



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS (UFMG)

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Rangel Eduardo Santos

**IMPACTOS DO COMPLEXO HIDRELÉTRICO DO RIO MADEIRA SOBRE A PESCA
E OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS AMAZÔNICOS**

Belo Horizonte

2019

Rangel Eduardo Santos

**IMPACTOS DO COMPLEXO HIDRELÉTRICO DO RIO MADEIRA SOBRE A PESCA
E OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS AMAZÔNICOS**

Versão Final

Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia pelo Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Motta Pinto-Coelho

Belo Horizonte

2019

043

Santos, Rangel Eduardo.

Impactos do complexo hidrelétrico do Rio Madeira sobre a pesca e os ecossistemas aquáticos amazônicos [manuscrito] / Rangel Eduardo Santos. - 2019.

97 f. : il. ; 29,5 cm.

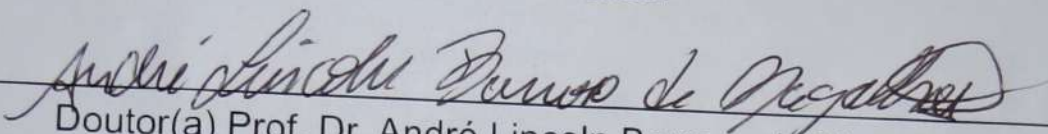
Orientador: Prof. Dr. Ricardo Motta Pinto-Coelho.

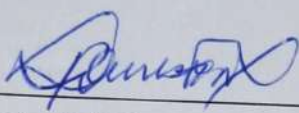
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

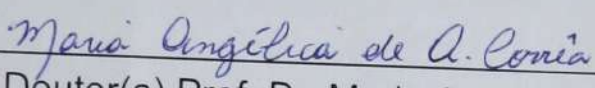
1. Ecologia. 2. Meio Ambiente. 3. Ecossistema Amazônico. 4. Fauna Aquática. 5. Centrais Hidrelétricas. 6. Desastres Provocados pelo Homem. 7. Pesqueiros. I. Pinto-Coelho, Ricardo Motta. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

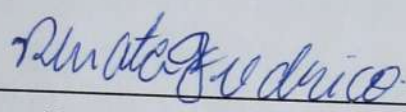
CDU: 502.7

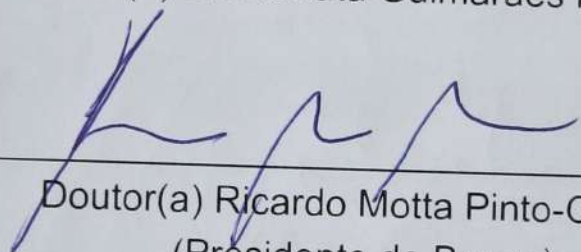
Tese defendida em 29 de outubro de 2019 e aprovada pela banca
examinadora constituída pelos membros:


Doutor(a) Prof. Dr. André Lincoln Barroso de Magalhães


Doutor(a) Raquel Coelho Loures Fontes


Doutor(a) Prof. Dr. Maria Angélica de Almeida Corrêa


Doutor(a) Dr. Renata Guimarães Frederico


Doutor(a) Ricardo Motta Pinto-Coelho
(Presidente da Banca)

Agradecimentos

- À **Deus** pelo presente da vida e ao seu infinito amor. Por ter me dado sabedoria, tranquilidade e oportunidade para o desenvolvimento e conclusão deste projeto;
- Ao meu orientador **Prof. Dr. Ricardo Motta Pinto-Coelho** que mesmo sem me conhecer, confiou na minha capacidade e aceitou o desafio de me orientar. Pelos valorosos ensinamentos que contribuíram para a minha carreira profissional e pessoal;
- Aos grandes amigos e colaboradores **Prof. Dr. Rogério Fonseca** e **Prof. Dr. Fabrício Berton Zanchi** por terem acreditado em mim e me dado todo o auxílio necessário para a criação e desenvolvimento desse projeto. Por todos os ensinamentos, paciência, disponibilidade e apoio psicológico.
- Ao **Prof. Dr. Cleber Figueredo** pela disponibilização do laboratório e por todo o auxílio que recebi para resolver os problemas burocráticos do doutorado. Agradeço ainda pela paciência e ensinamentos que contribuíram muito para a minha vida profissional;
- Aos secretários do programa (ECMVS) **Fred e Cris**, os quais me auxiliaram com as questões burocráticas referentes ao desenvolvimento do doutorado;
- À minha família. Em especial a minha querida mãe **Eliane**, que dedicou muito do seu tempo à minha vida e por todo auxílio psicológico nas fases mais difíceis do doutorado. Aos meus irmãos **Rodrigo** e **Heverton** e ao meu pai **José Geraldo** pela atenção, paciência e incentivo. Aos meus amados tios **Fernando** e **Márcia**, e aos meus primos **Filipe** e **Fernanda** pela amizade, companheirismos e incentivo.
- Ao meu grande “amicão” **Júlio**, pelo fiel companheirismo, amizade e por tornar os meus dias melhores;
- À minha segunda família **Elizabeth**, **Ivene** e **Fabrícia** pelo carinho, amor e por todo o apoio psicológico. Em especial à **Fabrícia**, minha querida amiga e namorada, que foi o meu maior auxílio durante o desenvolvimento desse projeto;

- Ao meu amigo **Augusto Rosa** pela amizade, ensinamentos e por ter sido um importante apoio em todas as fases desse projeto;
- Aos amigos de longa data **Igor, Marcos, Allan, Vanessa, Fernanda, Aline, Winnie, Isabella, Elloa e Ellen** pela amizade, companheirismo e descontração, especialmente nos momentos mais difíceis;
- Aos grandes amigos da UFMG: **Fernanda, Alberto, Cid, Larissa, Marcela, Elisa e Ivan**;
- Aos professores **Dr. Francisco Barbosa, Dra. Paulina Barbosa, Dra. Maria Auxiliadora Drumond e Dr. José Fernandes Bezerra Neto** pelas sugestões e valiosos ensinamentos na minha carreira profissional e pessoal;
- A minha querida amiga **Elley Figueiredo** pela amizade e por ter sido uma peça importante para a tabulação dos dados;
- Aos membros da Colônia de Pescadores de Humaitá, Dr. Renato Pereira Gonçalves (Z-31), pelo fornecimento dos dados e apoio institucional. Em especial agradeço a **José Maria, Rafael, Roberta, Artur, Ricardo e Samuel** pela amizade e pela especial atenção ao me receberem na colônia;
- À **CAPES** - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa de doutorado concedida;
- Aos membros da banca, **Prof. Dr. André Lincoln Barroso de Magalhães, Dr. Alejandro Giraldo Pérez, Dr. Raquel Coelho Loures Fontes, Dr. Luis Alberto Sáenz Isla, Prof. Dr. Maria Angélica de Almeida Corrêa e Dr. Renata Guimarães Frederico** por participarem da avaliação deste trabalho e pelas valiosas contribuições.

"A Amazônia foi e continua sendo, em larga medida, um mundo natural e social desconhecido, alvo de ações que buscam torná-la uma válvula de escape para os problemas vivenciados em outras regiões do Brasil."

(Daniel Chaves de Brito, 2001)

Resumo

O número de usinas hidrelétricas construídas em ecossistemas amazônicos têm crescido de forma substancial nos últimos anos. Apesar de ser considerada uma fonte de energia limpa, as usinas hidrelétricas causam impactos negativos nos processos ecológicos fundamentais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e conservação da biodiversidade. Nesse contexto, essa tese tem como objetivo identificar e avaliar os impactos ambientais gerados pelas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau sobre a pesca e os ecossistemas aquáticos na bacia do rio Madeira. Para atender este objetivo, essa tese foi estruturada em dois capítulos. No primeiro capítulo, foi investigada a influência do complexo hidrelétrico do rio Madeira sobre o estoque pesqueiro local. Este estudo testou a hipótese de que a instabilidade do pulso de inundação, devido à construção das barragens, causou uma redução significativa nos estoques pesqueiros da bacia. Essa hipótese foi testada utilizando dados correspondentes ao período de janeiro de 2002 a setembro de 2017 de desembarques pesqueiros da colônia de pescadores (Z-31) “Dr. Renato Pereira Gonçalves”, localizada no município de Humaitá, Amazonas. Os dados obtidos foram registrados diariamente contendo: data de partida e chegada das expedições, espécies capturadas e o número de capturas em quilogramas (kg). Nesse estudo, foi constatada queda de 39% da produção média anual e 34% da produção média mensal de pescado após a construção do complexo hidrelétrico do rio Madeira. Os resultados ainda apontam que o declínio do estoque pesqueiro registrado para a colônia de pescadores de Humaitá está principalmente relacionado com o aumento da média da fluviometria do rio Madeira após a construção das hidrelétricas. No segundo capítulo, foram avaliados os impactos gerados pelo complexo hidrelétrico do rio Madeira através da percepção dos pescadores locais (22 Homens e 6 Mulheres) e banco de dados da colônia Z-31. As questões levantadas neste capítulo têm como objetivo identificar e avaliar os impactos das barragens focando em três temas principais: (i) a pesca local; (ii) o peixe e (iii) o ecossistema aquático. Os pescadores locais foram selecionados por meio da abordagem “snowball” para a aplicação de entrevistas semiestruturadas. Todos os pescadores locais confirmaram ter percebido um declínio na produtividade da pesca após o barramento do rio Madeira. As alterações nos peixes também foram percebidas pelos pescadores: exoftalmia (82%), redução do peso/comprimento (25%) e período reprodutivo irregular (14%). Em relação aos impactos percebidos no rio, a mudança no ciclo hidrológico foi o processo mais citado pelos entrevistados (75%). Os resultados dessa tese elucidam diversos impactos ambientais ocasionados pelas implantações de usinas hidrelétricas no rio Madeira, e colocam em evidência o alto risco desses empreendimentos para os ecossistemas aquáticos, atividades de pesca e populações ribeirinhas amazônicas. A esperança é a de que essa tese possa contribuir para prevenir, mitigar ou mesmo compensar de modo justo impactos similares tanto em outras partes da bacia hidrográfica em questão como em outras bacias situadas na região amazônica.

Palavras-chave: Impacto ambiental, Fauna de peixes, Colônia de pescadores, Represamentos, Distúrbios antropogênicos, Pescadores artesanais, Etnoecologia, Comunidades ribeirinhas

Abstract

The number of dams operating in the Brazilian Amazon region has grown at an increasingly rapid rate in recent years. Despite being considered beneficial by providing clean energy, hydroelectric dams' plants have negative impacts on the ecological processes that are fundamental to maintaining ecosystem services and conserving biodiversity in the Amazon. In this context, this thesis aims to identify and evaluate the environmental impacts generated by the Santo Antônio and Jirau dams on the aquatic ecosystems and fisheries activity of the Madeira River basin. To fulfill this objective, this thesis was structured in two chapters. In the first chapter, the influence of the Madeira river hydroelectric complex on the local fishery stocks was evaluated. This study investigated the hypothesis that the instability of the flood pulse caused by the construction of the dams has caused a significant reduction in the fish stocks of the Madeira River. This hypothesis was tested using fishery landings data obtained in fishing colony (Z-31) "Dr. Renato Pereira Gonçalves", located in the municipality of Humaitá, Amazonas State, from January 2002 to September 2017. The collected data were daily recorded at the colony and include the fishing ground (point), the date of the beginning and the end of each fishing trip, type of fish caught and total catch (kg). This study indicated reductions of 39% in the mean annual catch and 34% in the mean monthly catches. The results also point out that the decline of fisheries recorded for the Humaitá colony is mainly related to the increase of the Madeira River fluvimetry average after the construction of the hydroelectric dams. In the second chapter, the impacts generated by the Madeira River hydroelectric complex were evaluated through the perception of local fishers (22 Men and 6 Women) and the fishery database from the Z-31 colony. This study aimed to investigate the environmental impacts generated by the hydroelectric complex in the Madeira River based on the perceptions of local fishers and fishery database, it focuses attention on three main points: (i) local fishery stocks; (ii) the fish and (iii) the aquatic ecosystems. The local fishers were selected through the "snowball" approach for the application of semi-structured interviews. All the fishers confirmed having perceived a decline in fishery productivity following the impounding of the Madeira River. Changes in fishes' conditions were also perceived by the local fishers, including exophthalmia (82%), a reduction in the weight or length of the fish (25%), and irregular breeding season (14%). Regarding impacts on the river, changes in the hydrological cycle were the process most frequently remembered (75%). The results of this thesis elucidate several environmental impacts caused by the implantation of hydroelectric power plants in the Madeira River and highlight the high risk of these enterprises for aquatic ecosystems, fishing activities, and Amazonian riverside populations. It is hoped that this thesis may help to prevent, mitigate or even fairly compensate for similar impacts both in other parts of the concerned river basin and in other basins in the Amazon region.

