

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL E RECURSOS
PESQUEIROS (PPG-CARP)

VIVIAN NEVES OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DAS HIDRELÉTRICAS DE SANTO ANTÔNIO E
JIRAU SOBRE A ESTRUTURA DA PESCA ARTESANAL NA BACIA DO RIO
MADEIRA**

MANAUS
2025

VIVIAN NEVES OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DAS HIDRELÉTRICAS DE SANTO ANTÔNIO E
JIRAU SOBRE A ESTRUTURA DA PESCA ARTESANAL NA BACIA DO RIO
MADEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros da Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Amazonas como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros.

ORIENTADOR: Profº Drº
Rogério Fonseca

MANAUS

2025

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

-
- O48a Oliveira, Vivian Neves
Avaliação dos Impactos das Hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau sobre a estrutura da pesca artesanal na bacia do Rio Madeira / Vivian Neves Oliveira. - 2025.
71 f. : il., color. ; 31 cm.
- Orientador(a): Rogério Fonseca .
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, Manaus, Amazonas, 2025.
1. Ictiofauna migratória. 2. Biomassa desembarcada. 3. Fragmentação de habitats. 4. Sustentabilidade pesqueira. 5. Resiliência socioecológica. I. Fonseca, Rogério. II. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros. III. Título
-



Poder Executivo
Ministério da Educação
Universidade Federal do Amazonas
PPG em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros



DEFESA PÚBLICA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Aluno(a): Vivian Neves Oliveira

Nível: (X) Mestrado () Doutorado

Área de Concentração: Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros

Orientador(a): Dr. Rogério Fonseca

Título: Impactos ambientais das hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau sobre a estrutura da pesca artesanal no Rio Madeira

BANCA EXAMINADORA

Titulares	Parecer	Assinatura
Dr. Rogério Fonseca - Presidente Universidade Federal do Amazonas	(x) Aprovação () Reprovação	
Dra. Kedma Cristine Yamamoto – Membro Universidade Federal do Amazonas	(x) Aprovação () Reprovação	
Dr. Wagner Augusto Fischer - Membro Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia	(x) Aprovação () Reprovação	

Manaus (AM), 28 de julho de 2025.

Resultado Final: (x) Aprovação
() Reprovação



Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros
Bloco Pós-Graduação ICB/FCA, Setor Sul do Campus da Universidade Federal do Amazonas
Av. Gal. Rodrigo Octávio Jordão Ramos, nº 6200, Bairro Coroado I
CEP 69077-000, Manaus, Amazonas, Brasil
Contato: ppgcarp@ufam.edu.br (Coordenação) / ppgcarpsecretaria@ufam.edu.br (Secretaria)

*“Na Amazônia, a floresta provê, o rio alimenta, e o amazônida respeita, vive e
conserva.”*

RESUMO

A Bacia Amazônica abriga a maior biodiversidade de água doce do planeta, com destaque para a sub-bacia do rio Madeira, que apresenta significativa expansão hídrica e mais de 1.300 espécies de peixes registradas. Com o crescimento populacional, fontes de energia renovável, como as hidrelétricas, têm se expandido, especialmente na região amazônica. A pesca no rio Madeira representa uma atividade essencial para a subsistência e a economia das comunidades locais. No entanto, a construção das usinas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau tem gerado impactos ambientais relevantes, afetando a diversidade e a abundância de espécies nativas. Este estudo teve como objetivo analisar os efeitos dessas hidrelétricas sobre a ictiofauna da bacia do rio Madeira, por meio da avaliação de dados de desembarque pesqueiro registrados nos portos de Humaitá (jusante) e Guajará-Mirim (montante), entre os anos de 2000 e 2019. Os dados foram organizados com base em três ordens taxonômicas predominantes na pesca regional, Siluriformes, Characiformes e Cichliformes, e analisados em períodos pré e pós-construção das usinas. Os resultados apontaram uma maior redução da biomassa em Guajará-Mirim (56,62%) em comparação com Humaitá (48,9%). Entre as ordens, os Characiformes foram os mais afetados, apresentando decréscimos superiores a 72% a montante e 56% a jusante. Espera-se que os resultados obtidos possam subsidiar estratégias de gestão socioambiental que considerem os impactos ecológicos e econômicos sobre a pesca artesanal, reconhecendo-a como fonte fundamental de alimento e renda para as comunidades amazônicas.

Palavras-chave: Ictiofauna migratória; Biomassa desembarcada; Fragmentação de habitats; Sustentabilidade pesqueira; Resiliência socioecológica.

ABSTRACT

The Amazon Basin harbors the greatest freshwater biodiversity on the planet, with the Madeira River sub-basin standing out due to its vast hydrological expansion and over 1,300 recorded fish species. As the population grows, renewable energy sources such as hydroelectric power have expanded, particularly in the Amazon region. Fishing in the Madeira River is a crucial activity for the subsistence and economy of local communities. However, the construction of the Santo Antônio and Jirau hydroelectric plants has led to significant environmental impacts, affecting the diversity and abundance of native fish species. This study aimed to analyze the effects of these hydroelectric plants on the ichthyofauna of the Madeira River Basin, based on fish landing data collected at the ports of Humaitá (downstream) and Guajará-Mirim (upstream) between 2000 and 2019. The data were organized according to three predominant taxonomic orders in the regional fishery, Siluriformes, Characiformes, and Cichliformes, and analyzed across pre- and post-dam construction periods. Results showed a greater biomass reduction in Guajará-Mirim (56,62%) compared to Humaitá (48,9%). Among the taxonomic orders, Characiformes were the most affected, with declines exceeding 72% upstream and 56% downstream. The findings are expected to support socio-environmental management strategies that address the ecological and economic impacts on artisanal fishing, recognizing it as a vital source of food and income for Amazonian communities.

Keywords: Migratory ichthyofauna; Landed biomass; Habitat fragmentation; Fisheries sustainability; Socio-ecological resilience.

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ASV	Autorizações de Supressão de Vegetação
CO ₂	Dióxido de Carbono
EIA/RIMA	Estudo de Impacto Ambiental / Relatório de Impacto Ambiental
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEA	International Energy Agency (Agência Internacional de Energia)
Kg	Quilograma
Km	Quilômetro
Km	Quilômetro
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MW	Megawatt
ONU	Organização das Nações Unidas
PDE	Plano Decenal de Expansão de Energia
SIN	Sistema Interligado Nacional
STPs	Sistemas de Transposição de Peixes
UFAM	Universidade Federal do Amazonas
UGs	Unidades Geradoras
UHEs	Usinas Hidrelétricas

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Localização da colônia de pescador Z-31 (Dr. Renato Pereira Gonçalves) do município de Humaitá, estado do Amazonas, Brasil; localização da colônia de pescador Z-2, do município de Guajará Mirim, estado de Rondônia, Brasil, e a localização das barragens.....	33
Figura 2- Localização do Município de Humaitá e Porto Velho e as Hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau.....	34
Figura 3- Localização do Município de Guajará-Mirim e Porto Velho e as Hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau.....	35
Figura 4- Biomassa (kg) total de peixes desembarcada no porto de Humaitá nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas.....	37
Figura 5- Boxplot da distribuição da biomassa total (kg) desembarcada nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.....	38
Figura 6- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.....	39
Figura 7- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.....	39
Figura 8- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.....	40
Figura 9- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.	40
Figura 10- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.....	41
Figura 11- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.	41
Figura 12- Biomassa (kg) total de peixes desembarcada no porto de Guajará-Mirim nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas.....	42
Figura 13- Boxplot da distribuição da biomassa total (kg) desembarcada nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	43
Figura 14- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	44
Figura 15- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	44

Figura 16- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	45
Figura 17- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	45
Figura 18- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	46
Figura 19- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) por período antes para a ordem Siluriformes no porto de Guajará-Mirim.	46
Figura 20- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.	47
Figura 21- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.	48
Figura 22- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.	49
Figura 23- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	50
Figura 24- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das espécies capturadas da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	51
Figura 25- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.	52
Figura 26- Boxplot de comparação entre a abundância de peixes das ordens Characiformes, Cichliformes e Siluriformes antes e depois da construção da usina hidrelétrica no porto de Humaitá.	53
Figura 27- Boxplot de comparação entre a variação na abundância de peixes das ordens Characiformes, Cichliformes e Siluriformes antes e depois da construção da usina hidrelétrica no porto de Guajará-Mirim.	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Distribuição dos dados antes e depois do fechamento das comportas das barragens de Santo Antônio e Jirau. Os dados foram alocados conforme o fechamento das comportas.	36
Tabela 2- Distribuição taxonômica dos grupos de peixes desembarcados no Porto de Humaitá e Guajará-Mirim.	71

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	13
1.1. RIO MADEIRA.....	13
1.2. HIDRELÉTRICAS NA BACIA DO RIO MADEIRA	15
1.2.1. Hidrelétrica de Santo Antônio	17
1.2.2. Hidrelétrica de Jirau	18
1.3. IMPORTÂNCIA DA PESCA ARTESANAL NO RIO MADEIRA	20
1.4. DADOS DE DESEMBARQUE PESQUEIRO COMO BIOINDICADOR DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS	21
REFERÊNCIAS.....	22
2. OBJETIVOS.....	26
2.1. OBJETIVO GERAL	26
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
3. HIPÓTESES.....	27
3.1. H_0 (HIPÓTESE NULA).....	27
3.2. H_1 (HIPÓTESE ALTERNATIVA)	27
IMPACTOS AMBIENTAIS DAS HIDRELÉTRICAS DE SANTO ANTÔNIO E JIRAU SOBRE A ESTRUTURA DA PESCA ARTESANAL NO RIO MADEIRA	29
1. INTRODUÇÃO.....	30
2. MATERIAL E MÉTODOS	32
2.2. ÁREA DE ESTUDO	32
2.3. COLETA DE DADOS	35
2.4. ANÁLISE DOS DADOS	35
3. RESULTADOS.....	37
3.1. DESEMBARQUE PESQUEIRO	37
3.1.1. A jusante	38
3.1.2. A montante.....	42
3.2. VARIAÇÕES NA COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA DA BIOMASSA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES	47
3.2.1. A jusante	47
3.2.2. A montante.....	49
3.3. ALTERAÇÕES NA ABUNDÂNCIA DE PEIXES E OS EFEITOS DIRETOS SOBRE A PESCA ARTESANAL	52

3.3.1. A jusante	53
3.3.2. A montante.....	54
4. DISCUSSÃO	55
4.1. DESEMBARQUE PESQUEIRO	55
4.2. VARIAÇÕES NA COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA DA BIOMASSA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES	57
4.3. ALTERAÇÕES NA ABUNDÂNCIA DE PEIXES E OS EFEITOS DIRETOS SOBRE A PESCA ARTESANAL	59
5. CONCLUSÃO	62
6. AGRADECIMENTOS.....	62
REFERÊNCIAS.....	63
MATERIAL SUPLEMENTAR	71

ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Diante da crescente demanda por alimentação e energia, intensificou-se a implantação de usinas hidrelétricas na Bacia Amazônica, o que gerou implicações significativas para a atividade pesqueira regional. Nesse contexto, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de mensurar os impactos causados por esses empreendimentos no desembarque pesqueiro.

A introdução geral desta dissertação apresenta o embasamento teórico necessário para compreender os principais aspectos que envolvem a Bacia do Rio Madeira, com ênfase na instalação de grandes hidrelétricas na região, destacando-se os empreendimentos de Santo Antônio e Jirau. Em seguida, discute-se a relevância socioeconômica da pesca na bacia, finalizando com a abordagem sobre o uso de dados de desembarque pesqueiro como ferramenta para a avaliação ambiental, considerando-se as características funcionais da ictiofauna e seu potencial como bioindicadores de alterações ecossistêmicas.

Na sequência, são apresentados os objetivos e as hipóteses deste estudo, os quais fundamentam a construção de uma base teórica e metodológica consistente para o desenvolvimento do artigo científico elaborado no decorrer desta pesquisa. O referido artigo, estruturado conforme os padrões acadêmicos, encontra-se em processo de submissão e apresenta uma análise dos impactos ambientais gerados pelas usinas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau sobre a estrutura da pesca artesanal no Rio Madeira, utilizando os dados de desembarque pesqueiro como indicador das alterações ecológicas.

A análise foi realizada com base na classificação dos pescados desembarcados nos portos de Humaitá (a jusante) e Guajará-Mirim (a montante), segundo suas respectivas ordens taxonômicas, correlacionando-as à biomassa desembarcada (em kg). Dessa forma, foi possível agrupar as espécies e avaliar quais grupos taxonômicos foram mais afetados pelas transformações ambientais decorrentes do barramento do rio. Ressalta-se que o pescado representa uma das principais fontes de alimento e renda para as comunidades regionais da região amazônica, o que reforça a relevância social e ecológica deste estudo.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. RIO MADEIRA

O Rio Madeira é um dos principais tributários da bacia amazônica, sua maior extensão abrange territórios na Bolívia (51%), seguido do Brasil (42%) e Peru (7%); em território brasileiro, o rio se estende por aproximadamente 1.500 km e tem uma área total de drenagem de 1,420 milhões de quilômetros quadrados, desenvolvendo um papel crucial na hidrografia, economia e ecologia da região (Águas amazônicas, 2025; Ferri et al., 2019; Shunculture, 2024).

O Rio Madeira se origina no Piemonte Andino e é formado pelo encontro de quatro rios: Guaporé, Mamoré, Beni e Madre de Dios; é o maior rio de águas brancas da bacia amazônica (Goulding, Barthem & Ferreira, 2003). Os rios de águas brancas são conhecidos por serem fortemente carregados por sedimentos, como silte, argila e areia; juntamente com esses sedimentos, encontram-se nutrientes que atuam como fertilizantes (EIA/RIMA, 2005).

As águas brancas do Rio Madeira possuem um dos maiores volumes de água e fluxo de sedimentos entre seus afluentes, com esses sedimentos descendo desde os Andes; o rio também transporta altas quantidades de matérias orgânicas como galhos, caules e até mesmo árvores, o que deu a ele seu nome (Li et al., 2020; Barthem & Goulding, 2007).

Esse expressivo volume de água e a grande carga de sedimentos e matéria orgânica transportados pelo rio, provenientes principalmente da cordilheira dos Andes, exercem forte influência sobre os processos de erosão, deposição e modelagem da paisagem fluvial ao longo de seu curso (Li et al., 2020; Barthem & Goulding, 1997).

Essa dinâmica do fluxo de água e sedimentos contribui diretamente para a formação de diferentes compartimentos geomorfológicos na bacia do rio Madeira em território brasileiro, os quais refletem variações nos padrões de fluxo, declividade, tipos de sedimentos e estabilidade dos canais (Souza Filho et al., 1999; Goulding, Barthem & Ferreira, 2003).

Em território brasileiro, o contexto estrutural da bacia do rio Madeira é dividido em três domínios (Souza Filho et al., 1999):

Domínio I: Corresponde à Depressão Guaporé, formada pelos rios Guaporé e Mamoré até a cidade de Guajará-Mirim. Apresenta padrão meandrante com lagos e lagoas, uma extensa planície aluvial pediplanada e relevos residuais. Os canais são instáveis e migrantes, com predomínio de sedimentos inconsolidados areno-argilosos.

Domínio II: Constitui o Alto Estrutural Guajará-Mirim em Porto Velho, correspondendo aos rios Mamoré (de Guajará-Mirim até sua confluência com o rio Beni) e Madeira (até a cidade de Porto Velho). O traçado é predominantemente retilíneo a levemente sinuoso, com três setores distintos até Porto Velho. Caracteriza-se pela assimetria dos afluentes, frequentes cachoeiras e corredeiras, sendo um planalto dissecado com pouca planície aluvial e um ambiente erosivo predominante.

Domínio III: Desenvolve-se ao longo do vale fluvial do rio Madeira, a jusante de Porto Velho até a foz no rio Amazonas. Comporta-se novamente como um rio meandrante, com ampla planície aluvial assimétrica, apresentando feições como paleocanais e meandros abandonados. Possui extensas áreas planas com sedimentos terciários e quaternários, caracterizando-se por um ambiente deposicional com baixa declividade.

No ano de 2021 o Rio Amazonas registrou uma vazão máxima de 159.308 m³/s, enquanto o Rio Madeira teve uma vazão máxima de 48.479 m³/s durante o mesmo ano (ANA, 2022). Uma vez que atinge o estado do Amazonas no Brasil e se combina com outros tributários ao longo de seu caminho para formar um sistema fluvial maior, a contribuição das águas do Madeira chega a aproximadamente 31.704 m³/s - equivalente a 15% da vazão média do mesmo estado (Júnior, Tomasella, Rodriguez 2015).

Em 2023, o rio Amazonas sofreu com uma severa seca, a pior dos últimos 40 anos, devido principalmente ao fenômeno El Niño, que reduz a formação de nuvens e chuvas na região; essa seca extrema teve impactos significativos na vazão dos rios, incluindo o Amazonas e o Madeira, e resultou em situações críticas como a exposição de bancos de areia e dificuldades para o transporte fluvial (El País, 2023; Nature, 2023).

A vazão do rio Amazonas foi severamente afetada pela seca, com registros de níveis de água abaixo do normal para a época; no caso do rio Madeira, a vazão também foi drasticamente reduzida, contribuindo para a situação de emergência em vários municípios da Amazônia (El País, 2023; Nature, 2023). Os dados específicos da vazão máxima para o rio Amazonas e o rio Madeira em 2024 ainda não foram divulgados em detalhes pelos órgãos responsáveis até o momento.

Entre os rios que compõem a bacia amazônica, o Negro e o Madeira têm o maior número de espécies de peixes, com 1.126 e 1.373 respectivamente; a riqueza de espécies encontradas no rio Madeira reflete uma diversidade equivalente a todas as junções da Europa, Oceania e Rússia combinadas; a fauna de peixes do rio Madeira representa quase 20% de todas as espécies de peixes documentadas neste continente (Amazon Fish, 2022; Santos et al., 2018).

Economicamente, o Rio Madeira é vital para o transporte fluvial de mercadorias e para a pesca, que é uma atividade essencial para as comunidades locais; além disso, a exploração de recursos naturais, como madeira e minerais, tem impacto sobre o rio e suas comunidades; o desenvolvimento de infraestrutura, como as hidrelétricas, tem gerado debates sobre o equilíbrio entre progresso econômico e preservação ambiental (Lees et al., 2016).

1.2. HIDRELÉTRICAS NA BACIA DO RIO MADEIRA

As usinas hidrelétricas (UHEs) desempenham um papel crucial na matriz energética global, particularmente em países com vastos recursos hídricos como o Brasil; a região amazônica, que abriga a maior bacia hidrográfica do mundo, tem sido estratégica para o desenvolvimento de UHEs devido ao seu potencial energético e à abundância de grandes rios (ANEEL, 2020; Fearnside, 2016).

Atualmente, cerca de 16% da eletricidade global é gerada por usinas hidrelétricas (UHEs), que oferecem uma solução conveniente para atender às necessidades energéticas ao utilizar eficientemente os recursos hídricos disponíveis; no Brasil, em particular, aproximadamente 80% da energia elétrica provém das UHEs, sendo majoritariamente destinada à produção agrícola, pecuária, além dos setores industrial e residencial (Berga, 2016; Contreras et al., 2020).

A energia hidrelétrica gerada a partir dessas fontes hidrelétricas não apenas contribui significativamente para o fornecimento de eletricidade no Brasil, mas também levanta questões complexas sobre o impacto ambiental, bem como os efeitos sociais e econômicos nessa área (Fearnside 2015).

Devido à sua abundante hidrografia, a região Norte do Brasil tem sido priorizada para o desenvolvimento energético, com a Amazônia brasileira concentrando 81% de toda a água superficial disponível no país e se tornando a principal detentora de água doce do Brasil (ANA, 2022). Com base nessa avaliação, a região Norte recebeu maiores incentivos para a construção de usinas hidrelétricas nos últimos anos, resultantes de instalações significativas como Belo Monte (no rio Xingu), Jirau e Santo Antônio (no rio Madeira), que coletivamente representam cerca de 10% da capacidade instalada do Sistema Interligado Nacional (SIN) (PDE, 2020).

