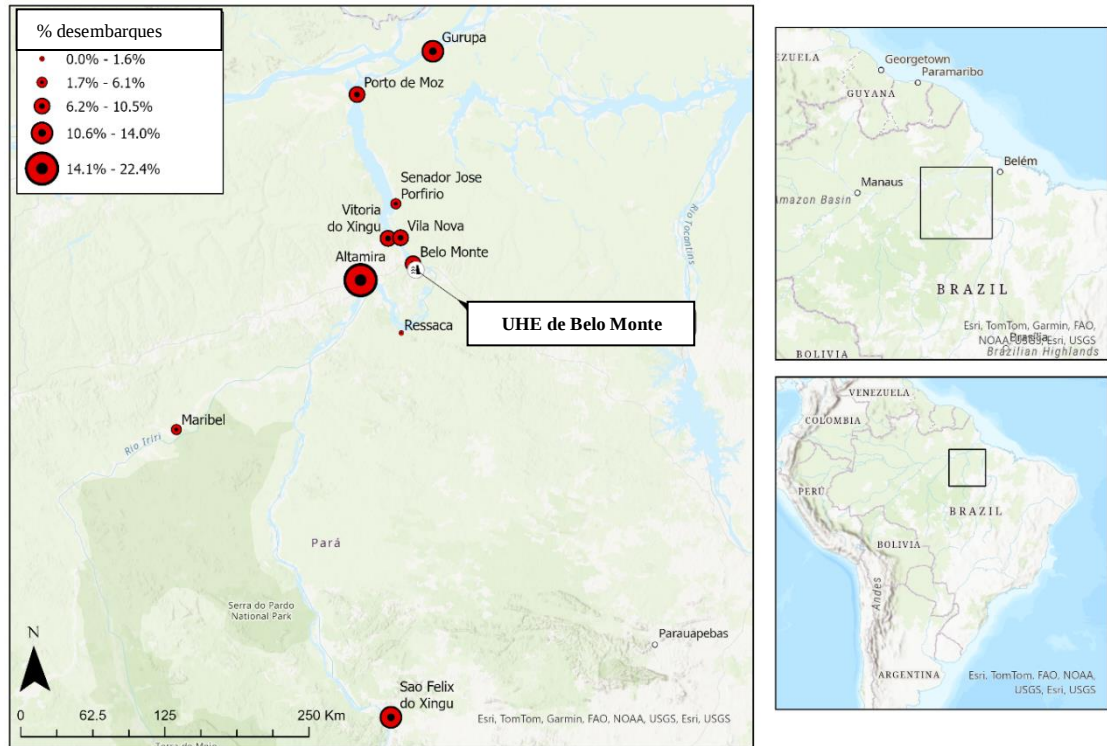


Figura 1.1 Portos da área de estudo monitorados pelo programa de pesca do Plano Básico Ambiental ao longo do rio Xingu, Pará, Brasil. O tamanho dos símbolos reflete a proporção de cada porto no total das capturas. Elaboração própria

Para caracterizar as atividades pesqueiras, foram realizadas entrevistas com pescadores no momento de chegada aos portos, de segunda a sábado, durante os horários habituais de desembarque (IBAMA 2011). Embora a pesca possa ocorrer aos domingos, sua frequência é consideravelmente menor. Os questionários coletaram informações sobre a duração das viagens de pesca, o tipo de transporte utilizado, os métodos empregados, o número total de pescadores envolvidos, as espécies capturadas e o peso total da captura em quilogramas. Para este estudo, foram utilizados os dados referentes ao período de 2012 a 2022. As espécies foram classificadas como etnoespécies, nomeadas de acordo com o conhecimento tradicional das comunidades locais e harmonizadas com os nomes científicos reconhecidos na literatura (Medeiros et al. 2016).

2.3 Estrutura Analítica e Procedimentos Estatísticos

Este estudo avaliou a influência da proximidade urbana sobre as pescarias ao investigar como a distância até centros urbanos molda práticas de pesca, produtividade e composição de espécies no rio Xingu. Utilizamos um Índice de Intensidade Humana (HI), adaptado de Reis (2023), como variável explicativa central. Inicialmente, calculamos a distância euclidiana entre cada ponto de pesca e o porto fluvial mais próximo. Em seguida, combinamos essa distância linear com o tamanho populacional do respectivo porto para obter:

$$HI = S(loc) / \sqrt{Dis(loc)}$$

em que $S(loc)$ corresponde à população do centro urbano mais próximo e $Dis(loc)$ representa a distância euclidiana (em km) entre o ponto de pesca e esse porto. Os dados populacionais foram obtidos do banco de dados do IBGE. Os portos utilizados no estudo correspondem a municípios oficialmente reconhecidos ao longo do rio, com exceção de Belo Monte, Vila Nova e Maribel. Como essas localidades não possuem status de município e, portanto, não dispõem de dados populacionais no banco de dados do IBGE, foram adotadas informações dos municípios mais próximos: Vitória do Xingu para Belo Monte e Vila Nova, e Uruará para Maribel.

O HI foi calculado para cada evento de pesca e, posteriormente, eventos com valores idênticos foram agregados para permitir a avaliação de três variáveis resposta: (1) a frequência em peso de cada etnoespécie, (2) a captura por unidade de esforço (CPUE) e (3) o índice de diversidade de Shannon. A frequência em peso foi definida como a biomassa de uma etnoespécie em relação à biomassa total registrada em cada nível de intensidade humana, representando sua contribuição proporcional à captura. A diversidade de espécies foi mensurada pelo índice de Shannon, que incorpora tanto a riqueza quanto a uniformidade da composição das capturas (Begossi 1996).

O esforço de pesca (CPUE) foi calculado por meio de uma fórmula ajustada baseada no esforço ($CPUE_3$):

$$CPUE_3 = \Sigma(C_i * f_i) / \Sigma(f_i^2)$$

em que C_i representa a captura total sob o esforço f_i e f_i corresponde ao esforço de pesca, medido pelo número de dias despendidos na atividade multiplicado pelo número de pescadores envolvidos. Esse método incorpora a variação no esforço entre as observações e torna o índice

mais robusto em situações em que o esforço não é distribuído de forma uniforme (Pereira et al. 2009). Todas as estimativas de diversidade e CPUE foram realizadas separadamente para os principais apetrechos utilizados (linhas, redes e o uso combinado de ambos) e para os principais tipos de embarcação (voadeiras, rabetas e canoas), com o objetivo de avaliar como a produtividade e a biodiversidade respondem ao aumento do HI.

Para investigar como a pressão humana modifica as pescarias ribeirinhas, utilizamos o HI como um indicador de influência antrópica. Ajustamos três conjuntos de modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) no R 4.2.3 (R Core Team 2023) para examinar os efeitos do HI sobre: 1) métodos de pesca, 2) produtividade e 3) diversidade de espécies utilizando o “Ano” como intercepto aleatório em todos os modelos. Antes das análises, o HI foi padronizado por z-score para reduzir a variância e melhorar a convergência dos modelos.

Cada unidade amostral correspondeu a um valor específico de HI no ano e aos dados associados à frequência em peso de cada etnoespécie, à CPUE e ao índice de diversidade de Shannon. A adequação dos modelos foi avaliada por meio de diagnósticos baseados em resíduos simulados utilizando o pacote DHARMA (Hartig 2019), enquanto a multicolinearidade foi examinada com fatores de inflação de variância ($\text{car}::\text{vif}$) (Fox e Weisberg 2019). As estimativas de efeitos fixos e seus intervalos de confiança de 95% foram obtidos com os pacotes *effects* e *ggeffects*.

A abordagem por GLMMs incluiu três componentes analíticos. Primeiro, testamos se o HI influenciava a probabilidade de uso de diferentes métodos de pesca por meio de modelos logísticos binomiais. Segundo, avaliamos os efeitos do HI sobre a produtividade pesqueira (CPUE), com GLMMs ajustados à distribuição dos dados e utilizando termos lineares ou funções spline, que consistem em funções suaves usadas para modelar relações não lineares ao longo de um gradiente contínuo, para HI. Terceiro, analisamos se o HI afetava a riqueza de espécies e a diversidade de Shannon específicas por método, empregando GLMMs com distribuições de erro apropriadas e splines cúbicos B, que permitem representar variações não lineares de forma flexível e contínua. A escolha das estruturas de erro, transformações e especificações de spline foi realizada caso a caso para otimizar o ajuste e a interpretabilidade dos modelos.

Um total de 31 GLMMs independentes foi ajustado, um para cada variável dependente analisada. O anexo 01 apresenta um resumo desses modelos, descrevendo as famílias utilizadas, as funções de ligação e a forma funcional do termo HI empregado para avaliar seus

efeitos sobre o uso de embarcações e apetrechos, a produtividade (CPUE) e os indicadores de diversidade no rio Xingu. O anexo 02 fornece uma descrição complementar desses GLMMs e de sua aplicação na análise do indicador HI sobre as características da pesca.

2.4 Perguntas do Estudo

Pergunta 1: A intensidade humana afeta o tipo de apetrecho e embarcação utilizados?

Registramos a presença (1) ou ausência (0) de cada tipo de embarcação, incluindo rabeta (embarcação de eixo longo com motor exposto), ausência de embarcação, voadeira (pequena embarcação motorizada típica da Amazônia), barco geleira, barco motorizado, canoa a remo e uso misto. Da mesma forma, os apetrechos registrados foram: linhas, pesca com compressor, pesca em apneia, redes de emalhar, redes combinadas com linhas, “outros” e combinações não especificadas. Essas variáveis binárias foram modeladas com GLMMs binomiais com função logit, seguindo a estrutura: $\text{logit}[P(Y_{ij} = 1)] = \beta_0 + \beta_1 \cdot HI_i + u_j$, em que $Y_{ij} = 1$ quando o apetrecho ou embarcação foi registrado no local i no ano j , e u_j representa o intercepto aleatório normalmente distribuído para ano ($u_j \sim N(0, \sigma^2_{\text{ano}})$).

Pergunta 2: A intensidade humana afeta a produtividade (CPUE)?

Para investigar como o HI influencia a produtividade pesqueira, modelamos diferentes respostas de CPUE utilizando GLMMs e modelos lineares mistos (LMMs), escolhidos conforme as características de distribuição dos dados. Para a CPUE associada ao uso de redes de malha e ao uso combinado de redes e linhas, aplicamos GLMMs binomiais negativos com ligação log e incluímos HI como efeito fixo linear; nesses modelos, o coeficiente β_1 representa a variação multiplicativa na CPUE por desvio padrão de HI. Para a CPUE baseada exclusivamente no uso de linhas, utilizamos um LMM Gaussian com CPUE log-transformada. Para captar respostas potencialmente não lineares, modelamos a CPUE associada a rabeta, canoas a remo e embarcações motorizadas por meio de GLMMs com distribuição Gama e função log, incorporando splines cúbicos B para HI. Esses splines descrevem o formato da resposta da CPUE ao longo do gradiente de HI, e seus picos e vales indicam aumentos ou reduções de produtividade associados a diferentes níveis de pressão antrópica.

Pergunta 3: A intensidade humana influencia a riqueza e a diversidade dentro de cada método de pesca?

Para avaliar se o HI influencia a riqueza e a diversidade de espécies dentro de cada método, modelamos duas variáveis de resposta: riqueza e diversidade. A riqueza, tratada como variável de contagem, foi analisada com GLMMs Poisson ou binomiais negativos com ligação log e com termo spline cúbico para HI, permitindo capturar tendências não lineares. Trechos positivos do spline representam faixas de HI associadas à maior riqueza e trechos negativos indicam redução no número de espécies. A diversidade de Shannon, conforme a distribuição dos dados, foi modelada com GLMMs Gaussianos ou Gama com função log, também incluindo spline cúbico para HI. Assim como na riqueza, o formato do spline revela como a diversidade varia ao longo do gradiente de HI, indicando aumentos ou reduções que podem refletir mudanças na pesca impulsionadas pela pressão humana.

Pergunta 4. A intensidade humana influencia a composição das etnoespécies?

Para avaliar se o HI afeta mudanças na composição de etnoespécies nas capturas, utilizamos modelagem linear baseada em distâncias (DISTLM) no software PRIMER v. 7.0.23. Inicialmente, aplicamos uma transformação de raiz quadrada aos valores de frequência em peso de cada etnoespécie. Essa transformação reduz a influência de táxons dominantes e melhora a resolução de espécies menos abundantes. A partir desses dados transformados, calculamos uma matriz de dissimilaridade de Bray–Curtis para quantificar as diferenças na composição das comunidades entre unidades sítio-ano. Em seguida, o HI foi incorporado como único preditor no modelo DISTLM, e seu efeito sobre a composição das etnoespécies foi testado por meio de 999 permutações. Por fim, representamos graficamente essa relação por meio de uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA), a qual ordenou os sítios ao longo do gradiente de HI e permitiu visualizar como aumentos na intensidade humana correspondem a mudanças sistemáticas nas assembleias de etnoespécies.

3. Resultados

Foram analisados 78.964 desembarques registrados em 955 pontos de pesca distribuídos pela área de estudo, entre 2012 e 2022. Em relação aos tipos de embarcação, rabetas foram as mais frequentes e representaram 79% de todos os desembarques. Em seguida foram os barcos motorizados com 12,3% e as canoas a remo com 4,8%. Outras embarcações foram menos representativas, cada uma com menos de 5%. As redes de malha foram o apetrecho mais utilizado e corresponderam a 50% dos desembarques. As linhas de mão

representaram 30% e a combinação de redes com linhas 12%. Outras técnicas, como mergulho livre e mergulho com compressor, ocorreram raramente, cada uma com menos de 5% do total.

A análise de frequência em peso mostrou que Pescada (*Plagioscion spp*) foi a etnoespécie mais frequente, correspondendo a 21,6% do peso total desembarcado. Em seguida vieram Tucunaré (*Cichla spp*) com 19,8%, Pacu (*Myleus spp*) com 10,9% e Curimatá (*Prochilodus spp*) com 7,1%. Os valores completos de frequência para todas as etnoespécies estão disponíveis no Anexo 03.

A análise de CPUE indicou que redes de malha apresentaram o maior rendimento médio, com 6,15 kg/pescador/dia, seguidas pelas linhas de mão, que alcançaram 4,37 kg/pescador/dia. Entre os tipos de embarcação, rabetas exibiram a maior CPUE, com 4,92 kg/pescador/dia, seguidas pelos barcos motorizados com 2,50 kg/pescador/dia. Canoas a remo tiveram o menor rendimento médio, com apenas 0,64 kg/pescador/dia.

3.1 Modelagem dos efeitos do Índice de Intensidade Humana sobre as estratégias de pesca e a produtividade

As variações no HI exerceram forte influência tanto sobre as estratégias de pesca quanto sobre os resultados relacionados as espécies capturadas, conforme apresentado na Tabela 1.1. O conjunto completo de modelos e resultados estatísticos está disponível no Anexo 02. Conforme o HI aumentou, o uso de voadeiras tornou-se mais frequente. Em contraste, canoas a remo e barcos motorizados foram principalmente utilizados em áreas com menor HI, como ilustrado na Figura 1.2.

Tabela 1.1 Resultados dos melhores modelos GLMM que examinam a relação entre as variáveis de pesca (tipo de embarcação, tipo de apetrecho, CPUE, riqueza de espécies e diversidade) e a Intensidade Humana.

Termo	Estimativa	Erro Padrão	Z	P
Embarcações				
Voadeira	0,468	0,053	8,845	<2e-16
Canoa a remo	-0,271	0,085	-3,173	0,001
Barco a motor	-0,173	0,062	-2,801	0,005
CPUE_Rabeta	1,884	0,342	-5,515	3,49e-08
grau 01				
CPUE_Rabeta	1,528	0,670	2,281	0,022
grau 02				
Riqueza_Rabeta	0,964	0,223	4,330	1,46e-05
grau 01				
Diversidade_Rabeta	0,443	0,088	5,045	4,54e-07
grau 01				
Diversidade_Rabeta	-0,208	0,099	-2,094	0,036
grau 03				
Apetrechos				
Apetrechos “Other”	-0,670	0,120	-5,560	2,7e-08
CPUE_Linhas	-8,967e-06	2,374e-06	-3,778	1,52e-07
Riqueza_Linhas grau	1,502	0,231	6,497	8,19e-11
01				
Riqueza_Linhas grau	-2,365	0,567	-4,169	3,05e-05
02				
Diversidade_Linhas	0,770	0,146	5,258	1,46e-07
grau 01				
Diversidade_Linhas	-1,751	0,360	-4,853	1e-06
grau 02				
Diversidade_Linhas	0,865	0,430	2,010	0,044
grau 03				

Para pescarias realizadas com canoa a remo e barco motorizado, a CPUE, a riqueza de espécies e a diversidade permaneceram praticamente inalteradas ao longo do gradiente de HI, o que indica que tanto a produtividade quanto a estrutura dos peixes capturados se mantiveram estáveis independentemente da intensidade humana. Em contraste, as pescarias com rabeta apresentaram uma resposta mais complexa e não linear: a CPUE diminuiu em valores

moderados de HI e voltou a aumentar nos níveis mais elevados, a riqueza de espécies aumentou de forma contínua com o crescimento do HI e a diversidade inicialmente se elevou sob influência humana moderada, mas voltou a cair quando o HI atingiu seus valores máximos, conforme ilustrado na Figura 2.

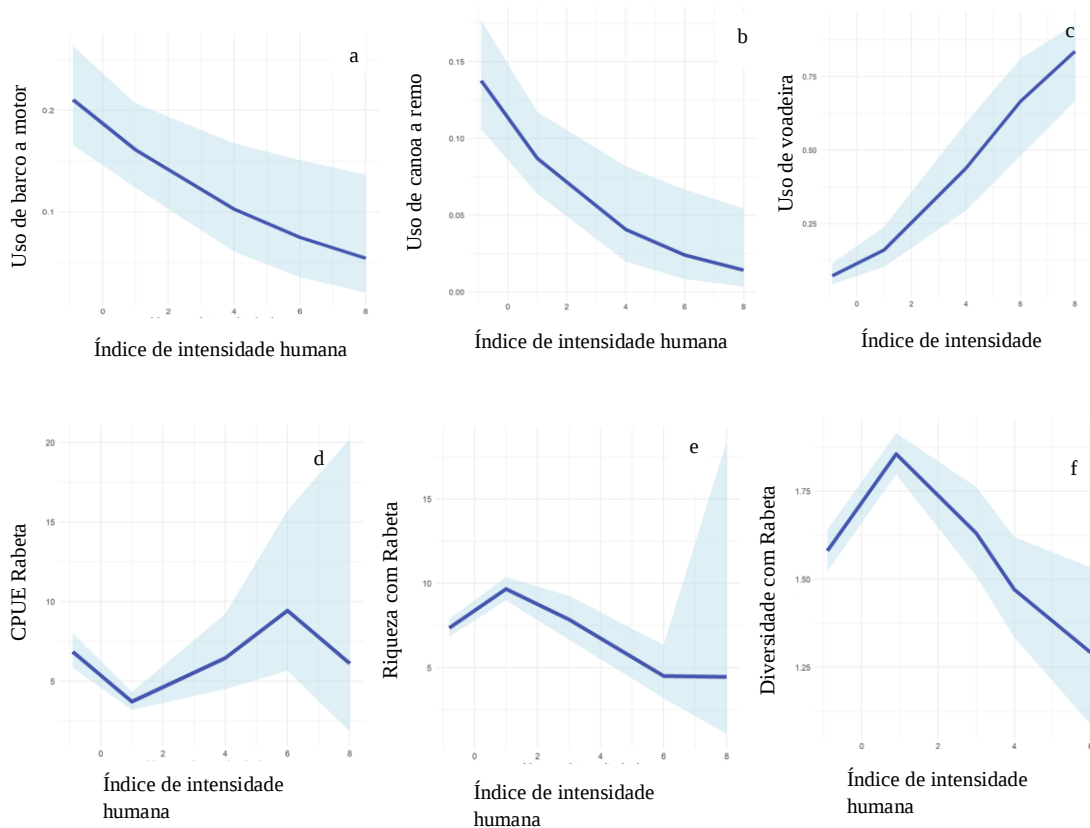


Figura 1.2. Efeitos do Índice de Intensidade Humana sobre: (a) uso de barcos motorizados; (b) uso de canoas a remo; e (c) uso de voadeiras. Para os peixes capturados utilizando embarcações com rabeta: (d) CPUE; (e) riqueza de espécies; (f) índice de diversidade de Shannon. Apenas os resultados estatisticamente significativos são apresentados.