Keywords: Environmental impact, Fish fauna, Fishing colony, Impoundments, Anthropogenic disturbance, Artisanal fishers, Ethnoecology, Riverside communities

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 Mapa mental demonstrando os principais impactos gerados por barramentos hidrelétricos. Verde: impactos ambientais; azul: impactos sociais e/ou socioeconômicos e vermelho: impactos socioculturais. As linhas tracejadas representam ligamentos que se cruzam.....	20
CATPÍTULO 1 - The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin.....	33
Figure 1 Fishing ground of the Z- 31 (Dr. Renato Pereira Gonçalves) fishing colony based on the municipality of Humaitá, Amazonas State, Brazil, and the location of the Santo Antônio and Jirau dams on the Madeira River in Rondônia State.....	36
Figure 2 Fishery production (kg) landed in the municipality of the municipality of Humaitá, Amazonas State, Brazil, between January 2002 and September 2017. The vertical red line represents the initial damming of the Madeira River (July 2011). Note that the data from 2013 were not included here.....	37
Figure 3 Monthly fish catch at Humaitá Amazona State before (2002-2011) and after (2011-2017) of the Medeira River. Tau (use symbol) is Kendall rank correlation damming of the river. After damming, however, a significant tendency for declining production was recorded.....	38
Figure 4 Linear regression of the fishery production landed in the municipality of Humaitá, Amazonas State (Brazil) on the level of the Madeira River before (a) and after (b) damming the Madeira River.....	38
Figure 5 Mean monthly river level of the Madeira River (a) and fishery landings at Humaitá, Amazonas State before (2002-2011) and after (2014-2017) closing dams on the Madeira River (b).....	39
Figure 6 Linear regression of the mean variation in the river level on the difference mean fishery production before and after damming.....	41
CATPÍTULO 2 – Damming Amazon rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil’s Madeira River according to local fishers’ perception.....	46
Figure 1 Fishing grounds of the Z-31 (Dr. Renato Pereira Gonçalves) fishing colony, which operates out of the municipality of Humaitá, in Amazonas State, Brazil, and the location of the Santo Antônio and Jirau dams on the Madeira River in Rondônia State. The catches landed by this fishing colony were obtained at 17 fishing grounds located downstream from the dams.....	86
Figure 2 Relative frequency of citations of the different environmental impacts perceived by the local fishers from the Z-31 fishing colony in Humaitá following the construction of the Madeira River hydroelectric complex: a impacts perceived in fisheries; b impacts perceived in the fish, and c impacts perceived in the river.....	87
Figure 3 Environmental impacts generated by the hydroelectric complex in the Madeira River. a Floating landing pier at the Z-31 fishing colony in Humaitá at the time of the interviews (July, 2017). Note that on this day, in one of the months that is typically among	

the most productive in this area, the pier is completely empty. It is also possible to observe sale of bananas by one of the fishers to minimize the fishery financial losses. **b** Erosion of the left margin of the Madeira River in the municipality of Humaitá at the time of the interviews (July, 2017). Note that the soil and some roots are exposed..... 88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Cronologia do processo de implantação e licenciamento ambiental das hidrelétricas Santo Antônio e Jirau.....	24
CATPÍTULO 1 - The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin.....	33
Table 1 Fish landings at Humaita, Amazonas state from 2002-2017.....	37
Table 2 Monthly river levels and fishery production landed in Humaitá, Amazonas (Brazil), before (January 2002–July 2011) and after (August 2011–September 2017) damming of the Madeira River, with the variation between the periods (Before and After).....	40
Table 3 Results of equations I ($\Delta \overline{FL}_i = \overline{FL}_{Ai} - \overline{FL}_{Bi}$) and II ($\Delta \overline{P}_i = \overline{P}_{Ai} - \overline{P}_{Bi}$).....	41
CATPÍTULO 2 – Damming Amazon rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil’s Madeira Rivers according to local fishers’ perception.....	46
Table 1 Perceptions of the local fishers interviewed at the Z-31 fishing colony in Humaitá, northern Brazil, with regard to the impacts on local fish and fisheries, and historical data on the fish catch at the fishery colony.....	89
Table 2 Selected comments from the local fishers of the Z-31 fishery cooperative, in the municipality of Humaitá, on the impacts perceived in the fishery, the fish, and the river.....	90

SUMÁRIO

	Pág.
Resumo	vi
Abstract	vii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	ix
LISTA DE TABELAS	xi
1 - INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1 - Empreendimentos hidrelétricos na Amazônia.....	14
1.2 - Impactos gerados por usinas hidrelétricas.....	15
1.3 - O complexo hidrelétrico do rio Madeira.....	16
2 - ESTRUTURA DA TESE	25
Referências.....	26
CATPÍTULO 1 - The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin	33
1 - INTRODUCTION	34
2 - METHODS	35
2.1 - Study area.....	35
2.2 - Sample collection.....	36
2.3 - Data analyses.....	36
3 - RESULTS	37
3.1 - Analysis of fisheries.....	37
3.2 - Influence of the hydrological cycle on fisheries.....	38
3.3 - Impacts of fluviometric changes on fisheries.....	38
4 - DISCUSSION	39
4.1- Declining fisheries.....	39
4.2 - Influence of the hydrological cycle on fisheries.....	42
4.3 - Impacts of fluviometric changes on fisheries.....	42
5 - CONCLUSIONS	43
References.....	43
CATPÍTULO 2 – Damming Amazon rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil’s Madeira River according to local fishers’ perception	46
1 - INTRODUCTION	49
2 - MATERIALS AND METHODS	51
2.1 - Study area.....	51
2.2 - Humaitá Fishing Colony.....	52
2.3 - Ethnobiological data.....	53
2.4 - Fishery data.....	54
2.5 - Data Analysis.....	55
3 - RESULTS AND DISCUSSION	56
3.1 - Fish most caught.....	56
3.2 - Impacts of the dams on local fisheries.....	57

3.2.1 - <i>Decline in catches</i>	57
3.2.2 - <i>“Peak” of fishery production during the flood of 2014</i>	60
3.3 - Impacts of the dams in the fishes.....	63
3.3.1 - <i>Exophthalmia</i>	63
3.3.2 - <i>Reduction in the weight/length of the fish</i>	65
3.3.3 - <i>Irregular reproductive season</i>	66
3.4 - Impacts of the dams on the river.....	67
3.4.1 - <i>Irregular hydrological cycle</i>	67
3.4.2 - <i>Muddy waters</i>	69
3.4.3 - <i>Erosion of the margins</i>	70
3 - CONCLUSIONS	71
References.....	73
3 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
Recomendações.....	96

1 - INTRODUÇÃO GERAL

1.1- Empreendimentos hidrelétricos na Amazônia

Os grandes empreendimentos na região amazônica ganharam impulso com os governos militares na década de 1960. Nesse período, foi lançada a “Operação Amazônia”, que tinha como finalidades a ocupação, criação de estruturas produtivas e integração da Amazônia legal (Costa et al. 2017). Esse processo levou a migração em massa de pessoas para a região, seja para trabalharem na implantação dos novos projetos, seja para desbravarem novas fronteiras agropecuárias (Castro e Hébette 1989; Lima e Lozzobon 2005). As primeiras obras realizadas nesse período foram a construção de grandes rodovias, como por exemplo a transamazônica (BR-230), que tinham como objetivo conectar a Amazônia legal com as outras regiões do país (Neto e Nogueira 2017).

Ao mesmo tempo, surgiram os projetos para o desenvolvimento do setor energético na região, dos quais originaram a implantação das primeiras usinas hidrelétricas (UHE) na Amazônia: Coaracy Nunes, no rio Araguari, estado do Amapá (40 MW - inaugurada em 1975) e de Curuá-una, no rio que dá o mesmo nome à hidrelétrica, no estado do Pará (30 MW - inaugurada em 1977) (Moretto et al. 2012). Essas primeiras hidrelétricas inauguradas na região possuíam um menor potencial de impacto, pois a soma de seus reservatórios cobre uma área menor do que 100 km² (Junk e Mello 1990). No entanto, a situação mudou a partir da década de 1980, com a inauguração da UHE de Tucuruí (8,370 MW – inaugurada em 1984) no baixo Tocantins, estado do Pará, e de Balbina (250 MW – inaugurada 1989) no rio Uatumã, estado do Amazonas, os quais possuem reservatórios que ocupam uma área de 2.430 km² e 2.360 km² respectivamente (Moretto et al. 2012).

A decisão do governo brasileiro em desenvolver o setor energético na Amazônia estava principalmente relacionada ao fato da região possuir um alto potencial hidrelétrico (Moretto et al. 2012), já que é considerada a maior bacia hidrográfica do mundo, cobrindo uma área de 6 milhões de km² e aproximadamente 1.100 afluentes (Brasil 2019). Além disso, as primeiras hidrelétricas construídas na região foram planejadas em um período com baixo grau de disciplina do uso e ocupação do espaço, principalmente por causa das leis ambientais menos exigentes (Sánchez 2016). Desde então, o número de hidrelétricas em ecossistemas amazônicos tem crescido de forma acentuada (Tundisi, et al. 2014). Ao todo, a região já possui 154 barramentos hidrelétricos, entretanto, esse número pode aumentar consideravelmente com o planejamento de 277 novos empreendimentos para os próximos anos (Castello e Macedo 2016). Somente o setor energético

brasileiro inclui a construção de seis novas UHE's em ecossistemas amazônicos até o ano de 2026 (Brasil 2017).

Atualmente, a construção de grandes empreendimentos hidrelétricos na região amazônica tem sido estratégica e vista como a principal solução para a segurança energética dos países que compartilham essa bacia. Dentre estes países, o Brasil é um dos principais dependentes da energia hídrica, já que aproximadamente 65% da sua energia advém de usinas hidrelétricas implantadas nos seus gradientes fluviais (EPE 2019). De acordo com o Ministério de Minas e Energia, entre os anos de 2016 e 2026, o consumo final de energia no Brasil irá crescer à taxa média de 1,9% por ano (Brasil 2017). O rápido crescimento na taxa de consumo anual de energia e o baixo investimento em outras fontes de energia renováveis (ex. energia eólica, solar) aumentam a pressão dos governantes para a ampliação do setor hidrelétrico na Amazônia e subestimam os impactos desses empreendimentos para a região.

1.2 - Impactos gerados por usinas hidrelétricas

Apesar de ser considerada uma fonte de energia limpa, as hidrelétricas são geradoras de inúmeros impactos ambientais (Pelicice et al. 2017; Figura 1). Diversos estudos confirmam ainda prejuízos sociais, culturais, históricos, econômicos, de saúde e lazer em regiões que receberam implantação de usinas hidrelétricas (Figura 1).

Devido à complexidade e ao grande número de impactos gerados por barramentos hidrelétricos, o gerenciamento de bacias hidrográficas afetadas por esses empreendimentos é extremamente difícil. É possível observar que a maior parte destes impactos estão relacionados entre si e, muitas vezes, um único impacto possui origens diferentes (Figura 1). Isso significa que, na maioria das vezes, para minimizar de forma efetiva um determinado prejuízo ambiental, é necessário atuar em várias vias distintas de impactos. Por exemplo, o barramento hidrelétrico pode causar o declínio da pesca por diferentes vias (Figura 1): (1) bloqueio de rotas migratórias (Anderson et al. 2018); (2) injúrias e mortalidade de peixes na casa de força (McKinstry et al. 2007); (3) mudanças no ciclo hidrológico (Santos et al. 2018); (4) alterações na qualidade físico-química das águas (Junk e Mello 1990; Wera et al. 2019); e (5) mudanças na estrutura trófica dos novos ambientes, principalmente quanto à oferta qualitativa e quantitativa de recursos alimentares essenciais para a produtividade das várzeas (Abelha e Goulart 2004; Hahn e Fugui 2007; Lobo et al. 2019).

Todos esses impactos diminuem a disponibilidade de peixes no rio e conseqüentemente prejudicam a subsistência das comunidades de pescadores locais. Nesse caso, se houvesse uma única estratégia de gestão que buscasse aumentar o fluxo de peixe entre a montante e a jusante, por exemplo, não causaria de forma efetiva um aumento na disponibilidade de peixes no rio, haja vista que a ictiofauna seria ainda afetada por outras vias de impactos (Figura 1). Caso os gestores não identifiquem todas essas vias de impacto e atuem também sobre elas, minimizar um determinado prejuízo ao ecossistema pode ser extremamente difícil ou até mesmo impraticável. Isso demonstra que a gestão de bacias hidrográficas afetadas por barramentos hidrelétricos é complexa, demorada e de alto custo. A partir desta composição de fatores, identificar e avaliar os impactos gerados por empreendimentos hidrelétricos na Amazônia se torna essencial para a gestão dos ecossistemas locais.

1.3 - O complexo hidrelétrico do rio Madeira

As UHE's de Santo Antônio e Jirau constituem o Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira, uma das principais obras do Plano de Aceleração do Crescimento (PAC) dos últimos governos brasileiro (Brasil 2018). Inicialmente foi planejada a construção de uma única barragem na cachoeira de Santo Antônio, a montante do município de Porto Velho, Rondônia (Brasil 1987). Porém, a construção desse reservatório causaria inundações em algumas regiões da Bolívia, por isso o plano foi alterado para a construção de duas hidrelétricas menores, também no estado de Rondônia: Santo Antônio e Jirau (Brasil 1987).

O processo de licenciamento ambiental para a construção das barragens foi extremamente controverso (Tabela 1). Muitos pesquisadores, técnicos ambientais e populares se manifestaram contra as suas construções, alegando que os empreendimentos trariam diversos impactos para a região amazônica (Killeen 2007; Fearnside 2014). Os principais alertas sobre esses impactos foram feitos pelo corpo técnico do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o qual apresentou alguns pareceres recomendando um novo estudo de impacto ambiental (EIA) (Deberdt et al. 2007; Franco e Campos 2007; IBAMA 2007 a, b; Tabela 1). De acordo com os técnicos do IBAMA, o EIA carecia de uma série de análises de impactos ambientais na bacia do rio Madeira. Como sinal do descontentamento do governo com a posição da equipe técnica do órgão ambiental, importantes cargos de comando do IBAMA foram substituídos e a nova administração declarou como resolvida uma série de questões pendentes e

outorgou a licença prévia para ambas as represas sem um novo EIA (Franco 2007; Neto 2007; Amaral et al. 2013; Tabela 1).