Em 2012, duas barragens foram construídas na parte média do Rio Madeira, as usinas hidrelétricas Santo Antônio e Jirau (Almeida et al., 2016). A geração total de energia das usinas depende exclusivamente do fluxo do rio, e não da liberação de água; isso ocorre por meio da redução do nível do reservatório, o que resulta em uma área florestal inundada substancial

nesta parte da barragem; eventualmente, os níveis naturais de inundação não são restaurados ao seu estado original (Fearnside, 2019).

Manter a estabilidade do pulso de inundação é crucial para preservar os recursos pesqueiros da bacia amazônica (Santos et al., 2018). Para garantir uma gestão adequada desses recursos, é importante compreender como as usinas hidrelétricas podem afetar o regime de inundações dos rios e consequentemente impactar diretamente os pescadores através da alteração das políticas de pesca (Santos et al., 2018; Lees et al., 2016).

Além disso, a construção de grandes represas e reservatórios alterou significativamente a dinâmica dos rios, afetando a biodiversidade e os modos de vida tradicionais que dependem diretamente dos recursos naturais da região (Lees et al., 2016). Essas transformações destacam a necessidade de uma avaliação crítica dos benefícios e desvantagens associados às usinas hidrelétricas na Amazônia; tal avaliação deve considerar não apenas o fornecimento de energia, mas também os esforços de conservação ambiental, bem como o respeito aos direitos da comunidade local (Fearnside, 2014; Castro; Monteiro, 2013; Silva; Barthem; Zuanon, 2012).

A região Norte do Brasil está se tornando um importante ponto de expansão da geração de energia hidrelétrica, demonstrando o interesse crescente em aproveitar ao máximo o vasto potencial hídrico presente na Amazônia; neste local, existem atualmente 41 projetos tanto para grandes como pequenas usinas que ainda estão em fase de estudos preliminares e outros 138 já iniciaram seu processo construtivo, enquanto outras 57 unidades operam normalmente (ANEEL, 2023).

Projeções estimaram para a região norte uma tendência global cresce com relação à geração energética por meio deste mecanismo renovável até final de 2024; parte significativa desse crescimento fica atribuída aos grandiosos planos englobados pelos maiores novos implementadores nessa área, como mostra os avanços registrados das atividades focais realizadas na Usina Belo Monte, considerada hoje um dos mais notáveis ensaios desse tipo em território nacional segunda avaliação apresentada pelo PDE anunciada também para esse período previsto (PDE, 2023).

Embora tenha havido progressos significativos na implementação destes hidrelétricas, os estudos e pesquisas sobre os impactos ambientais e sociais resultantes da construção de pequenas e grandes hidrelétricas nas bacias amazônicas ainda são limitados (Castro-Díez et al., 2019; Athayde et al., 2019).

Diante da expansão acelerada de projetos hidrelétricos na Amazônia, torna-se urgente ampliar os estudos que avaliem seus impactos cumulativos e sinérgicos sobre a biodiversidade,

os ecossistemas aquáticos e as comunidades locais que deles dependem; a falta de dados abrangentes e análises integradas ainda limita a capacidade de prever e mitigar adequadamente os efeitos desses empreendimentos sobre os sistemas socioecológicos amazônicos (Lees et al., 2016; Fearnside, 2015; Santos et al., 2018).

1.2.1. Hidrelétrica de Santo Antônio

A Usina Hidrelétrica de Santo Antônio, localizada na Ilha do Presídio, a aproximadamente 10 km de Porto Velho, Rondônia (RO), é um dos maiores empreendimentos energéticos da região Norte do Brasil e é administrada pela Santo Antônio Energia; a construção da usina, que faz parte de um ambicioso projeto de desenvolvimento energético na bacia do Rio Madeira, teve início em setembro de 2008, com um investimento total de 20 bilhões de reais; a usina foi planejada para atender à crescente demanda por energia no Brasil, aproveitando o grande potencial hídrico da Amazônia (EIA/RIMA, 2005).

Em 30 de março de 2012, as duas primeiras turbinas entraram em operação, antecipando em nove meses o prazo estipulado no contrato de concessão, um feito que demonstra a eficiência na execução do projeto; com sua capacidade instalada total de 3.568 MW, a Usina Hidrelétrica de Santo Antônio é um pilar fundamental para o fornecimento de energia na região, contribuindo significativamente para o Sistema Interligado Nacional (SIN) (Santo Antônio Energia, 2018).

O reservatório da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio cobre uma área total de 421,56 km², incluindo a calha natural do rio Madeira; desde 2016, a usina opera em sua fase de geração plena, com uma capacidade instalada de 3.568 MW e uma garantia física de 2.424 MW médios (Santo Antônio Energia, 2018).

A energia gerada pela UHE Santo Antônio é suficiente para atender mais de 45 milhões de pessoas, com seus principais consumidores sendo a população local, bem como os moradores dos estados do Acre e Rondônia; a usina é responsável por 40% do consumo total de energia desses dois estados e está conectada ao Sistema Interligado Nacional (SIN), o que permite que a energia gerada seja distribuída para outras regiões do país, atendendo à demanda energética nacional (Santo Antônio Energia, 2018).

A implantação de usinas hidrelétricas acarreta significativos impactos ambientais, o que leva os países a estabelecerem legislações que exijam ações de compensação ambiental e social por parte dos empreendedores; no Brasil, a Lei nº 9.991/2000 determina que empresas do setor elétrico invistam em pesquisa e desenvolvimento de projetos; um exemplo é a empresa Santo

Antônio Energia, responsável por investir cerca de 2 bilhões de reais em iniciativas socioambientais (Brasil, 2000; Santo Antônio Energia, 2018).

Entre as ações exigidas pelos programas de compensação socioambiental, destacam-se aquelas voltadas à conservação da biodiversidade aquática, com ênfase na proteção das espécies migratórias afetadas pelos barramentos. Nesse contexto, os Sistemas de Transposição de Peixes (STPs) representam uma das principais medidas adotadas para mitigar os impactos sobre a ictiofauna migratória; o STP em funcionamento na UHE Santo Antônio, do tipo escada de peixes, também conhecido como *fishway*, *fishpass* ou *fishladder*, foi projetado com foco nas espécies migratórias, em especial os grandes bagres do rio Madeira (Diário da União, 2000; Santo Antônio Energia, 2018; Santos, 2005).

Também integram esse subprograma ações como o Resgate de Ictiofauna e o Comissionamento das Unidades Geradoras (UGs), realizados durante a parada das máquinas, utilizando estrutura específica para reduzir o estresse dos peixes durante a retirada (Santo Antônio Energia, 2018).

Outro exemplo relevante é o da UHE Belo Monte, no rio Xingu, que adotou um canal de derivação com cerca de 20 km, substituindo a escada tradicional e buscando garantir a conectividade do rio e a migração de espécies locais (Eletronorte, 2015; Brito et al., 2021). Apesar da inovação estrutural, estudos indicam que o canal de derivação não foi suficiente para mitigar os impactos sobre a ictiofauna migratória, resultando em alterações na composição das espécies e na redução de capturas em áreas impactadas a jusante da barragem (Brito et al., 2021).

A Usina Hidrelétrica de Santo Antônio exemplifica como esses empreendimentos são essenciais para o progresso econômico e energético do país, ao mesmo tempo em que demandam estratégias eficazes para minimizar os impactos negativos sobre o meio ambiente e as comunidades locais (Santo Antônio Energia, 2018; ANEEL, 2020; Fearnside, 2016). Assim, o futuro das hidrelétricas no Rio Madeira exige um planejamento que equilibre a crescente demanda por energia com a conservação ambiental e o respeito aos direitos das comunidades locais.

1.2.2. Hidrelétrica de Jirau

A Usina Hidrelétrica de Jirau está situada na região da Ilha do Padre, aproximadamente 120 km de Porto Velho, Rondônia (ANEEL, 2020). As obras da usina tiveram início em 2009,

com a primeira unidade geradora entrando em operação comercial em 2013 e a capacidade plena sendo alcançada em 2016 (Jirau Energia, 2024).

O projeto da UHE Jirau foi desenvolvido para otimizar a geração energética, adotando princípios de sustentabilidade ambiental, modicidade tarifária e a aplicação de tecnologias avançadas em turbinas e geradores, durante a construção, foram autorizadas supressões de vegetação em uma área de 3.202,63 hectares, conforme Autorizações de Supressão de Vegetação (ASV) emitidas pelos órgãos ambientais (Energia Sustentável do Brasil–ESBR/IBAMA, 2010).

O reservatório da hidrelétrica cobre 361,6 km², com nível máximo de 90 metros, garantindo uma capacidade instalada de 3.750 MW e uma garantia física de 2.211,6 MW, contribuindo com cerca de 3,7% da geração hidrelétrica nacional e atendendo a uma população estimada em até quarenta milhões de pessoas (Jirau Energia, 2024).

Durante o processo de concessão, a Jirau Energia comprometeu-se com o IBAMA a implementar programas para mitigar os impactos ambientais, especialmente voltados à proteção das espécies migratórias de peixes, entre as ações previstas, destacam-se a translocação de ovos, larvas e juvenis, além da manutenção do fluxo contínuo de sedimentos entre as áreas a montante e jusante do reservatório, essencial para a qualidade da água e integridade dos ecossistemas aquáticos (MMA/IBAMA, 2007).

Para essas iniciativas, a empresa destinou cerca de 1,3 bilhão de reais, contemplando projetos socioambientais que visam não só a conservação ambiental, mas também o desenvolvimento sustentável das comunidades locais, promovendo a integração entre conservação e demandas socioeconômicas (Jirau Energia, 2024).

Entre os programas implementados está o Resgate e Salvamento da Ictiofauna, que busca remover peixes presos em estruturas hidráulicas, devolvendo-os ao rio a jusante da barragem, juntamente, um Programa de Monitoramento de Peixes acompanha, durante cinco anos, os impactos da usina sobre ovos e larvas nas áreas a montante e jusante, contribuindo para avaliação contínua da saúde da população ictiológica (Jirau Energia, 2012). Esses esforços fazem parte de uma abordagem mais ampla, que avalia mudanças na riqueza, diversidade, abundância e comportamento reprodutivo das espécies no Rio Madeira antes e após a construção das hidrelétricas (EIA/RIMA, 2019).

Assim, a Usina Hidrelétrica de Jirau representa um marco na matriz energética brasileira, evidenciando a necessidade de equilibrar o desenvolvimento econômico com a preservação ambiental e o respeito às comunidades locais; esse equilíbrio vem sendo buscado por meio de investimentos robustos e da implementação de programas ambientais voltados à

mitigação dos impactos decorrentes da operação da usina, como ações de conservação da biodiversidade, monitoramento da ictiofauna e desenvolvimento sustentável das comunidades do entorno (Eletrobras, 2012; Jirau Energia, 2024).

1.3. IMPORTÂNCIA DA PESCA ARTESANAL NO RIO MADEIRA

A pesca artesanal na Amazônia é uma atividade fundamental para a subsistência, segurança alimentar e economia para muitas comunidades locais, bem como para as colônias de pescadores distribuídas ao longo dos principais rios da região; essa atividade, praticada majoritariamente de forma artesanal, ocorre em ambientes como rios, lagos, igarapés e áreas de várzea, sustentando tanto modos de vida tradicionais quanto estruturas formais de representação da categoria pesqueira (Doria et al., 2012; Isaac et al., 2008).

As colônias de pescadores exercem um papel estratégico na organização da atividade, na defesa dos direitos dos trabalhadores e na gestão de recursos, sendo reconhecidas como pontos de apoio essenciais para o monitoramento, a regularização e o fortalecimento da pesca artesanal na Amazônia (Ruffino, 2014).

Realizada principalmente por unidades familiares, a pesca amazônica envolve o uso de técnicas tradicionais, como malhadeiras, tarrafas, espinhéis e armadilhas, adaptadas aos diferentes ambientes e espécies-alvo; essas práticas são baseadas em um profundo conhecimento ecológico sobre os ciclos hidrológicos, a sazonalidade e o comportamento dos peixes (Batista et al., 1998; Silvano & Begossi, 2010).

A pesca artesanal, além de fornecer proteína de alta qualidade e gerar renda, a atividade contribui para a coesão social das comunidades e reforça identidades culturais locais, sendo sustentada pela transmissão intergeracional de saberes e pelo fortalecimento das relações comunitárias (McGrath et al., 2008; Castello et al., 2013).

Os peixes provenientes dessa atividade desempenham também um papel essencial na dinâmica ecológica dos rios amazônicos, especialmente na Bacia do Rio Madeira; sua diversidade funcional contribui para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, tornando-os elementos-chave da estrutura ecológica; além disso, muitas espécies são sensíveis a alterações ambientais, o que as torna excelentes bioindicadoras da saúde dos ambientes aquáticos (Goulding et al., 2019).

Considerando essa importância ecológica, os peixes têm sido amplamente utilizados como bioindicadores para avaliar a qualidade ambiental em áreas impactadas por usinas hidrelétricas (UHEs) e empreendimento portuários; a construção e operação dessas

infraestruturas provocam modificações significativas nos ambientes aquáticos, como mudanças no fluxo hidrológico, aumento da turbidez da água, perda de habitats e poluição; tais alterações afetam diretamente as comunidades desses peixes (Medeiros; Silva, 2016; Ferreira; Lima, 2018).

1.4. DADOS DE DESEMBARQUE PESQUEIRO COMO BIOINDICADOR DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Na região amazônica, a pesca artesanal não apenas sustenta a subsistência de milhares de famílias ribeirinhas, como também fornece dados essenciais para o monitoramento ambiental; a Bacia do Rio Madeira, uma das mais produtivas em termos de pesca na Amazônia brasileira, destaca-se como um importante laboratório natural para a aplicação de dados de desembarque como indicadores ecológicos (Isaac et al., 2015).

A alta diversidade de espécies capturadas e a forte dependência das comunidades locais da atividade pesqueira tornam os registros de desembarque fundamentais para compreender alterações na dinâmica dos ecossistemas aquáticos; os dados de desembarque pesqueiro como registros sistemáticos das capturas realizadas por pescadores artesanais têm sido utilizados como ferramentas eficazes de monitoramento da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos, possibilitando a identificação de mudanças na estrutura da ictiofauna, nos padrões de biodiversidade e na produtividade dos ambientes fluviais (Duarte et al., 2020; Isaac et al., 2015).

Nesse sentido, o uso desses dados como bioindicadores ambientais permite detectar de forma sensível os efeitos de tais intervenções, ao apontar o declínio de espécies sensíveis, o que pode indicar não apenas perda de biodiversidade, mas também o empobrecimento funcional da ictiofauna, com prejuízos à funcionalidade ecológica dos rios impactados por barramentos (Agostinho et al., 2008).

Além de seu valor ecológico, os dados de desembarque oferecem suporte técnico para a gestão adaptativa e o planejamento participativo da pesca, sendo amplamente utilizados por instituições como o IBAMA, o MPA e centros de pesquisa regionais para subsidiar normas de defeso, zoneamentos pesqueiros e políticas de conservação (Isaac et al., 2015; Duarte et al., 2020).

REFERÊNCIAS

- Adams, S. M. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. *American Fisheries Society Symposium*, v. 8, p. 1–8, 2002.
- Agência Nacional De Águas E Saneamento Básico (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2022: informe anual*. Brasília: ANA, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>. Acesso em: 25 jun. 2025.
- Agostinho, A. A. et al. Fish diversity in the Upper Paraná River Basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 11, n. 3, p. 289–301, 2008.
- Águas Amazônicas. *Madeira bacia*. Disponível em: <https://pt.aguasamazonicas.org/bacia/bacias-principais/madeira>. Acesso em: 25 jun. 2025.
- Almeida, R. M. et al. Hydroelectric dams in the Amazon basin: impacts on fish biodiversity and fisheries. *Global Environmental Change*, v. 36, p. 91–101, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.11.005>.
- Almeida, R. M. et al. Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nature Communications*, v. 7, p. 1–10, 2016.
- Amazon Fish. *Amazon Fish Database*. 2022. Disponível em: <https://www.amazon-fish.com>. Acesso em: 25 jun. 2025.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. *Atlas de energia elétrica do Brasil*. 3. ed. Brasília: ANEEL, 2023.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. *Banco de Informações de Geração – BIG*. Brasília: ANEEL, 2020. Disponível em: <https://www.aneel.gov.br/>. Acesso em: 25 jun. 2025.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. *Sistemas de Geração: Hidrelétricas em operação, construção e estudo*. Brasília: ANEEL, 2023. Disponível em: <https://www.aneel.gov.br/>. Acesso em: 25 jun. 2025.
- Athayde, S.; Mataveli, B.; Silva, L. Impactos ambientais e sociais das hidrelétricas na Amazônia: uma revisão crítica. *Revista Brasileira de Energia*, p. 70–85, 2019.
- Bagher, A. M. et al. Present and future energy sources: a global overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 51, p. 1636–1650, 2015. DOI: 10.1016/j.rser.2015.07.058.
- Barthem, R.; Goulding, M. *An Unexpected Ecosystem: The Amazon as Revealed by Fisheries*. Lima: Amazon Conservation Association; Missouri Botanical Garden Press, 2007.
- Barthem, R.; Goulding, M. *The Catfish Connection: ecology, migration, and conservation of Amazon predators*. New York: Columbia University Press, 1997.
- Berga, L. Dams and reservoirs, societies and environment in the 21st century. In: International Commission on Large Dams. *Dams and reservoirs, societies and environment in the 21st century*. Londres: Taylor & Francis Group, 2016.

Brito, B. et al. Belo Monte: o custo socioambiental da energia hidrelétrica na Amazônia brasileira. *Energy Policy*, v. 149, p. 112021, 2021.

Castro, F. De; Monteiro, D. Conflitos socioambientais e alternativas democráticas no contexto de grandes obras na Amazônia brasileira. *Estudos Sociedade e Agricultura*, Rio de Janeiro, v. 21, n. 2, p. 247–271, 2013. Disponível em: <https://revistaesa.com/ojs/index.php/esa/article/view/226>. Acesso em: 16 maio 2025.

Castro, R.; Monteiro, M. Hidrelétricas e comunidades tradicionais na Amazônia: análise crítica dos impactos. *Revista NERA*, v. 16, n. 29, p. 121–140, 2013.

Castro-Díez, P. et al. Effects of damming on aquatic biodiversity in tropical rivers: an overview. *Science of the Total Environment*, v. 662, p. 1201–1210, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.150.

Contreras, D. et al. Hydropower expansion in the Amazon: research gaps and a proposed research agenda. *Water International*, v. 45, n. 4, p. 317–336, 2020. DOI: 10.1080/02508060.2020.1755798.

Doria, C. R. C. The importance of artisanal fisheries in the Madeira River basin, Brazilian Amazon. *Fisheries Management and Ecology*, v. 18, p. 437–450, 2011.

El País. *Seca extrema na Amazônia: os piores níveis em 40 anos afetam transportes e comunidades*. El País Brasil, 2023. Disponível em: <https://brasil.elpais.com>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Fearnside, P. M. Brazil's Belo Monte Dam: lessons of an Amazonian resource struggle. *Die Erde*, v. 147, n. 2, p. 113–125, 2016. DOI: 10.12854/erde-147-9.

Fearnside, P. M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: implications for the aluminum industry. *World Development*, v. 77, p. 48–65, 2015. DOI: 10.1016/j.worlddev.2015.08.015.

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

Fearnside, P. M. Environmental impacts of hydroelectric dams in the Brazilian Amazon. In: *Energy and Environmental Security in Developing Countries*. Nova York: Springer, 2019. p. 153–172. DOI: 10.1007/978-3-030-00060-8_9.