Os tipos de apetrechos de pesca apresentaram respostas distintas à intensidade humana. A categoria “outros” mostrou efeitos negativos significativos, com redução de uso à medida que o HI aumentou. A pesca com linha demonstrou sensibilidade à intensidade humana, com a CPUE diminuindo conforme o HI se elevou e com a riqueza e a diversidade apresentando trajetórias não lineares. A riqueza aumentou em valores baixos de HI antes de cair sob maior pressão, enquanto a diversidade inicialmente cresceu, depois diminuiu em níveis moderados e voltou a aumentar nos valores mais altos. A pesca com redes de malha, por outro lado, não apresentou relação significativa com o HI para CPUE, riqueza ou diversidade, mantendo

produtividade e estrutura das capturas estáveis ao longo de todo o gradiente de intensidade humana (Figura 1.3).

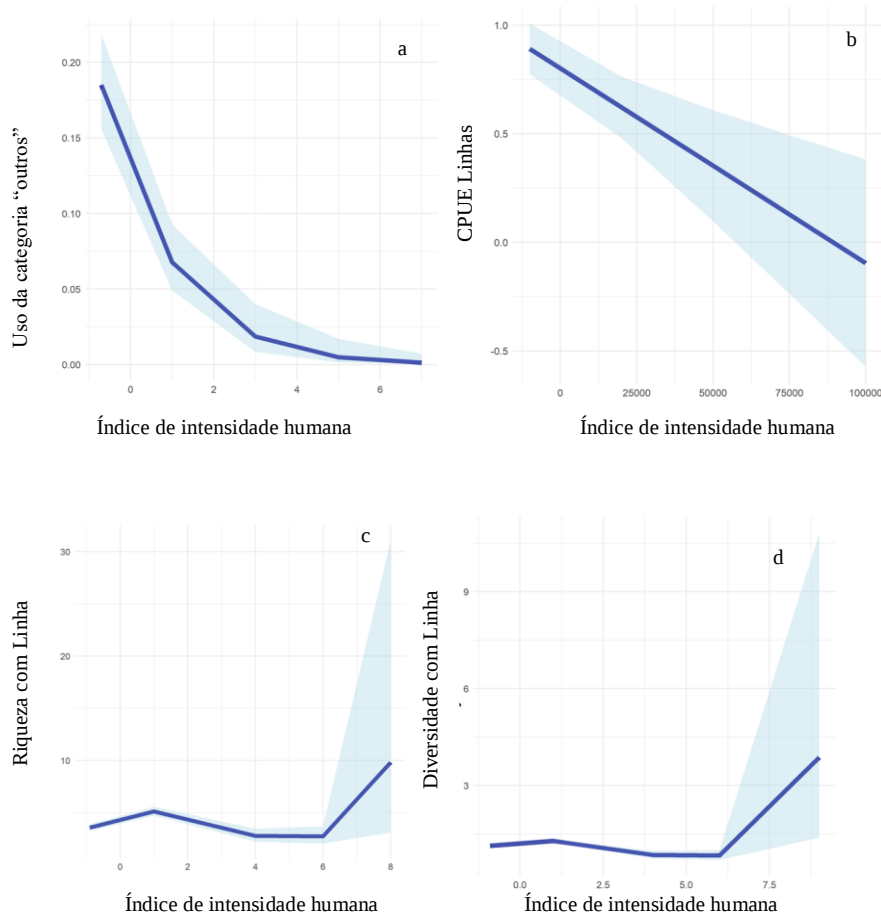


Figura 1.3. Efeitos do Índice de Intensidade Humana sobre: (a) o uso da categoria de apetrechos “outros”; para peixes capturados com linhas: (b) CPUE; (c) riqueza de espécies; (d) índice de diversidade de Shannon. Apenas os resultados estatisticamente significativos são apresentados.

A análise DISTLM revelou uma relação inversa significativa entre a intensidade humana (HI) e a composição em frequência de peso das etnoespécies capturadas, indicando que o aumento da pressão antrópica modifica a contribuição relativa das espécies nos desembarques. Áreas com baixo HI apresentaram um conjunto mais amplo de táxons, com capturas distribuídas de forma mais equilibrada entre várias espécies, enquanto regiões com HI elevado exibiram menor diversidade taxonômica e maior predominância de poucas etnoespécies. Esse padrão sugere uma reorganização das assembleias de peixes sob influência humana, com os desembarques tornando-se cada vez mais concentrados em um número reduzido de espécies. A ordenação por dbRDA reforçou esse resultado, mostrando que áreas

de baixo HI se agrupam de forma distinta ao longo do gradiente de intensidade humana, refletindo capturas mais diversas e frequentemente associadas a espécies de maior porte, ao passo que áreas de alto HI apresentaram assembleias mais homogêneas e com redução na contribuição proporcional da maioria dos táxons (Figura 1.4).

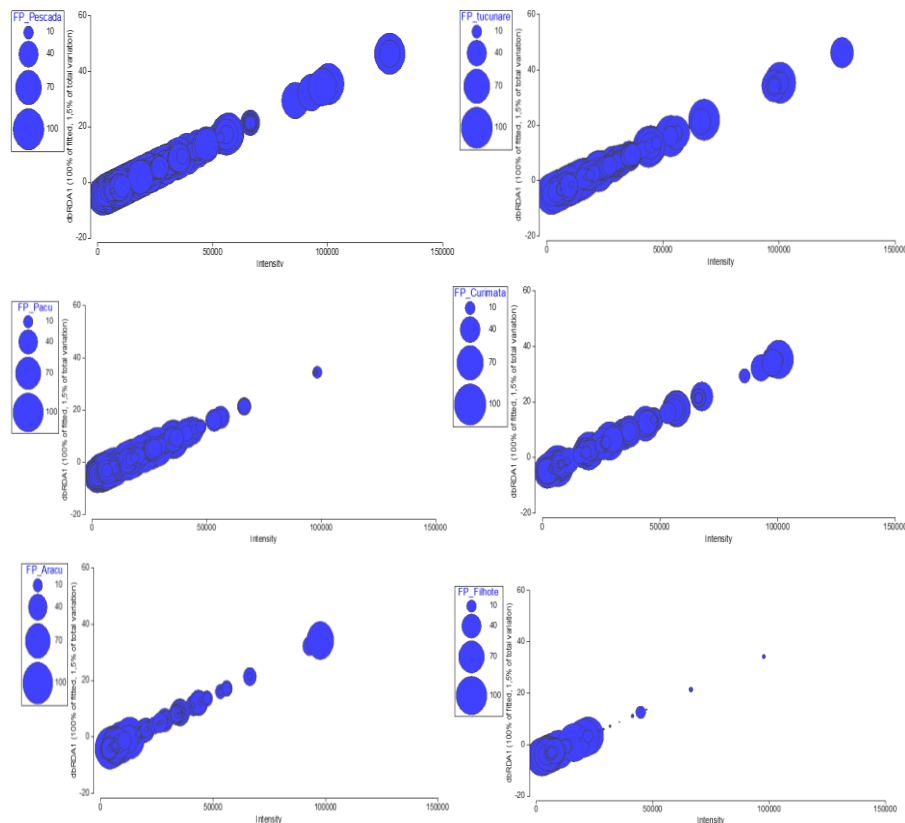


Figura 1.4. Relação entre a intensidade da atividade antrópica e a frequência de peso das espécies de peixes Pescada (*Plagioscion spp*), Tucunaré (*Cichla spp*), Pacu (*Myleus spp*), Curimatá (*Prochilodus spp*), Aracu (*Leporinus spp*) e Filhote (*Brachyplatystoma spp*), com base na análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA).

Discussão

Nosso estudo demonstrou que o aumento da HI está fortemente associado à redução da diversidade de espécies e a mudanças marcantes nas estratégias de pesca locais. Em áreas com menor HI, a atividade pesqueira é realizada sobretudo com rabetas e canoas tradicionais, geralmente em combinação com o uso de linhas, um arranjo que sustenta níveis mais elevados de riqueza e diversidade de espécies. Embora a categoria “outros” apetrechos de pesca apresente associação estatisticamente significativa com HI, ela reúne um conjunto heterogêneo de técnicas pouco utilizadas. Devido à diversidade e à baixa frequência dos métodos incluídos

nessa categoria, não é possível extrair interpretações significativas ou conclusões confiáveis sobre sua relação com a pressão humana.

Em áreas submetidas a maiores valores de HI, as voadeiras tornam-se o principal tipo de embarcação, concentrando o esforço de pesca em um conjunto mais restrito de espécies. A mudança reflete uma transformação mais ampla na dinâmica da pesca, impulsionada pelo aumento da influência antrópica, e também se manifesta na eficiência da atividade pesqueira. A CPUE associada ao uso de linhas diminui de forma acentuada com o aumento de HI, o que evidencia a sensibilidade desse método seletivo ao crescimento da pressão humana. Em contraste, a pesca com redes de malha não apresenta variações significativas ao longo do gradiente de HI, sugerindo menor sensibilidade aos impactos antrópicos.

A análise DISTLM revela que locais com menor HI sustentam uma proporção mais elevada da biomassa total de determinadas espécies, o que se reflete na presença de populações mais robustas, seja em abundância ou em tamanho corporal. Áreas fortemente impactadas, por outro lado, exibem reduções acentuadas na contribuição dessas espécies para a biomassa total, destacando a influência negativa da urbanização sobre a composição e a estrutura funcional das pescarias.

Atividades antrópicas transformam atualmente as paisagens amazônicas em um ritmo centenas de vezes mais rápido que os processos ecológicos, estimulado principalmente pela conversão de áreas associada à urbanização, pela expansão de estradas e por alterações hidrológicas (Albert et al. 2023). Por exemplo, cinco anos após o início da operação da usina de Belo Monte, a riqueza de espécies havia diminuído cerca de 12% em zonas lânticas e 16% em trechos lóticos sob sua influência, provavelmente refletindo tanto a alteração direta dos regimes hidrológicos quanto o aumento do esforço de pesca associado à expansão urbana e ao acesso facilitado ao rio (Keppeler et al. 2022).

A expansão da infraestrutura impulsionada pela rápida urbanização na Amazônia abriu áreas de pesca antes inacessíveis, redefinindo a distribuição espacial das atividades pesqueiras. À medida que novas estradas e o acesso aos mercados se expandem, pescadores concentram cada vez mais seus esforços em espécies de alto valor, dedicando mais tempo e energia à sua exploração (Arantes et al. 2023). Esse foco orientado pelo mercado levou à homogeneização dos desembarques comerciais em regiões de alta acessibilidade, onde a diversidade de espécies é hoje significativamente menor em comparação às capturas de subsistência (Tregidgo et al. 2021). Esses padrões seguem a "sombra da defaunação" descrita por Tregidgo et al. (2017), na

qual pressões urbanas prolongadas se estendem por mais de 1.000 km rio abaixo, resultando em uma redução de 50% tanto no tamanho corporal quanto nas taxas de captura da espécie-chave *Colossoma macropomum*.

A urbanização influencia de forma significativa as práticas pesqueiras ao alterar os modos de vida tradicionais e introduzir novas dinâmicas socioeconômicas (Teixeira et al. 2016). Essa adaptação frequentemente inclui a adoção de técnicas e equipamentos mais eficientes que, embora aumentem a produtividade, podem contribuir para a sobrepesca e a redução dos estoques se não forem manejados de maneira sustentável (Eigaard et al. 2014). Em contextos marcados pela implantação de grandes empreendimentos de infraestrutura, essas transformações tendem a se aprofundar, uma vez que mudanças rápidas no uso do território e na organização regional frequentemente antecedem a implementação de estratégias eficazes de mitigação e acompanhamento socioambiental, aumentando a vulnerabilidade das pescarias artesanais (Doria 2018). Um exemplo claro é a crescente dependência de voadeiras motorizadas, tecnologia que permite intensificar a exploração de determinadas espécies, o que muitas vezes resulta no agravamento das perdas de biodiversidade (Isaac et al. 2008, Yang et al. 2024).

A adoção de embarcações motorizadas altera profundamente o funcionamento da pesca, já que essa tecnologia permite deslocamentos mais rápidos até os pesqueiros, movimentação ágil entre diferentes áreas e viabiliza maior esforço de pesca ao possibilitar viagens mais frequentes e acomodar tripulações maiores (Prabakar e Sundaravaradarajan 2012). Para muitas comunidades tradicionais, essas capacidades representam uma estratégia essencial de curto prazo para compensar as dificuldades impostas pela redução dos estoques. Na bacia Amazônica, essa redução é frequentemente atribuída à pressão exercida por operações comerciais de maior escala que capturam espécies específicas e geralmente de alto valor econômico para abastecer mercados urbanos (Halwass et al. 2020; Tregidgo et al. 2021). Essa extração seletiva intensiva pode impor forte pressão sobre as espécies-alvo, e há evidências de que algumas já se encontram severamente exploradas ou ameaçadas (Almeida et al. 2001, Castello et al. 2013).

Embora geralmente percebidas como sustentáveis, as pescarias de pequena escala ainda podem provocar declínios significativos nos estoques pesqueiros, especialmente quando operam em áreas de alta densidade, utilizam apetrechos não seletivos ou carecem de regulamentação e monitoramento adequados, como a malhadeira (Gough et al. 2020). Mesmo

considerando que as pescarias artesanais são fundamentais para a segurança alimentar de comunidades tradicionais, sua viabilidade econômica permanece vulnerável. A ausência de mecanismos de mercado que recompensem práticas sustentáveis e a pressão por retornos imediatos podem influenciar o comportamento dos pescadores, levando, em alguns contextos, à intensificação do esforço de pesca e à redução dos estoques (Schuhbauer e Sumaila 2016). Na Amazônia, esse padrão é mediado por fatores institucionais e territoriais, como a presença de áreas protegidas e sistemas de co-manejo, que podem reduzir ou reorganizar o esforço de pesca. Estudos indicam que o esforço e a captura tendem a ser maiores fora de áreas protegidas, sugerindo que essas estratégias de gestão contribuem para mitigar a pressão sobre os recursos pesqueiros (Keppeler et al. 2020; Hallwass et al. 2013).

Esse regime de pesca não apenas compromete o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos, mas também ameaça diretamente a segurança alimentar das comunidades ribeirinhas amazônicas, que dependem de uma ampla variedade de espécies para obtenção de proteínas e micronutrientes (Pereira et al. 2023, Begossi et al. 2018). Essas populações estão entre as que apresentam o maior consumo per capita de pescado no mundo. No entanto, a perda de pescado, agravada pela pressão da pesca comercial orientada aos centros urbanos e pela infraestrutura que a sustenta, coloca em risco sua principal fonte de proteína animal (Begossi et al. 2018, Dias et al. 2023). A pesca fornece a muitas famílias ribeirinhas uma renda não monetária equivalente a até 54 dólares por mês, representando cerca de 12 por cento da renda média, e quando as capturas diminuem devido à exploração comercial excessiva, essas famílias enfrentam maior insegurança alimentar e menor capacidade de investir em bens essenciais (Rivero et al. 2022).

O aumento da insegurança alimentar e da vulnerabilidade econômica em comunidades tradicionais da Amazônia frequentemente desencadeia uma série de desafios socioeconômicos que incluem deficiências nutricionais (Heilpern et al. 2021), a erosão das atividades pesqueiras que impulsiona a migração de pessoas (Poissant et al. 2024) e a consequente perda de estruturas sociais, práticas culturais e conhecimentos ecológicos tradicionais (Souza et al. 2022). Essas dinâmicas evidenciam a necessidade urgente de estratégias de manejo sustentável e modelos de governança equitativos capazes de proteger os ecossistemas aquáticos essenciais da Amazônia e, ao mesmo tempo, garantir os meios de subsistência e a soberania alimentar de suas populações tradicionais (Lopes et al. 2021).

O crescimento e a expansão de pequenos centros urbanos intensificam os impactos de longo prazo das perturbações iniciais ao gerar uma demanda de mercado contínua. Essa pressão persistente afeta as comunidades ribeirinhas tradicionais, historicamente dependentes de uma

pesca de baixo impacto voltada à subsistência. À medida que os estoques diminuem e a demanda local aumenta, muitos pescadores passam a adotar técnicas mais eficientes e menos seletivas, acelerando a degradação dos recursos e a perda de biodiversidade. Gradualmente, essas comunidades encontram-se presas em um ciclo de dependência de práticas extrativas que corroem sua própria resiliência, aprofundando uma crise socioambiental impulsionada pela urbanização, pela expansão dos mercados e pelo declínio ecológico.

5. Considerações finais

Este estudo demonstra que os centros urbanos exercem forte influência sobre as práticas de pesca e sobre os estoques pesqueiros no rio Xingu. Áreas situadas mais próximas às cidades apresentam esforço de pesca intensificado, maior dependência de embarcações motorizadas e redes de malha, além de uma redução do conjunto de espécies-alvo. Essas mudanças resultam em menor diversidade de espécies, menor CPUE para determinados tipos de apetrechos e capturas mais homogêneas, dominadas por poucas espécies resilientes sob maior pressão humana. A expansão urbana não planejada e descontrolada, agravada pela falta de planejamento na implementação de grandes empreendimentos, como Belo Monte, representa riscos severos para os ecossistemas, especialmente em uma floresta tão vital quanto a Amazônia para a estabilidade local e o equilíbrio climático global.

A urbanização e o planejamento do desenvolvimento em ambientes tão sensíveis devem ser conduzidos com cautela, visão de longo prazo e salvaguardas ambientais robustas para evitar danos ecológicos irreversíveis. A conservação da biodiversidade aquática na região exige mais do que a criação de áreas protegidas. Ela requer estratégias que abordem os efeitos diretos e indiretos do crescimento urbano. Processos decisórios transparentes e inclusivos, fundamentados na ciência e moldados pelas experiências das comunidades ribeirinhas, são essenciais. Sem ações sustentadas e colaborativas, a urbanização descontrolada e as pressões comerciais continuarão a degradar a biodiversidade, comprometer a integridade ecológica e ameaçar os meios de vida daqueles que dependem do rio.

Referências bibliográficas

- ALBERTS, J. S. et al. Human impacts outpace natural processes in the Amazon. **Science**, v. 379, n. 6630, p. eabo5003, 2023.
- ALMEIDA, O. T.; McGRATH, D. G.; RUFFINO, M. L. The commercial fisheries of the lower Amazon: an economic analysis. **Fish Manag Ecol**, v. 8, n. 4-5, p. 253-266, 2001.
- ARANTES, C. C. et al. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Curr Opin Environ Sustain**, v. 37, p. 28–40, 2019.
- ARANTES, C. C. et al. Large-scale hydropower impacts and adaptation strategies on rural communities in the Amazonian floodplain of the Madeira River. **J Environ Manage**, v. 336, p. 117240, 2023.
- BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estud Av**, São Paulo, v. 19, n. 53, p. 71–86, jan./abr. 2005.
- BEGOSSI, A. Use of ecological methods in ethnobotany: diversity indices. **Econ Bot**, v. 50, n. 3, p. 280-289, 1996.
- BEGOSSI, A. et al. Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. **Braz J Biol**, v. 79, n. 2, p. 345-357, 2018.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. **Sci Adv**, v. 4, n. 8, 2018.
- CALÒ, A. et al. Multi-specific small-scale fisheries rely on few, locally essential, species: Evidence from a multi-area study in the Mediterranean.¹ **Fish Fish**, v. 23, n. 6, p. 1299-1312, 2022.
- CASTELLO, L. et al. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conserv Lett**, v. 6, n. 4, p. 217–229, 2013.