Em últimas tentativas, os técnicos do IBAMA emitiram pareceres se opondo à aprovação da Licença de Instalação das hidrelétricas (IBAMA 2008; IBAMA 2009; Tabela 1). Porém, tanto os apelos populares quanto os pareceres técnicos foram sumariamente rejeitados, e a mesma pessoa que aprovou as licenças prévias como chefe do departamento de licenciamento foi promovida a chefe geral do IBAMA, e nessa função outorgou a licença de instalação para a UHE de Santo Antônio em agosto de 2008 (Franco 2008). Quase um ano depois, no mês de julho de 2009, foi concedida a Licença de Instalação da UHE de Jirau (Franco 2009).

Após a emissão da licença de instalação, em setembro de 2008, a UHE de Santo Antônio começou a ser construída na cachoeira de Santo Antônio, a 7 km a montante do município de Porto Velho, capital do estado de Rondônia. O seu reservatório de 422 km² começou a ser enchido no final de 2011, quando a sua primeira comporta foi fechada (SAE 2019). As suas primeiras turbinas começaram a operar em 30 de março de 2012 e, em novembro de 2016, a usina foi concluída com 50 turbinas e a capacidade de 3.568 MW de potência instalada, sendo 2.424 MW de energia assegurada (SAE 2019). A UHE de Jirau começou a ser construída em 2009 a 100 km a montante de Porto Velho, no local denominado Ilha do Padre (ESBR 2019a). O seu reservatório de 361,6 km² começou a ser enchido em outubro de 2012 e, quase um ano depois, em setembro de 2013, iniciou a sua operação (ESBR 2019a, b). A usina foi totalmente concluída em dezembro de 2016 com 50 turbinas instaladas e capacidade de 3.750 MW de potência, sendo 2.184 MW assegurados (ESBR 2019a).

O complexo hidrelétrico do rio Madeira foi projetado para minimizar os impactos dos seus barramentos sobre os ecossistemas locais. Para isso, foi estabelecido no seu projeto de construção a implantação das turbinas hidrelétricas do tipo bulbo (Fearnside 2013). Essa tecnologia permitiu a construção de um reservatório menor em comparação com as outras hidrelétricas que utilizam as turbinas do tipo Kaplan ou Francis (ESBR 2019b). O volume reduzido de água nos reservatórios resulta em um rápido tempo de substituição e conseqüentemente em uma melhor qualidade de água (Fearnside 2014). Essas características foram citadas como altamente positivas, pois os impactos gerados pelas barragens seriam mínimos (ESBR 2019; SAE 2019). No entanto, é notório que essa tecnologia não reduz de forma expressiva os impactos desses empreendimentos, visto que a área alagada é altamente significativa para a biota, assim como para uma infinidade de serviços

ecossistêmicos. Mesmo atuando com uma tecnologia que é considerada “fio d'água”, as áreas de florestas inundadas pelas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau chegam a 388 km² (SAE, 2012; ESBR, 2019), o que corresponde uma área de 38.800 hectares de floresta de várzea permanentemente inundadas. Para efeito de comparação, essa área corresponderia aproximadamente a 36 mil campos de futebol. A inundação dessa área causou uma perda instantânea de floresta de várzeas, assim como áreas fundamentais para abrigo, reprodução e alimentação da biota local.

A displicência dos órgãos competentes na execução do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e seu respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), demonstra que os inúmeros impactos que esse complexo hidrelétrico poderia gerar à bacia do rio Madeira foram seriamente subestimados. Um dos principais problemas apontados por especialista no EIA-RIMA está relacionado com o fato de que a área de estudo leva em consideração apenas o território nacional (Amazônia legal) e não a bacia hidrográfica como um todo (Tucci 2007). Isso impossibilitou avaliar os impactos ambientais em outras regiões da bacia, como por exemplo, o processo de sedimentação e formação de remansos no território boliviano (Fearnside 2014). Os relatórios também carecem de informações sobre a localização dos povos indígenas que viviam na área afetada, extensão exata das áreas de inundação, ausência de ações eficientes no controle da malária, análise dos impactos do sistema de transmissão, entre outros (Deberdt et al. 2007; Jacob e Astrid 2009). Por fim, o local de construção da UHE Jirau foi alterado para 9,2 km à jusante do ponto originalmente estabelecido (Brasil 2008). Mesmo tendo conhecimento dessa alteração, o IBAMA concedeu a licença de Instalação para a UHE Jirau sem a exigência de um novo EIA, ignorando as mudanças evidentes e os impactos que essa alteração poderia gerar (Brasil 2008).

É possível ainda apontar uma displicência aos quesitos relacionados à pesca, pois os relatórios não contemplam análises de banco de dados das principais colônias de pescadores da bacia, impossibilitando um diagnóstico preciso dos possíveis impactos das hidrelétricas sobre as atividades pesqueiras na bacia do rio Madeira. Além disso, o relatório desconsiderou as consequências do barramento para as populações de peixes nas regiões da Bolívia e do Peru, tampouco demonstrou a real eficiência do sistema de transposição de Peixes das UHE's Santo Antônio e Jirau (Fearnside 2014). É preciso ressaltar que o sistema de transposição de peixes para a UHE Jirau termina em um grande recipiente de metal. Periodicamente os peixes deste recipiente

são transportados por caminhão e soltos à montante da barragem. Nenhum estudo foi realizado para avaliar a eficiência deste sistema de transposição para os peixes da bacia do rio Madeira.

Além disso, é necessário ressaltar que, devido à complexidade dos ecossistemas amazônicos, muitos dos seus processos ecológicos, assim como as inúmeras espécies locais, ainda não foram totalmente estudados. Isso significa que a construção de grandes empreendimentos hidrelétricos em ecossistemas amazônicos pode gerar impactos além daqueles que são previstos no EIA. Estima-se, por exemplo, que inúmeras espécies de peixes amazônicos poderão ainda ser descritas a partir do aprofundamento dos estudos taxonômicos na região (Reis et al. 2003; Winemiller e Willis 2011; Ohara et al. 2015). Esse é um indicativo de que inúmeras espécies endêmicas na bacia do rio Madeira poderão passar por um processo de extinção, sem ao menos serem descritas.

Diante disso, espera-se que o complexo hidrelétrico da bacia rio Madeira esteja causando graves impactos aos ecossistemas amazônicos, não só nas suas áreas de influência no Brasil, mas em outros países que compõem esta bacia, como a Bolívia e Peru. Embora sejam esperados impactos de diversas ordens, buscou-se compreender neste estudo a influência das barragens do rio Madeira sobre as atividades pesqueiras, bem como no funcionamento dos ecossistemas aquáticos da bacia.

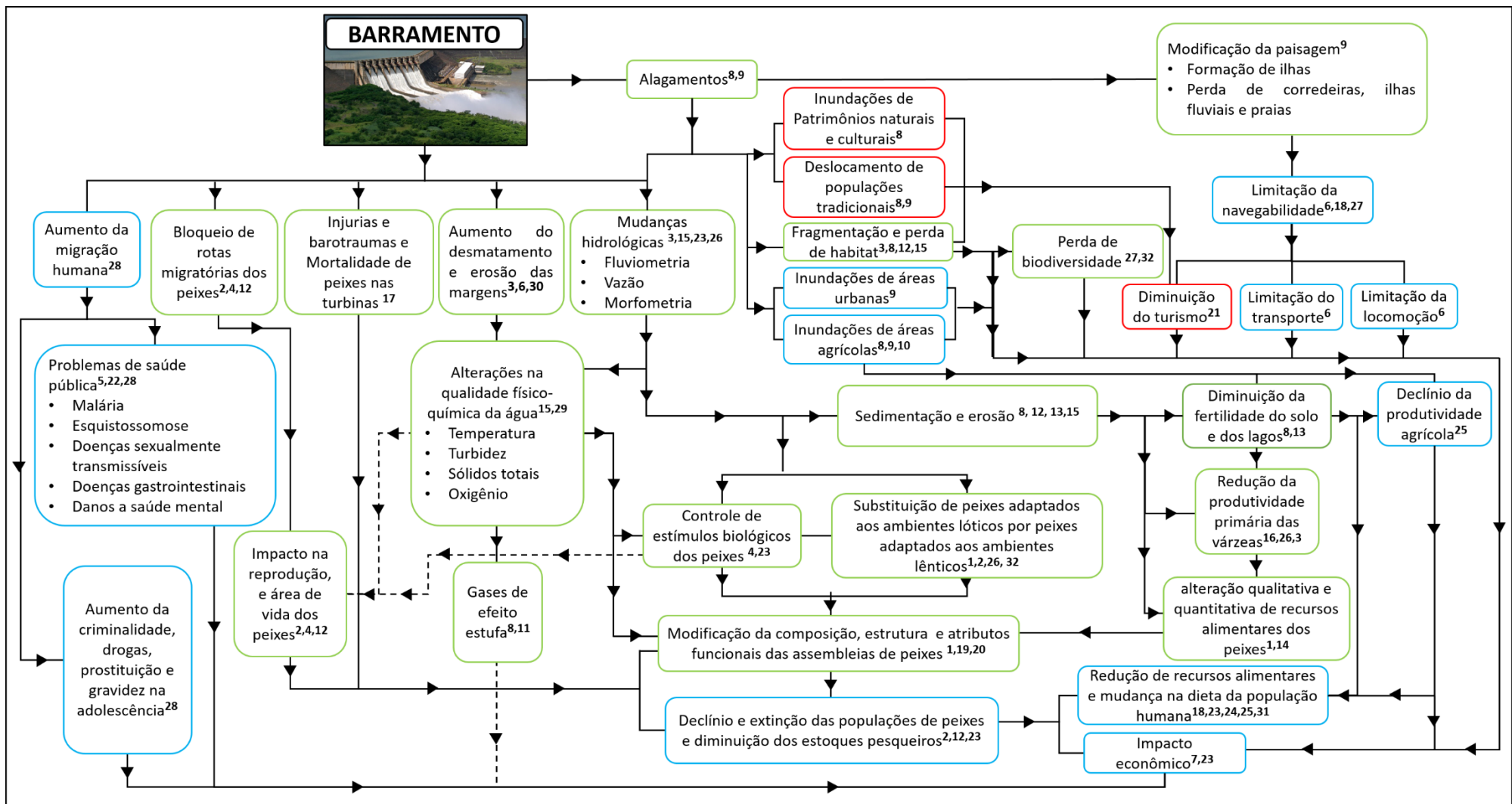


Figura 1 Mapa mental demonstrando os principais impactos gerados por barramentos hidrelétricos. Verde: impactos ambientais; azul: impactos sociais e/ou socioeconômicos e vermelho: impactos socioculturais. As linhas tracejadas representam ligamentos que se cruzam.

Referências do mapa mental (Figura 1)

- 1- Abelha, M. C. F., e Goulart, E. (2004). Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 26(1): 37-45.
- 2- Agostinho, S. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., e Thomaz, S. M. (1999). Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognosis on aging. In J. G. Tundisi e M. Straskraba (Eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications* (pp. 227–265). Rio de Janeiro, Brazil and Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- 3- Arantes C. C., Fitzgerald, D. B., Hoinghaus D. J, e Winemiller K. O. 2019. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 37: 28-40.
- 4- Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Sebastian, H., Ocampo-Maldonado, J. Á., Carvajal-Vallejos, F. M., Encalada, A. C., et al. (2018). Fragmentation of Andes to Amazon connectivity by hydropower dams. *Science Advances*, 4(1): 1429–1437.
- 5- Barbosa, F. E F., Giongo, C. R., e Mendes, J. M. R. (2018). Construção de hidrelétricas e populações atingidas no Brasil: uma revisão sistemática. *Aletheia* 51 (1-2): 165-176
- 6- Becker, B. K (2012). Reflexões sobre hidrelétricas na Amazônia: água, energia e desenvolvimento. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 7(3): 783-790.
- 7- Castro-Diaz, L., Lopez, M. C., e Moran, E. (2018) Gender-differentiated impacts of the Belo Monte hydroelectric dam on downstream fishers in the Brazilian Amazon. *Human Ecology*, 46:411–422. <https://doi.org/10.1007/s10745-018-9992-z>
- 8- CMB - Comissão mundial de barragens. Barragens e desenvolvimento: uma nova tomada de decisoes. Tradução de carlos alfonso maferrairi Londres: Earthscan, 2000.
- 9- COBRAPE, Relatório de análise do conteúdo dos estudos de impacto ambiental (EIA) e do relatório de impacto ambiental (RIMA) dos aproveitamentos hidrelétricos de Santo Antonio e Jirau, no Rio Madeira, Estado de Rondônia, Porto Velho: Cobrape – Cia, Brasileira de Projetos e Empreendimentos/Ministério Público do Estado de Rondônia, 2006
- 10- DHESCA, Plataforma Brasileira de Direitos Humanos Econômicos, Sociais Culturais e Ambientais, Violações de Direitos Humanos Ambientais no Complexo Madeira, Relatoria Nacional para o Direito Humano ao Meio Ambiente. Dhescsa, Abril de 2008 36p.
- 11- Fearnside, P. M. (2013). Carbon credit for hydroelectric dams as a source of greenhouse-gas emissions: The example of Brazil’s Teles Pires Dam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 18(5): 691-699. doi: 10.1007/ s11027-012-9382-6

- 12- Fearnside, P. M. (2014). Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, 38: 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.004>
- 13- Fortin, G., Leblanc, M., Schiavone, S., Chouinard, O., e Utzschneider, A. (2014). Local Perceptions, Ruslefac Mapping, and Field Results: The Sediment Budget of Cocagne River, New Brunswick, Canada. *Environmental Management*, 55(1): 113-127.
- 14- Hahn, N. S., e Fugi, R. (2007). Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis* 11(4):469-480.
- 15- Junk, W. J. e Mello, J. A. S. (1990). Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados*, 4(8): 126-143.
- 16- Lobo, G. S., Wittmann, F., e Piedade, M. T. F. (2019). Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *Forest Ecology and Management*, 434: 110–118.
- 17- McKinsty, C., Carlson T. J., e Brown, R. S. (2007). Derivation of a mortal injury metric for studies of rapid decompression of depth-acclimated physostomous fish. PNNL-17080. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- 18- Orr, S., Pittock, J., Chapagain, A., e Dumaresq, D. (2012). Dams on the Mekong River : Lost Fish Protein and the Implications for Land and Water Resources. *Global Environmental Change*, 22(4): 925–932. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.06.002>.
- 19- Penczak, T., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Latini, J. D. (2009). Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the Corumbá river, Brazil. *River Research and Applications*, 25 (8): 1013–1024. <https://doi.org/10.1002/rra.1200>
- 20- Pinto, M. D. S., Dória, C. R. C., e Marques, E. E. (2019). Alterações temporais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes durante onze anos de formação de um reservatório do médio rio Tocantins, Brasil. *Biota Amazônia*, 9 (1): 17-21. doi:<http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v9n1p17-21>.
- 21- Rodrigues, W., Nogueira, J. M., e Carvalho, E. (2009). Avaliação Econômica dos Danos Ambientais Causados pela Implantação da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães: uma Aplicação do Método de Valoração Contingente. *Informe Gepec*, 13(1): 52-63
- 22- Rovere, E. L. L., Silva, H. V. O., Bulcao, J. A. S., Santos, S., Barcelos, C., Luigi, G., Sousa, D. S., Moura, F. H. S., e Niemeyer, L. F. Mapa de risco epidemiológico de projetos hidrelétricos no Brasil - Produto 1. Rio de Janeiro: LIMA/COPPE/UFRJ, 2009.