Fearnside, P. M. Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 209–220, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/SN58F84Mby4XQx8kW8B3Mxp/>. Acesso em: 16 maio 2025.

Fearnside, P. M. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, v. 38, p. 164–172, 2014

Ferri, S. et al. Decline of fine suspended sediments in the Madeira River Basin (2003–2017). *Water*, v. 11, n. 3, p. 514, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11030514>.

Furnas Centrais Elétricas S.A.; ELETRONORTE. *Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) das Usinas Hidrelétricas do rio Madeira – UHE Santo Antônio e UHE Jirau*. Brasília: Furnas/Eletronorte, 2005. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/licenciamento/documentos-hidreletricas/422-eia-rima-complexo-do-rio-madeira>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Goulding, M. Floodplains: Ecosystem Productivity and Fisheries. In: THE AMAZON RIVER BASIN. Springer, 2019. p. 854.

Goulding, M.; Barthem, R.; Ferreira, E. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Washington, D.C.: Smithsonian Books, 2003.

Jirau Energia. Relatório de Sustentabilidade 2012. Porto Velho: Jirau Energia, 2024. Disponível em: <https://www.jirauenergia.com.br/>. Acesso em: 26 jun. 2025.

Júnior, J. S.; Tomasella, J.; Rodriguez, D. A. Hydrological and climatic insights in the Amazon Basin. *Climate Dynamics*, v. 44, p. 983–998, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2144-4>.

Lees, A. C. et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 25, n. 3, p. 451–466, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1073-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-016-1073-3>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Li, S. et al. Suspended sediment dynamics in the Madeira River, the largest tributary of the Amazon River. *Water Resources Research*, v. 56, n. 10, p. 1–21, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1029/2020WR027586>.

Nature. Severe Amazon drought of 2023 sets off alarms on climate change and resilience. *Nature*, editorial, 2023. Disponível em: <https://www.nature.com>. Acesso em: 25 jun. 2025.

ONU – Organização das Nações Unidas. *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. New York: UN, 2022. Disponível em: <https://www.un.org>. Acesso em: 25 jun. 2025.

PDE – Plano Decenal de Expansão de Energia. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2030*. Brasília: Ministério de Minas e Energia/EPE, 2020. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Decenal-de-Expansao-de-Energia-PDE>. Acesso em: 25 jun. 2025.

PDE – Plano Decenal de Expansão de Energia. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2033*. Brasília: Ministério de Minas e Energia/EPE, 2023. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Decenal-de-Expansao-de-Energia-PDE>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Santos, R. E.; Fonseca, R.; Pinto-Coelho, R. M.; Zanchi, F. 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, p. 380–391, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/fme.12273>.

Shunculture. *Madeira River: the longest river in Bolivia, a tributary of the Amazon River*. Disponível em: <https://shunculture.com/article/what-are-some-major-bodies-of-water-in-bolivia>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Silva, U. L. da; Barthem, R.; Zuanon, J. A ictiofauna do rio Madeira. In: RODRIGUES, B.; SANTOS, G. M. dos (org.). *Peixes e pescadores do Madeira: um olhar sobre o rio*. Manaus: Instituto Mamirauá, 2012. p. 35–58.

Souza Filho, E. E.; Stevaux, J. C.; Latrubesse, E. M. Geomorphology and sedimentology of the Madeira River: implications for floodplain development. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 12, p. 205–219, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0895-9811\(99\)00007-1](https://doi.org/10.1016/S0895-9811(99)00007-1).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar os impactos das usinas hidrelétricas de Santo Antônio, a montante (no porto de Guajará-Mirim), e de Jirau, a jusante (no porto de Humaitá), sobre a estrutura da pesca no rio Madeira, utilizando os dados de desembarque pesqueiro como indicadores das alterações na biomassa, composição e abundância da ictiofauna entre os períodos anterior e posterior ao represamento.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar quais qual das principais ordens (Siluriformes, Characiformes e Cichliformes) apresentaram maior declínio no desembarque após instalação das UHEs;

Avaliar as alterações na abundância e biomassa da ictiofauna entre os períodos anteriores e posteriores ao represamento;

Analisar as alterações na composição de espécies da ictiofauna nos períodos anterior e posterior ao represamento;

Compreender se a gestão ambiental adotada pelas usinas tem apresentado êxito.

3. HIPÓTESES

3.1. H_0 (HIPÓTESE NULA):

A instalação das usinas hidrelétricas no rio Madeira não provocou alterações significativas no desembarque pesqueiro das ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes nos portos de Humaitá e Guajará-Mirim, tampouco na abundância e biomassa da ictiofauna entre os períodos anteriores e posteriores ao represamento.

3.2. H_1 (HIPÓTESE ALTERNATIVA):

A instalação das usinas hidrelétricas no rio Madeira provocou alterações significativas no desembarque pesqueiro nas ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes nos portos de Humaitá e Guajará-Mirim, bem como na abundância e biomassa da ictiofauna entre os períodos anteriores e posteriores ao represamento.

**IMPACTOS AMBIENTAIS DAS HIDRELÉTRICAS DE SANTO ANTÔNIO E JIRAU
SOBRE A ESTRUTURA DA PESCA ARTESANAL NO RIO MADEIRA**

Artigo será submetido à revista: River Research and Applications

Fator de impacto: 2,2

Data de envio: após as considerações da Banca de Defesa de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros (PPG-CARP), que será defendido no dia 28 de julho de 2025.

Fator de impacto: 2,2

IMPACTOS AMBIENTAIS DAS HIDRELÉTRICAS DE SANTO ANTÔNIO E JIRAU SOBRE A ESTRUTURA DA PESCA ARTESANAL NO RIO MADEIRA

¹Vivian Neves Oliveira, ^{1,2,4}Rogério Fonseca, ²Maria Beatriz Bezerra Castro, ²Fabício Matheus Pimenta Pacheco,
³Leonardo Alencar, ²Jéssica Lobato Peixoto, ⁴Cesario Velásquez

¹Programa de Pós-graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, Universidade Federal do Amazonas, AM, Brasil.

²Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e Ambientais, Universidade Federal do Amazonas, AM, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil.

⁴Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, AM, Brasil.

RESUMO

A expansão da produção de energia para atender à crescente demanda populacional tem colocado em risco a sustentabilidade dos recursos naturais. No Brasil, a energia hidrelétrica se destaca como a principal matriz energética, impulsionada pela ampla disponibilidade hídrica. Em 2011, foram construídas as usinas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau, no rio Madeira, cujos impactos ambientais provocaram alterações significativas no ecossistema local. Este estudo teve como objetivo analisar os efeitos dessas hidrelétricas na bacia do rio Madeira, com ênfase nas mudanças na pesca artesanal, utilizando dados de desembarque pesqueiro como indicadores ambientais. Os dados foram coletados nos portos de Humaitá (jusante) e Guajará-Mirim (montante), entre 2000 e 2019, e organizados em períodos pré e pós-construção das usinas. Os resultados mostraram que a redução da biomassa foi mais expressiva em Guajará-Mirim, com decréscimo de 56.62 % na biomassa total, enquanto em Humaitá a redução foi de 48.9%. A análise por ordens taxonômicas indicou que os Characiformes foram os mais afetados (reduções superiores a 72% a montante e 56% a jusante), seguidos dos Cichliformes (71,6% a montante e 36.66% a jusante) e Siluriformes (18% a montante e 10% a jusante). Esses achados evidenciam que as hidrelétricas têm alterado a dinâmica da pesca, afetando a abundância e a composição das comunidades de peixes. O estudo reforça a necessidade de estratégias de manejo sustentável e políticas públicas integradas, que conciliem a conservação ambiental com a sustentabilidade econômica das comunidades pesqueiras amazônicas.

Palavras-chave: Ictiofauna migratória; Biomassa desembarcada; Fragmentação de habitats; Sustentabilidade pesqueira; Resiliência socioecológica.

ABSTRACT

The expansion of energy production to meet the growing population demand has put the sustainability of natural resources at risk. In Brazil, hydropower stands out as the main energy matrix, driven by the country's extensive water availability. In 2011, the Jirau and Santo Antônio hydroelectric power plants (HPPs) were built on the Madeira River, whose environmental impacts caused significant changes to the local ecosystem. This study aimed to analyze the environmental effects resulting from these dams in the Madeira River basin, with emphasis on changes in the pattern of artisanal fishing, using fish landing data as bioindicators. Data were collected at the ports of Humaitá (downstream) and Guajará-Mirim (upstream) between 2000 and 2019, and organized into pre- and post-construction periods of the HPPs. Results indicated a greater biomass reduction in Guajará-Mirim, with a 55% decrease in total biomass (kg), while in Humaitá, the decrease was 48%. Analysis by taxonomic orders revealed that Characiformes were the most affected, with reductions over 72% upstream and 56% downstream; Cichliformes showed decreases of 66% upstream and 33% downstream; and Siluriformes, 18% upstream and 10% downstream. These findings highlight a significant decline in the biomass of landed species, especially at the Guajará-Mirim port, suggesting that hydroelectric projects have altered fishing dynamics, species abundance, and community composition. The study reinforces the need for sustainable management strategies and public policies that balance environmental conservation with the economic sustainability of fishing communities.

Keywords: Migratory ichthyofauna; Landed biomass; Habitat fragmentation; Fisheries sustainability; Socio-ecological resilience.

1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda por recursos naturais tornou-se uma grande preocupação global, especialmente mediante ao rápido crescimento populacional projetado, que deve atingir 9,7 bilhões de pessoas até 2050, de acordo com estatísticas da ONU (2022). O crescimento populacional global impõe a necessidade de uma expansão significativa na produção de alimentos e energia, colocando em risco a sustentabilidade dos recursos naturais disponíveis (FAO, 2016).

Nesse contexto, fontes renováveis como a energia hidrelétrica ganham destaque devido ao seu baixo custo e capacidade de atender grandes populações (EPE, 2020; IEA, 2021). Diante desse cenário, o Brasil é rico em recursos hídricos e a energia hidrelétrica se tornou sua principal

fonte de matriz energética, contribuindo significativamente para o desenvolvimento econômico nacional (EPE 2023)

A região Amazônica, reconhecida por sua vasta biodiversidade e relevância ecológica em escala global, tem se tornado um dos principais focos para o desenvolvimento do setor energético brasileiro, especialmente em função de sua abundante disponibilidade hídrica; a região Norte do Brasil concentra aproximadamente 81% da água superficial do país, sendo, portanto, estratégica para a expansão da matriz elétrica nacional por meio de empreendimentos hidrelétricos (ANA, 2022).

A construção de grandes empreendimentos hidrelétricos na Amazônia, como Belo Monte, no rio Xingu, e Jirau e Santo Antônio, no rio Madeira, tem sido impulsionada pela necessidade de ampliar a oferta de energia elétrica no país, representando juntas cerca de 10% da capacidade instalada do Sistema Interligado Nacional (PDE, 2020).

O rio Madeira é o principal afluente do rio Amazonas, destacando-se por sua vasta bacia hidrográfica, elevada vazão média anual e expressiva carga de sedimentos transportados, fatores que o tornam ecologicamente e hidrológicamente relevante dentro da Bacia Amazônica (Moreira-Turcq et al., 2003; Espinoza-Villar et al., 2013).

Em 2011, duas grandes usinas hidrelétricas, Santo Antônio e Jirau, foram construídas no trecho médio do rio, próximas à cidade de Porto Velho, capital do estado de Rondônia (Fearnside, 2014; Estupiñán et al., 2018). A escolha do rio Madeira para a implantação desses empreendimentos foi motivada por seu elevado potencial hidrelétrico, estimado em cerca de 25.000 MW, e por características geomorfológicas favoráveis à construção de barragens de fio d'água, que dispensam grandes reservatórios (Laturbesse et al., 2020; Pimenta et al., 2018).

Apesar da relevância estratégica das usinas hidrelétricas para o fortalecimento do sistema energético, a construção de grandes empreendimentos em áreas ambientalmente sensíveis da Amazônia, como o rio Madeira, tem suscitado intensos debates quanto aos impactos socioambientais envolvidos; embora tenham sido concebidas com o objetivo de promover o desenvolvimento econômico e garantir segurança energética, essas obras vêm sendo associadas a uma série de consequências negativas (Fearnside, 2014).

A modificação de ecossistemas complexos compromete a integridade ecológica da região, provocando a perda de espécies, alterações nos regimes hidrológicos e prejuízos diretos aos modos de vida das comunidades locais, cuja subsistência depende fortemente dos recursos naturais locais (Fearnside, 2014; de Castro et al., 2013).

Nesse contexto de transformações ambientais associadas à implantação de grandes hidrelétricas, a pesca artesanal no rio Madeira tem sido diretamente afetada; essa atividade

representa não apenas um modo tradicional de vida profundamente enraizado nas comunidades ribeirinhas, mas também um componente essencial da segurança alimentar e econômica regional (Batista et al., 2008; Isaac; Almeida, 2011).

O pescado, nesse cenário, constitui a principal fonte de proteína animal para milhares de famílias amazônicas, especialmente em áreas de difícil acesso, onde o abastecimento de outros produtos de origem animal é limitado (Isaac et al., 2015). As alterações hidrológicas provocadas pelo represamento, como mudanças no pulso de inundação, fragmentação de habitats e bloqueio de rotas migratórias, têm impactado significativamente a disponibilidade e a composição das espécies capturadas, comprometendo a sustentabilidade da pesca artesanal (Sant'ana et al., 2020; Doria et al., 2018; Fonseca, 2018).

Esses impactos exigem atenção especial nas estratégias de manejo pesqueiro e na formulação de políticas públicas que considerem os saberes tradicionais, a importância sociocultural da pesca e a necessidade de conservar a ictiofauna amazônica frente aos crescentes desafios impostos pelo modelo de desenvolvimento energético vigente (Estupiñán et al., 2018; UFAM, 2024).

O monitoramento contínuo dos dados de desembarques possibilita a identificação de tendências de declínio ou recuperação dos estoques pesqueiros, oferecendo subsídios para a implementação de medidas de preservação; a utilização dessas informações como ferramenta de gestão contribui para garantir que a exploração dos recursos pesqueiros ocorra de maneira sustentável, promovendo a conservação da biodiversidade aquática e a manutenção dos serviços ecossistêmicos na Bacia do Rio Madeira (Batista et al., 2008; Cavalcanti et al., 2020).

Diante desse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos das usinas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau sobre a estrutura da pesca artesanal no rio Madeira, entre 2000 e 2019, utilizando dados de desembarque como indicadores de alterações na composição, abundância, biomassa e estratégias de captura. Esses dados são fundamentais para a gestão sustentável da pesca e para subsidiar políticas de conservação e decisões voltadas à gestão ambiental nas áreas de influência das UHEs.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2. ÁREA DE ESTUDO

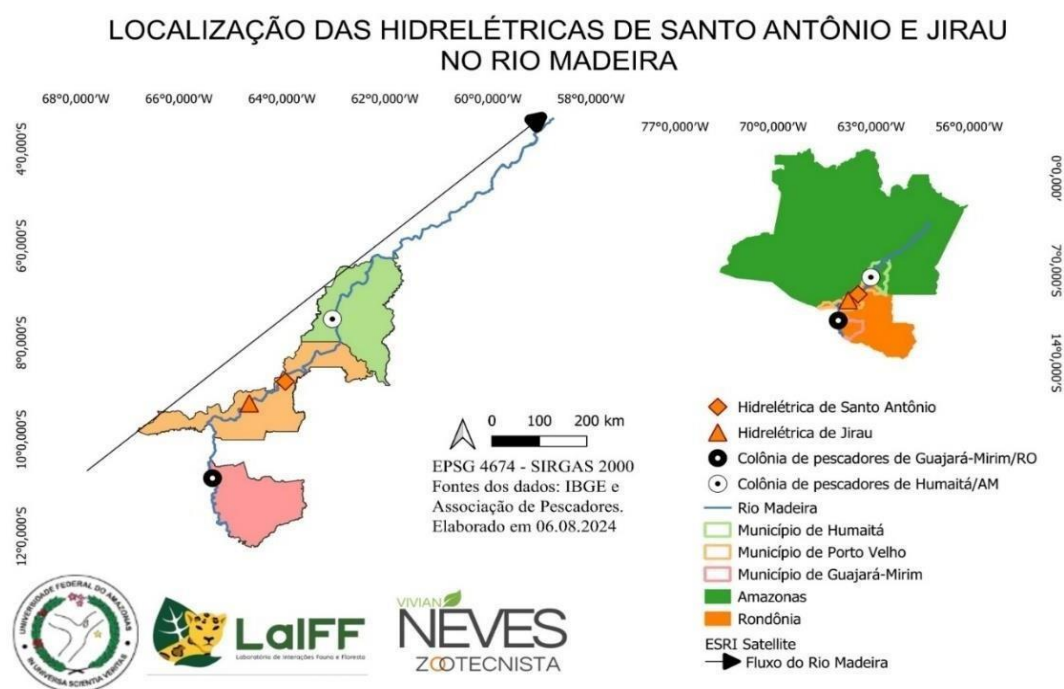
A área de estudo está localizada na bacia do rio Madeira, que possui uma extensão total de aproximadamente 3.240 km, dos quais cerca de 1.425 km situam-se em território brasileiro,

atravessando os estados de Rondônia e Amazonas antes de desaguar no rio Amazonas, nas proximidades do município de Itacoatiara (Espinoza-Villar et al., 2019; IBGE, 2023).

A pesquisa foi conduzida em dois pontos distintos da bacia hidrográfica: um a montante das hidrelétricas, ou seja, rio acima, em direção à nascente, no porto de desembarque da cidade de Guajará-Mirim (10°47'33.6"S 65°20'52.9"W), a aproximadamente 7 km de Porto Velho, Rondônia; e outro a jusante, isto é, rio abaixo, em direção à foz, no porto do município de Humaitá (7°30'29.8"S 63°01'09.4"W), ao sul do estado do Amazonas (Figura 1).

Atualmente, o rio Madeira abriga duas grandes usinas hidrelétricas: a Usina Hidrelétrica de Santo Antônio (08°48'S, 63°56'W) e a Usina Hidrelétrica de Jirau (09°15'S, 64°38'W), localizadas em sequência no médio curso do rio. Ambas estão situadas a montante de Humaitá a 175 km (Santo Antônio) e 263 km (Jirau) e também a montante de Guajará-Mirim, a cerca de 188 km e 200 km, respectivamente (IBGE, 2024).

Figura 1- Localização da colônia de pescador Z-31 (Dr. Renato Pereira Gonçalves) do município de Humaitá, estado do Amazonas, Brasil; localização da colônia de pescador Z-2, do município de Guajará Mirim, estado de Rondônia, Brasil, e a localização das barragens.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A cidade de Humaitá está no extremo sul do estado brasileiro do Amazonas, aproximadamente 675 km a sudoeste da capital do estado, Manaus (Figura 2); o município de Humaitá possui uma área de 34.430 km², localizado na margem do Rio Madeira, com uma população estimada de 62.312 habitantes em 2024 (IBGE, 2024).