DEY, M. M. et al. Fish consumption and food security: a disaggregated analysis by types of fish and classes of consumers in selected Asian countries. **Aquac Econ Manag**, v. 9, n. 1–2, p. 89–111, 2005.

DIAS, G. K. S.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; SOUZA, L. A.; FREITAS, C. E. C. The consumption of fish by the riverine population of the lower Solimões River, Amazonas, Brazil. **Braz J Biol**, v. 83, e271572, 2023.

DORIA, C. R. C. *et al.* Grandes hidrelétricas na Amazônia: impactos no recurso pesqueiro e na pesca artesanal, desafios e lições aprendidas na bacia do Rio Madeira. **Revista Ciências da Sociedade**, v. 2, n. 4, p. 79–106, 2018.

EIGAARD, O. R.; MARCHAL, P.; GISLASON, H.; RIJNSDORP, A. D. Technological development and fisheries management. **Rev Fish Sci Aquacult**, v. 22, n. 2, p. 156–174, 2014.

ESCADA, M. I. S. et al. Processos de ocupação nas novas fronteiras da Amazônia: o interflúvio do Xingu/Iriri. **Estud Av**, São Paulo, v. 19, n. 54, p. 9–23, maio/ago. 2005.

FAINGUELERNT, M. B. A trajetória histórica do processo de licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Belo Monte. **Ambiente Soc**, Campinas, v. 19, n. 2, p. 245–264, abr./jun. 2016.

FEARNSIDE, P. M. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. **Ambio**, v. 44, n. 5, p. 426–439, 2015.

FOX, J. et al. Policies, political-economy, and swidden in Southeast Asia. **Hum Ecol**, v. 37, n. 3, p. 305–322, 2009.

FOX, J.; WEISBERG, S. **car: Companion to Applied Regression**. R package version 3.1-2. 2019.

FRAGOSO, B. A.; HAMMES, B. D.; COSTA, K. G. Plano Básico Ambiental Timbira: uma análise da implementação de um modelo de gestão indígena de recursos financeiros na mitigação de danos socioambientais. **PerCursos**, Florianópolis, v. 19, n. 41, p. 125–157, set./dez. 2019. DOI: \$10.5965/1984724619412018125\$.

GAUTHIER, C.; MORAN, E. F. Public policy implementation and basic sanitation issues associated with hydroelectric projects in the Brazilian Amazon: Altamira and the Belo Monte dam. **Geoforum**, v. 97, p. 10-21, 2018.

GOUGH, C. L. et al. Evidence of overfishing in small-scale fisheries in Madagascar. **Front Mar Scie**, v. 7, 317, 2020.

HALLWASS, G. et al. Fishing effort and catch composition of urban market and rural villages in Brazilian Amazon. **Enviro manag**, v. 47, p. 188-200, 2011.

HALLWASS, G.; LOPES, P. F.; JURAS, A. A.; SILVANO, R. A. M. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. **Ecol Appl**, v. 23, n. 2, p. 392–407, 2013.

HALLWASS, G. et al. 'Disentangling' the advantages from gillnets in freshwater small-scale fisheries in the Brazilian Amazon. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 2023. DOI: 10.1007/s11160-023-09771-w.

HARTIG, F. Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. **Methods Ecol Evol**, v. 10, n. 9, p. 1312–1330, 2019.

HEILPERN, S. A. et al. Declining diversity of wild-caught species puts dietary nutrient supplies at risk. **Sci Adv**, v. 7, n. 22, 2021.

IBAMA. **Plano Básico Ambiental da Usina hidroelétrica de Belo Monte**. 2011.

ISAAC, V. J.; SILVA, C. O.; RUFFINO, M. L. The artisanal fishery fleet of the lower Amazon. **Fish Manag Ecol**, v. 15, p. 179–187, 2008.

ISAAC, V. J. et al. Artisanal fisheries of the Xingu River basin in Brazilian Amazon. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 75, supl. 1, p. 125–137, 2015.

KEPPELER, F. W. et al. Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 28, n. 5, p. 1030–1043, 2018.

KEPPELER, F. W. et al. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. **Sci Total Environ**, v. 838, p. 155951, 2022.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends Ecol Evol**, v. 29, n. 2, p. 107–116, 2014.

LOPES, P. F. M. et al. Just Aquatic Governance: The Amazon Basin as fertile ground for aligning participatory conservation with social justice. **Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst**, v. 31, n. 5, p. 1190–1203, 2021.

- LOPES, P. F. M. et al. Droughts and controlled rivers: How Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. **Environ Conserv**, v. 51, n. 1, p. 27–35, 2024.
- MACCORD, P. F. et al. Dynamics of artisanal fisheries in two Brazilian Amazonian reserves: implications to co-management. **Hydrobiologia**, v. 583, p. 365-376, 2007.
- MEDEIROS, M. F. T. et al. Dictionary of ethnobiology and related areas. In: ALBUQUERQUE, U. P.; ALVES, R. R. N. (ed.). **Introduction to Ethnobiology**. Switzerland: Springer International Publishing, 2016. p. 273–310.
- MIRANDA NETO, J. Q. de; HERRERA, J. A. Expansão urbana recente em Altamira (PA): novas tendências de crescimento a partir da instalação da UHE Belo Monte. **Atel Geogr**, Goiânia, v. 11, n. 3, p. 34–52, set./dez. 2017.
- NAPOLE, N. et al. Impacts of Belo Monte dam on fish co-occurrence and artisanal fishing. **J of Enviro Manag**, v. 383, p. 125284, 2025.
- PADOCH, C. et al. Urban forest and rural cities: multi-sited households, consumption patterns, and forest resources in Amazonia. **Ecol Soc**, v. 13, n. 2, p. 2, 2008.
- PARRY, L.; BARLOW, J.; PEREIRA, H. Wildlife harvest and consumption in Amazonia's urbanized wilderness. **Conserv Lett**, v. 11, n. 1, e12426, 2014.
- PEREIRA, J. C. et al. Comparing three indices of catch per unit effort using Bayesian geostatistics. **Fish Res**, v. 100, n. 3, p. 200–209, 2009.
- PEREIRA, D. V. et al. Vulnerability to overfishing of fish stocks in the Amazon Basin. **Fish Res**, v. 265, p. 106740, 2023.
- PRABAKAR, C.; SUNDARAVARADARAJAN, K. R. Motorization technology delivery in small scale fisheries—its impact and impediments in adoption. **Agricultural Economics Research Review**, v. 25, p. 495-500, 2012.
- POISSANT, D. et al. Livelihoods and poverty in small-scale fisheries in western Amazonia. **Fisheries Management and Ecology**, v. 31, n. 1, e12651, 2024.
- QIN, Y. et al. Impact of Amazonian deforestation on precipitation reverses between seasons. **Nature**, v. 639, n. 8053, p. 102–108, 2025.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.

REIS, Y. M. S. **Monitoramento comunitário da fauna cinegética em florestas tropicais: efetividade de projetos e sustentabilidade de caça em uma área protegida na Amazônia**. 2023. Dissertação (Mestrado em Conservação e Sustentabilidade) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2023.

RIVERO, S. L. M. et al. Urban Amazonians use fishing as a strategy for coping with food insecurity. **J Dev Stud**, v. 58, n. 12, p. 2544–2565, 2022.

ROCHA, G. de M. **Todos convergem para o lago! Hidrelétrica Tucuruí, municípios e territórios na Amazônia**. Belém: NUMA/UFPA, 2008.

SANDERSON, E. W. et al. The human footprint and the last of the wild. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 891–904, 2002.

SANTOS, G. M. D.; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. **Peixes comerciais de Manaus**. Manaus: Editora INPA, 2006.

SANTOS, R. E. et al. Damming Amazon Rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. **Ambio**, v. 49, n. 10, p. 1612–1628, 2020.

SCHUHBAUER, A.; SUMAILA, U. R. Economic viability and small-scale fisheries—A review. **Ecological Economics**, v. 124, p. 69-75, 2016.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proc Natl Acad Sci U S A**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, 2012.

SOUSA, W. L. de; ZACARDI, D. M.; VIEIRA, T. A. Traditional ecological knowledge of fishermen: people contributing towards environmental preservation. **Sustainability**, v. 14, n. 9, 4899, 2022.

TEIXEIRA, S. F. et al. Effects of urbanization and the sustainability of marine artisanal fishing: a study on tropical fishing communities in Brazil. In: **Sustainable urbanization**. London: IntechOpen, 2016.

TREGIDGO, D. J. et al. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. **Proc Natl Acad Sci U S A**, v. 114, n. 32, p. 8655–8659, 2017.

TREGIDGO, D.; PARRY, L.; BARLOW, J.; POMPEU, P. S. Urban market amplifies strong species selectivity in Amazonian artisanal fisheries. **Neotrop Ichthyol**, v. 19, n. 3, e210097, 2021.

YANG, B. et al. Urbanization reduces fish taxonomic and functional diversity while increases phylogenetic diversity in subtropical rivers. **Sci Total Environ**, v. 908, p. 168178, 2024.

YILDIZ, T. et al. Bio-economic indicators of fisheries: impact of variations in landings and fish size on market prices in Istanbul Fish Market. **PeerJ**, v. 11, e15141, 2023.

ZANIOLO, M. et al. When timing matters—misdesigned dam filling impacts hydropower sustainability. **Nat Commun**, v. 12, n. 1, p. 3056, 2021.

Capítulo 03 - Efeitos da regulação hidrológica sobre a atividade pesqueira no Rio Xingu, Amazônia Oriental

Resumo

Regimes artificiais de vazão produzidos por grandes usinas hidrelétricas têm modificado rios de planície de inundação em diferentes regiões do mundo, mas seus efeitos ecológicos e sociais ainda não são totalmente compreendidos. Neste estudo, analisamos como a pesca responde à vazão regulada no rio Xingu, um importante rio amazônico afetado pelo Complexo Hidrelétrico de Belo Monte. Utilizamos modelos aditivos generalizados para avaliar a influência da vazão excedente sobre a CPUE, a composição e a diversidade da pesca em diferentes escalas temporais, tanto no reservatório quanto em um trecho de vazão reduzida. As respostas da pesca foram seletivas, não lineares e variaram ao longo do tempo. Enquanto os índices de diversidade mostraram pouca resposta às variações hidrológicas, mudanças consistentes foram observadas na produtividade das capturas e na composição das espécies, indicando uma reorganização das pescarias, e não uma perda generalizada de diversidade. Respostas positivas ocorreram apenas quando a vazão excedente atingiu valores elevados e foi mantida de forma contínua e previsível. Eventos isolados de alta vazão não geraram benefícios para a pesca duradouros, evidenciando um descompasso entre a magnitude das cheias e o funcionamento ecológico do sistema sob regulação hidrelétrica. Esses resultados são coerentes com evidências de monitoramentos comunitários e indicam que o regime atual de liberação de vazão é insuficiente para manter a conectividade das planícies de inundação e sustentar os meios de vida associados à pesca. O estudo destaca a necessidade de regimes de vazão ambiental que priorizem a duração, a recorrência e a previsibilidade dos pulsos de cheia, como condição fundamental para a manutenção da integridade ecológica e da resiliência social na Amazônia e em outras bacias tropicais reguladas.

Palavras-chave: Hidrelétricas, impactos, pesca, Amazônia, Xingu, Pulso de inundação

Introdução

A Bacia Amazônica apresenta uma dinâmica fluvial complexa, onde as variações sazonais da vazão constituem um fator determinante para a estrutura e funcionamento de seus ecossistemas aquáticos (Wittmann et al., 2022). Durante o período de cheia, as águas dos rios transbordam para florestas e planícies alagáveis conectando ambientes antes isolados e redistribuindo nutrientes e matéria orgânica. Essa expansão temporária do habitat causada pelo pulso de inundação cria condições favoráveis para a alimentação, crescimento e reprodução de inúmeras espécies de peixes, que passam a explorar recursos como frutos, sementes e invertebrados provenientes das áreas inundadas (Freitas et al., 2021). Esses efeitos podem se manifestar tanto de forma imediata quanto com defasagem temporal, com respostas ocorrendo no mesmo ciclo hidrológico ou apenas nos anos subsequentes (Gomes & Agostinho, 1997; Castello, 2008; Castello et al., 2019). Entre os fatores hidrológicos que influenciam esses padrões, a magnitude e a duração das cheias destacam-se como determinantes importantes da variação anual na abundância de peixes e nas capturas comerciais em diversas regiões da Amazônia (Isaac et al., 2016; Lima et al., 2017; Olsen, 2017).

Em anos com cheias mais extensas e duradouras, ocorrem respostas ecológicas imediatas associadas à expansão dos habitats aquáticos, ao aumento da disponibilidade de recursos alimentares e à redistribuição espacial das assembleias de peixes, o que pode se refletir em variações nas capturas ainda no mesmo ciclo hidrológico (Castello et al., 2015; Freitas et al., 2021). Parte dos efeitos hidrológicos, no entanto, manifesta-se de forma defasada, principalmente por meio de processos relacionados ao sucesso reprodutivo, ao recrutamento e ao crescimento dos juvenis, cujas implicações para a pesca tornam-se mais evidentes nos anos subsequentes, quando esses indivíduos passam a compor os estoques explorados (Castello, 2008; Isaac et al., 2016; Castello et al., 2019).

A manutenção dos ciclos hidrológicos é, portanto, vital para as populações humanas tradicionais, para as quais os peixes constituem a principal fonte de subsistência e de geração de renda (Freitas & Batista, 1999). Esses grupos mantêm uma relação profunda com o rio e com seu regime de cheias, estruturando seus modos de vida, dietas e práticas de manejo em função do movimento anual das águas (Junk et al. 2010). A pesca artesanal, a navegação e o acesso às áreas tradicionalmente utilizadas para a reprodução dos peixes dependem diretamente do início oportuno das cheias, da duração da inundação e da qualidade ambiental desses habitats (Santos & Santos, 2005). Quando o ciclo hidrológico é interrompido ou artificialmente

reduzido, as comunidades locais relatam o desaparecimento dos eventos migratórios reprodutivos (piracemas), uma acentuada redução na abundância de peixes e a deterioração das condições de vida associadas à pesca e às dietas tradicionais (Juruna et al., 2025).

Nas últimas décadas, a expansão de hidrelétricas na Amazônia tem alterado profundamente essa dinâmica natural. Barragens modificam a magnitude, a frequência e a previsibilidade das cheias, reduzindo a conectividade entre rios e planícies alagáveis e restringindo processos essenciais como troca de sedimentos, ciclagem de nutrientes e reprodução de espécies migratórias (Timpe & Kaplan, 2017; Magilligan & Nislow, 2001; Chaudhari & Pokhrel, 2022). Essas mudanças repercutem não apenas nos ecossistemas aquáticos, mas também na segurança alimentar e nas estratégias de subsistência de comunidades ribeirinhas tradicionalmente dependentes da pesca (Rivero et al. 2022).

O Complexo Hidrelétrico de Belo Monte, construído no rio Xingu, no estado do Pará, representa uma das maiores e mais controversas intervenções na dinâmica hidrológica da Amazônia, não apenas por seus impactos ambientais e pela baixa produção energética em relação à sua magnitude (Fearnside 2016), mas também por suas consequências sobre ricos sistemas socioecológicos habitados por povos indígenas e comunidades ribeirinhas. A operação da barragem alterou profundamente o regime natural de vazão, isto é, o volume de água que atravessa uma determinada seção transversal do rio por unidade de tempo, reduzindo a magnitude e a duração das cheias e modificando o padrão temporal do pulso de inundação (Keppeler et al., 2022). Essas mudanças diminuíram a conectividade entre o rio e as planícies de inundação, restringindo o acesso dos peixes a habitats de alimentação e reprodução e comprometendo a integridade ecológica dos sistemas rio-planície de inundação (Juruna et al. 2025). Como consequência da redução da amplitude das cheias, comunidades ribeirinhas têm enfrentado um aumento da vulnerabilidade socioambiental (Lopes et al., 2024).

Este estudo investigou como a variabilidade interanual no volume anual de vazão influencia a atividade pesqueira em comunidades ribeirinhas ao longo do rio Xingu, na área afetada pela Hidrelétrica de Belo Monte. A vazão anual não foi considerada como uma variável associada à progressão temporal do sistema, mas como um fator ecológico estruturante que expressa condições hidrológicas contrastantes sob um regime regulado. Embora os efeitos do empreendimento sobre as populações de peixes e as pescarias tenham sido amplamente documentados, a maior parte desses estudos baseiam-se em comparações espaciais fixas ou em contrastes entre períodos anteriores e posteriores à implantação da barragem, tratando a hidrologia predominantemente como um fator contextual ou descritivo (Fearnside, 2016;

Keppeler et al., 2022; Castello et al., 2019). Nessas abordagens, a vazão costuma ser incorporada de forma agregada, sem explorar explicitamente como a sua variabilidade se traduz em respostas funcionais da atividade pesqueira.

Foram avaliados os efeitos da variabilidade da vazão sobre a pesca no mesmo ano hidrológico, bem como após defasagens de um e dois anos, incorporando respostas ecológicas retardadas associadas aos ciclos de vida dos peixes, às dinâmicas de recrutamento e ao desacoplamento temporal entre condições hidrológicas, reprodução e disponibilidade de recursos pesqueiros. Partimos da hipótese de que alterações na vazão modificam os pulsos de inundação e, por consequência, a produtividade, a diversidade e a composição das capturas, ao interferirem na conectividade entre habitats, no acesso às áreas de alimentação e reprodução e na força das coortes ao longo dos anos. Ao analisar essas relações sob um regime hidrológico regulado, este estudo aprofunda a compreensão de como grandes barragens reconfiguram pescarias dependentes do pulso de inundação na Bacia Amazônica e oferece subsídios relevantes para a gestão em outros grandes sistemas fluviais tropicais submetidos a processos semelhantes de alteração hidrológica.

Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo compreende trechos do rio Xingu, no estado do Pará, uma região de elevada relevância ecológica e socioeconômica. O rio Xingu constitui a principal fonte de subsistência e geração de renda para diversas comunidades ribeirinhas, cuja segurança alimentar e modo de vida dependem diretamente da pesca. A bacia do Xingu integra um amplo corredor socioambiental que abriga uma das maiores extensões contínuas de terras indígenas e unidades de conservação da Amazônia. Esse mosaico, que se estende por aproximadamente 280 mil km², é habitado por mais de vinte povos indígenas e centenas de famílias ribeirinhas (Schwartzman et al., 2013).

O primeiro trecho analisado corresponde ao reservatório principal da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, localizado a montante da casa de força. A formação desse reservatório transformou ambientes anteriormente lóticos em sistemas predominantemente lênticos, alterando a circulação de nutrientes, a estrutura de habitats e a composição das assembleias de peixes (Santos et al., 2018; Anderson et al., 2018). Essas mudanças tendem a favorecer espécies

adaptadas a condições de baixa correnteza e a promover reorganizações ecológicas que afetam diretamente a produtividade da pesca local (Arantes et al. 2019).