- 23- Santos, R. E., Pinto-Coelho, R. M., Fonseca, F., Simões, N. R., e Zanchi, F. B. (2018). The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 380-391. doi - 10.1111/fme.12305
- 24- Stenberg, R. (2006). Damming the River: A Changing Perspective on Altering Nature. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 10 (3): 165–197. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2004.07.004>
- 25- Tilt, B., Braun, Y., e He, D. (2009). Social Impacts of Large Dam Projects: A Comparison of International Case Studies and Implications for Best Practice. *Journal of Environmental Management*, 3: 249–S257. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.030>
- 26- Timpe, K., e Kaplan, D. (2017). The changing hydrology of a dammed Amazon. *Science Advances*. 3: 1-13. 10.1126/sciadv.1700611
- 27- Trussart, S., Messier, D., Roquet, V., and Aki, S. (2002). Hydropower Projects: A Review of most Effective Mitigation Measures. *Energy Policy*, 30(14): 1251–1259. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(02\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(02)00087-3)
- 28- Von Sperling, E. (2012). Hydropower in Brazil: Overview of Positive and Negative Environmental Aspects. *Energy Procedia*, 18: 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.023>.
- 29- Wera, F. A., Ling, T. Y., Nyanti, L., Sim, S. F., e Grinang, J. (2019). Effects of opened and closed spillway operations of a large tropical hydroelectric dam on the water quality of the downstream River. *Journal of Chemistry*, 11. <https://doi.org/10.1155/2019/6567107>
- 30- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., et al (2016). Balancing Hydropower and Biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351 (6269): 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- 31- Ziv, G., Baranb, E., Namc, S., Rodríguez-Iturbed, I. And Levina, S. (2012) Trading-off Fish Biodiversity, Food Security, and Hydropower in the Mekong River Basin. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109(15): 5609–5614.
- 32- Assis, D.A.S., Dias-filho, V.A.; Magalhães, A.L.B.; Brito, M.F.G. (2017). Establishment of the non-native fish *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) (Characiformes:Serrasalmidae) in lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 52(1): 1-11.

Tabela 1 Cronologia do processo de implantação e licenciamento ambiental das hidrelétricas Santo Antônio e Jirau.

Ano	Data	Evento		Referências
		UHE Santo Antônio	UHE Jirau	
2001-2002	-	Estudos de inventário realizado por Furnas Centrais Elétricas (FURNAS) e Construtora Norberto Odebrecht (CNO)		SAE, 2019 ; ESBR, 2019 b
2002-2005	-	Estudos de viabilidade (Técnica, energética, econômica e ambiental) realizado por FURNAS e CNO.		SAE, 2019 ; ESBR, 2019 b
2006	-	Aceite do estudo de viabilidade e aprovação do EIA/RIMA para as UHE's do rio Madeira		Brasil, 2013
2007	21 de Março	Apresentação de um parecer contra a aprovação da Licença Prévia pelos técnicos do IBAMA		Deberdt, 2007 (IBAMA)
	30 de Março	O chefe do Departamento de Licenciamento, Luiz Felipe Kunz, solicitou algumas informações adicionais, mas rejeitou a necessidade de um novo EIA		Kunz, 2007 (IBAMA)
	12 e 23 de Abril	Apresentação de uma série de perguntas sobre as lacunas remanescentes no EIA pelos técnicos do IBAMA		Franco e Campos, 2007; IBAMA, 2007a, b
	30 de Abril	Substituição de cargos de comando do IBAMA, entre eles o presidente do instituto, o secretário-executivo e o diretor de licenciamento		Amaral et al. 2013
	Maio	FURNAS e CNO entregaram uma resposta para as perguntas do IBAMA sobre as lacunas remanescentes no EIA. Muitas repostas não foram respondidas, pois de acordo com as empresas, o IBAMA estava solicitando informações além daquelas que corresponderiam a procedimentos normais		FURNAS e CNO, 2007
	Julho	O novo diretor do departamento de licenciamento, Roberto Messias Franco, emitiu um parecer reafirmando a rejeição de um novo EIA e declarou como resolvido uma série de questões pendentes		Franco, 2007 (IBAMA)
		Concessão da Licença prévia para as UHE Santo Antônio e Jirau		Neto, 2007 (IBAMA)
Dezembro	Leilão da UHE Santo Antônio. Consortio vencedor: Consórcio Madeira Energia	-	SAE, 2019	
2008	8 de maio	Técnicos do IBAMA apresenta um parecer se opondo à aprovação da Licença de Instalação da UHE Santo Antônio	Leilão da UHE Jirau. Consortio vencedor: Energia Sustentável do Brasil S.A.	IBAMA, 2008; ESBR, 2019 b
	20 de maio	O diretor de Licenciamento, Roberto Messias Franco, é promovido a presidente do IBAMA		Amaral et al. 2013
	Agosto	Concessão da Licença de Instalação	-	Franco, 2008 (IBAMA)
	setembro	Início das obras	-	SAE, 2019
2009	Maio	-	Técnicos do IBAMA apresenta um parecer se opondo à aprovação da Licença de Instalação da UHE Jirau	IBAMA, 2009
	-	-	Início das obras	Brasil, 2013
	junho	-	Concessão da Licença de Instalação	Franco, 2009 (IBAMA)
2011	julho	Desvio do rio Madeira	-	SAE, 2019 b
	setembro	Concessão da Licença de Operação	-	Trennepohl, 2011 (IBAMA)
		Início do enchimento do reservatório	Desvio do rio Madeira	SAE, 2019 ; ESBR, 2019 b
2012	julho	Início da operação comercial	-	SAE, 2019
	outubro	-	• Concessão da Licença de Operação • Início do enchimento do reservatório	Volney, 2012 (IBAMA) ESBR, 2019 b
2013	setembro	-	Início da operação comercial	ESBR, 2019 b
2016	-	Conclusão das obras com a 50ª turbinas instaladas		Santos et al. 2018

2 - ESTRUTURA DA TESE

A partir dessa composição de fatores, essa tese tem o objetivo de identificar e avaliar os impactos ambientais gerados pelas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau sobre a pesca e os ecossistemas aquáticos da bacia do rio Madeira. Para atender esse objetivo, esta tese foi estruturada em dois capítulos.

No primeiro capítulo será apresentado um estudo sobre a influência do complexo hidrelétrico do rio Madeira sobre os estoques pesqueiros locais. Esse estudo testou a hipótese de que as instabilidades do pulso de inundação causadas pela construção das barragens de Santo Antônio e Jirau provocaram uma redução significativa nos estoques pesqueiros da bacia do rio Madeira. Este capítulo contempla um extenso e contínuo banco de dados de desembarque pesqueiro, com 16 anos de dados diários registrados à jusante das hidrelétricas. Esses dados permitiram avaliar, de forma sistemática, os impactos das barragens sobre os ecossistemas aquáticos e a atividade pesqueira local.

No segundo capítulo, foram avaliados os impactos gerados pelo complexo hidrelétrico do rio Madeira através da percepção dos pescadores locais e banco de dados da colônia de pescadores Z-31. As questões levantadas neste capítulo têm o objetivo de identificar e avaliar os impactos das barragens focando em três temas principais: (i) a pesca local; (ii) o peixe e (iii) os ecossistemas aquáticos. Esse estudo testou a hipótese de que os informantes da colônia de pescadores locais possuem uma percepção ampla sobre os mecanismos de impactos ambientais gerados pelo complexo hidrelétrico do rio Madeira. Utilizar o conhecimento de pescadores locais permitiu fornecer novos dados sobre os impactos gerados pelas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau e suas consequências para os ecossistemas aquáticos, atividades de pesca e populações ribeirinhas amazônicas.

REFERÊNCIAS

- Abelha, M. C. F., e Goulart, E. (2004). Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 26(1): 37-45.
- Amaral, M., Aranha, A., Barros, C. J., Branford, S., Mota, J., Castro, A., Rabello, T. Amazônia Pública, Agência Pública. 160 p., 2013.
- Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Sebastian, H., Ocampo-Maldonado, J. Á., Carvajal-Vallejos, F. M., Encalada, A. C., et al. (2018). Fragmentation of Andes to Amazon connectivity by hydropower dams. *Science Advances*, 4(1): 1429–1437. doi: 10.1126/sciadv.aao1642
- EPE - Empresa de Pesquisa Energética. (2018). Informações gerencias. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-377/topico-470/Relat%C3%B3rio%20S%C3%ADntese%20BEN%202019%20Ano%20Base%202018.pdf>. Acesso em 11 de novembro de 2019.
- Brasil, ELETROBRAS (Centrais Elétricas do Brasil (2013). Relatório Técnico – 8481/2015 Análise e Propostas de Aperfeiçoamentos do Processo de Licenciamento de Empreendimentos Hidrelétricos com vistas a efetivar projetos de Usinas-Plataforma. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/documents/10584/24216247/Produto+2-36.pdf/5d280074-29ca-4458-9120-d1509089145c>. Acesso em 02 de fevereiro de 2019.
- Brasil, ELETROBRAS (Centrais Elétricas do Brasil). (1987). Plano 2010: Relatório Geral. Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010 (dezembro de 1987). Brasília, DF. 269 pp.
- Brasil, MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2019). Biomass. [www.mma.gov.br/biomass/amazônia](http://www.mma.gov.br/biomass/amaz%C3%B4nia). Acesso em 07 de fevereiro de 2019.
- Brasil, MME (Ministério de Minas e Energia). (2017). Plano Decenal de Expansão de Energia 2026. (pp. 1–271). Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética

(MME/EPE). Brasília, DF, Brasil. 2 vols.

<http://www.mme.gov.br/documents/10584/0/PDE2026.pdf/474c63d5-a6ae-451c-8155-ce2938fbf896>

Brasil, MP (Ministério do planejamento). (2018). Plano de aceleração do crescimento.

Disponível em: <http://www.pac.gov.br/infraestrutura-energetica/geracao-de-energia-eletrica>. Acesso em 07 de fevereiro de 2019.

Brasil, MPF/MPER (Ministério Público Federal e Ministério Público do Estado de Rondônia).

(2008). Ação Civil Pública por Ato de Improbidade Administrativa em desfavor de: Roberto Messias Franco, na condição de Presidente Nacional do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Renováveis – IBAMA. Disponível em: http://www.mpf.mp.br/pgr/copy_of_pdfs/acao_jirau.pdf

Castello, L. e Macedo, M. N. (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22(3): 990-1007. Doi:

<https://doi.org/10.1111/gcb.13173>

Castro, E. M. R. e Hébette, J. Na Trilha dos Grandes Projetos. Modernização e Confronto na Amazônia. orgs. Belém: NAEA/UFPA, 1989.

Costa, A. C., Oliveira, I. C., e Ravena, N. (2017). Vozes institucionais e os discursos de dominação: análise dos grandes projetos hidrelétricos na Amazônia. *Revista FAMECOS - Mídia, Cultura e Tecnologia*, (24)2: 80-101. <http://dx.doi.org/10.15448/1980-3729.2017.2.24880>

Deberdt, G., Teixeira, I., Lima, L. M. M., Campos, M. B., Choueri, R. B., Koblitz, R., Franco, S. R. e Abreu, V.L.S. 2007. Parecer Técnico No. 014/20007 – FCOHID/CGENE/DILIC/IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Brasília, DF. 221 p.