Figura 2- Localização do Município de Humaitá e Porto Velho e as Hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau

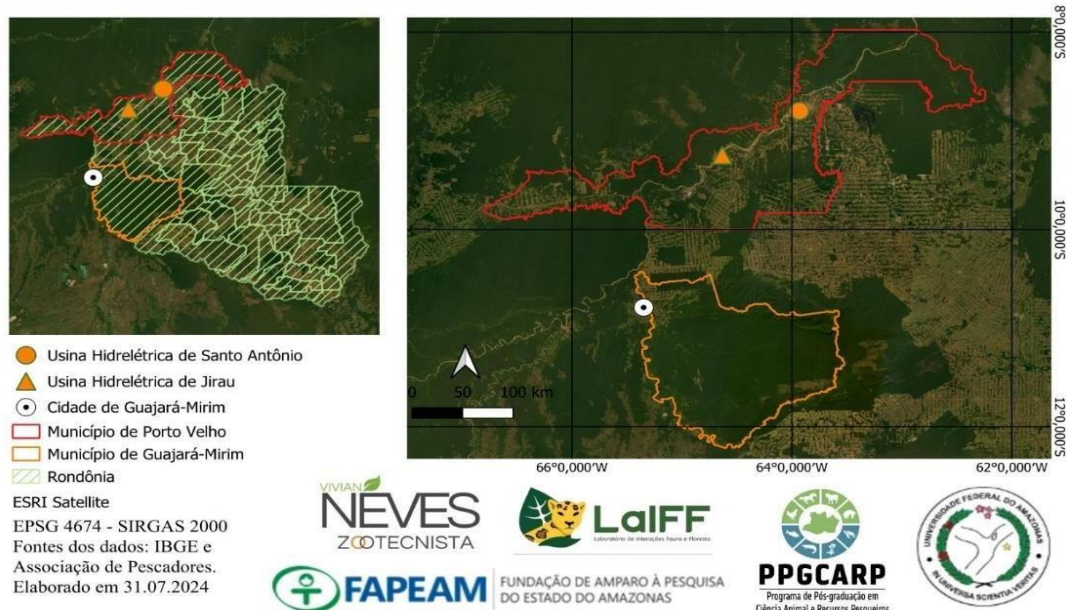


Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A cidade de Guajará-Mirim está no noroeste do estado de Rondônia (Figura 3), cerca de 210 km da capital, com 24.856 km² de área, localizada na margem do Rio Mamoré, principal afluente do Rio Madeira, e possui uma população estimada de 47.820 habitantes em 2024 (IBGE, 2024).

Figura 3- Localização do Município de Guajará-Mirim e Porto Velho e as Hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau.

LOCALIZAÇÃO DOS MUNICÍPIOS DE PORTO VELHO E GUAJARÁ-MIRIM E AS HIDRELÉTRICAS DE SANTO ANTÔNIO E JIRAU



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

2.3. COLETA DE DADOS

Os dados analisados são provenientes do banco de dados de produtividade a montante na colônia de pescadores Z2 de Guajará-Mirim (RO) e a jusante da colônia de pescadores "Dr. Renato Pereira Gonçalves Z31" de Humaitá (AM). O banco de dados de Guajará-Mirim possui informações do pescado dos anos de 2000 a 2019, e o de Humaitá de 2002 a 2019.

Os dados utilizados no trabalho, foram registrados diariamente nas colônias de pescadores, estes registros contam com as informações de identificação pelo nome popular dos peixes, data da pescaria e peso desembarcado (kg).

O ano de 2013 foi retirado das informações de Humaitá, pois o porto flutuante foi removido como medida preventiva pela enchente ocorrida nesse ano. Dessa forma, não houve registros entre janeiro e outubro, motivo pelo qual o referido ano não integra o conjunto de dados analisados.

2.4. ANÁLISE DOS DADOS

Os peixes desembarcados nos portos de Humaitá e Guajará-Mirim foram classificados segundo suas ordens taxonômicas, destacando-se os Characiformes, Siluriformes e

Cichliformes, que representam principais grupos capturados e de interesse comercial na região (BATISTA et al., 1998). A classificação dos peixes e as informações sobre seu habitat preferencial foram obtidas no banco de dados FishBase (<https://www.fishbase.se/search.php>) e complementadas com artigos científicos especializados.

A série temporal dos dados de desembarque foi dividida em dois períodos: antes e depois do represamento, conforme o cronograma de fechamento das comportas das UHEs Santo Antônio e Jirau (Tabela 1). O ano de 2013 foi excluído da análise por ausência de registros. Os dados foram organizados em planilhas eletrônicas para posterior análise estatística.

Tabela 1- Distribuição dos dados antes e depois do fechamento das comportas das barragens de Santo Antônio e Jirau. Os dados foram alocados conforme o fechamento das comportas.

Barragem	Período	Status
Humaitá	Janeiro de 2002 a Julho de 2011	Antes
Humaitá	Agosto de 2011 a Dezembro de 2019	Depois
Guajará-Mirim	Janeiro de 2000 a Setembro de 2012	Antes
Guajará-Mirim	Outubro de 2012 a Dezembro de 2019	Depois

Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A organização preliminar e visualização dos dados foram realizadas no software Excel, com construção de gráficos ao longo da série histórica. Foram testados os pressupostos estatísticos conforme Bruce (2019) e Crawley (2012).

Teste de Normalidade: O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado à variável resposta, complementado por histogramas e gráficos de densidade para inspeção visual.

Para avaliar o efeito das barragens sobre a captura anual de peixes, utilizou-se o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon, apropriado para dados não paramétricos. Foram comparados o peso total desembarcado, o número de espécies por ano, o peso por espécie e o peso por ordem taxonômica (Siluriformes, Characiformes e Cichliformes), considerando as localizações a montante e a jusante e os pré e pós-UHEs.

A abundância média dos peixes foi analisada por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com distribuição binomial negativa, apropriada para dados de contagem com sobredispersão. Foram considerados como fatores o período (pré e pós-UHEs) e os locais de desembarque (Humaitá e Guajará-Mirim).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R Studio (R Core Team, 2022), com auxílio do pacote MASS, adotando-se nível de significância de $p < 0,05$.

3. RESULTADOS

3.1. DESEMBARQUE PESQUEIRO

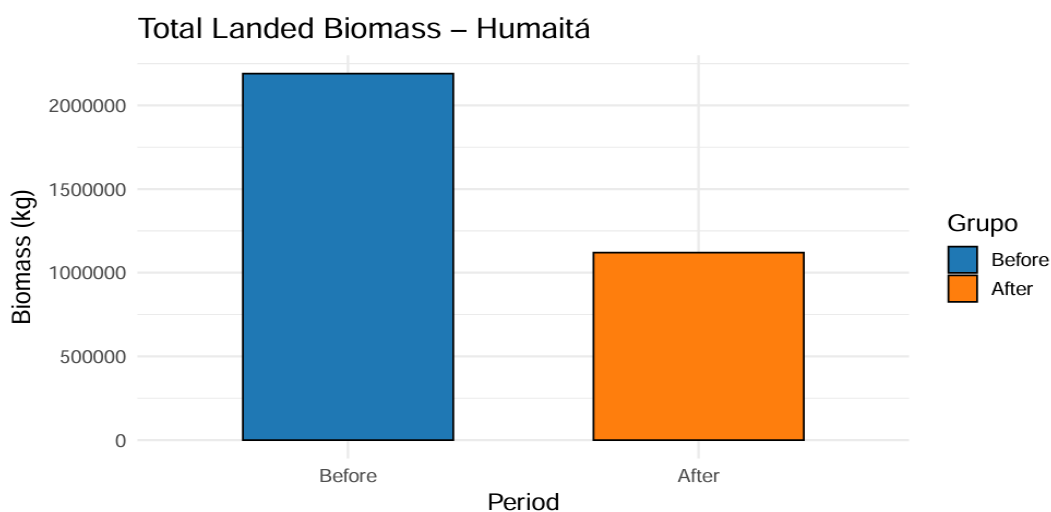
3.1.1. A jusante

No porto de Humaitá, foi registrado um total de 30 espécies desembarcadas durante o período de coleta. Os indivíduos foram classificados conforme suas ordens taxonômicas, sendo 16 espécies da ordem Siluriformes, 12 espécies da ordem Characiformes e 2 espécies da ordem Cichliformes.

A separação das espécies por ordem taxonômica é fundamental para análises ecológicas e pesqueiras, pois permite identificar padrões funcionais, comportamentais e ecológicos entre grupos de organismos que compartilham características evolutivas comuns (NELSON et al., 2016).

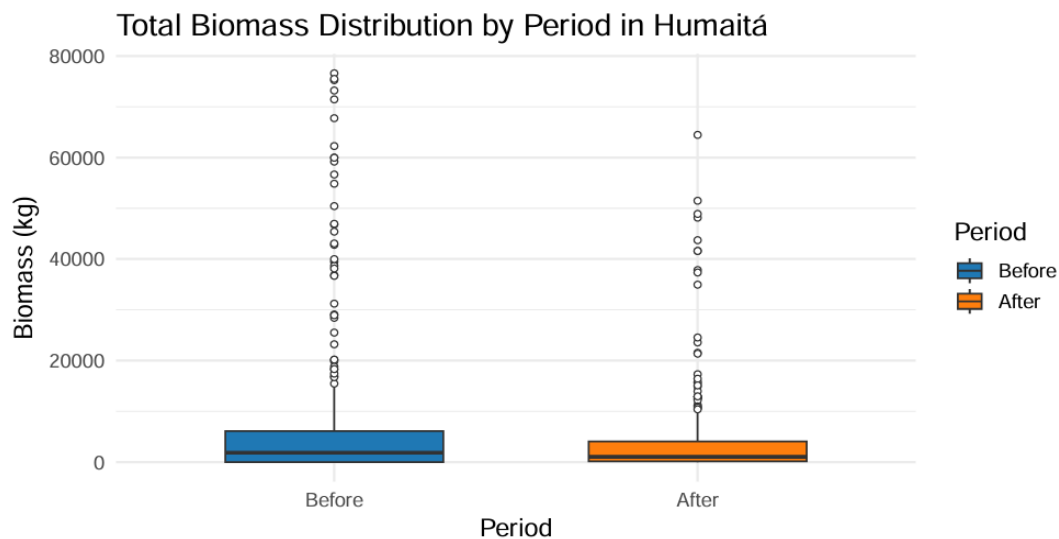
A biomassa total (kg) desembarcada no porto de Humaitá, situado a jusante das usinas hidrelétricas, foi de 2.189.926 kg antes da construção das usinas, diminuindo para 1.120.448 kg após a sua implantação. Essa diferença representa uma redução de 1.069.478 kg, correspondente a uma queda percentual de 48,9% (Figura 4 e 5). Apesar da magnitude dessa diminuição, o teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$) não indicou diferença estatisticamente significativa entre os dois períodos, sugerindo que a elevada variabilidade dos dados pode ter mascarado um possível efeito do barramento.

Figura 4- Biomassa (kg) total de peixes desembarcada no porto de Humaitá nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Figura 5- Boxplot da distribuição da biomassa total (kg) desembarcada nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.

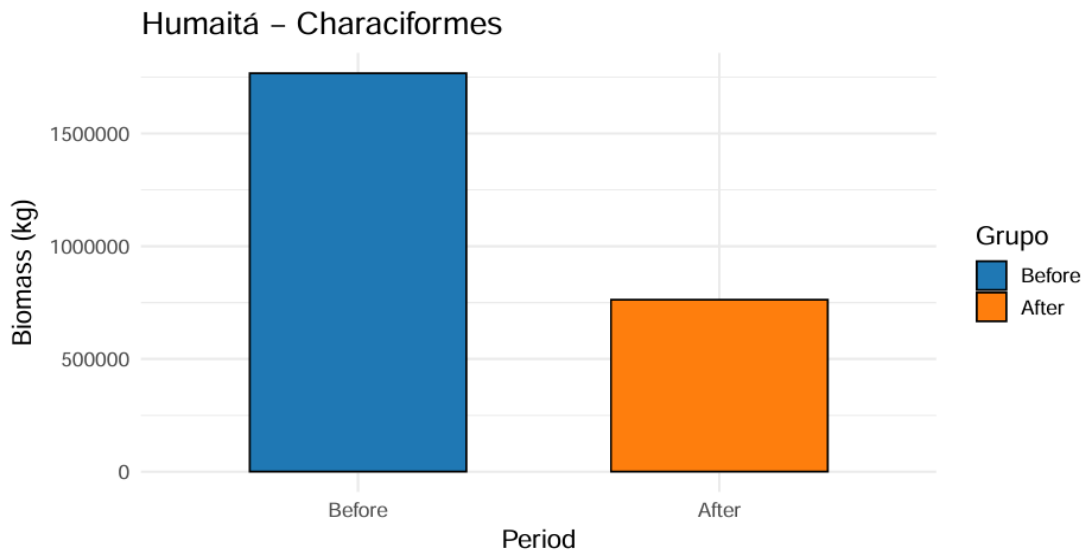


Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Com o objetivo de melhor compreender os efeitos sobre diferentes grupos de peixes, a análise também foi realizada por ordem taxonômica:

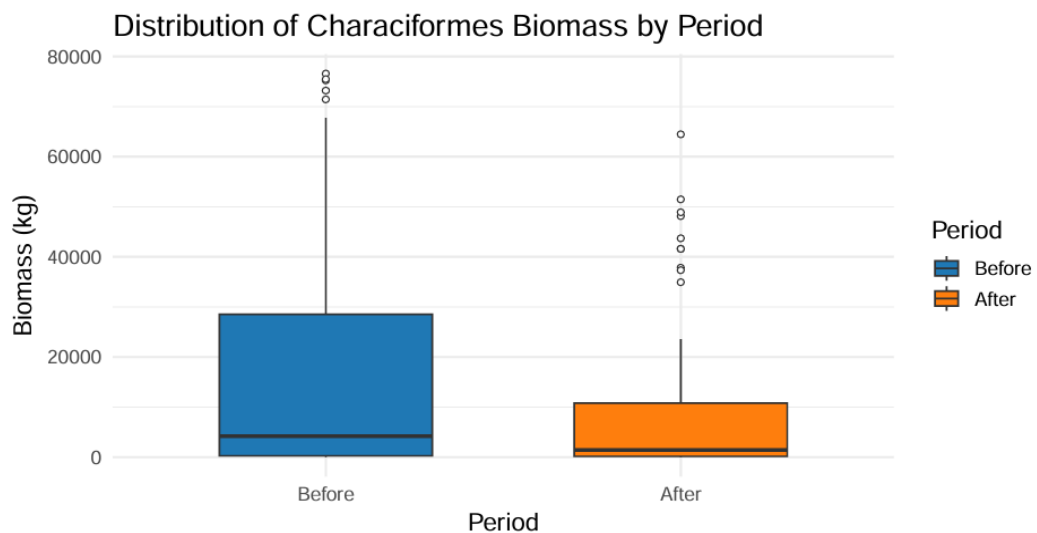
No caso da ordem Characiformes, a biomassa desembarcada reduziu-se de 1.767.322 kg para 762.647 kg, resultando em uma queda de 1.004.675 kg, equivalente a 56,85% (Figura 6 e 7). O teste de Mann-Whitney indicou diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os períodos ($p = 0,0224$), apontando para um impacto expressivo do barramento sobre esse grupo.

Figura 6- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Figura 7- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.

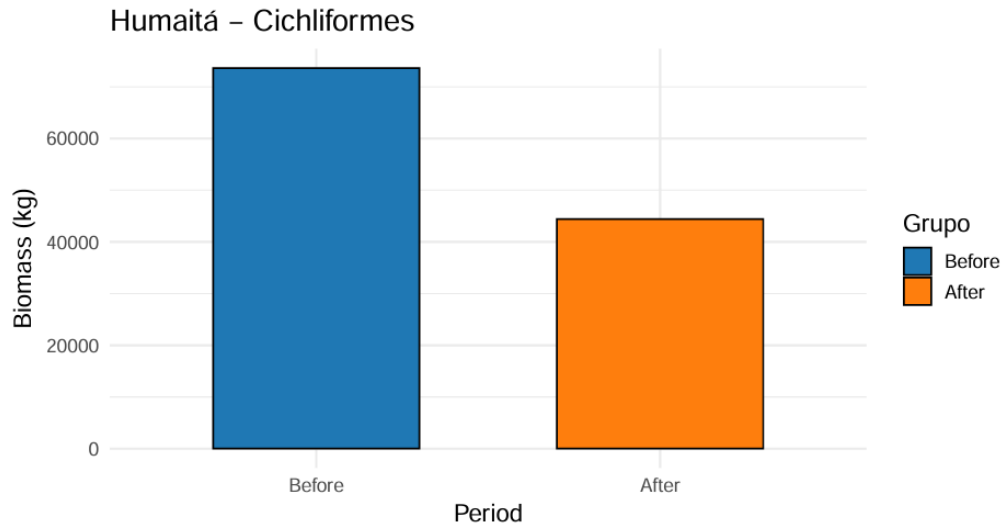


Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Para os Cichliformes, houve uma redução de 73.635 kg para 44.428 kg, uma diferença de 29.207 kg, equivalente a uma queda percentual de 39,66% (Figura 8 e 9). No entanto, o teste

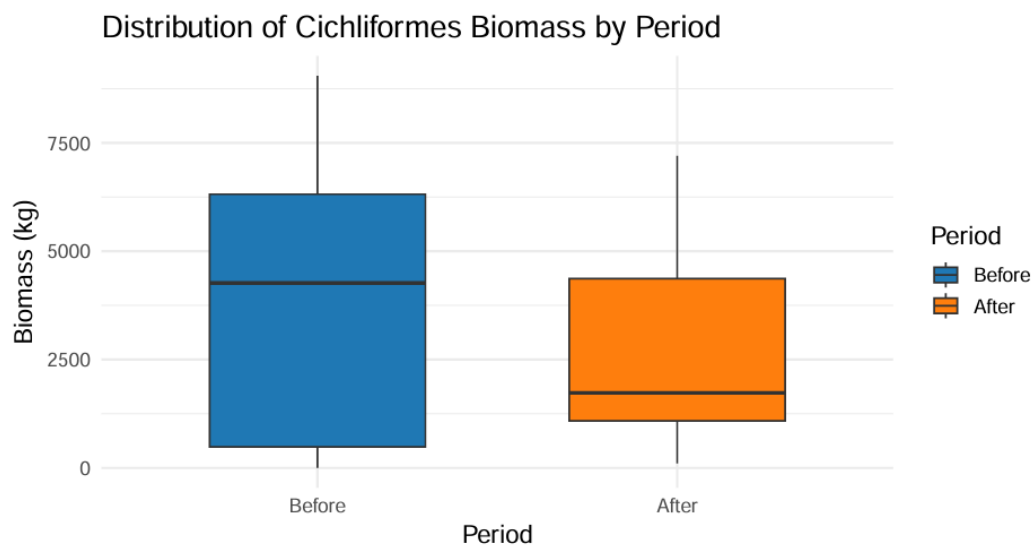
de Mann-Whitney ($p=0,9471$) não revelou diferença significativa ($p>0,05$), indicando distribuições estatisticamente semelhantes entre os períodos.