O segundo trecho corresponde à região do Trecho de Vazão Reduzida (TVR), localizada na Volta Grande do Xingu, amplamente reconhecida como a área mais sensível aos impactos hidrológicos do empreendimento (Pezzuti et al., 2018). Após o desvio e derivação da água para o canal de adução, a Volta Grande passou a ser submetida a um regime de vazão artificializado, com uma redução estimada entre 70 e 80 por cento da descarga natural do rio (Pezzuti et al., 2018). Essas transformações têm repercussões diretas sobre a pesca artesanal, afetando a segurança alimentar e as estratégias de subsistência de comunidades ribeirinhas historicamente dependentes dos ciclos hidrológicos do rio Xingu (Figura 2.1)

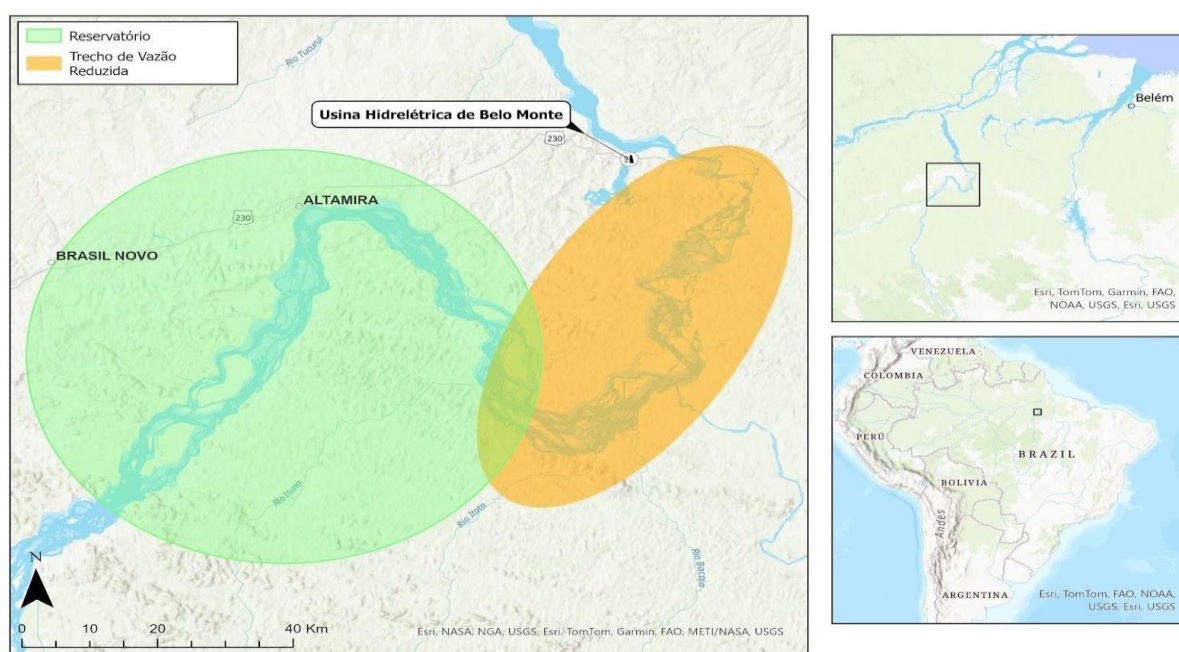


Figura 2.1 Área de estudo no médio rio Xingu, Pará, destacando o do Reservatório e o Trecho de Vazão Reduzida, sob influência da regulação hidrológica da UHE Belo Monte. Elaboração própria.

2.2 Coleta de Dados

Os dados utilizados neste estudo foram obtidos a partir do Plano Básico Ambiental (PBA) da Pesca, um programa de monitoramento previsto no Estudo de Impacto Ambiental

(EIA), instrumento exigido pela legislação ambiental brasileira no âmbito da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981) e regulamentado por resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente, em especial a Resolução CONAMA nº 01/1986, que estabelece as diretrizes para a elaboração de EIAs, e a Resolução CONAMA nº 237/1997, que dispõe sobre o licenciamento ambiental. O EIA tem por objetivo identificar, prever e avaliar os impactos ambientais de grandes empreendimentos, servindo de base para a definição de medidas de gestão e tomada de decisão (Sánchez, 2020). No âmbito do PBA, são definidos protocolos padronizados de mitigação, compensação e monitoramento, incluindo, no caso da pesca, procedimentos sistemáticos de acompanhamento das atividades pesqueiras comerciais, que permitem avaliar impactos sobre os estoques e fornecer subsídios técnicos para processos regulatórios e de gestão ambiental (Fearnside, 2016).

Os dados foram coletados por meio de entrevistas presenciais feitas diretamente com pescadores no momento do desembarque. As coletas ocorreram de segunda a sábado, cobrindo os horários de chegada das embarcações conforme os protocolos de monitoramento (IBAMA, 2011). Em cada entrevista foram registradas informações sobre a expedição de pesca (duração da viagem, meio de transporte até os pontos de pesca, apetrechos e técnicas empregados, número de pescadores por expedição, além da composição e do peso total do pescado). A identificação das espécies foi realizada segundo as etnoclassificações locais, registrando-se os peixes pela nomenclatura tradicional das comunidades (Medeiros et al., 2016).

Embora a coleta dos dados tenha sido realizada pela empresa operadora do empreendimento, a disponibilização oficial das informações é realizada pelo órgão ambiental competente, que classifica esses conjuntos de dados como de domínio público, conforme a legislação ambiental vigente. Todas as análises conduzidas neste estudo baseiam-se exclusivamente em dados de acesso público. Os dados de vazão (m³/s) foram obtidos diretamente do HidroWeb, sistema oficial de informações hidrológicas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, disponível em <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/>.

Análise de dados

Neste estudo, o termo vazão excedente refere-se ao volume anual de água correspondente à parcela da vazão diária que excede o limiar hidrológico de 12.000 m³/s, valor indicado por monitoramentos independentes da Volta Grande do Xingu como o mínimo necessário que o alagamento se inicie, sendo que a partir daí, em valores superiores, se inicia o preenchimento das áreas aluviais (Utsunomyia et al., 2024, 2025). Essa métrica foi obtida a partir da série temporal de vazões diárias, considerando-se apenas os dias em que a vazão superou esse limiar. Para cada ano hidrológico, o volume excedente foi calculado pela integração da vazão acima de 12.000 m³/s ao longo do tempo, de modo a sintetizar simultaneamente a intensidade e a duração das cheias. O cálculo do volume anual foi realizado por meio da regra do trapézio, procedimento amplamente empregado para estimar áreas e volumes sob curvas hidrológicas (Yu, 2000; Hornberger et al. 2013).

A Captura por Unidade de Esforço (CPUE) foi calculada a partir de uma fórmula ajustada ao esforço de pesca:

$$CPUE = \frac{\sum(C_i \cdot E_i)}{\sum(E_i^2)}$$

em que C_i representa a captura total associada a um determinado esforço E_i , e E_i corresponde ao esforço de pesca medido pelo número de dias de pesca multiplicado pelo número de pescadores envolvidos. Esse procedimento permite incorporar variações de esforço entre observações, tornando o índice mais robusto em contextos nos quais o esforço não é uniformemente distribuído (Pereira et al., 2009).

A diversidade das capturas foi estimada pelo índice de Shannon, que incorpora simultaneamente riqueza e equitabilidade das espécies (Begossi, 1996). A frequência de peso (FP) foi calculada com base na proporção de peso de cada etnoespécie em relação ao peso total registrado, refletindo sua contribuição relativa à composição geral das capturas. Tanto a diversidade quanto a CPUE foram analisadas separadamente para os principais tipos de apetrechos (linhas, redes e uso combinado) e para os diferentes tipos de embarcações (voadeiras, rabetas e canoas a remo).

As respostas biológicas foram avaliadas separadamente para o Reservatório e para o Trecho de Vazão Reduzida (TVR), com base em quatro métricas: (i) índice de diversidade, (ii)

CPUE, (iii) frequência de peso das espécies mais abundantes e (iv) abundância relativa de grupos funcionais alimentares. A definição desses grupos funcionais foi realizada a partir de informações disponíveis na literatura científica, priorizando estudos conduzidos na região Amazônica (Silvano 2020; Zuanon & Ferreira 2008; Trindade et al., 2023; Freitas et al., 2025; Barbosa et al., 2015; Freitas et al., 2022).

Para avaliar a influência temporal da vazão excedente sobre as respostas da pesca, foram testadas três hipóteses de resposta: imediata (defasagem 0), de curto prazo (defasagem 1) e de longo prazo (defasagem 2), correspondendo, respectivamente, a efeitos no mesmo ano, um ano após e dois anos após o evento hidrológico. Para cada hipótese, foram ajustados Modelos Aditivos Generalizados (GAMs). Os GAMs constituem uma extensão semiparamétrica dos Modelos Lineares Generalizados (GLMs), na qual o preditor linear é substituído por uma soma de funções suaves das covariáveis, permitindo a modelagem de relações flexíveis entre as variáveis explicativas e as respostas (Simpson, 2018). Essa flexibilidade torna os GAMs particularmente adequados para séries temporais e dados ambientais, nos quais as associações raramente seguem formas estritamente lineares (Dominici et al., 2002).

Os GAMs foram conduzidos para investigar três dimensões das respostas pesqueiras à vazão excedente, incluindo produtividade (CPUE), diversidade e composição taxonômica e funcional. Em todos os modelos, a vazão excedente foi incorporada como termo suave, com complexidade limitada a $k = 5$, de modo a permitir a identificação de padrões não lineares ao longo do gradiente hidrológico. As famílias de distribuição foram definidas segundo as características estatísticas de cada tipo de dado, e o ajuste final foi selecionado com base no Critério de Informação de Akaike (AIC) e na inspeção detalhada dos resíduos. O Anexo 2.1 apresenta a estrutura dos modelos ajustados para cada variável de resposta, incluindo as localidades avaliadas, as defasagens temporais testadas e as famílias de distribuição e funções de ligação empregadas nos Modelos Aditivos Generalizados.

Pergunta 1 – A vazão excedente afeta a produtividade da pesca?

Os efeitos da vazão excedente sobre a produtividade da pesca foram avaliados por meio de modelos aditivos generalizados, ajustados separadamente para cada combinação de apetrecho e tipo de embarcação. A vazão excedente foi incluída como preditor contínuo, permitindo a identificação de respostas não lineares ao gradiente hidrológico. A complexidade

dos modelos foi controlada por penalização dos termos suaves, evitando sobreajuste e assegurando que as relações estimadas refletissem padrões consistentes nos dados.

A escolha das distribuições de erro e das funções de ligação baseou-se na distribuição empírica das CPUEs e na inspeção dos resíduos. Séries com comportamento aproximadamente simétrico foram modeladas com distribuição Gaussiana, enquanto respostas estritamente positivas e assimétricas foram ajustadas com distribuição Gamma e ligação log. Nos casos com forte concentração de valores baixos e assimetria acentuada, foi adotada a distribuição Tweedie, adequada para dados contínuos com massa próxima de zero. A adequação dos ajustes foi verificada por meio da análise gráfica dos resíduos, avaliando-se a presença de padrões sistemáticos e desvios de homogeneidade.

Pergunta 2 – A vazão excedente afeta a diversidade da pesca?

A diversidade das capturas, expressa pelo índice de Shannon, foi analisada por meio de modelos ajustados separadamente para cada apetrecho e embarcação, sempre com distribuição Gaussiana. O uso da diversidade como métrica central é particularmente relevante em sistemas amazônicos, pois ela sintetiza tanto a riqueza quanto a equitabilidade das espécies, refletindo de maneira sensível alterações ambientais decorrentes das mudanças no regime hidrológico. O termo suave da vazão excedente possibilitou identificar variações potenciais na diversidade ao longo dos anos, e a seleção dos modelos considerou não apenas o desempenho segundo o AIC, mas também o comportamento dos resíduos, assegurando robustez estatística.

Pergunta 3 – A vazão excedente modifica a contribuição relativa das etnoespécies mais abundantes e das guildas tróficas?

A influência da vazão excedente sobre as etnoespécies foi avaliada a partir das frequências em peso das nove mais representativas e das principais guildas tróficas identificadas no conjunto de dados. Cada espécie e cada guilda foi modelada individualmente utilizando a distribuição Gaussiana, que apresentou o desempenho mais adequado para respostas contínuas e para a estrutura dos resíduos observada. A inclusão da vazão excedente como termo suave permitiu identificar padrões não lineares na relação entre o regime hidrológico e a organização das capturas, revelando potenciais mudanças graduais ou abruptas associadas à intensidade das cheias. Essa abordagem possibilitou explorar diferenças de sensibilidade hidrológica entre grupos ecológicos distintos, aspecto especialmente relevante em sistemas amazônicos sujeitos a fortes variações sazonais

Resultados

Um total de 17.781 viagens de pesca foi analisado, das quais 14.724 foram registradas na área do Reservatório e 3.057 no Trecho de Vazão Reduzida. A diversidade média das capturas apresentou padrões semelhantes entre as duas localidades. Tanto no Reservatório quanto no Trecho de Vazão Reduzida, os maiores valores de diversidade foram consistentemente registrados em viagens de pesca que utilizaram redes e linhas combinadas e naquelas realizadas com rabetas – pequenos motores de popa (Reservatório: 2,34 e 2,32; Trecho de Vazão Reduzida: 2,28 e 2,39, respectivamente).

Diferenças marcantes foram observadas entre os ambientes em relação à CPUE. No Trecho de Vazão Reduzida, a pesca motorizada apresentou a maior produtividade (2,49 kg pescador⁻¹ dia⁻¹), superando substancialmente os rendimentos obtidos com o mesmo tipo de embarcação no Reservatório (0,65 kg pescador⁻¹ dia⁻¹). A pesca com redes apresentou o menor desempenho no Reservatório (0,03 kg pescador⁻¹ dia⁻¹) e produtividade consideravelmente mais elevada no Trecho de Vazão Reduzida (0,23 kg pescador⁻¹ dia⁻¹).

A composição trófica das capturas foi dominada pela guilda dos piscívoros em ambos os ambientes, embora com maior proporção no Reservatório (55,3%) do que no Trecho de Vazão Reduzida (45,3%). As espécies detritívoras constituíram o segundo grupo mais representativo e foram mais frequentes no Trecho de Vazão Reduzida (31,9%) do que no Reservatório (21,5%). As espécies herbívoras mantiveram uma contribuição expressiva em ambas as áreas (14,2% no Reservatório e 18,4% no Trecho de Vazão Reduzida). As demais guildas (onívoros e insetívoros) ocorreram em baixas proporções (inferiores a 6%), enquanto os planctívoros foram praticamente ausentes.

Os dados de vazão excedente para o período de 2014 a 2022 revelaram diferenças claras entre o Reservatório e no TVR. No Reservatório, a vazão excedente anual variou de um mínimo de 0 m³ s⁻¹ em 2016 a um máximo de 1.190,95 m³ s⁻¹ em 2022, com média de 553,46 m³ s⁻¹ ($\pm 369,32$). No TVR, a vazão excedente foi menor, variando de um mínimo de 11 m³ s⁻¹ em 2016 a um máximo de 960,31 m³ s⁻¹ em 2014, com média de 266,31 m³ s⁻¹ ($\pm 295,52$) (Figura 2.2).

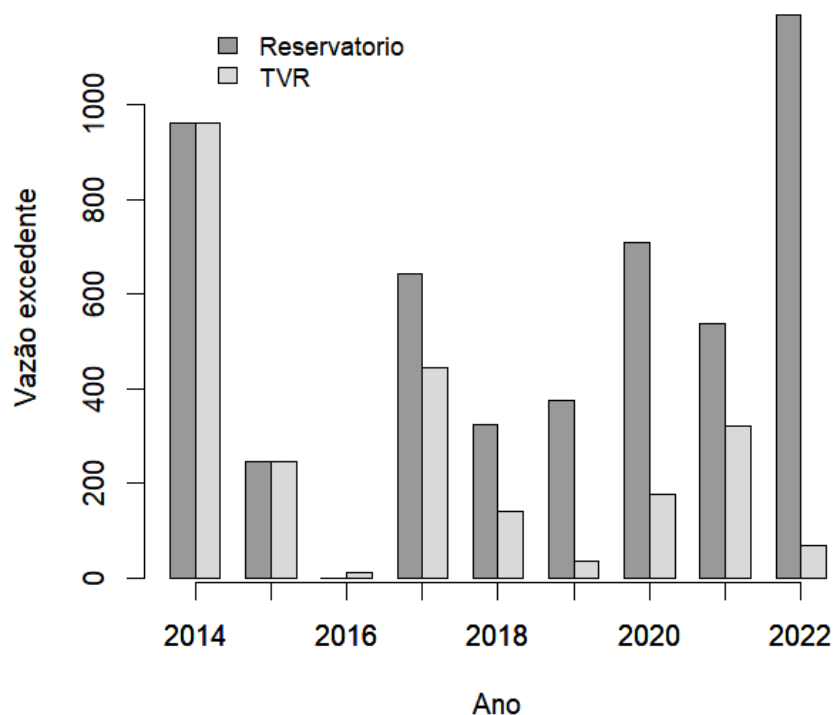


Figura 2.2. Vazão excedente anual nos trechos do Reservatório e da Volta Grande do Xingu (TVR) entre 2014 e 2022, definida como a área do hidrograma acima de 12.000 m³/s.

3.1. Modelagem das Respostas da Pesca à Vazão Excedente

No total, 162 modelos foram ajustados para avaliar a relação entre a vazão excedente e 27 variáveis relacionadas a pesca, ao longo de três escalas temporais, conforme detalhado no Apêndice 2.2. Foram identificadas 11 relações significativas ao longo das três escalas temporais analisadas (Tabela 2.1). As respostas significativas concentraram-se em métricas relacionadas às capturas e nas frequências de peso das espécies, enquanto nenhum dos índices de diversidade apresentou associação significativa com a vazão excedente.

Tabela 2.1. Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) selecionados para as variáveis de resposta que apresentaram relação significativa com a vazão excedente, considerando a localidade (Reservatório e Trecho de Vazão Reduzida – TVR), as defasagens temporais avaliadas (lag 0, lag 1 e lag 2), a família de distribuição estatística adotada, o valor de p associado ao efeito da vazão, o R^2 ajustado e o Critério de Informação de Akaike (AIC).

Variável de Resposta	Localidade	Defasagem (Lag)	Family	p-valor (Vazão)	R ² ajustado	AIC
CPUE Redes	TVR	Mesmo Ano (0)	Gamma	0,010	0,759	-23,254
CPUE Linha	Reservatório	Mesmo Ano (0)	Gaussian	0,027	0,814	-64,088
FP Pacu	Reservatório	Mesmo Ano (0)	Gaussian	0,016	0,856	-39,188
FP Acari	Reservatório	2 Anos Depois (2)	Gaussian	0,027	0,960	-73,041
FP Acari	TVR	1 Ano Depois (1)	Gaussian	0,035	0,769	-70,611
FP Aracu	Reservatório	1 Ano Depois (1)	Gaussian	0,040	0,852	-75,002
FP Acará	Reservatório	2 Anos Depois (2)	Gaussian	0,043	0,935	-55,656
FP Surubim	Reservatório	Mesmo Ano (0)	Gaussian	< 0,001	0,975	-78,751
FP Surubim	TVR	Mesmo Ano (0)	Gaussian	0,036	0,587	-74,590
Piscívoros	Reservatório	2 Anos Depois (2)	Gaussian	0,011	0,983	-40,822
Herbívoros	Reservatório	Mesmo Ano (0)	Gaussian	0,015	0,861	-39,543

A maioria das respostas significativas ocorreu de forma imediata, no mesmo ano da variação hidrológica (lag 0). No Reservatório, observaram-se efeitos sobre a CPUE com linha, sobre a FP do Pacu, da FP do Surubim e sobre a guilda dos herbívoros. No TVR, houve

respostas imediatas na CPUE com redes e na FP do Surubim. Respostas com defasagem de um ano (lag 1) foram menos frequentes, mas incluíram a FP do Aracu no Reservatório e a FP do Acari no TVR, refletindo efeitos de curto prazo decorrentes das condições hidrológicas do ano anterior. Já as respostas de longo prazo (lag 2) foram observadas exclusivamente no Reservatório, abrangendo a FP do Acari, a FP do Acará e a guilda dos piscívoros, sugerindo que algumas espécies e grupos funcionais respondem de maneira mais lenta e cumulativa às mudanças hidrológicas.

LAG 0

A relação entre a vazão excedente e as variáveis de pesca no Reservatório apresentou respostas predominantemente não lineares e distintas entre métodos e grupos analisados. Tanto a CPUE da pesca com linha, quanto o FP do Pacu e a guilda dos herbívoros mostraram padrões semelhantes, com redução dos valores em vazões relativamente baixas dentro da faixa analisada, estabilidade em níveis intermediários e aumento apenas em vazões mais elevadas. (Figura 2.3).