- ESBR - Energia Sustentável do Brasil (2019a). Dados Técnicos. Disponível em <https://www.esbr.com.br/a-usina#dados-tecnicos>. Acesso em 07 de fevereiro de 2019.
- ESBR - Energia Sustentável do Brasil (2019b). Tecnologia Informações gerencias. Disponível em: <http://www.santoantonioenergia.com.br/tecnologia/tecnologiaavancada/>. Acesso em 07 de fevereiro de 2019.
- Fearnside, P. M (2013). Viewpoint-decision making on Amazon dams: Politics trumps uncertainty in the Madeira river sediments controversy. *Water Alternatives*, 6: 313–325, 2013.
- Fearnside, P. M. (2014). Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, 38: 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.004>
- Franco, R. M. (2007). Memorando à Coordenação Geral de Infraestrutura de Energia Elétrica-CGENE, Memo No. 379/2007. 04/07/2007. Brasília, DF, Brasil: Diretoria de Licenciamento Ambiental (DILIC), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- Franco, R.M. 2008. Licença de Instalação 540/2008. 13 de agosto de 2008. Brasília, DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- Franco, R.M. 2009. Licença de Instalação No. 621/2009. 03 de junho de 2009. Brasília, DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- Franco, S. R., e Campos, M. B. (2007). Parecer Técnico No. 17/2007-COHID/CGENE/DILIC/IBAMA de 12 de abril de 2007. Assunto: Aproveitamentos Hidroelétricos Santo Antônio e Jirau – Rio Madeira. Brasília, DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

- Hahn, N. S., e Fugi, R. (2007). Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4):469-480. (12)
- IBAMA. (2007a). Parecer Técnico No. 19/2007-COHID/CGENE/DILIC/IBAMA de 23 de abril de 2007. Assunto: Aproveitamentos Hidroelétricos Santo Antônio e Jirau – Rio Madeira. Brasília, DF, Brasil: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- IBAMA. (2007b). Parecer Técnico No. 20/2007-COHID/CGENE/DILIC/IBAMA de 23 de abril de 2007. Assunto: Aproveitamentos Hidroelétricos Santo Antônio e Jirau – Rio Madeira. Brasília, DF, Brasil: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- IBAMA. 2008. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Parecer Técnico No. 45/2008-COHID/ CGENE/DILIC/IBAMA de 08 de maio de 2008. Assunto: Análise da solicitação da emissão da Licença de Instalação do Aproveitamento Hidrelétrico de Santo Antônio. Brasília, DF, Brasil: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- IBAMA. 2009. Parecer Técnico Nº 039/2009 – COHID/CGENE/DILIC/IBAMA de 25 de maio de 2009. Assunto: Análise da solicitação da emissão da Licença de Instalação do Aproveitamento Hidrelétrico de Jirau. Brasília, DF, Brasil: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/licenciamento/index.php>
- Jacob, k. e Astrid, P. R. Grandes represas en América; Peor el remedio que la enfermedad? Principales consecuencia ambientales en los derechos humanos y posibles alternativas: México: Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente (AIDA) 2009.
- Junk, W. J. e Mello, J. A. S. (1990). Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados*, 4(8): 126-143.

- Killeen, T. J. (2007). A Perfect Storm in the Amazon Wilderness: Development and Conservation in the Context of the Initiative for the Integration of the Regional Infrastructure of South America (IIRSA). Conservation International, Arlington, Virginia, E.U.A. 98 p. Disponível em: http://www.conservation.org/publications/pages/perfect_storm.aspx
- Lima, D. e Pozzobon, J. (2005). Amazônia socioambiental. Sustentabilidade ecológica e diversidade social. *Estudos Avançados*, 19(45): 45-76. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000200004>
- Lobo, G. S., Wittmann, F., e Piedade, M. T. F. (2019). Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *Forest Ecology and Management*, 434: 110-118. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.001>
- McKinstry, C., Carlson T. J., e Brown, R. S. (2007). Derivation of a mortal injury metric for studies of rapid decompression of depth-acclimated physostomous fish. PNNL-17080. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- Moretto, E. Mateus., Gomes, C. S., Roquetti, D. R., e Jordão, C. O. (2012). Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: a antiga e atual fronteira Amazônica. *Ambiente & sociedade*, 15(3): 141-164.
- Neto, B. A. M. (2007). Licença Prévia No. 251/2007. 09 de junho de 2007. Brasília, DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- Neto, T. O. e Nogueira, R. J. B. (2017). O debate institucional sobre rodovias na Amazônia: O caso da BR- 319. *Sociedade e Território*, 29:(1), 84 -101. <https://doi.org/10.21680/2177-8396.2017v29n1ID9521>
- Ohara, W. M., Queiroz, L. J., Zuaon, J., Torrente-Villara, G., Vieira, F. G. e Doria C. C (2015). Fish collection of the Universidade Federal de Rondônia: its importance to the knowledge

of Amazonian fish diversity. *Acta Scientiarum*, 37(2): 251-258.

<http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v37i2.26920>

Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, S. V. M., Vitule, J. R. S., Orsi, M. L., Lima, J. D. P., Magalhães, A. L. B., Pompeu, P. S., Petrere Jr, M., e Agostinho, A. A. (2017). Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18: 1119–1133. <https://doi.org/10.1111/faf.12228>

Reis, R. E., Kullander, S. O., Ferraris, C. J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, RS, Brasil: EDIPUCRS, 2003. 742pp

SAE - Santo Antônio Energia (2012). Contribuição do Projeto Hidrelétrica Santo Antônio para o Desenvolvimento Sustentável Atendimento à Resolução nº1 de 11 de setembro de 2003 da Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima Versão Dezembro, 2012.

Disponível em:

https://www.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/ciencia/SEPED/clima/mecanismo_de_desenvolvimento_limpo/submetidos/aprovados_termos_resolucao_1/publicacoes/434/anexo_resolucao01.pdf

SAE - Santo Antônio Energia. Hidrelétrica Santo Antônio. (2019). Construção. Disponível em: www.santoantonioenergia.com.br/tecnologia/construcao/. Acesso em: Acesso em 07 de fevereiro de 2019.

Sánchez, L. E. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. 1ª Edição. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 495p.

Tucci, C.E.M. 2007. Análise dos estudos ambientais dos empreendimentos do rio Madeira. Fevereiro de 2007, Relatório para o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Brasília, DF, Brasil.

Tundisi, J. G., Goldemberg, J., Matsumura-Tundisi, T., e Saraiva, A. C. F. (2014). How many more dams in the Amazon? *Energy Policy*, 74: 703-708.

<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.07.013>

Wera, F. A., Ling, T. Y., Nyanti, L., Sim, S. F., e Grinang, J. (2019). Effects of opened and closed spillway operations of a large tropical hydroelectric dam on the water quality of the downstream River. *Journal of Chemistry*, Article ID 6567107,

[11.https://doi.org/10.1155/2019/6567107](https://doi.org/10.1155/2019/6567107)

Winemiller, K. O., e Willis, S. T. The Vaupes Arch and Casiquiare Canal - Barriers and passages. In: Albert, J. S. e Reis, R. E. (Ed.). *Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes*. London: University of California Press, 2011. p. 225- 242.

CAPÍTULO 1



The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin

Capítulo publicado na revista FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGY

Data de envio: 27 de abril de 2018

Data de aceite: 20 de julho de 2018

Fator de Impacto: 1.667

The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin

Rangel E. Santos¹  | Ricardo M. Pinto-Coelho² | Rogério Fonseca³ | Nadson R. Simões⁴ | Fabrício B. Zanchi⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brazil

²Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de São João del-Rei, São João del-Rei, MG, Brazil

³Curso de Engenharia Florestal, Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM, Brazil

⁴Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Porto Seguro, BA, Brazil

Correspondence

Rangel E. Santos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901 Belo Horizonte, MG, Brazil.
Email: rangel_es@msn.com

Funding information

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

Abstract

Despite being considered beneficial by providing a clean and renewable source of energy, the construction of hydroelectric dams has extremely negative implications for Amazonian fisheries. This study investigated the impacts of the Santo Antônio and Jirau hydroelectric dams on the fishery stocks of the Madeira River. This investigation was based on fish catch data from the Z-31 fishing colony, located in the municipality of Humaitá, in Amazonas State, Northern Brazil. Data were collected daily and provided information on the date of return from each trip, the fish species targeted, and the total catch (kg) between January 2002 and September 2017. The results indicated reductions of 39% in the mean annual catch and 34% in the mean monthly catches. These results highlight the high price paid by local fish communities for the development of hydroelectric power in the Amazon basin.

KEYWORDS

biodiversity, environmental impact, fish fauna, fishing colony, fluvimetry, impoundments

1 | INTRODUCTION

The Madeira River basin is one of the most important ecosystems for Amazonian fisheries (Doria, Ruffino, Hijazi & Cruz, 2012; Goulding, 1979). The high productivity of the Amazon basin generally is related not only to it being the world's largest hydrographic basin but also the highly dynamic relationship between the terrestrial environment and the aquatic ecosystem, which is a characteristic of fluvial ecosystems located in tropical and equatorial regions (Junk, 2001). In this region, fishing patterns and the quantity and quality of the fish caught are determined primarily by the hydrological cycle, which regulates the formation of shoals and the timing of their migrations (Batista & Petrere, 2003; Junk, Bayley & Sparks, 1989).

The equilibrium between terrestrial and aquatic environments in the Amazon basin is threatened by the construction of hydroelectric

dams. The hydroelectric potential of the region's rivers has led to major advance in this sector (Soito & Freitas, 2011), and 100 dams are already in operation within the whole Amazon region, while another 137 are planned or under construction in the countries that make up this region (Lees, Peres, Fearnside, Schneider & Zuanon, 2016; Tundisi, Goldemberg, Matsumura-Tundisi & Saraiva, 2014). Plans for the Brazilian energy sector include the expansion of the hydroelectric potential by 6.8 GW, with 16 new dams, by 2026, with 57% of this potential being provided by dams located in the Amazon basin (MME/EPE, 2017).

Despite being considered beneficial, by providing a clean and renewable source of energy, hydroelectric dams provoke major impacts on the hydrological cycle (Timpe & Kaplan, 2017), causing longitudinal disturbances throughout the course of the river, as predicted by the Ward and Stanford (1995) serial discontinuity concept.

One of the most obvious effects of river damming on the hydrological cycle is the modification of the patterns of river discharge and fluvimetry (Junk & Mello, 1990; Winemiller et al., 2016). These impacts may reduce the deposition of nutrients on the floodplain and in marginal lakes (Zahar, Ghorbel & Albergel, 2008) and change the morphological configuration of the river channel, such as the number and intensity of the erosional processes affecting the margins, and the physical-chemical characteristics of the water (Lobato et al., 2015).

The construction and subsequent operation of hydroelectric dams provoke major environmental impacts (e.g., loss of habitats and hydrological shifts), which have highly negative implications for the fundamental ecological processes that maintain the biological diversity of the system and sustain local fish stocks (Agostinho, Pelicice & Gomes, 2008; Bunn & Arthington, 2002; Pelicice et al., 2017). These environmental changes may interrupt fish migration routes, modifying the abundance, composition and trophic configuration of their communities, including an increase in the abundance of some species; whereas the populations of other species may be greatly reduced or even become extinct (Agostinho, Miranda, Bini, Gomes & Thomaz, 1999).

The change from a lotic to a lentic environment also favours the invasion of non-native species, creating a high risk of regional colonization (Assis, Dias-Filho, Magalhães & Brito, 2017). This type of impact is not yet common in Amazon ecosystems. According to Leprieur, Beauchard, Blanchet, Oberdorff and Brosse (2008), hydrological alterations and biological invasions are considered the two largest threats to aquatic native biota.

The Madeira River in northern Brazil is among the ecosystems that have suffered from the construction of hydroelectric dams. The Santo Antônio and Jirau dams were inaugurated on the middle Madeira River in 2012. While these dams were planned to guarantee the energy security of Brazil, their impacts on the local ecosystem and fisheries are still poorly understood, considering that most of the commercial fish species found on the Madeira River are migratory (Barthem et al., 2017). This is a major issue, given that these fish are migratory (e.g., *Mylossoma* spp., *Prochilodus nigricans* Spix and Agassiz, *Semaprochilodus* spp.) and large-bodied catfish (*Brachyplatystoma* spp. and *Pseudoplatystoma* spp.) that undertake long-distance longitudinal migrations, and are among the most threatened by dam construction (Fearnside, 2014). Stocks of most of the species of commercial interest may suffer major fluctuations due to the presence of physical barriers to their migration and the changes in the hydrological regime of the Madeira River.

Given the importance of fisheries in the Amazon region, the impacts of hydroelectric dams on fish stocks may have socio-cultural and economic implications for local communities. Fishing was practiced in the Amazon well before European colonisation, and fish is an essential component of the diet of its riverside and indigenous peoples (Furtado, 2006). In the present day, fish continues to be an essential resource for human communities throughout the region where it is a principal source of both animal protein and income (Cerqueira, Ruffino & Isaac, 1997).

Major development projects will inevitably have some impact on any ecosystem. However, the proliferation of hydroelectric dams in the Amazon region and the acceleration in the construction of these plants, as is the case with Belo Monte Hydroelectric Complex on the Xingu River (Fitzgerald et al., 2018), indicates that their impacts on local fisheries may not only be underestimated, but may exceed the resilience of local ecosystems. In this context, this study investigated the influence of the hydroelectric complex implemented recently on the Madeira River on the local fisheries, using the database available from fisheries located downstream from the dams. This study tested the hypothesis that the instability of the flood pulse caused by the construction of the dams has caused a significant reduction in the fish stocks of the Madeira basin.

2 | METHODS

2.1 | Study area

This study was based on the database of fishery catches landed in the municipality of Humaitá, in the south of the Brazilian state of Amazonas, 675 km south of the state capital, Manaus. The municipality of Humaitá has an area of approximately 34,430 km², and around 52,000 inhabitants (IBGE, 2017).

The Madeira River is part of the Amazon basin and is the principal tributary of the right margin of the Amazon. The headwaters of the Madeira are located in the Bolivian Andes, and the river is formed by the confluence of the Beni and Mamoré rivers (Goulding, Barthem & Ferreira, 2003). The Madeira has a total length of 3,240 km, of which 1,425 km are within Brazil, where this river traverses the states of Rondônia and then Amazonas before discharging into the Amazon River near the town of Itacoatiara, metropolitan region of Manaus (Costa, 1998). The mean discharge of this river is 31,200 m³/s (Guyot, 1993). According to the Köppen classification system, local weather belongs to group A (rainy tropical) and type Am (monsoon rains), with a short dry period, and annual precipitation ranging from 2,250 to 2,750 mm. The mean annual temperature ranges from 24 to 26°C.