Figura 8- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

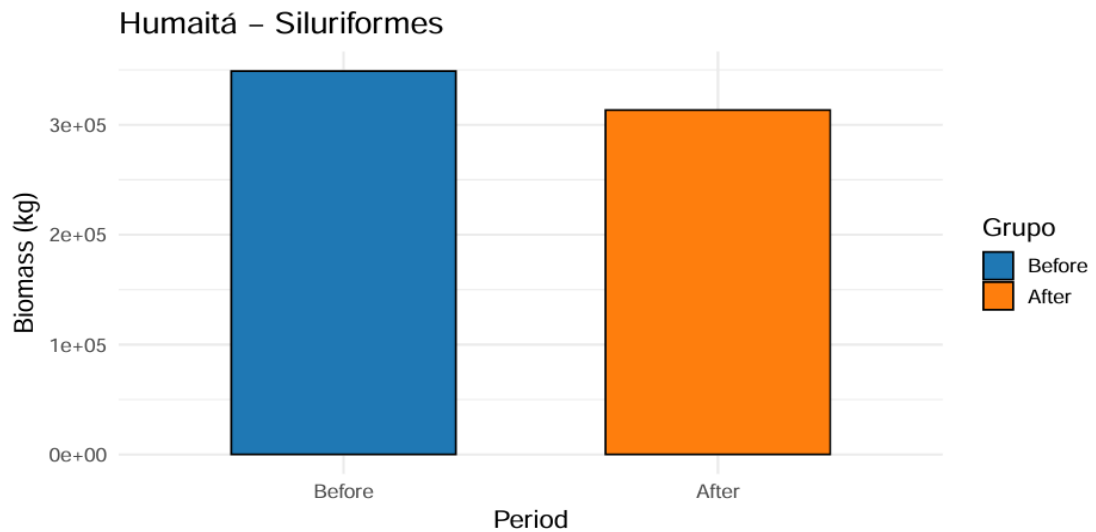
Figura 9- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

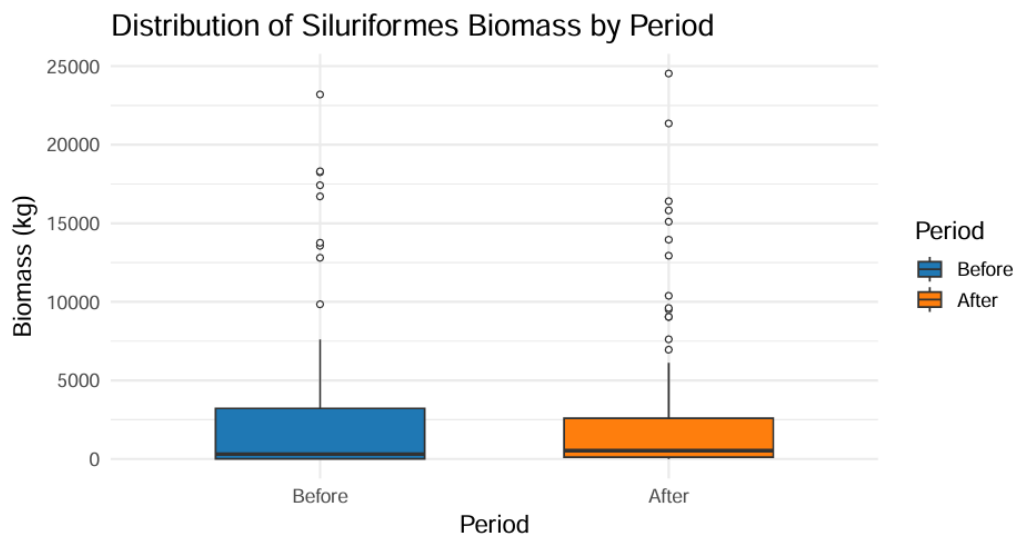
Para os Siluriformes, a biomassa caiu de 348.969 kg para 313.373 kg, uma redução de 35.596 kg com percentual de redução de 10,20% (Figura 10 e 11). O teste de Mann-Whitney ($p=0,06195$) também não evidenciou diferença significativa ($p>0,05$), sugerindo que a variação observada pode estar associada a fatores naturais e não exclusivamente ao impacto antrópico.

Figura 10- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Figura 11- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.



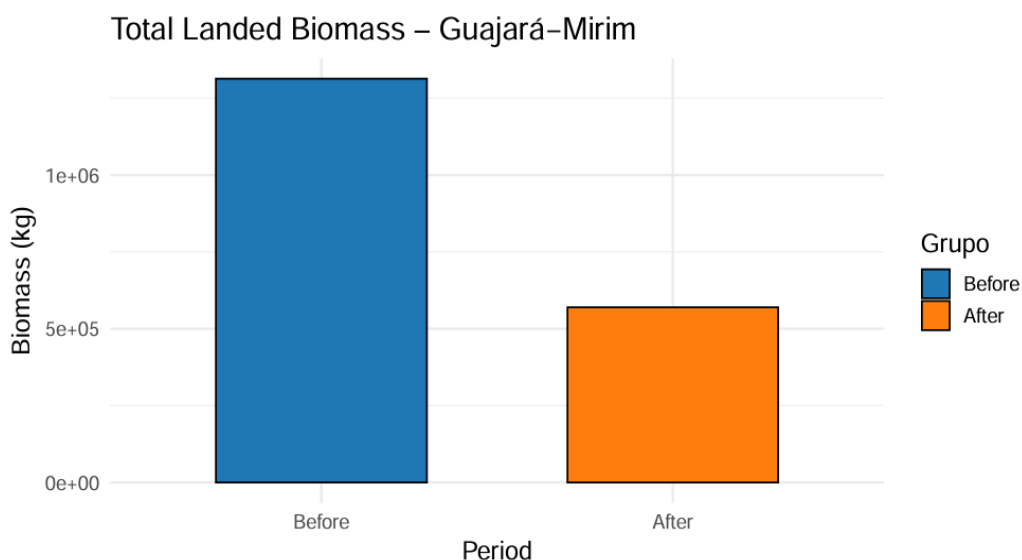
Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

3.1.2. A montante

No porto de Guajará-Mirim, foi registrado um total de 32 espécies desembarcadas durante o período de coleta. Os indivíduos foram igualmente classificados conforme suas ordens taxonômicas, sendo 18 espécies da ordem Siluriformes, 12 da ordem Characiformes e 2 da ordem Cichliformes.

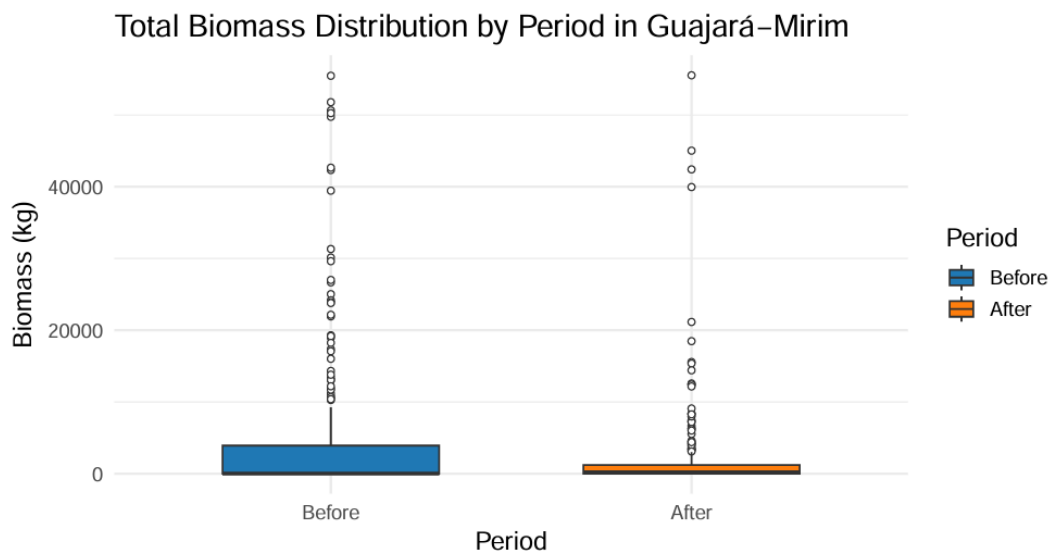
A biomassa total desembarcada no porto de Guajará-Mirim, localizado a montante das usinas, foi de 131.3249,9 kg no período anterior ao barramento, reduzindo-se para 569.715,9 kg no período posterior. Essa diferença representa uma redução de 733.937,8 kg, equivalente a uma diminuição percentual de 56.62 % ($p < 0.05$) (Figura 12 e 13).

Figura 12- Biomassa (kg) total de peixes desembarcada no porto de Guajará-Mirim nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Figura 13- Boxplot da distribuição da biomassa total (kg) desembarcada nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.

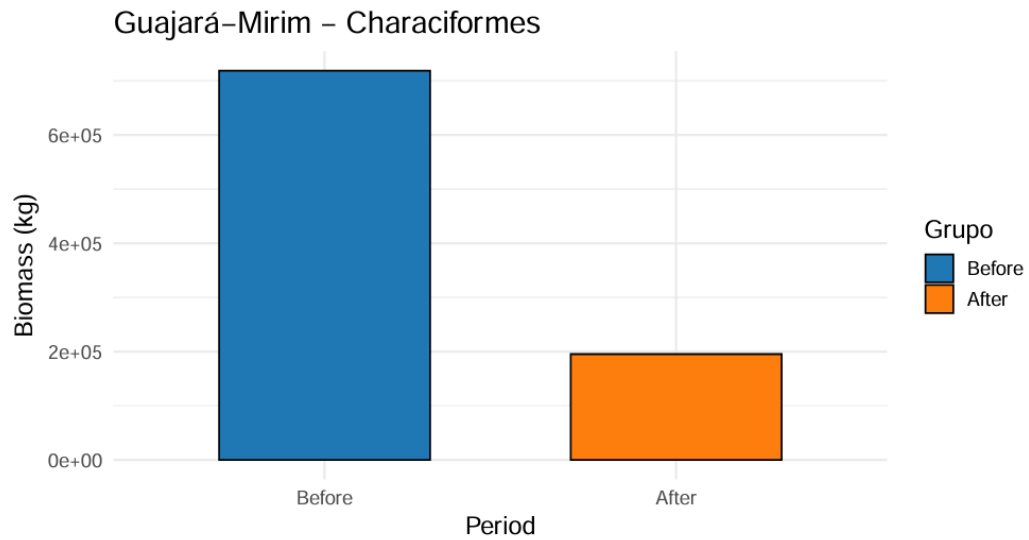


Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

A análise estatística evidenciou uma diferença significativa entre os períodos indicando que essa variação não se deve apenas à oscilação natural dos dados, mas possivelmente a efeitos relacionados à intervenção antrópica ($p = 0,013$).

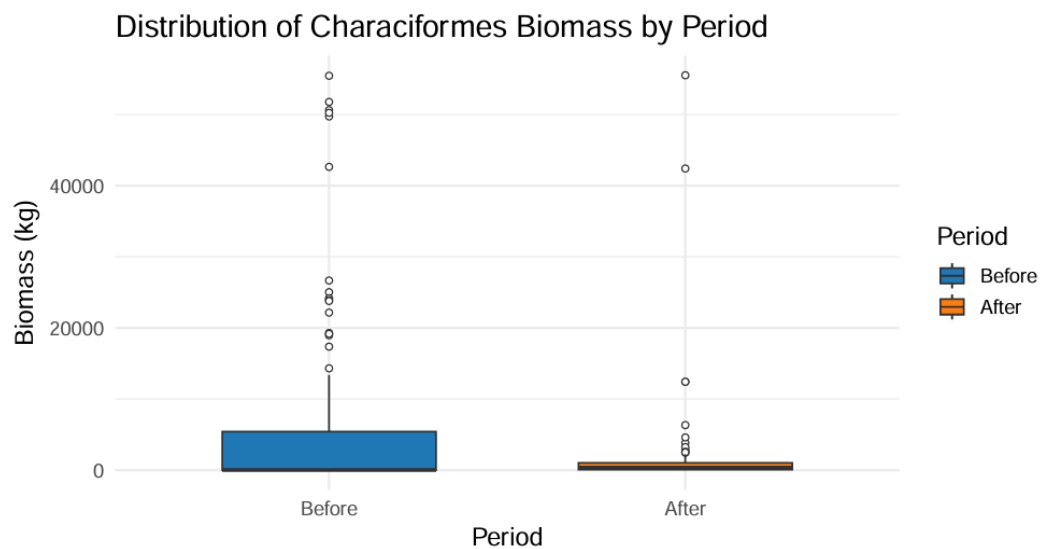
No caso da ordem Characiformes, a redução foi ainda mais acentuada, passando de 718.683,6 kg para 195.217,3 kg, o que corresponde a uma queda de 72,84% (Figura 14 e 15). Essa diminuição não apresentou diferença estatisticamente significativa ($p > 0,05$) sugerindo que a biomassa registrada nos dois períodos foi semelhante do ponto de vista estatístico.

Figura 14- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Figura 15- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.

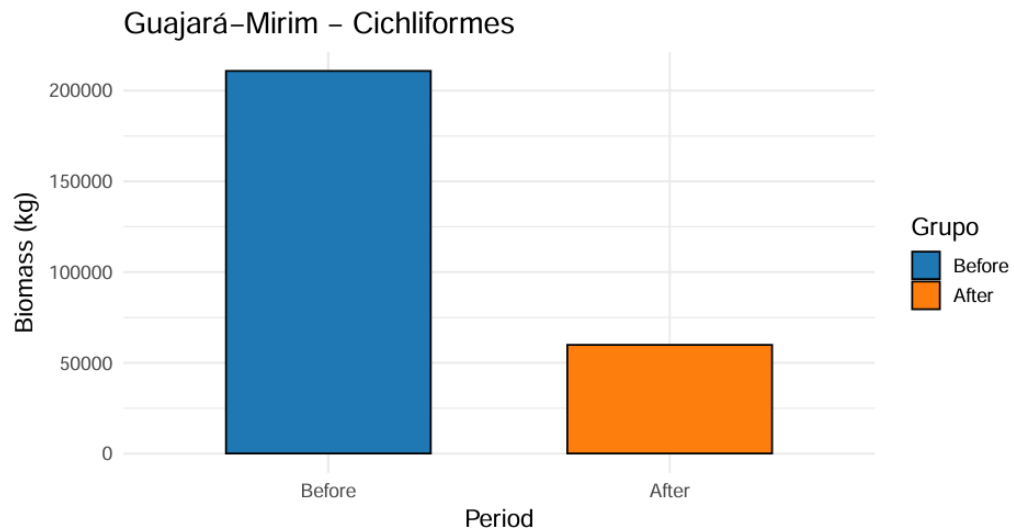


Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Para os Cichliformes, houve uma redução de 210.748,07 kg para 59.886,62 kg, uma diferença de 150.861,45 kg, equivalente a uma queda percentual de 71,6% (Figura 16 e 17). A

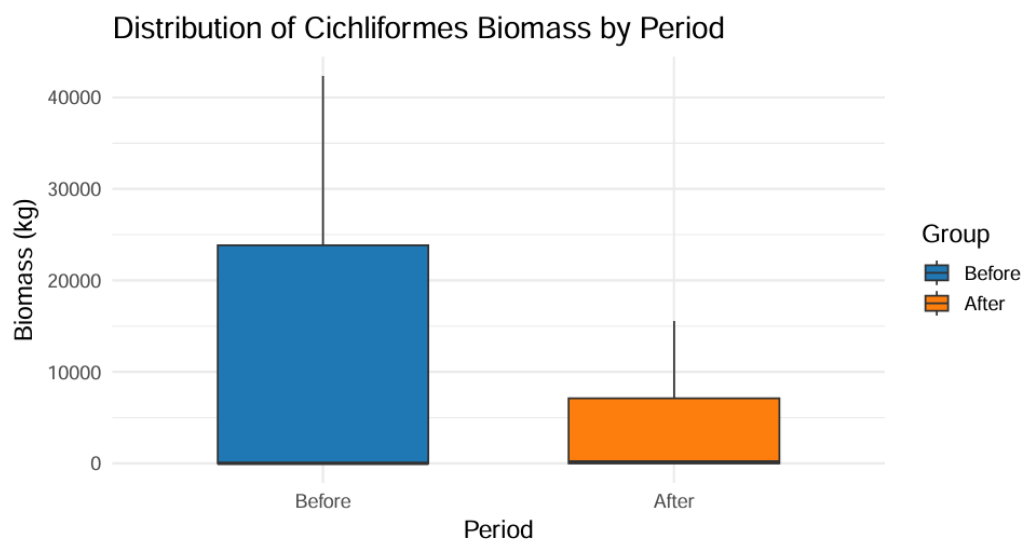
análise não revelou diferença estatisticamente significativa ($p>0,05$), embora os resultados sugiram uma possível tendência de alteração temporal.

Figura 16- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

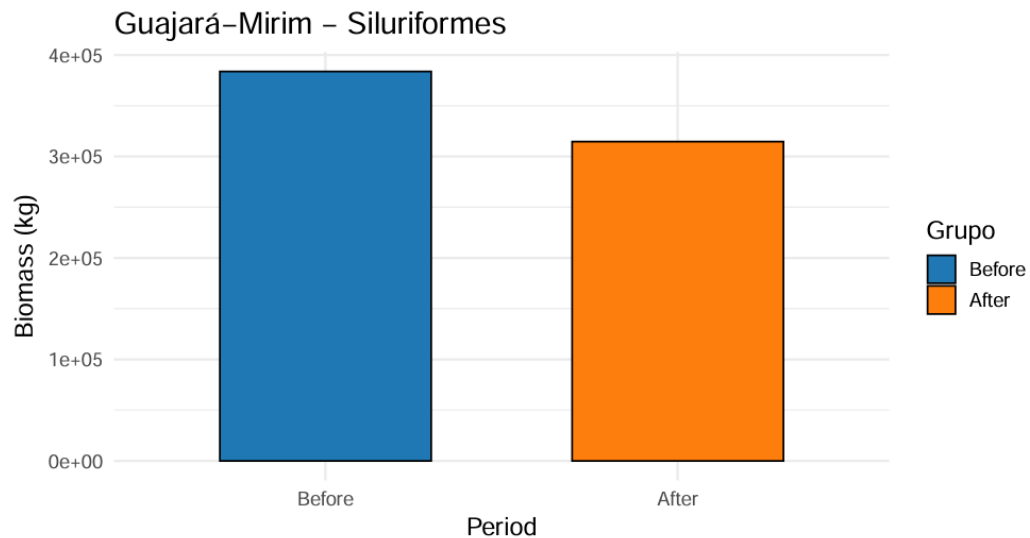
Figura 17- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) desembarcada da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

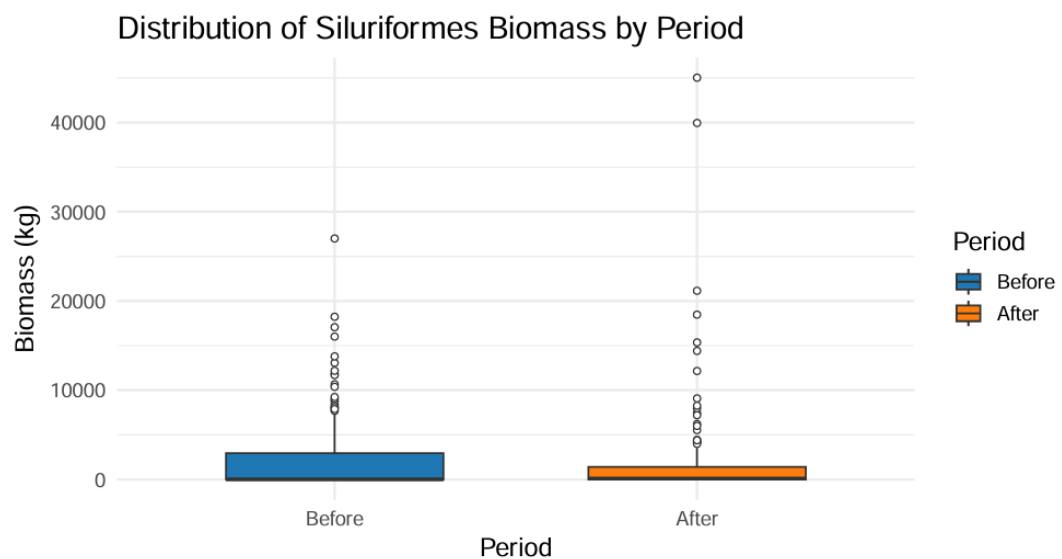
Contudo, para os Siluriformes, a redução da biomassa desembarcada para o grupo analisado foi de 383.818,3 kg para 314.612,0 kg, representando 18,03% (Figura 18 e 19). O teste de Wilcoxon indicou diferença estatisticamente significativa entre os períodos ($p < 0,05$), sugerindo um possível impacto do barramento na biomassa desembarcada desse grupo.