A FP do Surubim apresentou associação positiva com a vazão excedente nos dois ambientes, porém com formas funcionais distintas. No Reservatório, a resposta foi gradual, com incremento mais evidente apenas em vazões elevadas. No TVR, a espécie exibiu um padrão de saturação, com rápido crescimento em vazões baixas e posterior estabilização. Já a CPUE de redes apresentou relação linear, com aumento contínuo e consistente da captura conforme a vazão se elevou (Figura 2.3).

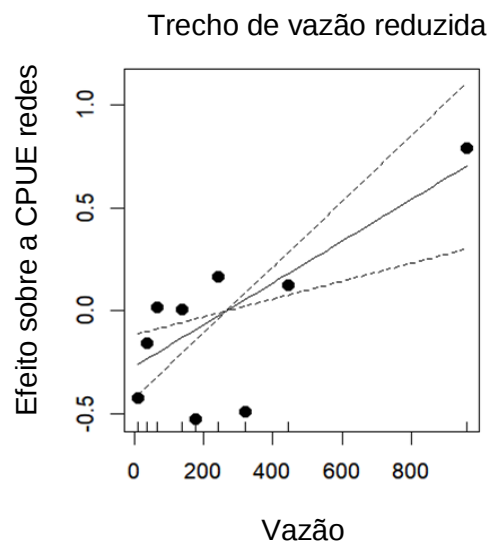
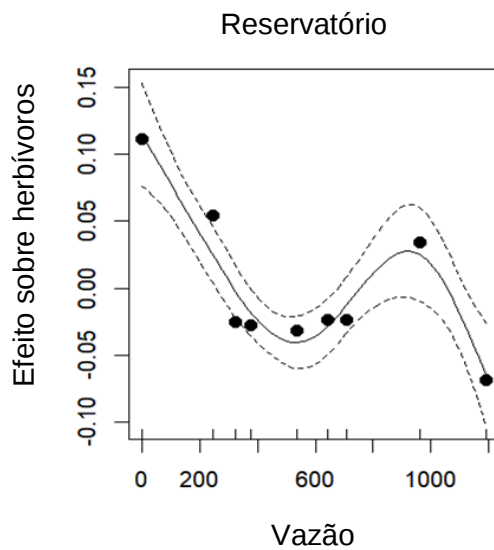
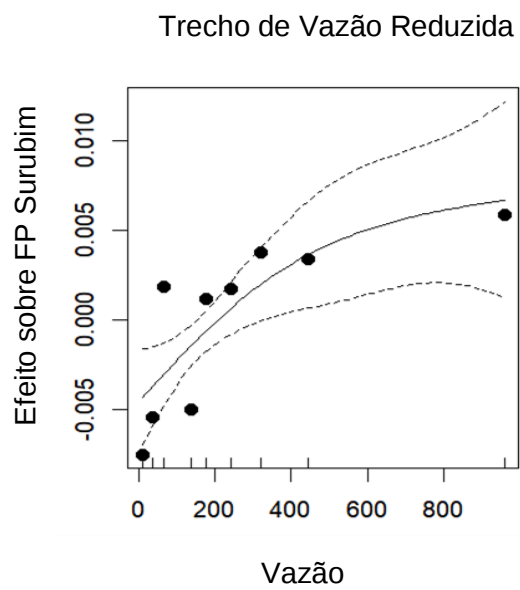
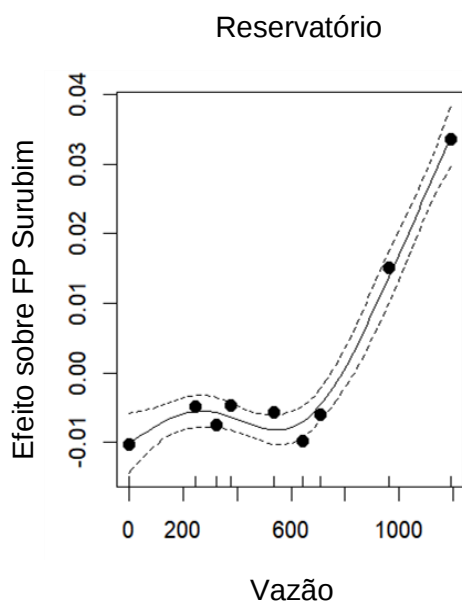
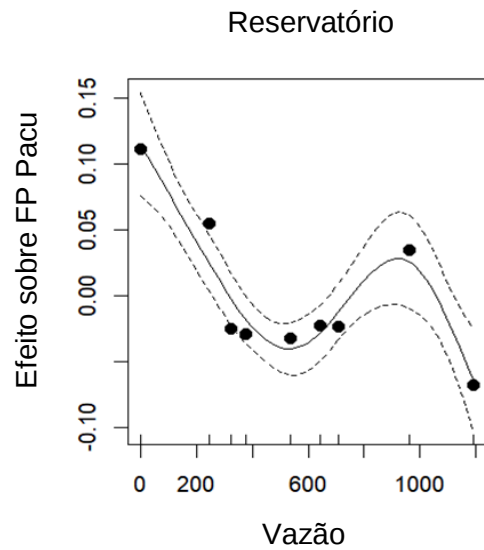
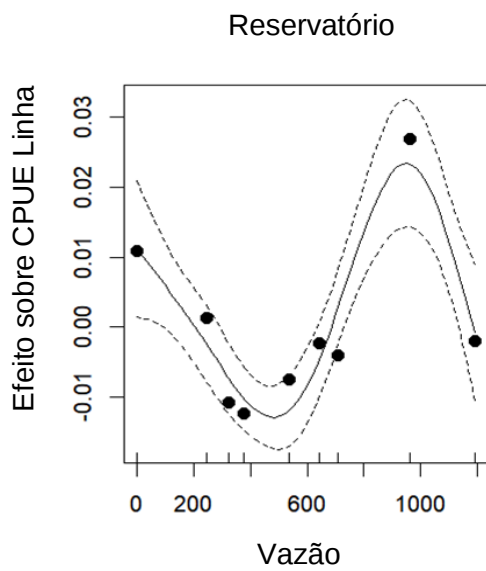


Figura 2.3. Respostas imediatas (lag 0) das variáveis biológicas à vazão excedente no Reservatório e no Trecho de Vazão Reduzida (TVR). No Reservatório, observaram-se efeitos significativos sobre a CPUE com linha, FP do Pacu, FP do Surubim e a guilda dos herbívoros. No TVR, respostas imediatas foram registradas para a CPUE com redes e novamente para a FP do Surubim.

Lag 1

Para o lag 1 foram observadas duas respostas distintas. No Reservatório, o FP aracu apresentou um aumento em vazões baixas, seguido de um período de estabilidade na faixa intermediária e posterior redução em valores mais altos. No Trecho de Vazão Reduzida, o FP acari mostrou um comportamento diferente, iniciando com uma leve oscilação e passando a um aumento contínuo e acentuado conforme a vazão atingiu níveis elevados (Figura 2.4).

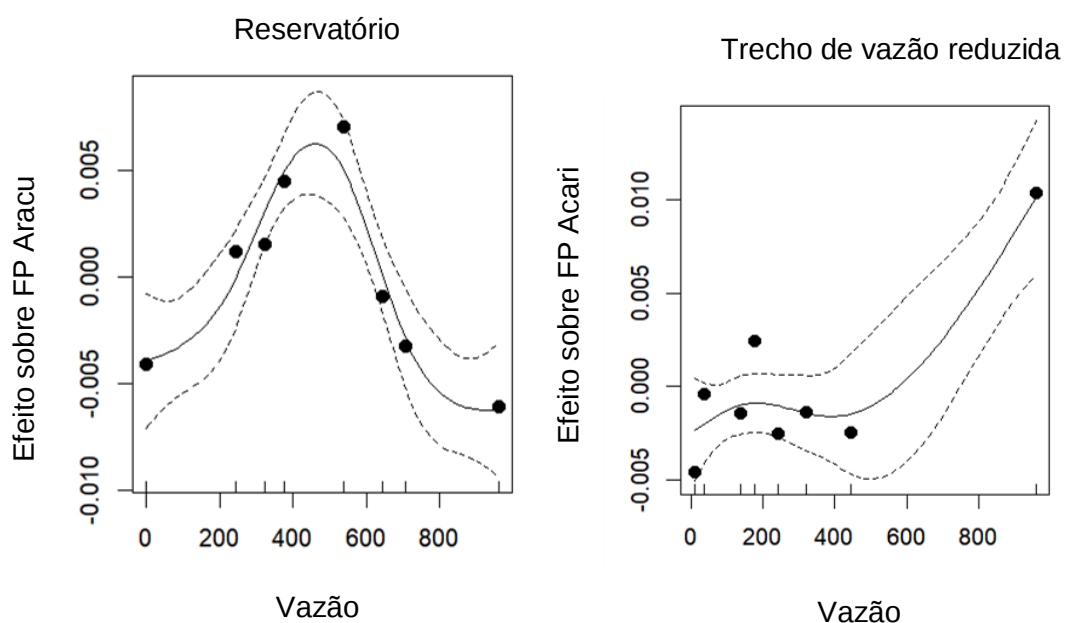


Figura 2.4. Respostas de curto prazo (lag 1) das variáveis biológicas à vazão excedente. No Reservatório, foi encontrado efeito significativo sobre a FP do Aracu, enquanto no TVR observou-se uma resposta com defasagem de um ano para a FP do Acari.

Lag 2

Para o lag 2 foram registrados três efeitos distintos no Reservatório. O FP acará apresentou uma queda inicial, seguida de estabilização e posterior aumento da frequência em vazões mais altas. Para o FP acari, a curva mostrou um crescimento contínuo, alcançando valores muito elevados no final da série. Já entre os piscívoros, a resposta iniciou com redução, teve um aumento intermediário e então despencou drasticamente no último ponto (Figura 2.5).

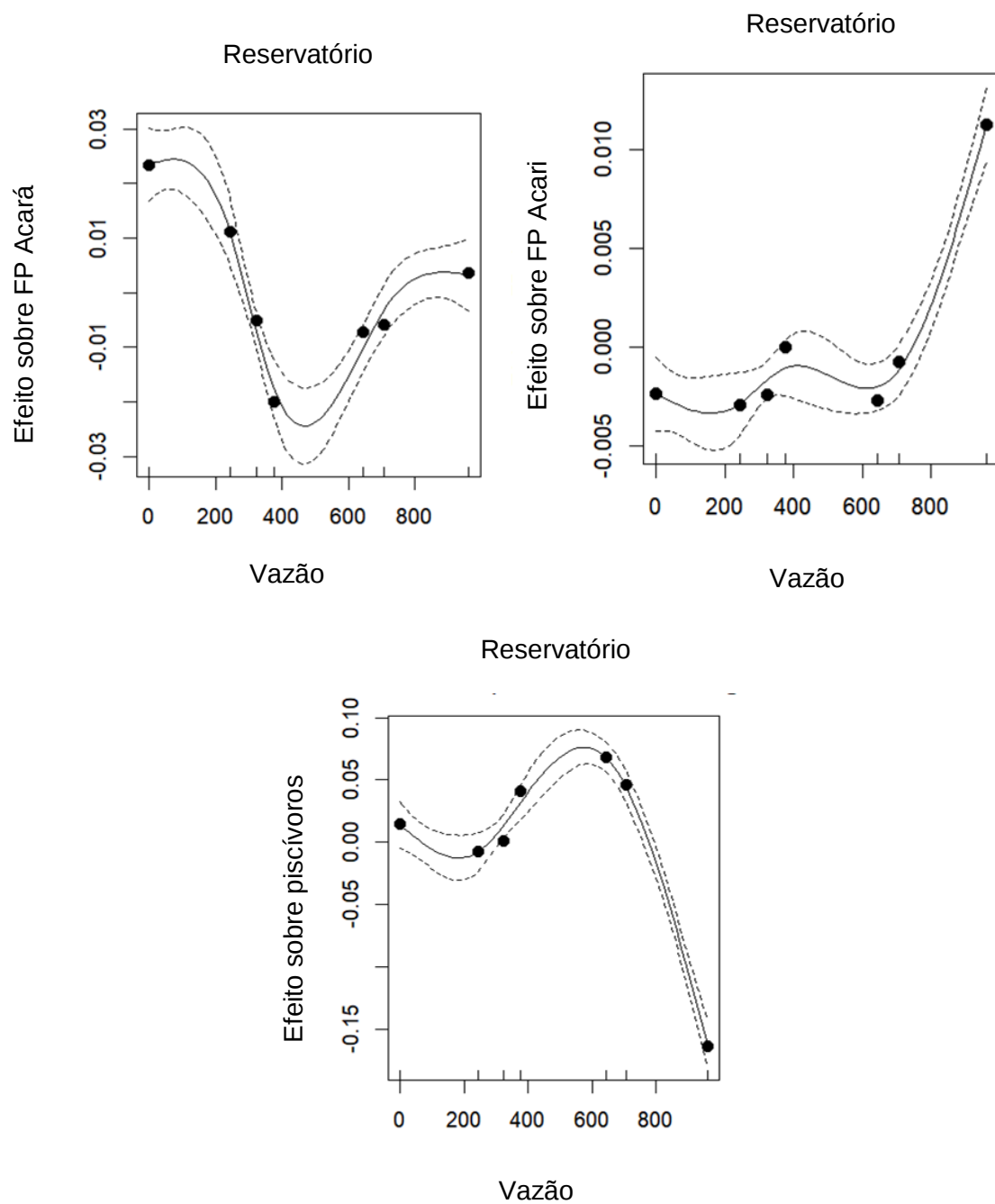


Figura 2.5. Respostas de longo prazo (lag 2) das variáveis biológicas à vazão excedente no Reservatório. Foram identificados efeitos significativos sobre a FP do Acari, FP do Acará e sobre a guilda dos piscívoros.

Discussão

Os resultados indicam que os efeitos da vazão excedente sobre a pesca no rio Xingu não são generalizados, mas dependem do tipo de resposta analisada. A regulação hidrológica afeta principalmente aspectos relacionados ao desempenho das capturas e à composição funcional das espécies exploradas, enquanto métricas agregadas de diversidade mostram pouca sensibilidade às variações de vazão. Esse padrão sugere uma reorganização das capturas em termos de produtividade e dominância de espécies, sem alterações detectáveis na diversidade total das capturas.

Os efeitos da vazão excedente sobre as populações de peixes e as pescarias amazônicas ocorrem em diferentes escalas de tempo, sendo mais fortes no mesmo ano em que a variação hidrológica acontece. Esse padrão está ligado às diferenças entre as espécies, como seus históricos de vida, suas estratégias ecológicas e o quanto dependem da regularidade das cheias. As respostas mais rápidas costumam estar associadas a mudanças no acesso aos habitats, à redistribuição espacial dos peixes e à capturabilidade, refletindo ajustes imediatos na interação entre peixes, ambiente e pesca (Castello et al., 2015; Isaac et al., 2016). Já as respostas defasadas estão relacionadas a processos mais lentos, como crescimento individual, recrutamento e efeitos cumulativos sobre as populações, que só se tornam perceptíveis após um ou mais ciclos hidrológicos. (Gomes & Agostinho 1997; Castello 2008; Pereira et al. 2024).

Esse padrão está relacionado às diferenças nos históricos de vida e nas estratégias ecológicas das espécies, bem como ao grau de dependência da regularidade das cheias. Espécies migratórias de grande porte, como os grandes bagres amazônicos, dependem da previsibilidade do pulso hidrológico para migração, crescimento e reprodução, enquanto espécies frugívoras, como o pacu, respondem principalmente à duração e à recorrência da inundação das florestas alagáveis, que condicionam o acesso a recursos alimentares e a condição corporal (Duponchelle et al., 2021; Tribuzy-Neto et al., 2017; Pereira et al., 2024). Essas diferenças ajudam a explicar por que algumas espécies apresentam respostas imediatas à variação hidrológica, enquanto outras respondem de forma defasada ao longo de múltiplos ciclos de inundação.

Entre as métricas que responderam de forma imediata, os resultados indicam a presença de limiares hidrológicos, e não de relações proporcionais entre a vazão e o desempenho da pesca. Vazões excedentes apenas marginalmente superiores a 12.000 m³/s parecem

insuficientes para gerar condições ecológicas favoráveis, sugerindo que vazões substancialmente mais elevadas e persistentes são necessárias para que respostas positivas se tornem detectáveis. O declínio observado em 2022, apesar de vazões excepcionalmente altas, indica ainda que eventos isolados de alta vazão não se traduzem em benefícios ecológicos. Em vez disso, as respostas da pesca dependem da manutenção de vazões elevadas ao longo de períodos sustentados, e não de picos episódicos (Poff & Zimmerman 2010).

Os padrões observados estão alinhados com a teoria do pulso de inundação, segundo a qual os benefícios ecológicos emergem não apenas da ocorrência das cheias, mas sobretudo de sua duração, sincronização e previsibilidade (Junk et al., 1989). A manutenção de vazões elevadas por períodos prolongados preserva a conectividade lateral entre o canal principal e as planícies de inundação, viabilizando alimentação, crescimento e recrutamento para determinadas espécies, como o acari (Loricariidae), cuja abundância e uso de habitats respondem diretamente à conectividade mantida ao longo do pulso de inundação (Leite et al., 2018), e os acarás (Cichlidae), que exploram ambientes inundados de forma sazonal para alimentação e abrigo (Crampton, 2008). Além disso, taxas previsíveis de subida e descida do nível da água aumentam a sobrevivência de juvenis e favorecem o uso eficiente dos habitats disponíveis (Tockner et al., 2000). Evidências recentes indicam que a duração e a recorrência dos pulsos de inundação são determinantes para a sustentação da produtividade, dos processos metabólicos e da renovação da biomassa em sistemas de planície de inundação (McInerney et al., 2023).

Respostas específicas por espécie mostram que a regulação hidrológica pode alterar a composição das capturas sem, necessariamente, indicar melhora no estado das populações. No Reservatório, o aumento contínuo da frequência de peso do surubim com o aumento da vazão provavelmente reflete mudanças no comportamento da pesca, e não uma recuperação real do estoque. À medida que outras espécies se tornam menos disponíveis, os pescadores tendem a concentrar o esforço no surubim, porque a redução das espécies mais preferidas e valorizadas leva à substituição por espécies que ainda permanecem disponíveis e rentáveis, reorganizando a composição das capturas (Santos & Pelicice 2025). Como resultado, a participação dessa espécie nos desembarques aumenta, enquanto uma degradação ecológica mais ampla pode passar despercebida, um padrão já descrito para pescarias amazônicas (Santos & Santos, 2005).

No TVR, a ausência de amplos pulsos de vazão resultou em respostas mais suaves ao aumento do fluxo. Nesse trecho muito seco, mesmo aumentos moderados de vazão estiveram

associados a uma melhora nas condições de pesca, provavelmente porque vazões consideradas “altas” sob o regime regulado ainda representam apenas uma recuperação parcial da conectividade hidrológica natural. Em um sistema fortemente limitado por vazões muito baixas, qualquer incremento adicional de água pode ampliar o acesso a habitats inundados, microhabitats e recursos ligados às cheias, o que ajuda a explicar as respostas positivas observadas. No entanto, essa melhora deve ser interpretada com cautela. Ela ocorre a partir de um nível muito baixo de produtividade, de modo que aumentos na CPUE não significam que as condições estejam boas, mas apenas que o sistema sai momentaneamente de uma situação extremamente desfavorável. Assim, mesmo quando a CPUE aumenta, ela permanece baixa em termos absolutos, indicando que o TVR continua longe de uma condição ecológica adequada para sustentar a pesca de forma consistente (Souza et al., 2022).

O monitoramento independente realizado por comunidades indígenas e ribeirinhas na Volta Grande do Xingu fornece um apoio importante para a interpretação desses resultados (Quaresma et al. 2025). Esses dados mostram que as vazões liberadas pelo Complexo Hidrelétrico de Belo Monte não reproduzem a dinâmica natural do rio e não são suficientes para manter processos ecológicos básicos associados ao pulso de inundação. Desde o desvio do rio Xingu, reduções de até cerca de 80% da vazão natural têm limitado de forma recorrente a inundação de áreas essenciais para alimentação, crescimento e reprodução, com efeitos já documentados sobre populações de peixes e quelônios que dependem de florestas inundadas e ambientes de várzea (Pezzuti et al. 2024). O ano de 2016, descrito pelo povo indígena Juruna como “o ano em que o mundo acabou”, ilustra de forma clara as consequências desse colapso hidrológico, pois foi o único ano da série em que a vazão não alcançou 12.000 m³/s (Pezzuti et al., 2018). Esse episódio mostra que a interrupção do pulso de inundação, mesmo em um único ano, pode gerar impactos ecológicos intensos e facilmente percebidos pelas populações locais, especialmente em um sistema fortemente regulado.