The Santo Antônio hydroelectric dam (08°48' S, 63°56' W) is 7 km upstream from Porto Velho, capital of the Brazilian state of Rondônia, and 175 km from the municipality of Humaitá, in the state of Amazonas (Figure 1). The construction of this dam began in September 2008, and the reservoir began to fill in early 2011, when the first of the sluice gates was closed. The first turbines began to operate on 30 March 2012, and in November 2016 the power plant was completed with 50 turbines installed with a total production capacity of 3,568 MW. The Jirau hydroelectric dam (09°15' S, 64°38' W) is 100 km upstream from Porto Velho and 263 km from Humaitá (Figure 1). In October 2012, the river was dammed to fill the Jirau reservoir. The first turbine began to operate in September 2013, and the power station was completed in December 2016 with 50 turbines and a capacity of 3,750 MW.

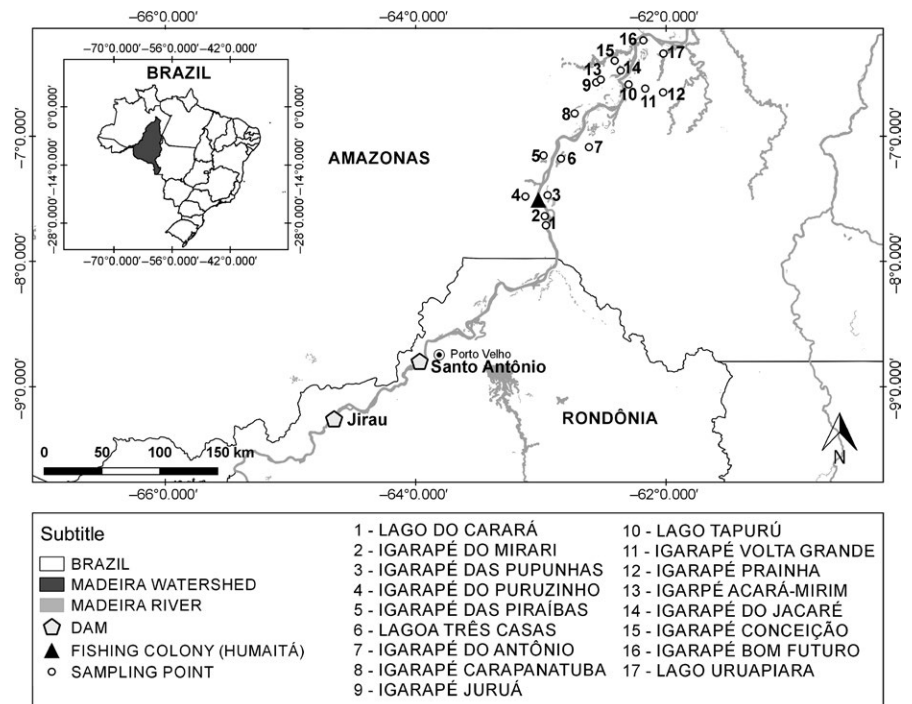


FIGURE 1 Fishing ground of the Z-31 (Dr. Renato Pereira Gonçalves) fishing colony based on the municipality of Humaitá, Amazonas state, Brazil, and the location of the Santo Antônio and Jirau dams on the Madeira River in Rondônia State

2.2 | Sample collection

The influence of the Santo Antônio and Jirau dams on local fishery catches was evaluated through analysis of the productivity database of the “Dr. Renato Pereira Gonçalves” (Z-31) fishing colony, covering the period between January 2002 and September 2017. The catches landed by this colony are taken from 17 fishing grounds located downstream from the dams (Figure 1). A total of 1,655 fishers are registered as members of the Z-31 fishing colony.

Catch data were recorded daily at the colony and include the fishing ground (point), the date of the beginning and the end of each fishing trip, type of fish caught and total catch (kg). All commercial catches obtained in the region are landed at the colony’s floating pier for the collection of the catch data. River-level data were obtained from the Humaitá station of the hydrological information system with the Agência Nacional de Águas (www.hidroweb.ana.gov.br).

2.3 | Data analyses

In 2013, the floating pier of the fisher colony was removed from the Madeira River to make way for the construction of flood prevention works by the Humaitá town council. This led to the suspension of data collection between January and October 2013, so the data from 2013 were excluded from the analyses. The data on the catches of the tambaqui, *Colossoma macropomum* (Cuvier), were also excluded from the analyses because many of the specimens landed were raised in fish farms and were thus isolated from the direct effects of the impact of damming of the Madeira.

For the analysis of the impacts of the dams on the fishery catches, the data were divided into “Before” (prior to damming) and “After” (post-damming) samples. As the sluice gates of the Santo Antônio

dam were closed completely in July 2011, the data for the period between January 2002 and July 2011 were allocated to the “Before” sample, whereas those from August 2011 to September 2017 were allocated to the “After” sample. The sluice gates of the Jirau dam were shut off completely in October 2012.

The trends in the fishery catches over time were evaluated through a descriptive analysis of the catch history. Mann–Kendall test for the detection of monotonic trends was also applied to determine the trends in fishery production during the “Before” and “After” samples.

Analysis of variance (ANOVA) was used to verify the significance of the variation in fishery catches among the different phases of the hydrological cycle, and between periods (Before and After). Due to temporal dependence of the data, ANOVA was performed with the standardized errors of a model that included the temporal dependence of the data. A serial autocorrelation test was performed with the standardised errors and was not significant.

Impacts of fluviometric changes on fisheries were evaluated through a descriptive analysis of the catch history. Thereafter, a linear regression analysis was run to verify the extent to which the changes in the fluviometry (level) of the Madeira River after damming influenced fishery production. The regression was based on the variation between the periods (before and after) in the mean fishery harvest with the mean variation in fluviometry (river level). The mean monthly variation in fluviometry was calculated based on: $\Delta F_i = F_{Ai} - F_{Bi}$ (1), where ΔF_i is the mean variation in fluviometry between periods (before and after) in each month i (from January to December), F_{Ai} = mean fluviometry after damming of the river in each month i , and F_{Bi} = mean fluviometry before damming in each month i . The ΔF_i values were grouped in five, 100-cm classes: -100–0, 0–100, 100–200, 200–300 and 300–400.

Year	Total annual catch (kg)	Minimum monthly catch (kg)	Maximum monthly catch (kg)	Mean monthly catch	±Standard deviation (kg)
2002	294,355	8,851	61,239 ^a	24,530	14,962
2003	299,300	10,728	44,163	24,942	8,880
2004	247,664	15,679	26,347	20,639	3,411
2005	248,065	14,733	29,802	20,672	4,594
2006	350,269 ^a	11,382	56,321 ^a	29,189 ^a	13,973
2007	314,895	10,635	34,735	26,241	7,625
2008	247,119	11,123	28,214	20,593	6,028
2009	162,353	6,452	25,487	13,529	5,276
2010	238,995	5,910	39,744	19,916	12,084
2011	407,554 ^a	12,261	52,274 ^a	33,963 ^a	14,115
2012	243,165	6,346	36,139	20,264	9,684
2014	158,560	2,174 ^b	29,094	13,213	9,388
2015	94,514 ^b	1,607 ^b	16,625	7,876 ^b	4,594
2016	156,379	8,112	19,560	13,032	3,353
2017	101,054 ^b	7,424	15,588	11,228 ^b	2,230
Total	3,564,241	c	c	c	c

^a“Peaks” in fishery production. ^bLowest fishery productivity. ^cThe total for these variables (min, max, mean, and SD) would not clearly express the results for these columns.

Mean variation in fishery production was calculated using: $\Delta P_i = P_{Ai} - P_{Bi}$ (II), where ΔP_i = mean variation in fishery production between periods (before and after) in each month *i*, P_{Ai} = mean fishery production after the damming of the river in each month *i*, and P_{Bi} = mean fishery production before damming in each month *i*. The result of mean variation in fishery production was regressed on the classes recorded for mean variation in fluvimetry. All statistical analyses were run using the software R 2.14.1 (R Core Team 2011) (Sokal & Rohlf, 1995).

3 | RESULTS

3.1 | Analysis of fisheries

During the study period as a whole (January 2002 to September 2017), the total fishery catch was 3,564,241 kg, with an annual mean of 237,616 kg (Table 1). The most productive years were 2011, the year of damming, and 2006 during the Before period. The least productive years were recorded after damming in 2015 and 2017 (Table 1).

The highest monthly fishery production was recorded in July 2002, and the lowest in March 2015 (Figure 2; Table 1). In addition to 2002, peaks in the monthly catches were recorded in April 2006 prior to damming and April 2011 during the damming period (Figure 2, Table 1). No monthly peaks were recorded after damming. The second lowest monthly catch was recorded in December 2014.

Mean monthly fishery productivity before damming was 22,876 kg, while after damming it declined to 15,056 kg

TABLE 1 Fish landings at Humaita, Amazonas state from 2002-2017

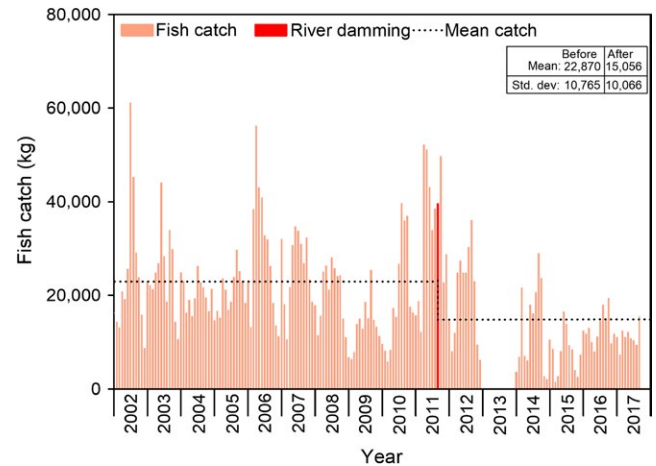


FIGURE 2 Fishery production (kg) landed in the municipality of the municipality of Humaitá, Amazonas state, Brazil, between January 2002 and September 2017. The vertical red line represents the initial damming of the Madeira River (July 2011). Note that the data from 2013 were not included here

(Figure 2), a decline of 34% in the mean monthly production of fish. Considering only years with a full set of monthly records, the mean annual fishery production was 267,001 kg prior to damming (2002–2010) (Table 1) and 163,155 kg for the period after damming (2012–2016). This represents a 39% decline in the annual fishery production, based on the catches landed in the municipality of Humaitá.

Mann-Kendall test did not reveal any significant tendency for any increase or decline in fishery production (Figure 3) prior to

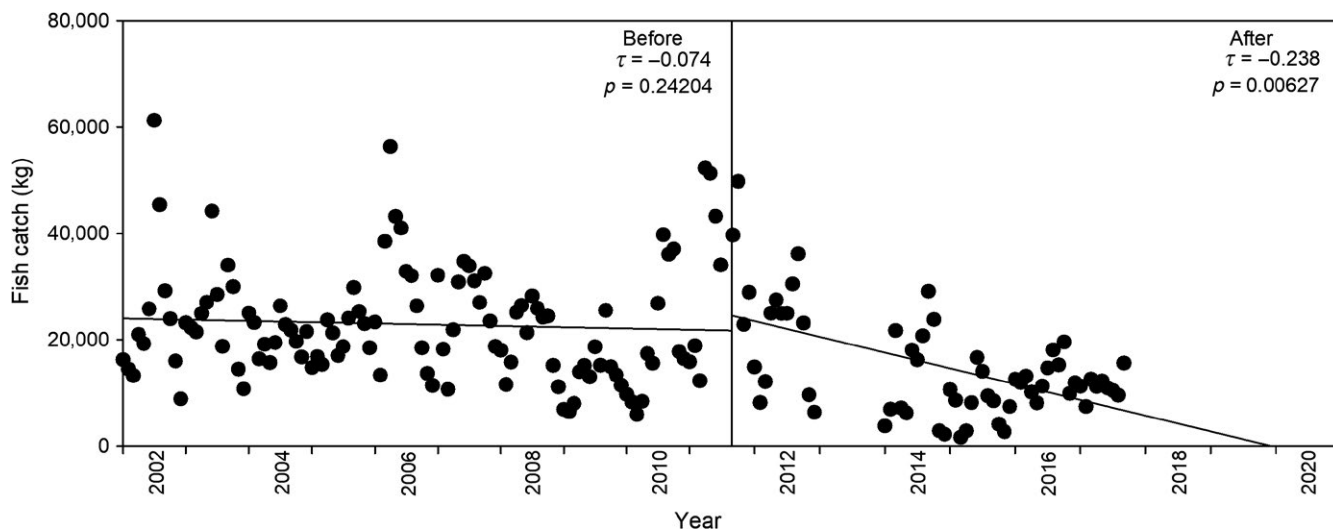


FIGURE 3 Monthly fish catch at Humaitam Amazona state before (2002-2011) and after (2011-2017) of the Medeira River. Tau (use symbol) is Kendall rank correlation

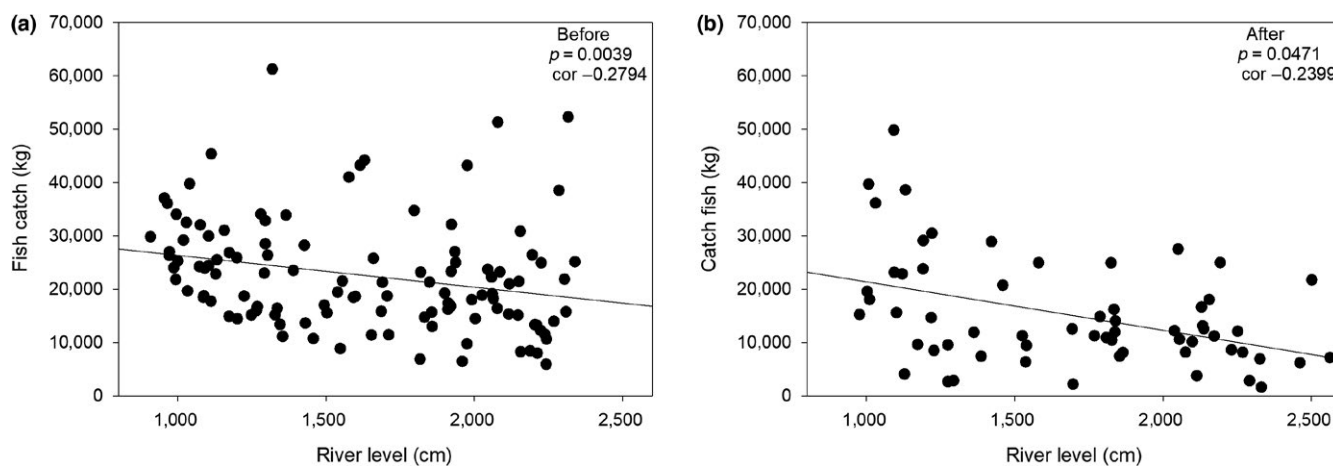


FIGURE 4 Linear regression of the fishery production landed in the municipality of Humaitá, Amazonas state (Brazil) on the level of the Madeira River before (a) and after (b) damming the Madeira River

damming of the river. After damming, however, a significant tendency for declining production was recorded (Figure 3).