Figura 18- Variação na biomassa (kg) desembarcada da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Figura 19- Boxplot da distribuição da biomassa (kg) por período antes para a ordem Siluriformes no porto de Guajará-Mirim.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

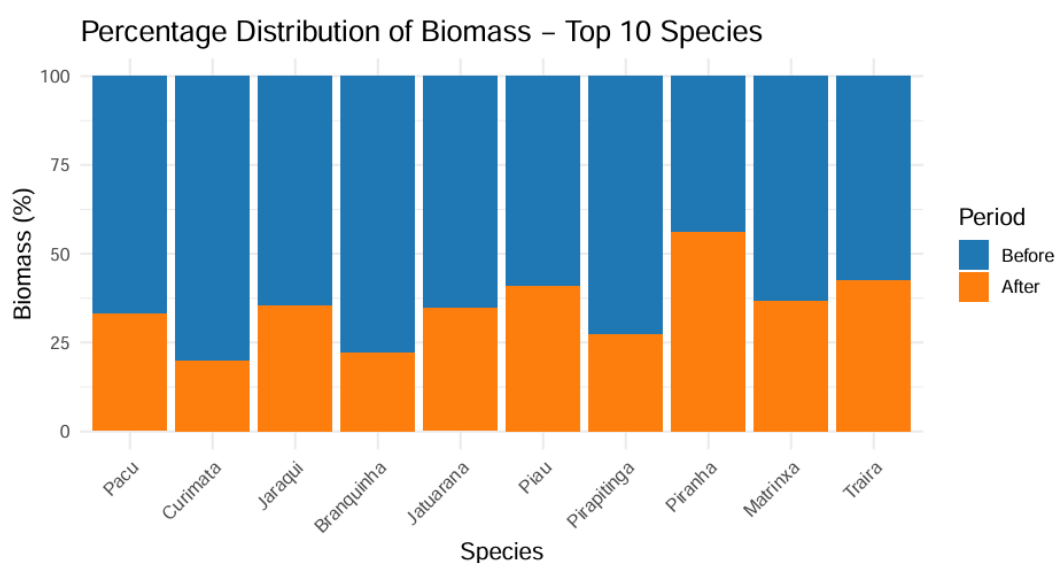
Apesar dos elevados percentuais de redução observados, especialmente para Characiformes e Cichliformes, em algumas comparações o teste de Mann-Whitney não detectou significância estatística ($p>0,05$). Esse resultado pode ser reflexo da alta variabilidade nos dados, influenciada por fatores como flutuações sazonais, variações no esforço de pesca e mudanças nos métodos de captura (Sá-oliveira et al., 2015; Castello E Macedo, 2016).

3.2. VARIAÇÕES NA COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA DA BIOMASSA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES

3.2.1. A jusante

As dez espécies da ordem Characiformes que mais contribuíram para a biomassa desembarcada no porto de Humaitá, apresentaram distintos padrões de variação entre os períodos anterior e posterior à construção das usinas hidrelétricas. Espécies como Pacu (*Mylossoma* spp.), Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.), Curimatã (*Prochilodus* spp.) e Jatuarana (*Brycon amazonicus*, *B. falcatus*) destacaram-se como principais componentes da biomassa no período pré-barramento, representando parcela significativa da produção pesqueira local (Figura 20).

Figura 20- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.

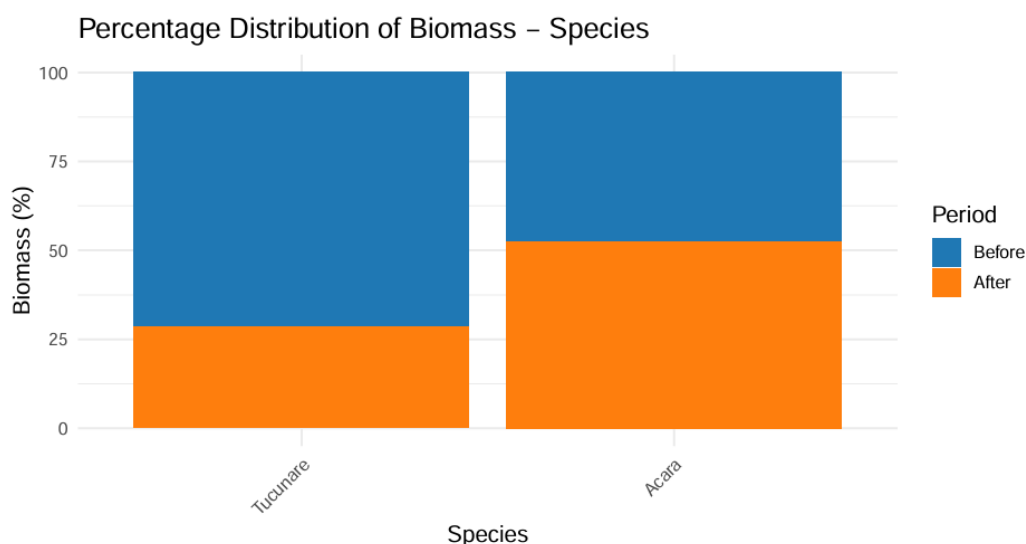


Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Após a implementação das usinas, observou-se uma queda acentuada na contribuição relativa de várias dessas espécies, incluindo o jaraqui, a branquinha (*Potamorhina* spp., *Psectrogaster amazônica*), curimatã e a pirapitinga (*Piaractus brachypomus*). Em contraposição a esse padrão de declínio, a piranha (*Serrasalmus* spp., *Pygocentrus nattereri*) e a traíra (*Hoplias malabaricus*) demonstraram estabilidade ou até incremento em sua representatividade relativa entre os períodos.

Entre as espécies da ordem Cichliformes capturadas no porto de Humaitá, Tucunaré (*Cichla* spp.) e Acará (*Geophagus* spp.) foram as contribuintes para a biomassa total desembarcada (Figura 21).

Figura 21-Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.



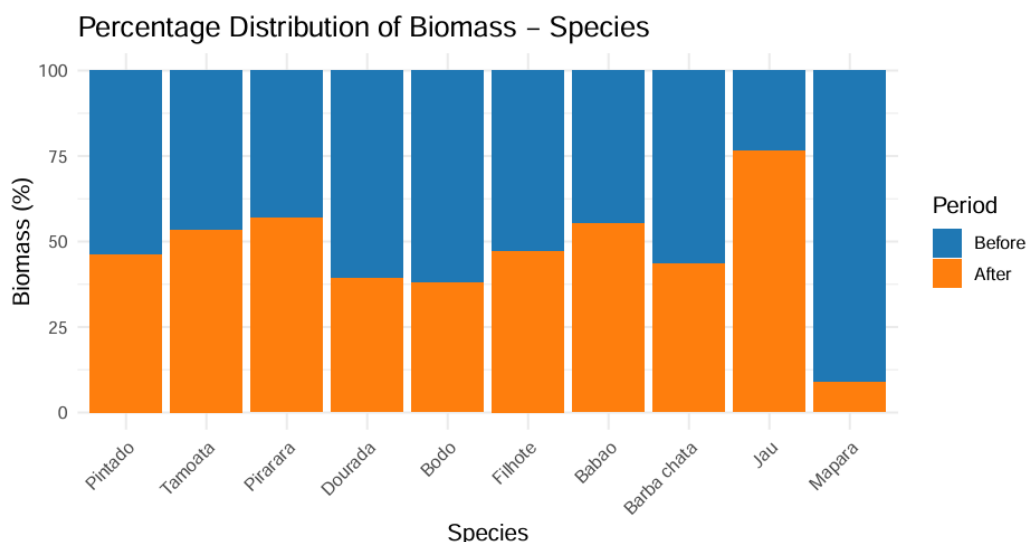
Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

No período anterior ao barramento, o Tucunaré apresentava ampla dominância, sendo responsável pela maior parcela da biomassa deste grupo. No entanto, essa representatividade foi consideravelmente reduzida após a construção das usinas hidrelétricas, indicando possível sensibilidade às mudanças ambientais provocadas pelo empreendimento.

Por outro lado, as espécies de Acará (*Astronotus crassipinnis*, *Aequidens tetramerus*, *Satanoperca acuticeps*, *Aequidens plagiozonatus*) apresentaram aumento relativo expressivo na biomassa no período posterior, passando a compor, conjuntamente, a maior parte das capturas de Cichliformes.

A composição da biomassa das dez principais espécies da ordem Siluriformes desembarcadas no porto de Humaitá (Figura 22) apresentou relativa estabilidade entre os períodos analisados, mas com algumas alterações notáveis na representatividade de certas espécies.

Figura 22- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Humaitá.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

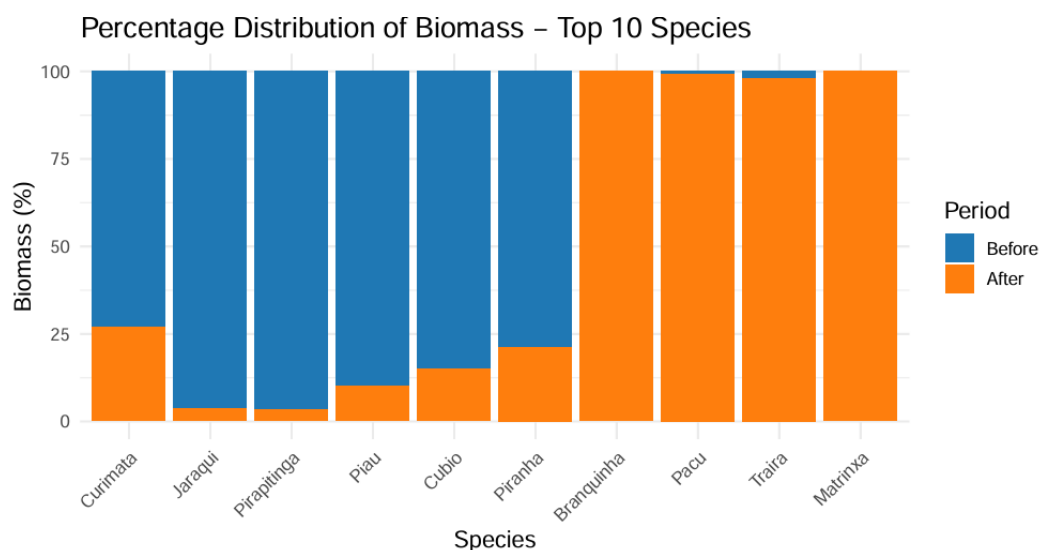
Espécies como Pintado (*Pseudoplatystoma* spp.), Tamoatá (*Hoplosternum littorale*), Pirarara (*Phractocephalus hemioliopterus*) e Babão (*Brachyplatystoma platynemum*) mantiveram-se entre as mais capturadas nos dois períodos, com pequenas variações percentuais, sugerindo certa resiliência às mudanças ambientais impostas pelo barramento.

Por outro lado, o Mapará (*Hypophthalmus edentatus*) apresentou queda acentuada, tornando-se uma das espécies menos representativas no pós-barramento. Em contrapartida, o Jaú (*Zungaro zungaro*) demonstrou aumento na participação relativa.

3.2.2. A montante

A composição da biomassa das espécies da ordem Characiformes no porto de Guajará-Mirim sofreu alterações marcantes entre os períodos antes e depois da instalação das usinas hidrelétricas (Figura 23).

Figura 23- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Characiformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.



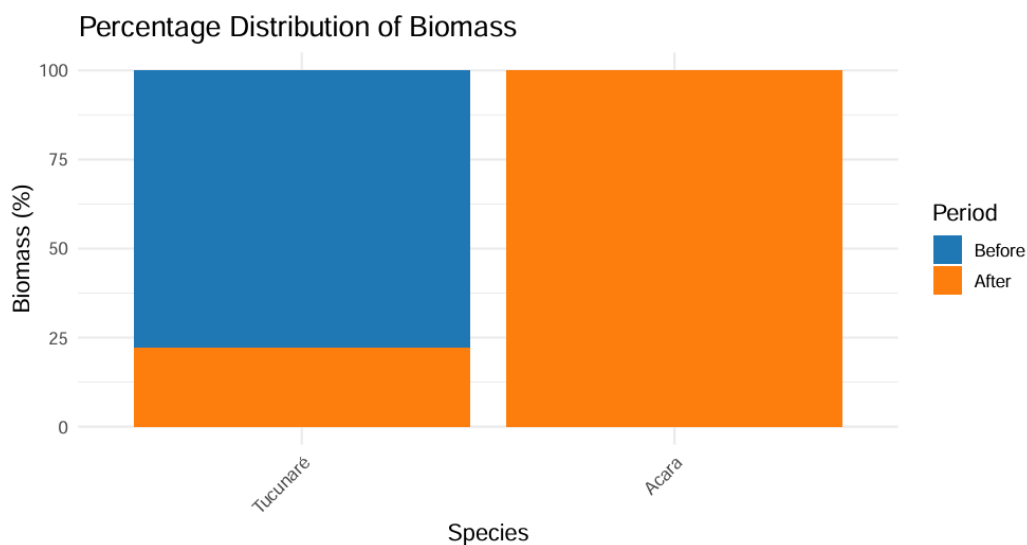
Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Espécies como Curimatã (*Prochilodus nigricans.*), Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.), Pirapitinga (*Piaractus brachypomus*) e Piau (*Schizodon fasciatus*, *Leporinus* spp.) apresentaram queda expressiva na representatividade relativa da biomassa desembarcada após o barramento.

Por outro lado, espécies como Branquinha (*Potamorhina* spp., *Psectrogaster amazonica*), Matrinxa (*Brycon melanopterus*, *B. falcatus*) Traíra (*Hoplias malabaricus*) e Pacu (*Mylossoma* spp., *Myleus* spp.) ampliaram sua participação relativa na biomassa capturada. Algumas dessas espécies, como a Branquinha, foram mais expressivas apenas no período posterior, indicando alterações importantes na estrutura das capturas ao longo do tempo.

A análise da composição das principais espécies da ordem Cichliformes desembarcadas no porto de Guajará-Mirim (Figura 24), evidencia uma mudança significativa entre os períodos anterior e posterior ao barramento.

Figura 24- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das espécies capturadas da ordem Cichliformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.

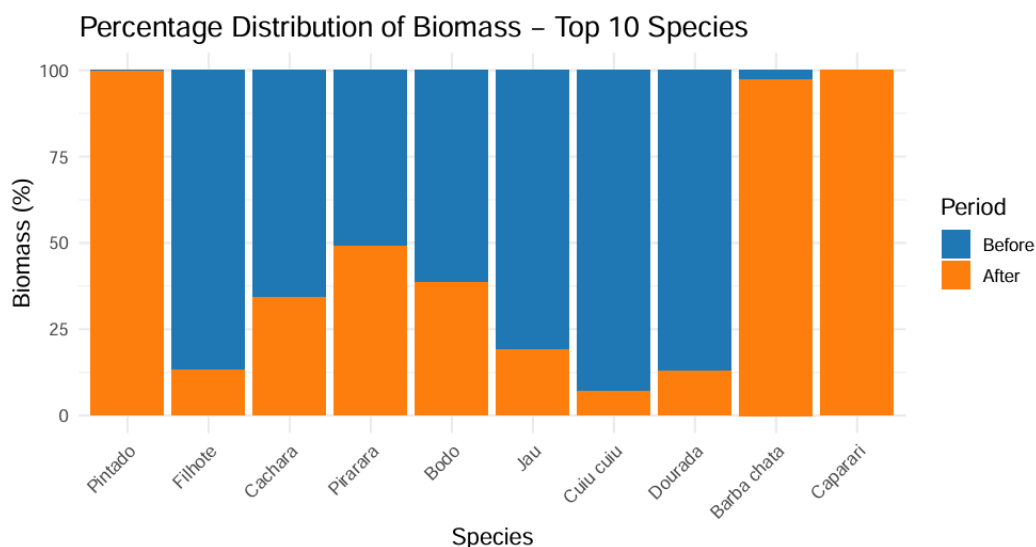


Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

No período anterior, a espécie predominante era o Tucunaré (*Cichla* spp.), que representava a maior parcela da biomassa do grupo. No entanto, após a construção das usinas hidrelétricas, a representatividade do Tucunaré foi consideravelmente reduzida, praticamente cedendo espaço para outra espécie: o Acara (*Astronotus crassipinnis*, *Aequidens tetramerus*, *Satanoperca acuticeps*, *Aequidens plagiozonatus*), que passaram a compor praticamente toda a biomassa desembarcada dos Cichliformes no período posterior.

A composição percentual da biomassa das dez principais espécies da ordem Siluriformes no porto de Guajará-Mirim (Figura 25) revelou alterações significativas entre os períodos anterior e posterior à implantação das usinas hidrelétricas.

Figura 25- Distribuição percentual da biomassa (kg) desembarcada das 10 principais espécies capturadas da ordem Siluriformes nos períodos antes e depois das usinas hidrelétricas no porto de Guajará-Mirim.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

No período anterior, a biomassa era composta majoritariamente por espécies migratórias de grande porte, como Dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*), e Filhote (*Brachyplatystoma filamentosum*), refletindo a forte dependência dessas espécies da conectividade fluvial para completar seus ciclos reprodutivos.

Espécies como Pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), Barba-chata (*Pinirampus pirinampu*) e Caparari (*Pseudoplatystoma tigrinum*) passaram a dominar a biomassa no período posterior, indicando possível aumento populacional ou maior direcionamento do esforço de pesca para essas espécies.

Por outro lado, espécies tradicionalmente representativas como Cuiu-cuiu (*Oxydoras niger*), Jaú (*Zungaro zungaro*) e Dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) apresentaram forte declínio relativo, demonstrando uma alteração importante na composição da biomassa desembarcada da ordem Siluriformes após o barramento.

3.3. ALTERAÇÕES NA ABUNDÂNCIA DE PEIXES E OS EFEITOS DIRETOS SOBRE A PESCA ARTESANAL

3.3.1. A jusante

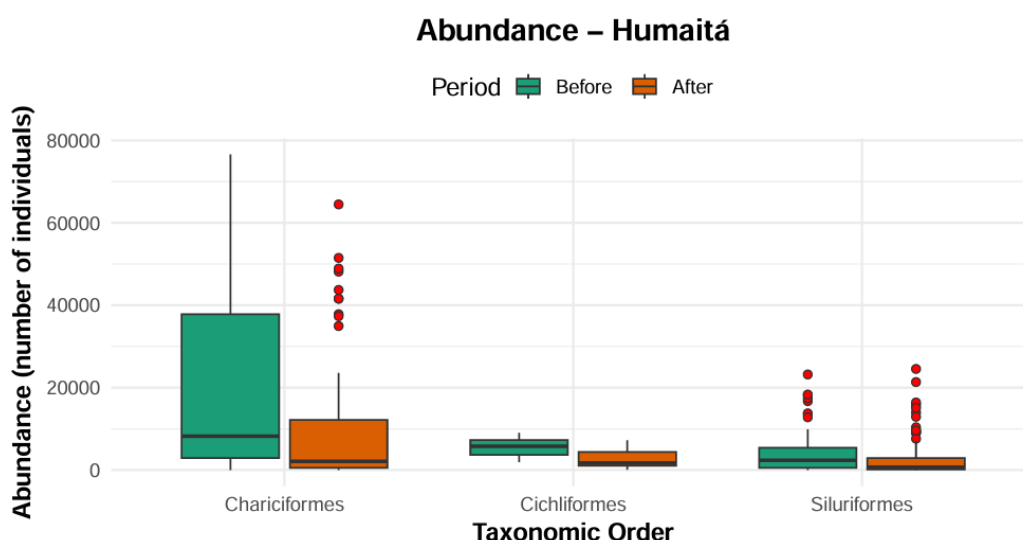
A análise das médias ajustadas de abundância (em escala original) revelou diferenças expressivas entre os períodos antes e depois da construção da usina hidrelétrica, variando conforme a ordem dos peixes (Figura 26).

No porto de Humaitá, para Characiformes, observou-se uma redução substancial na abundância média estimada, de aproximadamente 20.550 indivíduos no período anterior para 8.972 indivíduos no período posterior, o que representa uma redução de cerca de 56%. Esse declínio foi estatisticamente significativo ($p < 0.001$), conforme indicado pelos resultados do modelo com distribuição binomial negativa.

Entre os Cichlíformes, a abundância média ajustada também apresentou queda, passando de 5.676 para 2.774 indivíduos após o barramento, uma redução estimada de aproximadamente 51,1%, embora essa diferença não tenha alcançado significância estatística ao nível de 5% ($p = 0.834$), indicando uma tendência de declínio.