As respostas defasadas reforçam a importância da consistência hidrológica ao longo dos anos. Os efeitos de curto prazo (lag 1) são compatíveis com processos que associam condições hidrológicas favoráveis ao crescimento individual e à melhora da condição corporal, os quais influenciam, posteriormente, o recrutamento e a disponibilidade de coortes exploráveis (Gomes & Agostinho, 1997; Castello, 2008). As respostas de mais longo prazo (lag 2), detectadas exclusivamente no Reservatório, indicam efeitos cumulativos associados a alterações persistentes na qualidade do habitat, na acumulação de biomassa e na organização

da estrutura trófica (Castello et al., 2015). Evidências amazônicas mostram que a resposta das populações de peixes à hidrologia integra múltiplos ciclos de inundação, de modo que a disponibilidade de biomassa e de habitats de várzea depende da recorrência das cheias ao longo dos anos, e não de condições hidrológicas pontuais (Bayley, 1995). Como resultado, esses efeitos tendem a emergir de forma defasada, sobretudo em espécies de maior porte e maior longevidade, cujas dinâmicas populacionais são condicionadas pela estabilidade e pela recorrência dos pulsos de inundação, e não por eventos hidrológicos isolados (Melack et al., 2009; Castello et al., 2019).

A manifestação desses processos é influenciada pela regularidade e pela previsibilidade do regime hidrológico, atributos alterados em rios regulados por barragens (Timpe & Kaplan, 2017). Em sistemas hidrelétricos, vazões elevadas tendem a ocorrer de forma pontual e, muitas vezes, fora da sazonalidade natural do rio, o que limita a manutenção dos processos ecológicos de médio e longo prazo (Ely et al. 2020). Quando os pulsos de inundação não apresentam regularidade e previsibilidade suficientes, a conectividade hidrológica (Van de Wolfshaar et al., 2011), a expansão das planícies de inundação (Arambúru-Palcar et al., 2024) e a disponibilidade de recursos (Freitas et al., 2022) deixam de ser mantidas. Esses processos são essenciais para estruturar populações de peixes ao longo do tempo e, quando comprometidos, reduzem a resiliência das pescarias e dos ecossistemas aquáticos (Bunn & Arthington, 2002).

Em conjunto, esses resultados reforçam a visão de que as respostas das pescarias em grandes rios tropicais de planície de inundação são moldadas menos pela ocorrência de eventos isolados de alta vazão do que pela consistência, duração e previsibilidade dos regimes hidrológicos. Ao examinar explicitamente respostas imediatas, de curto prazo e cumulativas, este estudo demonstra que a regulação hidrológica pode dissociar a magnitude da cheia da função ecológica, gerando efeitos seletivos e assíncronos sobre a produtividade e a composição das pescarias. O uso da vazão excedente como métrica integradora ilustra ainda como a regulação do fluxo restringe a conectividade lateral e a dinâmica de recursos, mesmo quando limiares nominais de vazão são ocasionalmente ultrapassados. Liberações irregulares típicas da operação hidrelétrica não conseguem sustentar os processos ecológicos que fundamentam pescarias produtivas, ampliando evidências de planícies de inundação amazônicas que enfatizam o papel central dos pulsos de inundação regulares e sazonalmente coerentes em detrimento de eventos esporádicos de alta descarga (Junk et al., 1989; Melack et al., 2009; Castello et al., 2015).

A alteração do regime hidrológico tem implicações diretas para populações dependentes da pesca para subsistência e renda (Arantes et al. 2023). À medida que a regulação do fluxo favorece aumentos esporádicos em vez de recrutamento estável, a composição e a produtividade das capturas tornam-se menos previsíveis ao longo dos anos, aumentando a incerteza nos resultados da pesca. Como resposta, os pescadores podem ajustar o esforço e direcionar a captura de forma a manter temporariamente os desembarques, mas comprometendo a resiliência de longo prazo e mascarando uma degradação ecológica subjacente (Doria et al. 2020). Tais dinâmicas enfraquecem a confiabilidade da pesca como fonte de alimento e renda, especialmente para comunidades indígenas e ribeirinhas cujos meios de vida dependem da regularidade dos processos sazonais das planícies de inundação. A instabilidade hidrológica emerge não apenas como um problema ecológico, mas também como um vetor de vulnerabilidade social, reforçando padrões de insegurança alimentar e perturbação dos meios de subsistência amplamente documentados em rios amazônicos regulados e em outras bacias tropicais (Bunn & Arthington, 2002; Fearnside, 2016; Santos & Santos, 2005; Lopes et al., 2022).

Considerações finais

Este estudo demonstra que as pescarias no rio Xingu respondem à regulação hidrológica de forma seletiva e não linear, com efeitos concentrados principalmente na produtividade e na composição das capturas, e não na diversidade agregada. Sob o regime operacional atual do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte, a vazão excedente apenas se traduz em respostas biológicas positivas quando atinge níveis relativamente elevados e, ainda assim, somente quando essas condições são mantidas de forma contínua ao longo do tempo. Eventos esporádicos ou isolados de alta vazão mostram-se insuficientes para sustentar os processos ecológicos que fundamentam pescarias produtivas em sistemas de planície de inundação.

Os padrões observados indicam que a regularidade hidrológica, a duração das cheias e a coerência sazonal exercem papel determinante na dinâmica das pescarias em grandes rios tropicais. A dissociação entre a magnitude da cheia e sua previsibilidade temporal está associada a alterações na disponibilidade de recursos e na composição das capturas, resultando em respostas pesqueiras assíncronas, instáveis e potencialmente menos resilientes. As mudanças nos regimes de vazão apresentam implicações sociais diretas, uma vez que a maior variabilidade e a menor previsibilidade das pescarias podem comprometer a segurança

alimentar e a estabilidade dos meios de subsistência de populações indígenas e ribeirinhas que dependem da produtividade associada às cheias.

A regulação hidrológica atua simultaneamente como um estressor ecológico e social, ampliando a vulnerabilidade em comunidades já marginalizadas. Assim, há uma necessidade urgente de regimes de manejo de vazão que priorizem a recorrência e a previsibilidade dos pulsos de inundação, em vez de eventos isolados de alta descarga. A incorporação desses princípios no manejo hidrológico é essencial não apenas para a sustentação das pescarias no Xingu, mas também para a salvaguarda da integridade ecológica e dos benefícios sociais de rios de planície de inundação regulados em toda a Amazônia e em outras bacias tropicais.

Referências Bibliográficas

ANDERSON, E. P. et al. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. **Science Advances**, Washington, v. 4, n. 1, eaaat0628, 2018.

ARAMBURÚ-PAUCAR, J. M. et al. A large flood resets riverine morphology, improves connectivity and enhances habitats of a regulated river. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 919, p. 170717, 2024.

ARANTES, C. C. et al. Large-scale hydropower impacts and adaptation strategies on rural communities in the Amazonian floodplain of the Madeira River. **Journal of Environmental Management**, v. 336, p. 1–12, 2023.

ATHAYDE, S. et al. Mapping research on hydropower and sustainability in the Brazilian Amazon: advances, gaps in knowledge and future directions. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Amsterdam, v. 37, p. 50-69, 2019.

BARBOSA, T. A. P.; BARTHEM, R. B.; MONTAG, L. F. D. A. Feeding ecology of immature *Lithodoras dorsalis* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes: Doradidae) in a tidal environment, estuary of the rio Amazonas. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 13, p. 341–348, 2015.

BAYLEY, P. B. Understanding large river–floodplain ecosystems. **BioScience**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 153–158, 1995.

BEGOSSI, A. Use of ecological methods in ethnobotany: diversity indices. **Economic Botany**, New York, v. 50, n. 3, p. 280–289, 1996.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 4, p. 492–507, 2002.

CASTELLO, L. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 17, p. 38–46, 2008.

CASTELLO, L. et al. Flooding effects on abundance of an exploited, long-lived fish population in river-floodplains of the Amazon. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 487-500, 2019.

CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; THAPA, R. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. **Royal Society Open Science**, London, v. 2, n. 150299, 2015.

CHAUDHARI, S.; POKHREL, Y. Alteration of river flow and flood dynamics by existing and planned hydropower dams in the Amazon River basin. **Water Resources Research**, Washington, v. 58, n. 5, 2022.

CRAMPTON, W. G. Ecology and life history of an Amazon floodplain cichlid: the discus fish *Symphysodon* (Perciformes: Cichlidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 6, p. 599–612, 2008.

DOMINICI, F. et al. On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. **American Journal of Epidemiology**, New York, v. 156, n. 3, p. 193-203, 2002.

DORIA, C. R. C. et al. Understanding impacts of dams on small-scale fisheries of the Madeira River through the lens of performance indicators. **Marine Policy**, v. 125, n. 5, art. 104261, 2025.

DUPONCHELLE, F. et al. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1087–1105, 2021.

ELY, P.; FANTIN-CRUZ, I.; TRITICO, H. M.; GIRARD, P.; KAPLAN, D. Dam-induced hydrologic alterations in the rivers feeding the Pantanal. **Frontiers in Environmental Science**, Lausanne, v. 8, art. 579031, 2020.

FEARNSIDE, P. M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. **World Development**, Amsterdam, v. 77, p. 48-65, 2016.

FREITAS, C. E. C.; BATISTA, V. S. A pesca e as populações ribeirinhas da Amazônia Central. **Brazilian Journal of Ecology**, [S.l.], v. 3, n. 2, p. 31-39, 1999.

FREITAS, Paulo Henrique L. de; ET AL. Feeding ecology of *Osteoglossum bicirrhosum* (Osteoglossiformes: Osteoglossidae) in a Central Amazon reserve. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 97, n. 2, e20241121, 2025.

FREITAS, T. M. S.; PRUDENTE, B. S.; MONTAG, L. F. A. Influência do pulso de inundação na ecologia alimentar de dois bagres auchenipterídeos amazônicos. **Neotropical Ichthyology**, São Leopoldo, v. 20, n. 1, e210103, 2022.

GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Parana River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Hoboken, v. 4, p. 263–274, 1997.

HORNBERGER, G. M.; WIBERG, P. L. Numerical methods in the hydrological sciences. Washington, DC: **American Geophysical Union**, 2013.

IBAMA. **Plano Básico Ambiental da Usina hidroelétrica de Belo Monte**. 2011.

ISAAC, V. J. et al. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. **Fisheries Research**, Amsterdam, v. 183, p. 352-359, 2016.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J., PIEDADE, M. T. F., WITTMANN, F., SSCHONHART, J., & PAROLIN, P. (2010). Amazonian floodplain forests: Ecology, biodiversity and sustainable management. **Springer Science & Business Media**.

JURUNA, J. J. P. et al. Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant revealed by indigenous and riverine monitoring. **Conservation Biology**, 2025.

KEPPELER, F. W. et al. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on downstream fish assemblages and river-floodplain connectivity. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 824, p. 153689, 2022.

LEITE, G. F. M. et al. Effects of flood pulse on the community of Loricariidae (Pisces, Siluriformes) in oxbow lakes of the Pantanal, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, p. 35–43, 2018.

LOBÓN-CERVIÁ, J. et al. The association between forest cover and fish abundance on the Amazon floodplain. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 750, p. 245–255, 2015.

LOPES, P. F. M. et al. Droughts and controlled rivers: How Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 51, n. 1, p. 27–35, 2024.

MAGILLIGAN, F. J.; NISLOW, K. H. Long-term changes in regional hydrologic regime following impoundment in a humid-climate watershed. **Journal of the American Water Resources Association**, Middleton, v. 37, p. 1551–1569, 2001.

McINERNEY, P. J. et al. A synthesis of floodplain aquatic ecosystem metabolism and the role of magnitude, frequency and duration of inundation. **Limnology and Oceanography**, 68(1), 97–109, 2023.

MELACK, J. M. et al. Floodplain ecosystem processes. In: GASH, J. et al. (Eds.). **Amazonia and global change**. Washington, DC: American Geophysical Union, 2009. p. 525–541. (Geophysical Monograph Series, 186).

OLSEN, J. E. B. Flood pulse influences on exploited fish populations of the Central Amazon. 2017. Tese (Doutorado) – Virginia Polytechnic Institute and State University (Virginia Tech), Blacksburg, 2017.

JURUNA, J. J. et al. **Hidrograma Piracema: o Monitoramento Ambiental Territorial Independente da Volta Grande do Xingu e os critérios ecossistêmicos para manutenção da vida. Volta Grande do Xingu: Monitoramento Ambiental Territorial Independente da Volta Grande do Xingu (MATI-VGX)**, 2023.

PEREIRA, L. A. et al. Flood pulse effects on the growth of *Pseudoplatystoma fasciatum* in the Amazon basin. **Fishes**, v. 9, n. 6, art. 223, 2024.

PEREIRA, J. C. et al. Comparing three indices of catch per unit effort using Bayesian geostatistics. **Fish Res**, v. 100, n. 3, p. 200–209, 2009. DOI: \$10.1016/j.fishres.2009.07.010\$.

PEZZUTI, J. C. et al. **Estudos independentes sobre impactos de Belo Monte** (relatórios técnicos). [S.l.: s.n.], 2018.

PEZZUTI, J. C. et al. **Xingu, o rio que pulsa em nós**: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu. Altamira: Instituto Socioambiental, 2018.

PEZZUTI, J. C. B. et al. Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 22, n. 2, p. 112–117, 2024.

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 194–205, 2010.

QUARESMA, A. et al. Belo Monte Dam impacts: Protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in Amazonian flooded vegetation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Amsterdam, 2025.

RIVERO, S. L. et al. Urban Amazonians use fishing as a strategy for coping with food insecurity. **The Journal of Development Studies**, London, v. 58, n. 12, p. 2544–2565, 2022.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental**: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2020.

SANTOS, G. M. dos; SANTOS, A. C. M. dos. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, p. 165-182, 2005.

SANTOS, L. L. et al.. Trait–environment relationships in Amazon stream fish assemblages. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 28, n. 3, p. 424 a 433, 2019.

SANTOS, R. E. et al. Damming Amazon Rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. **Ambio**, Berlin, v. 49, n. 10, p. 1612-1628, 2020.

SANTOS, M. A. A.; PELICICE, F. M. Sentinels of environmental change: shifts in fish diversity through the lens of artisanal fishers. **Neotropical Ichthyology**, v. 23, n. 1, e240049, 2025.

SCHWARTZMAN, S. et al. The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 368, n. 1619, 20120164, 2013.

SIMPSON, G. L. Modelling palaeoecological time series using generalised additive models. **Frontiers in Ecology and Evolution**, Lausanne, v. 6, p. 149, 2018.

SILVANO, Renato A. M. (org.). **Fish and fisheries in the Brazilian Amazon: people, ecology and conservation in black and clear water rivers**. Cham: Springer Nature, 2020. ISBN 978-3-030-49146-8.

SOUSA, R. G. C.; OLIVEIRA, N. S.; ROSA, F. R. da. Flood pulse regulates fish assemblages in Amazonian floodplain lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 48, art. e688, 2022.

TIMPE, K.; KAPLAN, D. The changing hydrology of a dammed Amazon. **Science Advances**, Washington, v. 3, n. 11, e1700611, 2017.

TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J. V. An extension of the flood pulse concept. **Hydrological Processes**, Hoboken, v. 14, n. 16–17, p. 2861–2883, 2000.

TRIBUZY-NETO, I. A. et al. Condition factor variations over time and trophic position among four species of Characidae from Amazonian floodplain lakes: effects of an anomalous drought. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 2, p. 337–344, 2017.

TRINDADE, P. A. ET AL. First record of plastic ingestion by a freshwater stingray. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 880, 163199, 2023.

VAN DE WOLFSHAAR, K. E. et al. Linking flow regime, floodplain lake connectivity and fish catch in a large river-floodplain system. **Ecohydrology**, Chichester, v. 4, p. 920–934, 2011.

WITTMANN, F. et al. A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. **Water**, Basel, v. 14, n. 21, p. 3360, 2022.

YU, B. A systematic over-estimation of flows. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 233, n. 1–4, p. 258–262, 2000.

ZUANON, Jansen; FERREIRA, Efrem. Feeding ecology of fishes in the Brazilian Amazon – a naturalistic approach. In: **FEEDING AND DIGESTIVE FUNCTIONS OF FISHES**. USA: Science Publishers Inc., 2008. p. 1–34. 589 p.

CAPÍTULO 4 - Conclusões integradas sobre a pesca e a soberania alimentar dos povos do Xingu em um contexto de profundas mudanças socioecológicas

A pesca artesanal no rio Xingu encontra-se atualmente no centro de um processo de reconfiguração socioecológica associado à implantação e à operação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. Esse empreendimento atua por meio de efeitos diretos, relacionados à formação de reservatórios, desvio da maior parte da descarga, regulação do regime hidrológico e à alteração do pulso de inundação, e de efeitos indiretos, associados à expansão urbana e ao aumento da pressão humana ao longo do rio. Os dois primeiros capítulos desta tese demonstram que esses processos reorganizam a conectividade ecológica do sistema fluvial e as dinâmicas sociais que estruturam a pesca artesanal, produzindo respostas seletivas e não lineares na produtividade, na composição das capturas e nas estratégias de pesca. Embora esses efeitos variem entre trechos do rio e métodos de pesca, sua sobreposição amplia a vulnerabilidade ecológica e socioeconômica das pescarias, reduzindo a capacidade do sistema de sustentar de forma estável a diversidade das capturas e os modos de vida ribeirinhos que delas dependem.

As consequências desse processo tornam-se mais evidentes quando a análise incorpora seus efeitos sobre a alimentação das comunidades. A comparação entre os relatórios do Plano Básico Ambiental e o monitoramento territorial independente indica uma redução consistente do consumo de pescado entre as famílias indígenas da Volta Grande do Xingu, acompanhada pelo aumento do consumo de alimentos industrializados e pela substituição de espécies tradicionalmente consumidas por espécies menores ou de menor valor cultural (Gonçalves e Pezzuti 2023; Rosa, 2023; Lopes et al. 2024). Essas mudanças refletem transformações no funcionamento do sistema pesqueiro, associadas à perda de acesso às áreas alagáveis, à interrupção das piracemas e à adaptação forçada das práticas de pesca, incluindo alterações nos apetrechos e nos locais de captura, limitando o papel da pesca como base da alimentação e da reprodução social na região.

Mudanças no sistema pesqueiro repercutem diretamente sobre a dieta das famílias ribeirinhas. Os dados indicam um enfraquecimento progressivo da base alimentar associada à pesca artesanal, com redução acentuada tanto na frequência quanto na quantidade de peixe consumido ao longo da última década. O pescado passa a ocupar uma parcela cada vez menor das refeições, com ingestão per capita reduzida em mais da metade, mesmo em contextos de diminuição do número de pessoas compartilhando as refeições, o que por sua vez impacta hábitos culturais de partilha e de coesão comunitária. Além da queda quantitativa, pescadores

relatam perda de qualidade do pescado, frequentemente descrito como magro ou inadequado ao consumo, reforçando os efeitos da interrupção das piracemas sobre o ciclo de vida das espécies (Lopes et al., 2024).