3.2 | Influence of the hydrological cycle on fisheries

A significant difference in the mean fishery production among the different phases of the flood pulse was found both before (Figure 4a) and after (Figure 4b) damming of the river (ANOVA: $F = 4.925$, $N = 171$, $df = 3$, $p < 0.001$). A negative (Pearson) correlation was found between fishery production and the river level; that is, fishery productivity tended to be higher when the river was at its lowest levels (Figure 4).

3.3 | Impacts of fluvimetric changes on fisheries

Considerable differences were observed in the fluvimetric cycle of the Madeira River following damming (Figure 5a) when at least 1 month in a given year exceeded the maximum level recorded

historically (prior to damming) for that month. River levels also varied more among years, and there was less homogeneity in the fluvimetric patterns following damming of the Madeira River (Figure 5a).

Comparison with the historical means indicated a pronounced increase in the mean variation of river levels between March and October following damming (Figure 5b, Table 2), and greater discrepancies were recorded between May and August during the ebb period when the river level falls after the annual peak. This indicates that after damming the river level remained higher during the ebb period but reached a lower level by November and December (Figure 5b, Table 2). This indicates that the beginning of the flood period was characterised by lower river levels after damming of the Madeira, although the variation levelled off in January and February as the river flooded.

The greatest variation in river levels was observed in July with a mean value of 1,328 cm being recorded before damming and 1,661 cm afterwards (Figure 5b, Table 2). The smallest difference was recorded in January with a mean of 1,881 cm before damming and 1,884 cm afterwards (Figure 5b, Table 2).

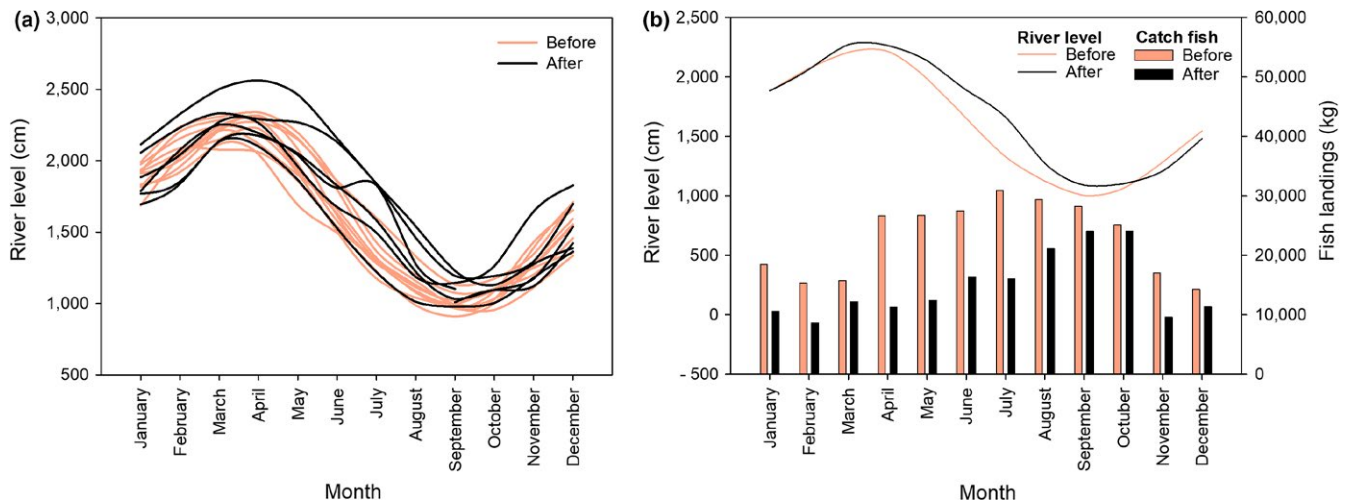


FIGURE 5 Mean monthly river level of the Madeira River (a) and fishery landings at Humaita, Amazonas state before (2002–2011) and after (2014–2017) closing dams on the Madeira River (b)

A reduction in mean catches in all months was found following damming of the Madeira River (Figure 5b, Table 2). The decline in catches was most pronounced between April and July (ebb period), which coincides with the period most affected by the increase in the mean fluviometry of the Madeira River when the variation exceeded 300 cm (Figure 5b, Table 2). Catches were least affected in October, December and March when the variation in the river level did not exceed 100 cm (Table 2). Fishery production declined most in April with a reduction of 15,414 kg (a decrease of 57.8%) and least in October with a reduction of only 1,055 kg (4.2%).

The highest mean fishery production was recorded in July and August (ebb period) prior to damming of the river (Figure 5b, Table 2). Following damming, mean production was highest in September and October in the dry season; December was the least productive month in the period prior to damming, although February was the least productive month following damming (Figure 5b, Table 2).

Linear regression was used to compare mean variation in river levels (ΔF_i) with that in fishery production (ΔP_i) between the before and after damming periods (Table 3). A negative trend was found; that is, the greatest losses in production were recorded in the classes that had the greatest increase in river levels following damming of the Madeira River (Figure 6). According to the regression, for each 100 cm increase in the mean variation of the level of the river after damming, there was a decrease in the catch of approximately 2.864 kg of fish, a reduction of 12.5% for each increase in class (Figure 6).

The 300–400 class had the greatest effect on the catches (Figure 6, Table 3). By contrast, the reduction in the mean river level (–100–0 class) had the least effect on fishery production. Considering the overall loss in fishery production (48,896 kg) recorded (Table 3), 30% was concentrated in the 300–400 class, and only 12% in the –100–0 class. The regression indicated that, independently of any variation in the level of the river, damming alone was responsible

for a reduction of 2,305 kg (10.1%) in the mean fishery production (Figure 6).

4 | DISCUSSION

4.1 | Declining fisheries

Following damming of the Madeira River, mean monthly catches landed at Humaitá decreased 34%, and mean annual fishery production declined 39%. The regression analysis revealed a tendency for decreasing fishery production following damming. A similar decline in fishery production has been recorded in other aquatic ecosystems of the Amazon region impacted by hydroelectric dams. Following the construction of Tucuruí dam on the Tocantins River, Brazil, for example, Santana, Bentesm, Homma, Oliveira and Oliveira (2014) found that the contribution of the downstream fisheries to the total local production decreased from 44% to 25%. Forty years after damming of the Tocantins River, the situation remains unfavourable, and the downstream fisheries are unable to satisfy the demand for fish of the resident population. Hallwass, Lopes, Juras and Silvano (2013) also reported a decrease in fish abundance and a possible local extinction of a commercial fish species (*Semaprochilodus brama*) after the Tocantins River dam.

Besides the Amazon region, the impacts of hydroelectric dams on the fish fauna and the decline of important commercial species have also been found in other aquatic ecosystems around the world (e.g., Agostinho et al., 2008; Assis et al., 2017; Dugan et al., 2010; Neraas & Spruell, 2001; Stone, 2016; Zhong & Power, 1996). For instance, a study of the effects of the Tallowa dam on the Shoalhaven River (south-east Australia) found a reduction in the abundance of four species of migratory fish and possibly the extinction of another ten species (Gehrke, Gilligan & Barwick, 2002). Other relevant studies using modelling of future scenarios verified that the construction of a hydroelectric dam in the Mekong River could lead to a fish production



TABLE 2 Monthly river levels and fishery production landed in Humaitá, Amazonas (Brazil), before (January 2002–July 2011) and after (August 2011–September 2017) damming of the Madeira River, with the variation between the periods (Before and After)

	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December	
River level (cm)	Before	1,686	1,921	2,077	2,045	169	1,494	1,174	987	908	955	1,112	1,335
	Min												
	Max	1,991	2,237	2,309	2,339	2,195	1,858	1,599	1,328	1,132	1,173	143	1,711
	Total	18,813	20,714	22,067	22,152	19,844	16,522	13,281	10,116	9,028	9,575	11,551	13,911
	Mean	1,881	2,071	2,207	2,215	1,984	1,652	1,328	1,124	1,003	1,064	1,283	1,546
	Standard deviation	92	103	73	108	159	137	118	93	66	66	97	140
After	Min	1,694	1,838	2,134	2,099	1,865	1,526	1,219	1,011	977	1,003	1,121	1,363
	Max	2,114	2,327	2,502	2,563	2,462	2,156	184	154	1,228	1,191	1,294	1,697
	Total	9,421	10,326	11,358	1,132	10,686	9,446	8,303	7,639	6,538	551	6,043	7,406
	Mean	1,884	2,065	2,272	2,264	2,137	1,889	1,661	1,273	109	1,102	1,209	1,481
	±Standard deviation	188	219	153	181	231	261	270	199	103	68	73	138
	Variation in the mean	3	-6	65	49	153	237	333	149	87	38	-75	-64
Fish catch (kg)	Before	6,866	6,452	591	8,408	15,116	12,992	18,631	1,517	21,794	14,896	13,369	8,851
	Min												
	Max	32,102	2,321	38,489	56,321	51,289	44,163	61,239	45,352	36,064	37,042	23,482	21,518
	Total	184,958	153,299	157,420	266,665	267,362	275,141	309,187	254,752	253,852	2,261	153,473	128,582
	Mean	18,496	1,533	15,742	26,667	26,736	27,514	30,919	28,306	28,206	25,122	17,053	14,287
	Standard deviation	7,538	5,582	9,139	15,481	12,116	12,152	11,985	9,755	4,588	7,074	3,778	4,507
After	Min	3,753	6,903	1,607	2,812	6,197	10,907	10,425	9,434	8,488	4,076	2,654	2,174
	Max	14,844	11,954	21,713	24,974	27,488	24,929	24,958	38,596	39,664	49,781	22,846	28,894
	Total	52,963	43,073	61,075	56,261	62,144	81,742	80,276	126,808	144,211	120,33	47,846	56,721
	Mean	10,593	8,615	12,215	11,252	12,429	16,348	16,055	21,135	24,035	24,066	9,569	11,344
	Standard deviation	4,154	198	7,135	8,331	8,697	5,748	5,409	11,602	12,703	16,448	8,209	10,402
	Variation in the mean	-7,903	-6,715	-3,527	-15,414	-14,307	-11,166	-14,864	-7,171	-4,171	-1,055	-7,483	-2,942

Class of mean variation in river level (cm)	Mean fishery production (kg)		Variation mean do catch fishery (kg)	
	Before ($\overline{P_{Bi}}$)	After ($\overline{P_{Ai}}$)	$\overline{\Delta P_i}$	Overall loss (%)
$(\overline{\Delta F_i} = \overline{F_{Ai}} - \overline{F_{Bi}})$				
-100-0	15.556	9.843	-5.714	-12
0-100	22.846	16.432	-6.414	-13
100-200	27.521	16.782	-10.739	-22
200-300	27.514	16.348	-11.166	-23
300-400	30.919	16.055	-14.864	-30
Total	124.357	75.460	-48.896	-100

TABLE 3 Results of equations I ($\overline{\Delta F_i} = \overline{F_{Ai}} - \overline{F_{Bi}}$) and II ($\overline{\Delta P_i} = \overline{P_{Ai}} - \overline{P_{Bi}}$)

loss up to 4%, which is equivalent to an annual decrease of approximately 25,300 t (Ziv, Baran, Nam, Rodríguez-Iturbe & Levin, 2012).

The construction of hydroelectric dams in Amazonian ecosystems represents a major risk for the local fish fauna, especially considering that fishery productivity in this region reflects the enormous diversity of fish species found in the Amazon basin. Approximately 920 fish species are estimated to occur in the Madeira River basin, around a third of all the known fish diversity of the Amazon region (Ohara et al., 2013), which is the highest of any hydrographic basin anywhere in the world (Queiroz et al., 2013).

The decline in catches recorded in the present study may have a negative direct impact on the economy of the local fishing communities. In the Amazon region, fisheries play an important role in the creation of jobs and the generation of income, as well as supplying both national and foreign markets (Almeida, Lorenzen & McGrath, 2004). Tundisi et al. (2014) estimated that the fishery production of the Amazon region contributes US\$200 million/year to the region's economy and supports a workforce of 200,000 commercial fishers. Assuming a mean price of US\$3.30 per kg for the principal fish species (e.g., *C. macropomum*, *Cichla ocellaris*, *P. nigricans*) exploited by commercial fisheries in the Amazon region (Lima, Almeida, Teixeira & Melo, 2016), the decline in the fishery production in the municipality of Humaitá would represent a mean loss of approximately

US\$342,000 of income per year. In this case, the construction of the Santo Antônio and Jirau dams has already cost the fishers of the Humaitá colony more than one and one half million dollars in lost revenue. These values would be even higher if the impacts on the secondary economic sectors related to the fisheries are considered, such as ice factories and suppliers of fishing equipment (i.e., gill nets), boats, outboard engines, outboard oil/fuel and provisions.