Para os Siluriformes, a abundância média estimada diminuiu de 3.877 para 2.699 indivíduos, correspondendo a uma redução de cerca de 30,4%. A diferença foi significativa ($p = 0.0581$), sugerindo uma possível resposta negativa ao impacto hidrelétrico, embora menos acentuada que nos Characiformes.

Figura 26- Boxplot de comparação entre a abundância de peixes das ordens Characiformes, Cichlíformes e Siluriformes antes e depois da construção da usina hidrelétrica no porto de Humaitá.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Esses resultados indicam que os efeitos do barramento sobre a abundância do porto de Humaitá variaram entre as ordens taxonômicas, com os Characiformes sendo os mais

impactados negativamente, seguido por Cichliformes e Siluriformes. Tais padrões possivelmente refletem diferenças na ecologia, comportamento migratório e estratégias reprodutivas das espécies pertencentes a cada grupo.

3.3.2. A montante

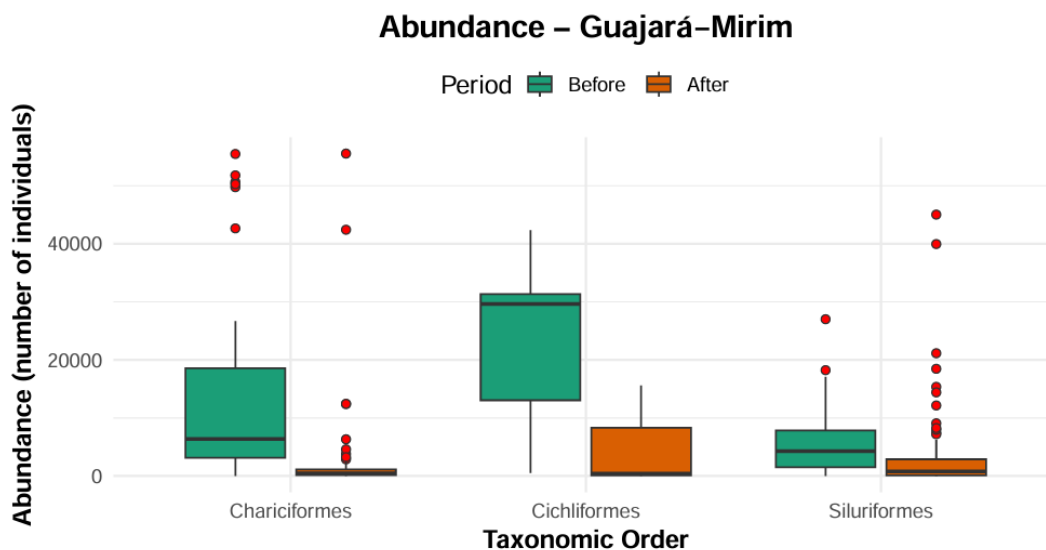
Para o porto de Guajará-Mirim a análise revelou diferenças marcantes entre os períodos antes e depois da instalação da usina hidrelétrica, variando conforme a ordem dos peixes (Figura 27).

Para os Characiformes, observou-se uma redução expressiva na abundância média estimada, que passou de aproximadamente 12.391 indivíduos no período anterior para 2.077 no período posterior à construção da usina, uma queda de cerca de 83,2%. Essa redução foi estatisticamente significativa ($p < 0.0001$), conforme indicado pelo modelo com distribuição binomial negativa.

Entre os Cichliformes, a abundância média ajustada também apresentou decréscimo, variando de 23.403 indivíduos antes da instalação para 4.639 depois, o que representa uma redução estimada de aproximadamente 80,3%. Essa diferença foi estatisticamente significativa embora com maior incerteza, como sugerem os amplos intervalos de confiança.

Já nos Siluriformes, a abundância média estimada caiu de 5.483 para 3.115 indivíduos, uma redução de cerca de 43,2%. No entanto, essa diferença não foi estatisticamente significativa ($p = 0.1111$), indicando uma possível tendência de declínio, mas sem evidência robusta de impacto direto nesse grupo.

Figura 27- Boxplot de comparação entre a variação na abundância de peixes das ordens Characiformes, Cichliformes e Siluriformes antes e depois da construção da usina hidrelétrica no porto de Guajará-Mirim.



Fonte: Elaborada pela autora, 2025.

Os resultados obtidos evidenciam que os efeitos do barramento no porto de Guajará-Mirim não foram homogêneos entre as diferentes ordens de peixes analisadas. Os Characiformes apresentaram a maior redução na abundância média, seguidos pelos Cichliformes e, por fim, pelos Siluriformes.

4. DISCUSSÃO

4.1. DESEMBARQUE PESQUEIRO

Os efeitos da construção de barragens têm sido amplamente estudados, especialmente no que se refere à composição, quantidade e variabilidade genética das espécies, devido às grandes interferências nas bacias hidrográficas, o que tem dificultado as coletas ao longo da bacia, o que tem dificultado as coletas ao longo da bacia (Santos et al., 2020).

Os resultados encontrados neste estudo, que apontam reduções na biomassa desembarcada nos portos de Humaitá (a jusante) e Guajará-Mirim (a montante), após a construção das usinas hidrelétricas, estão em consonância com estudos anteriores realizados na bacia do rio Madeira e em outros sistemas amazônicos.

De acordo com Sá-Oliveira et al. (2015), a pesca em trechos do sul do Amazonas sofreu declínio de até 70% em determinados locais, já nos primeiros anos de operação das barragens. Lima et al. (2017) também relataram reduções superiores a 60% na biomassa de peixes

capturados nas regiões afetadas pelas usinas, associando essas perdas à alteração nos regimes hidrológicos e à fragmentação do ambiente aquático.

De forma semelhante, Pimpão et al. (2020) observaram quedas de até 50% na captura anual de peixes no entorno da UHE Santo Antônio, e Castello e Macedo (2016) estimaram reduções de 30% a 80% na produção pesqueira regional em decorrência da construção de grandes empreendimentos hidrelétricos na Amazônia.

Corroborando esses achados, estudos demonstram uma redução significativa na captura de pescado a montante das usinas hidrelétricas, especialmente no Porto de Guajará-Mirim, como resultado das alterações provocadas pelos barramentos no rio Madeira (Doria et al., 2018), sendo que reduções superiores a 40% na captura foram identificadas em diversos trechos da bacia (Lima et al., 2020).

A análise por grupos taxonômicos é essencial para compreender os efeitos específicos do barramento sobre as comunidades ícticas, uma vez que diferentes ordens de peixes apresentam respostas ecológicas distintas às alterações hidrológicas, fragmentação de habitats e perda de conectividade fluvial causadas pelas hidrelétricas; características como estratégias reprodutivas, comportamento migratório e preferências de habitat determinam a vulnerabilidade de cada grupo aos impactos antrópicos (Agostinho et al., 2008; Pelicice et al., 2015; Lima et al., 2017).

Assim, neste estudo, os resultados foram discutidos separadamente para as ordens Characiformes, Cichliiformes e Siluriformes, com base na magnitude das reduções de biomassa observadas e nas evidências documentadas na literatura científica especializada (Castello e Macedo, 2016; Doria et al., 2018; Lima et al., 2020).

Os Characiformes apresentaram as reduções mais expressivas de biomassa entre os grupos analisados, os valores são consistentes com estudos anteriores que destacam a elevada sensibilidade dessa ordem a alterações hidrológicas e fragmentações de habitat (Lima et al., 2017; Sá-Oliveira et al., 2015).

Segundo Pimpão et al. (2020), as espécies de Characiformes, por dependerem de ciclos de migração e reprodução fortemente ligados ao pulso de inundação, tendem a sofrer drásticas reduções populacionais após a instalação de hidrelétricas. Além disso, Castello e Macedo (2016) estimaram declínios entre 30% e 80% na produção pesqueira da Amazônia, com forte impacto sobre espécies migratórias, grupo no qual os Characiformes estão amplamente representados.

Apesar da menor representatividade em número de espécies, os Cichliiformes também apresentaram quedas relevantes os valores, reforçam padrões descritos por Doria et al. (2018),

que observaram a diminuição da presença de espécies deste grupo em áreas a montante das usinas, com o expressivo percentual de redução aponta para potenciais desequilíbrios ecológicos gerados pelo barramento.

Os Siluriformes apresentaram reduções de biomassa menos acentuadas em ambos os portos. Alguns representantes dos Siluriformes podem apresentar menor sensibilidade a determinados impactos ambientais em comparação a outras ordens, especialmente aqueles com hábitos mais sedentários, comportamento bentônico e tolerância a ambientes com baixa oxigenação (Castello e Macedo, 2016).

No entanto, apesar da diversidade ecológica dos Siluriformes, o grupo inclui espécies altamente vulneráveis às alterações hidrológicas e à fragmentação dos habitats, como os grandes bagres migratórios do gênero *Brachyplatystoma*, que dependem de longas rotas para completar seu ciclo de vida (Barthem & Goulding, 1997; Agostinho et al., 2008). Conforme destacado por Lima et al. (2020), esses peixes de grande porte permanecem especialmente suscetíveis aos impactos provocados pela interrupção das rotas migratórias, sobretudo em trechos a montante dos empreendimentos hidrelétricos.

Assim, os dados obtidos neste estudo se alinham à literatura e reforçam a hipótese de que a implementação de usinas hidrelétricas em grandes rios tropicais pode provocar reduções significativas na disponibilidade pesqueira, com implicações ecológicas e socioeconômicas relevantes.

4.2. VARIAÇÕES NA COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA DA BIOMASSA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES

A análise dos desembarques pesqueiros ao longo do tempo permite avaliar os impactos ambientais decorrentes da instalação de usinas hidrelétricas sobre a ictiofauna regional (Tiburcio et al., 2020; Santos et al., 2018). No porto de Humaitá, a jusante das usinas, observaram-se alterações significativas na composição das espécies da ordem Characiformes, com destaque para a redução de migradoras de alto valor ecológico e econômico.

A queda na representatividade de espécies como jaraqui (*Semaprochilodus* spp.), pacu (*Mylossoma* spp.) e pirapitinga (*Piaractus brachypomus*) após a implantação das UHEs Santo Antônio e Jirau está relacionada à fragmentação dos habitats e à alteração dos regimes hidrológicos, que comprometem a conectividade fluvial e o pulso de inundação necessários ao ciclo reprodutivo (Pelicice et al., 2015; Agostinho et al., 2008).

Em contraste, espécies com maior plasticidade ecológica e hábitos sedentários, como a piranha (*Serrasalmus* spp.) e a traíra (*Hoplias malabaricus*), mostraram maior resiliência, mantendo ou aumentando sua presença nos desembarques. Essas espécies são adaptadas a ambientes turvos, com menor oxigenação e correnteza (Agostinho et al., 2008; Pelicice et al., 2015; Lima et al., 2020).

No grupo dos Cichliformes, verificou-se a ascensão de espécies como acará (*Astronotus crassipinnis*, *Aequidens tetramerus*, *Satanoperca acuticeps*, *Aequidens plagiozonatus*) e pescada (*Plagioscion squamosissimus*), favorecidas por ambientes lânticos e de baixa estrutura, típicos de reservatórios (Agostinho et al., 2008; Pelicice et al., 2015). Essa substituição pode também refletir mudanças no comportamento pesqueiro diante da escassez de espécies tradicionais, como o tucunaré (*Cichla* spp.) (Lima et al., 2020; Santos et al., 2016).

Entre os Siluriformes, o pintado (*Pseudoplatystoma* spp.) e a pirarara (*Phractocephalus hemiliopterus*) apresentaram relativa resiliência, mesmo sendo espécies migratórias de grande porte; a manutenção dessas populações pode estar associada à conectividade residual com habitats naturais, embora a reprodução e o recrutamento possam ser comprometidos a longo prazo (Agostinho et al., 2012; Doria et al., 2018).

O aumento do jaú (*Zungaro jahu*) indica sua capacidade de explorar ambientes lânticos e profundos, enquanto o declínio do mapará (*Hypophthalmus edentatus*) evidencia a vulnerabilidade de migradoras de longa distância frente à perda de conectividade (Agostinho et al., 2007; Fernandes et al., 2019; Lima; Agostinho, 2021). Já espécies como tamoatá (*Hoplosternum littorale*) e babão (*Brachyplatystoma platynemum*) foram favorecidas por apresentarem menor exigência reprodutiva e maior tolerância a ambientes turvos (Doria et al., 2018; Lima et al., 2020).

A montante, no porto de Guajará-Mirim, também foram observadas alterações expressivas na biomassa de Characiformes, com redução na participação de espécies como jaraqui, curimatã (*Prochilodus nigricans*) e pirapitinga (*Piaractus brachypomus*). Essas mudanças refletem a sensibilidade de espécies migradoras às alterações no regime hidrológico e na conectividade fluvial (Agostinho et al., 2008; Pelicice et al., 2015).

Em contrapartida, espécies como branquinha (*Potamorhina* spp.; *Psectrogaster amazônica*), traíra (*Hoplias malabaricus*) e pequenos pacus demonstraram maior adaptação às condições mais lânticas do ambiente pós-represamento (Santos et al., 2016; Lima et al., 2020).

Entre os Cichliformes, a substituição do tucunaré (*Cichla* spp) por acará (*Astronotus crassipinnis*, *Aequidens tetramerus*, *Satanoperca acuticeps*, *Aequidens plagiozonatus*)

evidenciou mudanças associadas tanto a fatores ecológicos quanto ao redirecionamento do esforço de pesca (Pelicice et al., 2015; Lima et al., 2020).

Nos Siluriformes de Guajará-Mirim, observou-se o declínio de grandes migradores, como dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) e cuiu-cuiu (*Oxydoras niger*), com aumento da participação de espécies mais tolerantes, como pintado e barba-chata (*Pinirampus pirinampu*) (Doria et al., 2018; Lima et al., 2020).

De forma geral, os efeitos das UHEs Santo Antônio e Jirau não se manifestaram de maneira homogênea entre os portos analisados nem entre as ordens taxonômicas. Em Humaitá, observou-se uma transição gradual com predominância de espécies oportunistas. Em Guajará-Mirim, a substituição foi mais abrupta, possivelmente em função da maior proximidade das estruturas das usinas.

Além dos impactos ecológicos, destaca-se a reorientação do esforço pesqueiro, com as comunidades adaptando suas práticas às novas condições de disponibilidade de espécies. Essa resposta socioeconômica evidencia a flexibilidade das populações ribeirinhas diante das transformações ambientais (Isaac; Ruffino; McGrath, 1998; Doria et al., 2018; Santos et al., 2018).

Os dados de desembarque pesqueiro, portanto, constituem importantes bioindicadores das alterações ecológicas provocadas por grandes empreendimentos hidrelétricos, fornecendo subsídios relevantes para a gestão pesqueira e ambiental em áreas impactadas.

4.3. ALTERAÇÕES NA ABUNDÂNCIA DE PEIXES E OS EFEITOS DIRETOS SOBRE A PESCA ARTESANAL

A diminuição nas abundâncias médias ajustadas das ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes após a construção das usinas hidrelétricas no rio Madeira representa não apenas uma alteração ecológica significativa, mas também traz implicações diretas para as comunidades regionais ribeirinhas que dependem da pesca como principal fonte de alimentação, renda e identidade cultural; essas ordens incluem espécies com diferentes graus de importância comercial, alimentar e recreativa na região amazônica, especialmente na bacia do médio e alto rio Madeira (Santos et al., 2018; Doria et al., 2018; Agostinho et al., 2008).

Os Siluriformes, em particular os grandes bagres migratórios, como a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) e o filhote (*Brachyplatystoma filamentosum*), são altamente valorizados por seu porte, qualidade da carne e demanda estável, tanto no mercado interno quanto na exportação para países andinos (Barthem; Goulding, 2007). Além de constituírem a

principal fonte de renda para muitos pescadores, essas espécies têm preços médios superiores aos das demais ordens, variando de R\$ 5,00 a R\$ 7,00/kg no mercado de Porto Velho (Doria et al., 2012).

Apesar da redução relativa menos acentuada nos desembarques, os efeitos sobre a economia local são potencialmente mais graves, dado seu elevado valor agregado e alta vulnerabilidade à fragmentação dos habitats provocada pelos barramentos (Carolfsfeld, 2003; Barthem, 2007). Nesse contexto, a rentabilidade das pescarias foi comprometida, uma vez que as colônias locais tinham suas práticas pesqueiras fortemente voltadas a essas espécies (Sant'Anna et al., 2020b).

Os Characiformes incluem espécies amplamente consumidas, como curimatã (*Prochilodus nigricans*), jaraqui (*Semaprochilodus insignis*, *S. taeniurus*), pacu (*Mylossoma* spp., *Myleus* spp.) e jatuarana/matrinxã (*Brycon* spp.), que são essenciais para a segurança alimentar na região; embora tenham menor valor unitário de mercado (entre R\$ 2,50 e R\$ 4,00/kg), são capturadas em grandes volumes, abastecendo os mercados locais e sustentando a pesca de subsistência (Doria et al., 2012; Isaac et al., 2015).

Estudos de Lima et al. (2017), apontam mudanças drásticas na composição dessa ordem após a construção das usinas, com acentuado declínio de migradoras e aumento de espécies residentes ou oportunistas, processo que indica empobrecimento funcional e menor resiliência da assembleia de peixes. O jaraqui, por exemplo, possui elevado valor cultural na Amazônia Ocidental, sendo considerado um "peixe do povo" (Barthem; Goulding, 2007).

Entre os Cichliformes, destaca-se o tucunaré (*Cichla* spp.), espécie nobre valorizada pelo turismo e pela pesca esportiva. Reconhecido por sua carne e potencial recreativo, o tucunaré é um dos principais alvos da pesca esportiva na Amazônia, movimentando setores de hospedagem, transporte e ecoturismo, especialmente no Amazonas (Holmlund; Hammer, 1999; Doria et al., 2018b).

Entretanto, essa ordem tem menor relevância na pesca comercial artesanal, sendo destinada prioritariamente ao consumo local e à atividade recreativa (Doria et al., 2012; Lima et al., 2020). A redução na abundância dessa ordem em Guajará-Mirim e Humaitá pode afetar negativamente o turismo de base comunitária e iniciativas de geração de renda nas comunidades tradicionais (Doria et al., 2020).

Segundo Isaac et al. (2015), as três ordens de peixes avaliadas possuem relevância decisiva para a segurança alimentar, nutricional e econômica das populações amazônicas. Lima et al. (2020) indicam que a redução da abundância de espécies de alto valor após a instalação das hidrelétricas resultou em uma queda de até 40% no valor econômico das capturas. Essa

substituição por espécies oportunistas, geralmente de menor porte e valor comercial, compromete a rentabilidade da atividade e aumenta a vulnerabilidade das comunidades regionais, forçadas a recorrer a fontes alimentares industrializadas, como enlatados e embutidos, com impactos adversos à saúde pública.

Os resultados deste estudo evidenciam que as alterações ecológicas na composição e abundância da ictiofauna têm desdobramentos socioeconômicos concretos. A perda de espécies-chave, como jaraqui, dourada e tucunaré, compromete diretamente os modos de vida tradicionais, os hábitos alimentares e a viabilidade da pesca artesanal no médio e alto rio Madeira (Doria; Lima; Duarte, 2013). Tais evidências reforçam a urgência de estratégias de gestão que conciliem a conservação de espécies migratórias com a sustentabilidade da pesca artesanal como atividade essencial para a região (Barthem; Goulding, 2007; Doria et al., 2022).

Esses achados corroboram a literatura sobre os efeitos de barramentos em ecossistemas aquáticos tropicais. Agostinho et al. (2008) destacam que a construção de hidrelétricas interfere diretamente na diversidade, abundância e composição da ictiofauna, com impactos para a pesca comercial e de subsistência. De forma semelhante, Welcomme (1999) demonstrou que grandes empreendimentos hidrelétricos reduzem a produtividade pesqueira, alterando densidades de captura e padrões de esforço.