Estes resultados convergem com as tendências observadas no presente estudo, que apontam para a progressiva redução da produtividade pesqueira e homogeneização da assembleia de peixes explorada. São resultados que dialogam, se complementam, e que vão de encontro ao que a crescente literatura sobre o efeito de barramentos na pesca e no modo de vida das populações que vivem na área de influência direta e indireta deste tipo de empreendimento, incluindo estudos realizados sobre Belo Monte. No caso específico de Belo Monte, estes resultados também condizem com o que foi prognosticado no EIA. Sobre os efeitos da redução de vazão, o Prognóstico Global do EIA já previa a interrupção das dinâmicas sazonais de inundação sem vazões defluentes acima de $15000\text{m}^3/\text{s}$. Os impactos sobre a pesca aqui detectados também dialogam com a pesquisa independente conduzida pelos indígenas, ribeirinhos e pesquisadores de diversas instituições que formam o Monitoramento ambiental territorial independente, que demonstraram os efeitos das alterações hidrológicas sobre as piracemas, que são os canais por onde as águas, em condições normais anteriores ao barramento, transbordavam da calha principal do e vão preenchendo as planícies alagáveis durante as enchentes.

A pesca está deixando de ocupar, de forma regular, o lugar central que historicamente estruturava a alimentação e a vida social dessas populações, não por decisão própria, mas em função de restrições impostas às condições que viabilizam sua prática. A redução da frequência das capturas e a simplificação da diversidade de espécies transformam a forma como o rio é vivido no cotidiano, enfraquecendo a relação com seus ciclos, margens e ambientes de pesca. Esse deslocamento torna a pesca uma prática menos previsível e menos integrada à experiência diária do território fluvial, condicionada pela regulação hidrológica e pela reorganização territorial associadas à Usina Hidrelétrica de Belo Monte. Por afetarem dimensões cotidianas, territoriais e relacionais, essas mudanças dificilmente são reconhecidas por processos de avaliação ambiental que tratam os impactos de forma fragmentada.

A relação entre as restrições ao funcionamento ecológico do rio e as transformações nas práticas alimentares e sociais evidencia limites importantes dos atuais processos de avaliação ambiental. Estudos sobre grandes barragens em sistemas tropicais mostram que alterações no pulso hidrológico e a fragmentação dos habitats fluviais produzem efeitos

socioecológicos que vão além da biologia das espécies, afetando a resiliência de comunidades ribeirinhas e indígenas. Abordagens de licenciamento que analisam impactos de forma isolada subestimam a complexidade das interações entre processos ecológicos e sociais, dificultando a identificação de efeitos cumulativos sobre os meios de vida tradicionais (Fearnside, 2016). Na Volta Grande do Xingu, essa fragmentação analítica no Plano Básico Ambiental limita o reconhecimento dos vínculos entre a regulação hidrológica, as mudanças nas práticas de pesca e as transformações nos padrões de consumo alimentar, contribuindo para um quadro persistente de vulnerabilidade socioecológica.

Os resultados do Monitoramento Ambiental e Territorial Independente da Volta Grande do Xingu (MATI), conduzido por povos indígenas e comunidades ribeirinhas, reforçam essa leitura integrada dos impactos. O estudo de Juruna et al. (2025), baseado em uma década de observações sistemáticas na Volta Grande do Xingu, demonstra que a regulação da vazão associada à UHE Belo Monte compromete processos ecológicos fundamentais ao impedir o acesso dos peixes às áreas de igapó no trecho de vazão reduzida. A interrupção do pulso de inundação afeta a reprodução das espécies, resultando no colapso das piracemas e na substituição progressiva de espécies migradoras por táxons generalistas. Esses processos se refletem em mudanças estruturais na base alimentar local, com queda no consumo de pescado e aumento da dependência de alimentos industrializados, evidenciando que os impactos da barragem extrapolam a dimensão produtiva e atingem diretamente a soberania alimentar e os modos de vida associados ao rio.

No espaço urbano de Altamira, a insegurança alimentar apresenta níveis elevados no período pós-construção da UHE Belo Monte. Cerca de 60% da população urbana vivencia algum grau dessa condição, proporção superior às médias nacionais (Johansen et al., 2024). A situação é mais severa entre as populações reassentadas em Reassentamentos Urbanos Coletivos, onde o afastamento físico do rio desestruturou economias de subsistência baseadas na pesca e converteu famílias anteriormente autossuficientes em grupos dependentes de rendas monetárias instáveis e de auxílios governamentais (Soares & Neto 2023). O quadro de insegurança alimentar em Altamira integra o mesmo processo socioecológico desencadeado pela regulação hidrológica e pela reorganização territorial associadas à barragem (Johansen et al., 2024).

Os impactos observados em Belo Monte refletem padrões amplamente documentados na trajetória recente da energia hidrelétrica em escala global. Moran et al. (2018) mostram que,

enquanto países da América do Norte e da Europa têm removido barragens obsoletas devido a custos ambientais e sociais elevados, grandes projetos continuam sendo implantados em países em desenvolvimento, sobretudo em bacias de alta biodiversidade como a Amazônia, o Congo e o Mekong. Esses empreendimentos concentram desmatamento, perda de biodiversidade aquática e terrestre, emissão de gases de efeito estufa e deslocamento forçado de populações, além de operarem sob crescente vulnerabilidade climática e hidrológica (Winemiller et al. 2016). Secas severas, mudanças no uso da terra e o assoreamento dos reservatórios reduzem a vazão disponível e comprometem a eficiência energética, levando usinas a operar abaixo da capacidade instalada. O quadro é agravado por falhas de governança, com superestimação de benefícios econômicos, subavaliação de custos sociais e exclusão das populações locais dos processos decisórios e dos benefícios da energia gerada.

Com base no conceito histórico de desenvolvimento econômico proposto por Bresser-Pereira (2006), desenvolvimento não é simplesmente crescimento de indicadores agregados, mas um processo social e histórico profundamente ligado à capacidade de transformação estrutural das sociedades. Para Bresser-Pereira, o desenvolvimento é resultado da formação do Estado-nação moderno e das revoluções que moldaram a economia capitalista, exigindo melhorias efetivas nos padrões de vida das populações, não apenas expansões quantitativas da produção. Essa perspectiva contrasta com leituras que tratam a infraestrutura hidráulica e energética apenas como “progresso técnico”, pois ressignifica desenvolvimento como um processo que deve fortalecer capacidades nacionais e melhorar condições materiais de vida, e não reforçar desigualdades ou externalizar custos socioecológicos para territórios periféricos.

O desenvolvimento como um processo histórico de transformação das estruturas produtivas e sociais não se confunde com a mera expansão da produção ou da infraestrutura (Furtado, 2000). Nas economias periféricas, o crescimento dissociado de mudanças estruturais tende a reproduzir padrões de dependência, limitando a difusão dos ganhos associados ao progresso técnico. Projetos de grande porte implantados em regiões economicamente pouco diversificadas frequentemente aprofundam assimetrias territoriais, em vez de desencadear processos duradouros de desenvolvimento. A modernização de setores estratégicos sem integração das economias locais, sem ampliação de capacidades produtivas locais e sem melhorias consistentes nas condições materiais de vida das populações afetadas reforça dinâmicas históricas de subordinação.

A literatura sobre desenvolvimento regional também enfatiza a diversidade de trajetórias territoriais e a impossibilidade de soluções homogêneas para contextos socioeconômicos distintos. Madureira (2015) ressalta que as principais teorias do desenvolvimento regional reconhecem o papel do território como espaço de articulação entre economia, sociedade e instituições, no qual fatores históricos, políticos e culturais condicionam os resultados dos processos de crescimento. Políticas e projetos que ignoram especificidades regionais tendem a produzir respostas parciais, com baixa capacidade de induzir encadeamentos produtivos locais e de reduzir desigualdades espaciais. O desenvolvimento regional passa, assim, a ser entendido como um processo dependente da coordenação entre escalas, da atuação institucional e da adaptação das estratégias às características concretas dos territórios, e não como simples consequência da introdução de investimentos ou infraestruturas isoladas.

A forma como grandes empreendimentos hidrelétricos vêm sendo concebidos e implementados na Amazônia expressa um modelo de desenvolvimento centrado na expansão da infraestrutura e na geração de energia em larga escala. Esse modelo opera a partir de lógicas pouco enraizadas nos territórios onde se instala e tende a tratar os sistemas sociais e ecológicos locais como variáveis secundárias. A dissociação entre crescimento econômico, reorganização produtiva e melhoria das condições de vida resulta em intervenções que redistribuem custos e riscos de forma desigual, com concentração de benefícios fora das áreas diretamente afetadas. No caso do Xingu, a prioridade conferida à eficiência energética e à integração ao sistema nacional ocorre à custa da desestruturação de sistemas alimentares, da perda de autonomia territorial e da fragilização de modos de vida historicamente articulados ao rio. Esse padrão evidencia os limites de um modelo de desenvolvimento que reduz o território a suporte para investimentos e incorpora impactos sociais e ambientais como externalidades administráveis, e não como dimensões centrais do próprio desenvolvimento.

A leitura conjunta dos resultados apresentados ao longo desta tese indica que os efeitos da Usina Hidrelétrica de Belo Monte sobre a pesca artesanal no rio Xingu não podem ser interpretados como impactos setoriais ou temporários. As alterações impostas ao regime hidrológico afetam simultaneamente a dinâmica ecológica do rio e as formas de uso social do território, produzindo respostas adaptativas que alteram estratégias de subsistência e padrões de consumo alimentar. A pesca perde progressivamente sua centralidade nos modos de vida ribeirinhos e indígenas, passando a ocupar uma posição marginal nas economias locais. Esse

quadro é intensificado pelo aumento da pressão sobre os recursos naturais associado à expansão populacional induzida pelo empreendimento, ampliando conflitos e vulnerabilidades socioecológicas. Os impactos da barragem evidenciam os limites de modelos de intervenção que dissociam gestão ambiental, organização social e políticas de desenvolvimento, revelando a incapacidade dos arranjos institucionais vigentes de responder à complexidade das interações entre dinâmica fluvial, segurança alimentar e reprodução social no Xingu.

Referências Bibliográficas

BRESSER-PEREIRA, L. C. O conceito histórico de desenvolvimento econômico. **Revista de Economia Política**, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 203–224, abr./jun. 2006.

FEARNSIDE, P. M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. **World Development**, v. 77, p. 48 a 65, 2016.

FURTADO, C. **Teoria e política do desenvolvimento econômico**. São Paulo: Paz e Terra, 2000. p. 15–62.

JURUNA, T. et al. Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant as revealed by Indigenous and ribeirinho monitoring. **Conservation Biology**, v. 39, n. 3, p. e70043, 2025.

GONÇALVES, A.F.G. and PEZZUTI, J.C.B. Effect of geographic isolation and temporal patterns on use of wildmeat and fishery resources in Eastern Amazonia, Brazil/Efeito do isolamento geografico e padroes temporais no consumo de caça e recursos pesqueiros na Amazonia Oriental, Brasil. **Acta Scientiarum. Human and Social Sciences**, 45(2), 2023.

JOHANSEN, I. C. et al. Poverty-Food Insecurity Nexus in the Post-Construction Context of a Large Hydropower Dam in the Brazilian Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], v. 21, n. 155, p. 1-19, jan. 2024.

LOPES, P. F. et al. Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. **Environmental Conservation**, v. 51, n. 1, p. 27 a 35, 2024.

MADUREIRA, E. M. P. (2015). Desenvolvimento regional: principais teorias. **Revista Thêma et Scientia**, v. 5, n. 2, jul.–dez. 2015.

MORAN, E. F. et al. Sustainable hydropower in the 21st century. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, v. 115, n. 47, p. 11891-11898, 20 nov. 2018.

ROSA, L. G. da. UHE Belo Monte e a soberania alimentar dos povos indígenas na Volta Grande do Xingu. 2023. 96 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2023.

SOARES, D. S.; MIRANDA NETO, José Queiroz de. Belo Monte e a segregação planejada: uma análise a partir dos reassentamentos urbanos de Altamira-PA. **Novos Cadernos NAEA**, Belém, v. 27, n. 2, p. 1–20, 2024.

WINEMILLER, K. O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, [s. l.], v. 351, n. 6269, p. 128-129, 8 jan. 2016.

Anexos

Anexo 2.1. Resumo dos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) utilizados para avaliar os efeitos da intensidade humana (HI) sobre as atividades pesqueiras no rio Xingu. A tabela descreve as famílias de modelos, as funções de ligação e a forma funcional do termo HI empregadas para testar seus efeitos sobre o uso de embarcações e apetrechos, a produtividade (CPUE) e os índices de diversidade.

Variável dependente	Família/ ligação	Função de	Termo de HI	Interpretação
Tipo de embarcação (rabeta, voadeira, motorboat, canoa a remo, sem embarcação, embarcação de gelo e combinações)	Binomial / logit		Linear	$\beta_1 > 0$ indica que o método se torna mais comum conforme HI aumenta. $\beta_1 < 0$ indica que o método se torna menos comum.
Apetrecho (linhas, mergulho com compressor, redes de emalhar, mergulho livre, redes e linhas, outros e demais combinações)	Binomial / logit		Linear	Mesma interpretação acima, aplicada aos apetrechos; indica como HI afeta a probabilidade de uso de cada técnica de pesca.
CPUE com redes de malha e CPUE com redes e linhas	Binomial negativa / log		Linear	β_1 representa a mudança multiplicativa na CPUE por desvio padrão de HI. $\beta_1 > 0$ sugere maiores rendimentos com maior pressão humana.
CPUE com linhas (transformada em log)	LMM gaussiano		Linear	Mesma interpretação acima, aplicada ao log da CPUE.
CPUE para rabeta, canoa a remo e motorboat	Gamma / log		Spline cúbico	O spline revela respostas não lineares da CPUE ao longo do gradiente de HI, como limiares, picos ou declínios.
Riqueza para rabeta, canoa a remo, barco a motor, linhas, redes e redes com linhas	Poisson ou binomial negativa / log		Spline cúbico	Os segmentos do spline indicam faixas de HI associadas a maior ou menor riqueza de espécies.
Diversidade de Shannon para rabeta, canoa a remo, barco a	Gaussiano ou gama / log		Spline cúbico	O spline mostra como a diversidade varia ao longo do gradiente de HI, capturando padrões não lineares.

Anexo 1.2. Descrição dos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) sobre os efeitos do indicador de Intensidade Humana (HI) nas características da pesca no rio Xingu

Modelos	Efeito aleatório	Coef. (β)	Erro Padrão	Z	P
HI ~ Compressor Diving	Ano	0,5076	0,3045	1,667	0,0955
HI ~ “Outros” apetrechos	Ano	-0,67060	0,12062	-5,56	2,7e-08
HI ~ Outras combinações	Ano	-0,04802	0,05408	-0,888	0,375
HI ~ Mergulho livre	Ano	-1,8803	1,2116	-1,552	0,121
HI ~ Rede de malha	Ano	0,04097	0,05757	0,712	0,477
HI ~ Linhas	Ano	0,11714	0,06397	1,831	0,0671
HI ~ Redes e linhas	Ano	-0,03702	0,04905	-0,755	0,45041
HI ~ Ice Boat	Ano	-0,7203	1,3028	-0,553	0,58033
HI ~ Sem barco	Ano	0,0252	0,4827	0,052	0,958
HI ~ Rabeta	Ano	0,2475	0,1699	1,457	0,145
HI ~Mista	Ano	-0,06658	0,09344	-0,713	0,476
HI ~ Voadeira	Ano	0,46811	0,05293	8,845	<2e-16
HI ~ Canoa a remo	Ano	-0,27070	0,0853	-3,173	0,00151
HI ~ Barco a motor	Ano	-0,17285	0,06171	-2,801	0,0051
HI ~ CPUE Canoa a remo grau 1	Ano	0,1118	1,2011	0,093	0,926
HI ~ CPUE Canoa a remo grau 2	Ano	3,1106	2,9850	1,042	0,297
HI ~ CPUE Canoa a remo grau 3	Ano	-0,4165	0,6765	-0,616	0,538
HI ~ CPUE Barco a motor grau 1	Ano	0,2293	0,6583	0,348	0,728
HI ~ CPUE Barco a motor grau 2	Ano	1,3234	0,8636	-1,532	0,125
HI ~ CPUE Barco a motor grau 3	Ano	0,3912	0,6994	0,559	0,576
HI ~ CPUE Linhas	Ano	-8,96e-06	2,374e-06	-3,778	1,52e-07
HI ~ CPUE Rabeta grau 1	Ano	1,88355	0,34155	-5,515	3,49e-08
HI ~ CPUE Rabeta grau 2	Ano	1,52833	0,67002	2,281	0,0225
HI ~ CPUE Rabeta grau 3	Ano	-0,10012	0,62997	-0,159	0,8737
HI ~ CPUE Rede de malha	Ano	0,02523	0,07181	0,351	0,725
HI ~ Riqueza Barco a motor grau 1	Ano	-0,47445	0,46750	-1,015	0,310
HI ~ Riqueza Barco a motor grau 2	Ano	0,18433	0,59151	0,312	0,755
HI ~ Riqueza Barco a motor grau 3	Ano	-0,54519	0,51288	-1,063	0,288
HI ~ Diversidade Barco a motor grau 1	Ano	-0,21251	0,20388	-1,042	0,297
HI ~ Diversidade Barco a motor grau 1	Ano	0,21108	0,26606	0,793	0,428
HI ~ Diversidade Barco a motor grau 1	Ano	-0,20220	0,22984	-0,880	0,379
HI ~ Riqueza Canoa a remo grau 1	Ano	-0,4457	0,8434	-0,528	0,5972
HI ~ Riqueza Canoa a remo grau 2	Ano	0,2863	2,1771	0,131	0,8954
HI ~ Riqueza Canoa a remo grau 3	Ano	-0,8812	0,4875	-1,808	0,0707

HI ~ Diversidade Canoa a remo grau 1	Ano	-0,72222	0,64217	-1,125	0,26073
HI ~ Diversidade Canoa a remo grau 2	Ano	1,78815	1,68996	1,058	0,29001
HI ~ Diversidade Canoa a remo grau 3	Ano	-0,56309	0,27719	-2,031	0,04221
HI ~ Riqueza Rabeta grau 1	Ano	0,96358	0,22233	4,33	1,46e-05
HI ~ Riqueza Rabeta grau 2	Ano	-0,82739	0,55260	-1,50	0,134
HI ~ Riqueza Rabeta grau 3	Ano	-0,50944	0,66672	-0,76	0,445
HI ~ Diversidade Rabeta grau 1	Ano	0,44317	0,08785	5,045	4,54e-07
HI ~ Diversidade Rabeta grau 2	Ano	-0,21160	0,14353	-1,474	0,1404
HI ~ Diversidade Rabeta grau 3	Ano	-0,20804	0,09933	-2,094	0,0362 *
HI ~ Riqueza Linha grau 1	Ano	1,50251	0,23126	6,497	8,19e-11
HI ~ Riqueza Linha grau 2	Ano	-2,36550	0,56734	-4,169	3,05e-05
HI ~ Riqueza Linha grau 3	Ano	1,15311	0,64941	1,776	0,0758
HI ~ Diversidade Linha grau 1	Ano	0,77000	0,14646	5,258	1,46e-07
HI ~ Diversidade Linha grau 2	Ano	-1,75122	0,36082	-4,853	1e-06
HI ~ Diversidade Linha grau 3	Ano	0,86503	0,43041	2,010	0,0445
HI ~ Riqueza Rede de malha grau 1	Ano	0,84889	0,20956	4,05	5,1e-05
HI ~ Riqueza Rede de malha grau 2	Ano	-0,14440	0,34309	-0,42	0,673849
HI ~ Riqueza Rede de malha grau 3	Ano	-0,84613	0,24958	-3,39	0,000698
HI ~ Diversidade Rede de malha grau 1	Ano	0,38438	0,10215	3,763	0,000168
HI ~ Diversidade Rede de malha grau 2	Ano	-0,01476	0,16323	-0,090	0,927964
HI ~ Diversidade Rede de malha grau 3	Ano	-0,23208	0,13426	-1,729	0,083892
HI ~ Riqueza Linha e Rede grau 1	Ano	0,84889	0,20956	4,05	5,1e-05
HI ~ Riqueza Linha e Rede grau 2	Ano	-0,14440	0,34309	-0,42	0,673849
HI ~ Riqueza Linha e Rede grau 3	Ano	-0,84613	0,24958	-3,39	0,000698
HI ~ Diversidade Linha e Rede grau 1	Ano	0,38438	0,10215	3,763	0,000168
HI ~ Diversidade Linha e Rede grau 2	Ano	-0,01476	0,16323	-0,090	0,927964
HI ~ Diversidade Linha e Rede grau 3	Ano	-0,23208	0,13426	-1,729	0,083892

Anexo 1.3. Frequência em peso (FP) das espécies de peixes desembarcadas nos portos da área influenciada pela Usina Hidrelétrica de Belo Monte, em ordem decrescente de frequência.

Etnoespécie	Taxonomia inferida	Frequência de peso (FP%)	Etnoespécie	Taxonomia inferida	Frequência de peso (FP%)
Pescada	<i>Plagioscion</i> Spp	21,56	Matrinxã	<i>Brycon</i> spp	0,48
Tucunaré	<i>Cichla</i> spp	19,76	Traíra	<i>Hoplias</i> spp	0,44
Pacu	<i>Myleus</i> spp	10,85	Pirarucu	<i>Arapaima</i> spp	0,43
Curimatá	<i>Prochilodus</i> spp	7,08	Pirapitinga	<i>Piaractus</i> spp	0,43
Dourada	<i>Brachyplatystoma</i> spp	4,01	Piramutaba	<i>Brachyplatystoma</i> spp	0,42
Acari	Loricariidae	3,78	Acari amarelinho de consume	<i>Baryancistrus</i> spp	0,31

Acara	Cichlidae	3,37	Aruanã	<i>Osteoglossum</i>	0,30
Surubim	<i>Pseudoplatystoma</i> spp	3,20	Sardinha	<i>Triportheus</i> spp	0,26
Ariduia	<i>Semaprochilodus</i> spp	2,52	Pintado de canal	<i>Pseudoplatystoma</i> spp	0,10
Filhote	<i>Brachyplatystoma</i> spp	2,40	Fura calça	<i>Pimelodina</i> spp	0,08
Fidalgo	<i>Ageneiosus</i> spp	2,28	Jaú	<i>Zungaro</i> spp	0,06
Mapará	<i>Hypophthalmus</i> spp	1,83	Bacu	<i>Lithodoras</i> spp	0,06
Tambaqui	<i>Colossoma</i> spp	1,68	Mandi	<i>Pimelodus</i> spp	0,05
Erana	<i>Hemiodus</i> spp	1,26	Braço de moça		0,04
Trairão	<i>Hoplias</i> spp	1,12	Arraia	<i>Potamotrygon</i> spp	0,02
Cachorra	<i>Hydrolycus</i> spp	0,96	Pocomon	<i>Tocantinsia</i> spp	0,02
Pirarara	<i>Phractocephalus</i> spp	0,91	Bico de pato	<i>Sorubim</i> spp	0,02
Piranha	<i>Serrasalmus</i> spp	0,90	Bicuda	<i>Boulengerella</i> spp	0,01
Apapa	<i>Pellona</i> spp	0,81	Babão	<i>Hemisorubim</i> spp	0,01
Barba Chata	<i>Pinirampus</i> spp	0,78'	Jacundá	<i>Crenicichla</i> spp	0,01
Tamoatá		0,71	Jeripoca	<i>Hemisorubim</i> spp	0,01
Jeju	<i>Erythrinus</i> spp	0,53	Itui	<i>Apteronotus</i> spp	0,01

Anexo 2.1. Estrutura dos modelos ajustados para cada variável de resposta, considerando as localidades (Reservatório e Trecho de Vazão Reduzida – TVR), as defasagens temporais testadas (mesmo ano – lag 0, um ano depois – lag 1, e dois anos depois – lag 2) e as famílias de distribuição e funções de ligação empregadas nos Modelos Aditivos Generalizados (GAMs).

Variável Resposta	Defasagem	Localidade	Family
Diversidade Linhas	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) /	Reservatório/TVR	Gaussian

Diversidade Redes	Após dois anos (2) Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Diversidade Redes e Linhas	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian/Tweedie
Diversidade Remo	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Diversidade Barco a Motor	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Diversidade Rabeta	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
CPUE Barco a Motor	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
CPUE Redes	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian/Gama
CPUE Redes e Linhas	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian/Tweedie
CPUE Linha	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
CPUE Rabeta	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
CPUE Combinações	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP pescada	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP Tucunaré	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP Pacu	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP Curimatá	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian

FP Acari	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP Aracu	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP Acará	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP Surubim	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
FP Ariduaia	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Piscívoros	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Onívoros	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Herbívoros	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Insetívoros	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Detritívoros	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian
Plancívoros	Mesmo ano (0) / Após um ano (1) / Após dois anos (2)	Reservatório/TVR	Gaussian

Anexo 2.2. Resultados dos Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) ajustados para as variáveis de diversidade nos diferentes tipos de apetrechos e embarcações (linhas, redes, redes e linhas, remo e barco a motor), considerando as localidades do Reservatório e do Trecho de Vazão Reduzida (TVR). Cada modelo foi testado para três defasagens temporais (lag 0, lag 1 e lag 2), correspondendo a efeitos no mesmo ano, um ano após e dois anos após o evento hidrológico, respectivamente

Modelos	Defasagem	Edf	F	R ² ajustado	AIC	P
Reservatório						
VE ~ Diversidade Linhas	0	1,000	3,123	0,210	-2,818	0,121
VE ~ Diversidade Linhas	1	3,647	3,144	0,616	-6,359	0,172
VE ~ Diversidade Linhas	2	1,801	616	0,137	1,342	0,537
VE ~ Diversidade Redes	0	1,000	0,413	-0,108	-3,058	0,548
VE ~ Diversidade Redes	1	2,132	1,720	0,440	-4,873	0,254
VE ~ Diversidade Redes	2	1,948	0,547	0,150	-3,831	0,554
VE ~ Diversidade Redes e Linhas	0	1,125	2,624	0,254	-8,059	0,127
VE ~ Diversidade Redes e Linhas	1	2,305	1,490	0,380	-6,644	0,263
VE ~ Diversidade Redes e Linhas	2	3,459	3,091	0,579	-8,230	0,218
VE ~ Diversidade Combinações	0	1,000	1,471	0,56	1,305	0,265
VE ~ Diversidade Combinações	1	1,084	1,334	0,106	-6,059	0,270
VE ~ Diversidade Combinações	2	1,000	574	-0,77	-2,617	0,483
VE ~ Diversidade Canoa a Remo	0	1,569	581	0,31	29,397	0,593

VE ~ Diversidade Canoa a Remo	1	1,000	573	-0,65	27,991	0,573
VE ~ Diversidade Canoa a Remo	2	1,750	883	0,144	24,573	0,883
VE ~ Diversidade Barco a Motor	0	1,000	5,037	0,402	1,656	0,074
VE ~ Diversidade Barco a Motor	1	1,000	0,032	-0,192	5,594	0,864
VE ~ Diversidade Barco a Motor	2	1,000	0,154	-0,164	6,021	0,710
VE ~ Diversidade Rabeta	0	1,000	3,975	0,271	-12,609	0,086
VE ~ Diversidade Rabeta	1	2,224	2,315	0,488	-11,971	0,165
VE ~ Diversidade Rabeta	2	2,091	630	0,203	-8,076	0,510
VE ~ CPUE Barco a Motor	0	1,000	2,478	0,156	16,507	0,159
VE ~ CPUE Barco a Motor	1	1,000	47	-0,158	12,350	0,835
VE ~ CPUE Barco a Motor	2	1,773	1,008	0,169	10,235	0,476
VE ~ CPUE Rabeta	0	1,000	1,900	0,101	-67,379	0,210
VE ~ CPUE Rabeta	1	1,000	846	-0,23	-73,011	0,393
VE ~ CPUE Rabeta	2	1,000	612	-0,69	-64,202	0,469
VE ~ CPUE Linha	0	3,888	8,886	0,814	-64,088	0,027
VE ~ CPUE Linha	1	1,000	120	-0,144	-51,037	0,742
VE ~ CPUE Linha	2	3,173	6,647	0,776	-54,703	0,083
VE ~ CPUE Combinações	0	1,000	109	-0,125	-20,258	0,751
VE ~ CPUE Combinações	1	2,168	3,011	0,496	-22,870	0,149
VE ~ CPUE Combinações	2	1,000	1,637	0,96	-15,295	0,257
VE ~ CPUE Redes	0	1,000	2,427	0,151	-43,454	0,163
VE ~ CPUE Redes	1	1,000	2,024	0,128	-60,073	0,205
VE ~ CPUE Redes	2	1,549	457	0,21	-50,788	0,637
VE ~ CPUE Redes e Linhas	0	1,000	1,513	0,60	-41,174	0,258
VE ~ CPUE Redes e Linhas	1	1,000	2,143	0,140	-43,253	0,194
VE ~ CPUE Redes e Linhas	2	1,400	405	0,50	-38,893	0,562
VE ~ FP Pescada	0	3,169	2,777	0,555	-23,948	0,127
VE ~ FP Pescada	1	1,000	0	-0,167	-14,479	0,997
VE ~ FP Pescada	2	3,083	8,401	0,827	-24,689	0,056
VE ~ FP Tucunaré	0	1,000	54	-0,134	-34,115	0,822
VE ~ FP Tucunaré	1	3,722	2,565	0,570	-37,075	0,204
VE ~ FP Tucunaré	2	1,000	5	-0,199	-25,057	0,948
VE ~ FP Pacu	0	3,808	12,050	0,856	-39,188	0,016
VE ~ FP Pacu	1	3,518	2,140	0,401	-22,614	0,341
VE ~ FP Pacu	2	3,014	8,360	0,825	-28,406	0,055
VE ~ FP Curimatá	0	1,000	1,350	0,42	-33,903	0,283
VE ~ FP Curimatá	1	2,613	2,771	0,514	-34,310	0,178
VE ~ FP Curimatá	2	3,238	6,085	0,763	-38,513	0,095
VE ~ FP Acari	0	1,000	1,629	0,73	-51,081	0,243
VE ~ FP Acari	1	3,022	8,921	0,809	-55,830	0,030
VE ~ FP Acari	2	3,761	36,040	0,960	-71,041	0,027
VE ~ FP Aracu	0	1,000	530	-0,62	-67,050	0,490

VE ~ FP Aracu	1	3,837	10,640	0,852	-75,002	0,040
VE ~ FP Aracu	2	1,000	1,306	0,49	-54,131	0,305
VE ~ FP Acará	0	1,000	143	-0,120	-43,057	0,716
VE ~ FP Acará	1	1,000	3,087	0,230	-40,553	0,129
VE ~ FP Acará	2	3,962	22,510	0,935	-55,656	0,043
VE ~ FP Surubim	0	3,622	79,430	0,975	-78,751	< 0,001
VE ~ FP Surubim	1	1,000	197	-0,130	-40,353	0,673
VE ~ FP Surubim	2	1,000	507	-0,90	-34,125	0,508
VE ~ FP Ariduia	0	1,450	1,826	0,189	-51,185	0,302
VE ~ FP Ariduia	1	1,285	417	0,30	-43,438	0,530
VE ~ FP Ariduia	2	1,000	675	-0,57	-36,175	0,449
VE ~ Piscívoros	0	3,342	4,921	0,704	-27,203	0,048
VE ~ Piscívoros	1	1,123	21	-0,141	-13,120	0,969
VE ~ Piscívoros	2	3,691	87,830	0,983	-40,822	0,011
VE ~ Onívoros	0	1,000	3,460	0,235	-52,095	0,105
VE ~ Onívoros	1	1,000	2,269	0,153	-51,174	0,183
VE ~ Onívoros	2	1,000	301	-0,132	-42,089	-0,132
VE ~ Herbívoros	0	3,814	12,470	0,861	-39,543	0,015
VE ~ Herbívoros	1	3,560	2,252	0,421	-22,982	323
VE ~ Herbívoros	2	2,996	7,820	0,814	-28,006	0,060
VE ~ Insetívoros	0	1,000	13	-0,141	-39,317	0,913
VE ~ Insetívoros	1	2,395	2,140	0,437	-39,945	0,193
VE ~ Insetívoros	2	1,830	3,966	0,572	-41,427	0,113
VE ~ Detritívoros	0	1,376	294	0,6	-31,041	0,620
VE ~ Detritívoros	1	1,797	1,028	0,210	-27,771	0,387
VE ~ Detritívoros	2	1,173	1,648	0,144	-28,502	0,307
VE ~ Planctívoros	0	1,000	103	-0,126	-	0,758
					119,445	
VE ~ Planctívoros	1	1,000	85	-0,150	-	0,780
					105,712	
VE ~ Planctívoros	2	1,000	1	-0,200	-91,672	0,978
Trecho de Vazão Reduzida	Defasa gem	Edf	F	R ² ajusta do	AIC	P
VE ~ Diversidade Linhas	0	1,000	0	-0,143	8,819	0,994
VE ~ Diversidade Linhas	1	1,000	110	-0,146	9,301	0,751
VE ~ Diversidade Linhas	2	1,000	1,552	0,86	7,841	0,268
VE ~ Diversidade Redes	0	1,000	0,317	-0,128	-0,839	0,597
VE ~ Diversidade Redes	1	1,000	0,746	-0,044	0,213	0,427
VE ~ Diversidade Redes	2	3,609	4,129	0,671	-8,620	0,220
VE ~ Diversidade Redes e Linhas	0	1,000	31	-,0138	-3,869	0,865
VE ~ Diversidade Redes e Linhas	1	1,428	286	-0,35	-2,486	0,732
VE ~ Diversidade Redes e Linhas	2	1,000	5,347	0,420	-5,353	0,069
VE ~ Diversidade Combinações	0	1,307	175	0,56	9,053	0,838

VE ~ Diversidade Combinações	1	1,000	620	0,106	8,776	0,461
VE ~ Diversidade Combinações	2	1,000	2,347	-0,77	6,852	0,186
VE ~ Diversidade Canoa a Remo	0	1,000	592	-0,54	29,014	0,467
VE ~ Diversidade Canoa a Remo	1	1,440	240	-0,45	26,653	0,756
VE ~ Diversidade Canoa a Remo	2	1,000	139	-0,168	25,034	0,724
VE ~ Diversidade Barco a Motor	0	1,000	0,010	-0,197	18,571	0,922
VE ~ Diversidade Barco a Motor	1	1,000	0,165	-0,161	18,872	0,701
VE ~ Diversidade Barco a Motor	2	3,761	2,472	0,592	15,072	0,278
VE ~ Diversidade Rabeta	0	1,000	239	-0,105	-10,656	0,640
VE ~ Diversidade Rabeta	1	1,333	608	-0,18	-8,399	0,663
VE ~ Diversidade Rabeta	2	1,000	1,742	0,110	-8,293	0,244
VE ~ CPUE Barco a Motor	0	1,303	110	-0,68	60,251	0,816
VE ~ CPUE Barco a Motor	1	1,000	144	-0,139	55,232	0,717
VE ~ CPUE Barco a Motor	2	1,000	648	-0,62	49,160	0,417
VE ~ CPUE Rabeta	0	1,000	387	-0,83	-41,409	0,554
VE ~ CPUE Rabeta	1	1,000	352	-0,102	-36,134	0,575
VE ~ CPUE Rabeta	2	2,490	1,120	0,159	-31,972	0,520
VE ~ CPUE Linha	0	1,496	864	0,49	-19,985	0,547
VE ~ CPUE Linha	1	1,000	636	-0,55	-17,431	0,456
VE ~ CPUE Linha	2	1,000	69	-0,184	-13,036	0,803
VE ~ CPUE Combinações	0	1,000	376	-0,85	27,054	0,559
VE ~ CPUE Combinações	1	1,000	319	-0,108	25,543	0,593
VE ~ CPUE Combinações	2	1,000	53	-0,187	24,275	0,827
VE ~ CPUE Redes	0	1,000	12,200	0,759	-23,254	0,010
VE ~ CPUE Redes	1	1,000	1,898	0,215	-22,877	0,217
VE ~ CPUE Redes	2	1,000	769	-0,86	-19,673	0,413
VE ~ CPUE Redes e Linhas	0	1,000	210	-0,110	-3,167	0,660
VE ~ CPUE Redes e Linhas	1	1,000	53	-0,156	-1,091	0,825
VE ~ CPUE Redes e Linhas	2	3,724	1,971	0,522	-5,801	0,328
VE ~ FP Pescada	0	1,000	1,554	0,65	-19,834	0,253
VE ~ FP Pescada	1	1,375	223	-0,61	-16,643	0,787
VE ~ FP Pescada	2	1,000	769	-0,40	-13,774	0,421
VE ~ FP Tucunaré	0	1,895	4,586	0,544	-42,052	0,060
VE ~ FP Tucunaré	1	1,000	2,306	0,157	-38,671	0,180
VE ~ FP Tucunaré	2	1,000	1,208	0,34	-32,256	0,322
VE ~ FP Pacu	0	1,000	3,456	0,235	-20,170	0,105
VE ~ FP Pacu	1	1,698	2,475	0,374	-20,629	0,178
VE ~ FP Pacu	2	1,000	3,963	0,331	-21,547	0,103
VE ~ FP Curimatá	0	1,000	1,203	0,25	-21,696	0,309

VE ~ FP Curimatá	1	1,000	5,098	0,369	-23,472	0,065
VE ~ FP Curimatá	2	1,000	111	-0,174	-17,336	0,752
VE ~ FP Acari	0	1,000	27	-0,138	-67,326	0,873
VE ~ FP Acari	1	2,590	8,225	0,769	-70,611	0,035
VE ~ FP Acari	2	1,000	639	-0,64	-62,030	0,460
VE ~ FP Aracu	0	1,000	3,094	0,207	-63,754	0,122
VE ~ FP Aracu	1	1,206	52	-0,107	-53,750	0,867
VE ~ FP Aracu	2	1,576	4,752	0,542	-51,618	0,108
VE ~ FP Acará	0	1,000	661	-0,44	-75,370	0,443
VE ~ FP Acará	1	3,157	3245	0,558	-72,408	0,164
VE ~ FP Acará	2	1,000	4,011	0,334	-60,337	0,102
VE ~ FP Surubim	0	1,697	6,065	0,587	-74,590	0,036
VE ~ FP Surubim	1	1,336	177	-0,75	-59,636	0,818
VE ~ FP Surubim	2	2,494	2,149	0,422	-54,843	0,249
VE ~ FP Aridua	0	1,000	13	0,921	-39,765	0,912
VE ~ FP Aridua	1	1,000	179	0,687	-34,182	0,687
VE ~ FP Aridua	2	1,000	1,456	0,282	-29,935	0,282
VE ~ Piscívoros	0	1,000	45	-0,136	-19,164	0,838
VE ~ Piscívoros	1	1,183	59	-0,106	-15,692	0,845
VE ~ Piscívoros	2	1,000	578	-0,76	-12,592	0,481
VE ~ Onívoros	0	1,855	2,506	0,376	-63,588	0,159
VE ~ Onívoros	1	1,121	15	-0,139	-54,508	0,946
VE ~ Onívoros	2	2,691	3,102	0,574	-52,807	0,186
VE ~ Herbívoros	0	1,000	3,500	0,238	-20,198	0,104
VE ~ Herbívoros	1	1,698	2,507	0,378	-20,720	0,175
VE ~ Herbívoros	2	1,000	3,944	0,329	-21,623	0,104
VE ~ Insetívoros	0	1,000	1,271	0,33	-54,334	0,297
VE ~ Insetívoros	1	1,000	1,183	0,26	-47,723	0,318
VE ~ Insetívoros	2	3,850	18,420	0,919	-59,572	0,054
VE ~ Detritívoros	0	1,000	2,275	0,177	-20,931	0,143
VE ~ Detritívoros	1	1,000	5,015	0,365	-22,725	0,066
VE ~ Detritívoros	2	1,000	131	-0,169	-17,423	0,732
VE ~ Planctívoros	0	1,000	367	-0,86	-121,55	0,564
VE ~ Planctívoros	1	1,207	79	-0,119	-106,46	0,914
VE ~ Planctívoros	2	1,000	387	-0,144	-92,075	0,561