Diante disso, reforça-se a necessidade de políticas públicas que integrem conservação da biodiversidade, planejamento energético e justiça socioambiental, assegurando a continuidade da pesca artesanal como eixo estratégico para a segurança alimentar e o bem-estar das populações amazônicas.

5. CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que a implantação das usinas hidrelétricas no rio Madeira provocou uma redução significativa na biomassa (kg) e na abundância de peixes desembarcados nos portos de Humaitá e Guajará-Mirim, com impactos mais intensos a montante. Em Guajará-Mirim, a queda na biomassa ultrapassou 56%, enquanto em Humaitá foi de 48,9%, refletindo os efeitos da fragmentação do ambiente aquático e da alteração dos regimes hidrológicos.

A ordem Characiformes foram os mais afetados, com reduções superiores a 70% em Guajará-Mirim e 56% em Humaitá, incluindo espécies migratórias de alto valor comercial, como o Curimatã (*Prochilodus nigricans*) e o Jaraqui (*Semaprochilodus insignis*, *S. taeniurus*). Os Siluriformes apresentaram maior estabilidade relativa, embora com indícios de declínio em

algumas localidades. Essas mudanças evidenciam o papel da migração e da conectividade fluvial na manutenção da ictiofauna regional.

Também se observou uma alteração na composição das capturas, com aumento de espécies oportunistas e de menor valor comercial, o que compromete a segurança alimentar e a renda de populações ribeirinhas. A tendência persistente de queda no desembarque sugere a ocorrência de alterações ecológicas profundas, com potencial para comprometer a sustentabilidade da pesca artesanal.

Os resultados reforçam a urgência de revisar os programas de monitoramento e mitigação ambiental das hidrelétricas, com foco na proteção da ictiofauna migratória e no apoio às comunidades diretamente afetadas. A conservação da integridade dos rios amazônicos é essencial para garantir a resiliência dos ecossistemas e a continuidade das atividades socioeconômicas associadas à pesca artesanal.

6. AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer todos os integrantes do Laboratório de Interações Fauna e Floresta (LaIFF) e meu orientador Dr. Rogério Fonseca que deram todo o apoio e incentivo para que esta pesquisa fosse realizada, agradeço o Programa De Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros (PPG-CARP) do qual fiz parte e também agradeço a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pela disposição de apoio financeiro que foi fundamental para que eu realizasse esse trabalho (EDITAL 005/2023).

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2022: informe anual*. Brasília: ANA, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>. Acesso em: 16 maio 2025.
- Agostinho, A. A. *et al.* Effects of damming the Upper Paraná River on fish assemblages. *River Research and Applications*, v. 24, n. 7, p. 949–960, 2008.
- Agostinho, A. A. *et al.* Effects of river impoundment on ecosystem services: The Paraná River, Brazil. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, v. 30, n. 3, p. 1132–1136, 2008.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. 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, p. 1119–1132, 2008.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C.; Godinho, H. P.; Pelicice, F. M. Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology*, Maringá, v. 6, n. 4, p. 487–498, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000400008>.
- Alves, C. B. M.; Silva, L. G. M.; Godinho, A. L. Radiotelemetria de uma fêmea de jaú, *Zungaro jahu* (Ihering, 1898) (Siluriformes: Pimelodidae), transposta para montante da barragem de Funil, rio Grande, Brasil. *Neotropical Ichthyology*, v. 5, n. 2, p. 229–232, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000200018>.
- Alves, C. B. M.; Silva, M. C. N.; Godinho, A. L. Ecologia e conservação de peixes do rio São Francisco. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (org.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: RIMA, 2007. p. 293–316.
- Barthem, R. Análise estratégica para a conservação de grandes bagres migradores: bacia amazônica. Brasília: WCS; IPAM; IBAMA, 2007.
- Barthem, R.; Goulding, M. *Peixes da Amazônia: um guia ilustrado*. Lima: WCS Perú, 2007.

Batista, V. S. et al. Characterization of the fishery in river communities in the Low-Solimões/High-Amazon region. São Paulo: Instituto de Pesca, 1998. Disponível em: <https://www.institutodepesca.org>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Batista, V. S. et al. *Produção pesqueira e dinâmica da frota no Médio e Baixo Amazonas: análise dos dados do sistema de desembarque pesqueiro do IBAMA (1994–1997)*. Brasília: IBAMA/ProVárzea, 2008. 76 p.

Bruce, P. Estatística para ciências sociais: um guia prático para análise e interpretação de dados. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019.

Carolsfeld, J. *Peixes migradores da América do Sul: biologia, pesca e conservação*. Brasília: World Fisheries Trust; The World Bank; IDRC, 2003.

Castello, L.; Macedo, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, v. 22, n. 3, p. 990–1007, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>.

Cavalcanti, T. et al. Desafios para o monitoramento da pesca artesanal na Amazônia brasileira. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 54, p. 86–102, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5380/dma.v54i0.70935>. Acesso em: 16 maio 2025.

Crawley, M. J. Statistics: an introduction using R. 2. ed. Chichester: Wiley, 2012.

Dagosta, F. C. P.; De Pinna, M. C. C. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, n. 431, p. 1–163, 2019.

De Castro, F.; Monteiro, M. S.; Montañó, M. N. E. Hidrelétricas na Amazônia: impactos socioambientais e caminhos para a sustentabilidade. *Novos Cadernos NAEA*, Belém, v. 16, n. 1, p. 145–168, jan./abr. 2013. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/799>. Acesso em: 16 maio 2025.

Doria, C. R. C. et al. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 42, n. 1, p. 29–40, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000100004>. Acesso em: 16 maio 2025.

Doria, C. R. C. *et al.* A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, v. 7, n. 1, p. 9–22, 2012.

Doria, C. R. C. *et al.* Ecological effects of hydroelectric dams in the Madeira River basin: A review. *Hydrobiologia*, v. 819, p. 1–17, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3659-5>.

Doria, C. R. C. *et al.* Ecology and fisheries of tucunaré (*Cichla* spp.) in the Brazilian Amazon: Management perspectives. *Neotropical Ichthyology*, v. 16, n. 2, e180081, 2018b.

Doria, C. R. C. *et al.* Impactos ecológicos e socioeconômicos da fragmentação de rios amazônicos por hidrelétricas: o caso da bacia do rio Madeira. *Global Ecology and Conservation*, [S. l.], v. 22, p. e00989, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00989>.

Doria, C. R. C. *et al.* *Monitoramento da pesca e avaliação dos estoques pesqueiros no rio Madeira*. Porto Velho: UNIR, 2012. 113 p.

Doria, C. R. C. *et al.* Mudanças na pesca e no modo de vida de comunidades pesqueiras do Rio Madeira em função das hidrelétricas. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 49, p. 136–158, 2018.

Doria, C. R. C. *et al.* Panorama da pesca esportiva no estado do Amazonas, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 44, n. 2, p. e481, 2018b. DOI: <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2018.44.2.481>.

Doria, C. R. C. *et al.* Sustentabilidade da pesca na Amazônia frente à implantação de grandes hidrelétricas. *Oecologia Australis*, Rio de Janeiro, v. 26, n. 2, p. 355–371, 2022. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2022.2602.12>.

Doria, C. R. C. *et al.* Temporal fish community responses to two run-of-river mega hydropower dams in the Madeira River, Amazon Basin. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 839, p. 1–17, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3503-7>.

Doria, C. R. C. *et al.* The effects of hydroelectric dams on the fisheries of the Madeira River (Brazilian Amazon). *Fisheries Management and Ecology*, v. 25, n. 5, p. 380–391, 2018.

- Doria, C. R. C. et al. The effects of run-of-river hydropower on fish biodiversity in the Amazon: evidence from the Madeira River. *Science of the Total Environment*, v. 642, p. 347–359, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.381>.
- Doria, C. R. C.; Duarte, R. M.; Lima, M. A. F. The effects of hydroelectric dams on the fisheries of the Madeira River (Brazilian Amazon). *Fisheries Management and Ecology*, v. 25, n. 5, p. 380–391, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/fme.12295>.
- Doria, C. R. C.; Lima, M. A. L.; Duarte, L. T. Mudanças na pesca e no modo de vida de pescadores artesanais do rio Madeira em consequência das hidrelétricas. In: Lima, D.; Athayde, S.; Santos, R. (Org.). *Usinas hidrelétricas no rio Madeira: saberes e práticas de comunidades atingidas*. São Paulo: OWM; Instituto Socioambiental, 2013. p. 207–231.
- Duponchelle, F.; Albert, J. S.; Zuanon, J. Effects of dams on Amazonian fish assemblages: impacts on migratory Siluriformes. *Aquatic Conservation*, v. 31, n. 6, p. 1430–1442, 2021.
- Espinoza-Villar, R. et al. Decline of fine suspended sediments in the Madeira River Basin (2003–2017). *Water*, Basel, v. 11, n. 3, p. 514, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11030514>. Acesso em: 25 jun. 2025.
- Estupiñán, G. M. B. 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*, Porto Velho, v. 2, n. 4, p. 79–106, jul./dez. 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/333592392>. Acesso em: 16 maio 2025.
- FAO. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016 (SOFIA)*. Roma: FAO, 2016. Disponível em: <https://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2025.
- Fearnside, P. M. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, v. 38, p. 164–172, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.004>. Acesso em: 16 maio 2025.
- Fonseca, V. Estudos confirmam prejuízos à pesca causados por usinas no Madeira. *((o))eco*, 21 ago. 2018. Disponível em: <https://oeco.org.br/noticias/estudos-confirmam-prejuizos-a-pesca-causados-por-usinas-no-madeira/>. Acesso em: 16 maio 2025.

Haraldstad, T. T.; Vang, S.; Klinge, T. Impact of hydroelectric dams on migratory catfish (Siluriformes) populations in tropical rivers. *River Research and Applications*, v. 35, n. 4, p. 455–468, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.3449>.

Holmlund, C. M.; Hammer, M. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, v. 29, n. 2, p. 253–268, 1999.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Bacia hidrográfica do rio Madeira. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 25 jun. 2025.

IEA – International Energy Agency. *Hydropower Special Market Report – Analysis and forecast to 2030*. Paris: IEA, 2021. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/hydropower-special-market-report>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística – IBGE. Guajará-Mirim: Rondônia. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ro/guajara-mirim.html>. Acesso em: 25 jun. 2025.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Humaitá: Amazonas. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/am/humaita.html>. Acesso em: 25 jun. 2025.

ISAAC, V. J. et al. Avaliação dos recursos pesqueiros da Amazônia brasileira. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 41, esp., p. 125–131, 2015. Disponível em: https://www.pesca.sp.gov.br/41_esp_125-131.pdf. Acesso em: 17 jun. 2025.

Isaac, V. J.; Almeida, M. C. Pesca e saberes pesqueiros: subsídios para a sustentabilidade. *Parcerias Estratégicas*, Brasília, v. 16, n. 32, p. 263–285, 2011. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/ppp/index.php/parcerias_estrategicas/article/view/224. Acesso em: 16 maio 2025.

Laturbesse, E. M. et al. The Amazon River basin: biodiversity, geomorphology, and hydropower. *Science Advances*, v. 6, n. 32, eaba5692, 2020. DOI: 10.1126/sciadv.aba5692.

Lima, J. D. et al. Impact assessment of run-of-river dams on fish assemblages using environmental DNA: a case study of Amazonian rivers. *Scientific Reports*, v. 10, p. 10734, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67584-3>.

- Lima, J. D. F. de et al. Changes in fish assemblages following the construction of a hydroelectric dam in the Madeira River, Amazon Basin. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 791, p. 35–50, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2939-0>.
- Lima, M. A. L. et al. A pesca artesanal após a construção de hidrelétricas no rio Madeira. *Acta Amazonica*, v. 47, n. 3, p. 231–240, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201603733>.
- Lima, M. A. L. et al. Alterações na composição da pesca comercial e artesanal no rio Madeira após implantação de hidrelétricas. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 46, n. 2, p. e539, 2020.
- Lima, M. A. L. et al. Mudanças na produção pesqueira após a instalação de hidrelétricas na Amazônia: o caso da bacia do Rio Madeira. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 55, p. 60–83, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5380/dma.v55i0.68844>.
- Lima, M. A. L. et al. Pesca comercial e barragens na Amazônia brasileira: tendências e perspectivas para a conservação da ictiofauna. *Oecologia Australis*, v. 24, n. 1, p. 103–115, 2020.
- Lima, M. A. L. et al. Pesca e hidrelétricas na Amazônia: impactos sobre o estoque pesqueiro e implicações para a conservação. *Oecologia Australis*, v. 24, n. 2, p. 307–321, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.12>.
- Ministério de Minas e Energia; EPE – Empresa de Pesquisa Energética. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2030*. Brasília: MME/EPE, 2020. Disponível em: <https://www.epe.gov.br>. Acesso em: 16 maio 2025.
- Moreira-Turcq, P. et al. Extreme floods increase CO₂ outgassing from a large Amazonian river. *Limnology and Oceanography*, v. 62, n. 3, p. 1230–1244, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.10498>.
- Nelson, J. S.; Grande, T. C.; Wilson, M. V. H. *Fishes of the World*. 5. ed. Hoboken: Wiley, 2016.
- ONU. *World Population Prospects 2022*. New York: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2022. Disponível em: <https://www.un.org/development/desa/pd/content/world-population-prospects-2022>. Acesso em: 24 jun. 2025.

Pellicice, F. M. *et al.* Fish diversity and conservation in South America: The freshwater ecoregions of the continent. *Journal of Fish Biology*, v. 86, n. 3, p. 754–786, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.12806>.

Pellicice, F. M. *et al.* Fish diversity in the Madeira River basin. In: PIMPÃO, D. M.; FERREIRA, E. J. G. (org.). *Peixes e pescarias na Amazônia brasileira: história, conhecimento tradicional e desafios para a gestão*. Manaus: INPA, 2015. p. 169–192.

Pellicice, F. M. *et al.* Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, v. 7, n. 3, p. 575–581, 2015.

Pellicice, F. M. *et al.* Fish fauna of a regulated river: effects of impoundment on assemblages in the Upper Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 13, n. 2, p. 321–330, 2015.

Pellicice, F. M. *et al.* Fish reproduction and recruitment in a dammed tropical river: links between hydrology and larval fish assemblages. *River Research and Applications*, v. 31, n. 10, p. 1134–1148, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.2803>.

Pimenta, F. M. *et al.* Hydropower in the Amazon: potential and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 81, p. 3761–3772, 2018. DOI: 10.1016/j.rser.2017.08.064.

Pimpão, D. M. *et al.* Impacto das hidrelétricas na pesca do rio Madeira: tendências na produção pesqueira no entorno da UHE Santo Antônio. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 46, p. e571, 2020. DOI: <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2020.46.571>.

Pimpão, D. M. *et al.* Impacts of a run-of-the-river dam on fisheries in a large Amazonian river. *Fisheries Management and Ecology*, Hoboken, v. 27, n. 1, p. 86–95, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/fme.12332>.

Ribeiro, M. C. L. B.; ALMEIDA, O. T. Produção pesqueira e meios de vida de comunidades ribeirinhas da Amazônia Central. *Novos Cadernos NAEA*, Belém, v. 16, n. 1, p. 123–144, 2013. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/797>. Acesso em: 16 maio 2025.

Sá Oliveira, J. C. *et al.* A pesca no rio Madeira e seus afluentes no sul do Estado do Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 45, n. 2, p. 195–206, 2015.

Sant'Anna, R. et al. Efeitos da hidrelétrica de Santo Antônio sobre a pesca artesanal no rio Madeira (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica*, Manaus, v. 50, n. 2, p. 107–116, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201900891>. Acesso em: 16 maio 2025.

Sant'Anna, L. R. et al. Impactos das hidrelétricas sobre a pesca no rio Madeira. *Revista Pan-Amazônica de Desenvolvimento Sustentável*, v. 6, n. 2, p. 88–106, 2020b.

Santos, R. E. et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 25, p. 451–466, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>.

Santos, R. E. et al. Hydropower impacts on fish assemblages in Amazon streams: A long-term analysis using community metrics. *Ecological Indicators*, v. 90, p. 523–533, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.027>.

Santos, R. E. et al. Impact assessment of hydropower development on fisheries in the Madeira River (Amazon Basin). *River Research and Applications*, v. 32, n. 6, p. 526–534, 2016.

Santos, R. E. et al. Ten years of Belo Monte Dam: impacts on fish biodiversity and fisheries. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 14, n. 3, p. 141–151, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2016.10.002>.

Sá-Oliveira, J. C. et al. Impactos das hidrelétricas sobre a pesca no sul do Amazonas. *Acta Amazonica*, v. 45, n. 1, p. 87–98, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201401423>.

UFAM – Universidade Federal Do Amazonas. Sob a ótica dos pescadores: impacto das hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio sobre a biodiversidade do rio Madeira é revelado em estudo multi-institucional. Manaus: UFAM, 2024. Disponível em: <https://ufam.edu.br/noticias-destaque/1068-sob-a-otica-dos-pescadores-impacto-das-hidreletricas-de-jirau-e-santo-antonio-sobre-a-biodiversidade-do-rio-madeira-e-revelado-em-estudo-multi-institucional.html>. Acesso em: 16 maio 2025.

Welcomme, R. L. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, v. 6, p. 1–19, 1999.

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

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 2- Distribuição taxonômica dos grupos de peixes desembarcados no Porto de Humaitá e Guajará-Mirim.

ORDEM	NOME COMUM	NOME CIENTÍFICO
Characiformes	Branquinha	<i>Potamorhina</i> spp., <i>Psectrogaster amazônica</i>
	Cubio	<i>Hemiodus</i> spp.
	Curimata	<i>Prochilodus nigricans</i>
	Jaraqui	<i>Semaprochilodus insignis</i> , <i>S. taeniurus</i>
	Lambari	<i>Astyanax</i> spp.
	Matrinxa	<i>Brycon melanopterus</i> , <i>B. falcatus</i>
	Pacu	<i>Mylossoma</i> spp., <i>Myleus</i> spp
	Piau	<i>Schizodon fasciatus</i> , <i>Leporinus</i> spp.
	Piranha	<i>Serrasalmus</i> spp., <i>Pygocentrus nattereri</i>
	Pirapitinga	<i>Piaractus brachypomus</i>
	Traira	<i>Hoplias malabaricus</i>
	Jatuarana	<i>Brycon amazonicus</i> , <i>B. falcatus</i>
	Jeju	<i>Erythrinus erythrinus</i> , <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>
Cichliformes	Acara	<i>Astronotus crassipinnis</i> , <i>Aequidens tetramerus</i> , <i>Satanoperca acuticeps</i> , <i>Aequidens plagiozonatus</i>
	Tucunaré	<i>Cichla</i> spp.
Siluriformes	Mandube	<i>Ageneiosus brevifilis</i>
	Babao	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>
	Barba chata	<i>Pinirampus pirinampu</i>
	Bodo	<i>Hypostomus</i> spp., <i>Pseudorinelepis genibarbis</i>
	Cachara/Peixe-cachorro	<i>Cynodon gybbus</i> , <i>Raphiodon vulpinus</i> , <i>Hydrolycus armatus</i> , <i>H. scomberoides</i>
	Caparari	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>
	Coroata	<i>Platynemichthys notatus</i>
	Cuiu cuiu	<i>Oxydoras niger</i>
	Dourada	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>
	Filhote	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>
	Jau	<i>Zungaro zungaro</i>
	Jundia	<i>Leiarius marmoratus</i>
	Jurupoca	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>
	Mandi	<i>Pimelodus</i> spp.
	Mapara	<i>Hypophthalmus edentatus</i>
	Peixe lenha	<i>Sorubimichthys planiceps</i>
	Pintado	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.
	Pirarara	<i>Phractocephalus hemioliopus</i>
	Bacu	<i>Pterodoras granulosus</i>
	Piramutaba	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>
	Tamoata	<i>Hoplosternum littorale</i>