In addition to the impacts on the economic sector, the decline in fishery resources on the Madeira River may also affect the subsistence of local families. In the Amazon region, the *per capita* consumption of fish is among the highest in the world, with an estimated mean consumption of 369 g per person per day or 135 kg/year (Cerdeira et al., 1997). On the Brazilian sector of the Madeira River alone, six major fishing colonies at Guajará-Mirim, Porto Velho, Humaitá, Manicoré, Borba and Nova Olinda do Norte are likely to have their consumption of fish affected (Boschio, 1992; Cardoso & Freitas, 2007; Doria et al., 2012; Santos, 1987). In other words, the 39% reduction in the annual supply of fish on the Madeira River observed in the present study will not only affect the production of the region's commercial fisheries but will also alter the diet of the local human populations that depend on fish for their animal protein needs.

The social impacts brought by hydroelectric development lead to a reflection about the future of fishers who lose their livelihoods based on fishing. The lack of income sources and food insecurity may result in marginalisation (Kirchherr & Charles, 2016), and it could aggravate social conflicts in the Amazon region. According to the World Dams Commission (WCD, 2000), the probability of successful adaptation by fishing communities in the face of dam-affected ecosystem degradation is low. This scenario may increase illegal practices as an easier way of obtaining income, such as drug trafficking, illegal hunting, illegal logging and biopiracy. Bui and Schreinemachers (2011) found that after the construction of the Son La hydroelectric dam in north-eastern Vietnam, the resettled fishermen had to complement their family income by collecting forest products, increasing pressure on forest resources.

It is also important to highlight other impacts that may be generated by declining fisheries in ecosystem services that are rarely taken into account, such as cultural and recreational services, disease control (e.g., schistosomiasis and malaria) and transport of nutrients, carbon and minerals (Holmlund & Hammer, 1999). Another

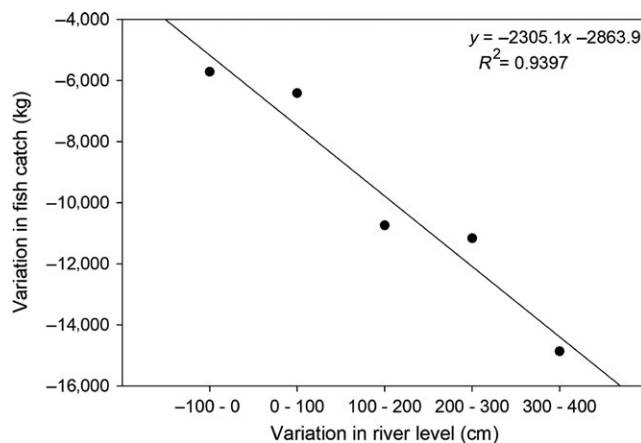


FIGURE 6 Linear regression of the mean variation in the river level on the difference mean fishery production before and after damming



worrying issue is the reduction of populations of frugivorous species (e.g., *Brycon* spp., *C. macropomum*, *Piaractus brachipomus*, *Triportheus* spp.), which have an important ecological function in seed dispersal (Costa-Pereira & Galetti, 2015). The tambaqui (*C. macropomum*), for example, disperses the seeds of at least 76 plant species (Correa, Costa-Pereira, Fleming, Goulding & Anderson, 2015) and can disperse them kilometres away from their place of origin (Anderson et al., 2018). According to Valiente-Banuet et al. (2015), the disruption of seed dispersal mutualisms directly affects plant reproductive success and threatens biodiversity of the forests.

Hydroelectric dams are a relatively recent feature on the Madeira River, and the long-term effects of these dams must be analysed systematically. However, considering the importance of fisheries in the Amazon region, many authors have warned of the potential impacts of dams on the local fish fauna (e.g., Anderson et al., 2018; Cella-Ribeiro et al., 2015; Duponchelle et al., 2016). One of the main problems discussed by the authors is related to blockage of fish migration. According to Anderson et al. (2018), newly built dams on the Madeira River can modify the habitat for these species and create insurmountable barriers to their movement along the river corridors. They further stated that these impacts will be worsened by future climate change. Fearnside (2014) reported that 1 year after the construction of the Santo Antônio dam, most migratory catfish (e.g., *Brachyplatystoma* spp.) were no longer seen passing through the dam's fish ladders. The reduced volume of water in the ladder is apparently insufficient to attract the fish towards its entrance, and these fish instinctively follow the river's principal current. These reported facts are worrisome because blocking migratory routes can affect the reproductive biology and life cycles of migratory fish species (Agostinho, Gomes, Verissimo & Okada, 2004; Winemiller et al., 2016) and thereby compromise the fish stock viability in the region.

This evidence indicates that the reduction in fish stocks at Humaitá may be, at least partly, related to blocking of migratory routes on the Madeira River. According to the linear regression, independently of any variation in the level of the river, damming alone was responsible for a reduction of approximately 10% in the mean fishery production. Although there are other dam impacts that may be related to the decline of the fishing (disregarding the hydrological changes). It is likely to affirm that part of the fall is exclusively related to the migratory routes blocking. This conclusion is reinforced by the majority of commercial fish species of the Madeira River being long-distance longitudinal migrators, such as some characiformes (e.g., *Brycon* spp., *Prochilodus* spp. and *Semaprochilodus* spp.) (Araujo-Lima & Ruffino, 2003) and siluriforms (e.g., *B. rousseauxii*, *B. platynemum*, *B. juruense* and *B. vaillantii*) (Barthem et al., 2017). If Santo Antônio and Jirau dams are reducing migration rates on the Madeira River, as suggested by Fearnside (2014), the populations of important species for commercial fishery production may be declining, which would account for the observed reduction in fishery landings at the Humaitá fishing colony.

Given the ample area of dispersal of the commercial fish species found on the Madeira River, blocking the migration routes by

the dams may also have impacts on the fisheries in other parts of the Amazon basin. Fearnside (2014) pointed out that the newly constructed dams may reduce the fishery stocks not only in Brazil, but also in Bolivia and Peru. The spawning grounds of the goliath catfishes (*Brachyplatystoma* spp.), for example, lie upstream from the Santo Antônio and Jirau dams, whereas they complete their life cycle downstream, undergoing migrations of up to 3,000 km (Barthem et al., 2017). Given the importance of these catfish as a fishery resource throughout the Amazon basin, any reduction in their populations will cause social and ecological impacts far beyond the limits of the Madeira basin (Barthem et al., 2017).

4.2 | Influence of the hydrological cycle on fisheries

The present study results indicate a seasonal pattern with productivity tending to increase as river levels decrease. This reflects the migratory behaviour of the species targeted by the region's commercial fisheries. During the flood, most of fish species migrate to the forests to utilise flooded areas to get shelter, food and breeding opportunities (Junk, Soares & Saint-Paul, 1997). In this period, the fish are widely dispersed and it hampers fishing efforts (Cardoso & Freitas, 2007; Doria et al., 2012; Goulding, 1979) resulting in decreases in fishing colony landings. As the river level begins to lower (ebb), the migratory species begin to form shoals and begin their dispersal migration (Barthem & Goulding, 2007). In this period, the fishermen utilise the movement of the shoals to catch them. At low water, many lakes become extremely shallow and many fish seek refuge in the remaining bodies of water forming major concentrations of individuals, which facilitate their capture by local fishers (Alcântara et al., 2015).

4.3 | Impacts of fluvimetric changes on fisheries

The present study results indicate that the intensity of the region's fisheries is primarily determined by the hydrological cycle, which regulates the concentration of fish in the water (Isaac & Barthem, 1995). Consequently, the stability of the flood pulse is fundamental to the maintenance of fishery resources in the Amazon basin, and the results of the present study indicate that the dams on the Madeira River have substantial impacts on the dynamics of the flood pulse on this river. This flood pulse instability may be one of the principal factors determining the decline in fishery catches in the region. Analysis of the catch history indicated that the greatest decline in production was during the periods most affected by the increase in the mean level of the river. This result was corroborated by the linear equation analysis, which identified that for each 100 cm of increase in the river level mean after damming there was a decrease in catch of approximately 12.5% of the fishery production. This result indicates that the post-dam hydrological changes altered the ideal conditions for fishing productivity in the region. These changes in fishery dynamics may thus be related to the variation in river levels between periods (Before vs After) and may be related to two principal processes: (a) a reduction in the concentration of fish during periods of higher river levels, which hinders the capture of fish and limits fishery efforts (Goulding, 1979);

and (b) a decrease in the number of fishing trips during periods of high river level to avoid economic losses from the costs of unsuccessful excursions.

In addition to affecting the dynamics of fishery activities, a number of studies have shown that instability in the hydrological cycle generated by the construction of hydroelectric dams may alter the structure and composition of the local fish communities (Agostinho, Gomes & Zalewski, 2001; Fernandes et al., 2009; Fitzgerald et al., 2018). This may be related to the impacts on the essential ecological processes that guarantee the maintenance of fishery stocks. In particular, changes in the hydrological cycle may affect the connectivity between terrestrial and aquatic networks, which is fundamental to the maintenance of biodiversity and its intrinsic evolutionary processes (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). This is worrying because, in the coming decades, the trend of species disappearance will be significant.

The results of the present study indicate that the increase in river levels caused by damming of the river caused a delay in the ebb period. In this case, the dispersal of the migratory species that depend on falling river levels to initiate their migrations (Ribeiro & Petrere, 1990) will also be delayed, which may reduce the possibility of their capture during this period. This indicates that the Santo Antônio and Jirau dams may alter the periods of migration and spawning of the fish of the Madeira River. Dams may influence the migratory behaviour of fish by interrupting essential hydrological signals, which the species have responded to systematically over periods of many thousands of years (Anderson et al., 2018). This may account for monthly peak fishery catches shifting from July/August, in the ebb period, to September/October (low water) after damming and indicates a delay of 2 months in the migration of the fish of the Madeira River. This would also account for the reduced loss of productivity in October, with catches being sustained by late migrations.

5 | CONCLUSIONS

The results of this study indicate that the dams constructed on the Madeira River have two distinct types of impact on the region's fisheries. The first type of impact is related to the direct effects of the changes in the environment on the local fish communities, such as the blocking of migratory routes. The second type of impact is linked to the influence of environmental changes on the dynamics of fishery activities, such as a reduction in capture success. The influence of the Santo Antônio and Jirau dams on the decline in the fisheries of the Madeira basin highlights the high price paid by local populations for the environmental impacts caused by the development of the hydroelectric potential of the Amazon basin. This emphasises the need for consistent and impartial environmental management strategies that guarantee the mitigation of these impacts or compensate for the damage caused to the commercial fishers and the local fish diversity.

Finally, it is recommended that:

1. The fish catch be continuously monitored through the creation of a database of the main Madeira river fishing colonies both upstream and downstream of the dams. These data will be able to support future evaluations of the basin's fisheries.
2. A technological program development be established for fish reproduction in the basin to enable the repopulation of species affected by hydroelectric dams.
3. Both the concessionaires responsible for the dams and the government agencies invest in the diversification and strengthening of local livelihoods and repair known social problems.
4. The fisheries management be considered with greater importance in the environmental licensing processes to reduce the socio-environmental impacts caused by the construction of new hydroelectric plants.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for financial support, the Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre at the Universidade Federal de Minas Gerais for academic support and the "Dr. Renato Pereira Gonçalves" (Z-31) fishing cooperative for providing the data analysed here. We also thank two anonymous reviewers for their valuable comments.

ORCID

Rangel E. Santos  <http://orcid.org/0000-0002-0376-2241>

REFERENCES

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo, S., & Okada, E. K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14(1), 11–19.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Zalewski, M. (2001). The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecology and Hydrobiology*, 1(1), 209–217.
- Agostinho, S. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., & Thomaz, S. M. (1999). Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognosis on aging. In J. G. Tundisi & M. Straskraba (Eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications* (pp. 227–265). Rio de Janeiro, Brazil and Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal Biology*, 68(4), 1119–1132.
- Alcântara, N. C., Gonçalves, G. S., Braga, T. M. P., Santos, S. M., Araújo, R. L., Lima, J. P., ... Oliveira, A. T. (2015). Avaliação do desembarque pesqueiro (2009-2010) no município de Juruá, Amazonas, Brasil. *Biota Amazônia*, 5(10), 37–42.
- Almeida, O. T., Lorenzen, K., & McGrath, D. G. (2004). Commercial fishing sector in the regional economy of the Brazilian Amazon. In R. Welcomme & T. Peter (Orgs.), *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries* (pp. 15–24). FAO-Regional Office for Asia and the Pacific/Publicación RAP, vol. 2. Bangkok, Thailand: Editora.



- Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Sebastian, H., Ocampo-Maldonado, J. Á., Carvajal-Vallejos, F. M., Encalada, A. C., ... Tedesco, P. A. (2018). Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Science Advances*, 4(1), 1429–1437.
- Araujo-Lima, C. A. R. M., & Ruffino, M. L. (2003). Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In J. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross, & A. Baer (Eds.), *Migratory fishes of South America: Biology, fisheries and conservation status* (pp. 235–307). Ottawa, ON: International Development and Research Centre, World Fisheries Trust.
- Assis, D. A. S., Dias-Filho, V. A., Magalhães, A. L. B., & Brito, M. F. G. (2017). Establishment of the non-native fish *Metynnix lippincottianus* (Cope 1870) (Characiformes: Serrasalminae) in lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 52(3), 228–238.
- Barthem, R. B., & Goulding, M. (2007). *Um ecossistema inesperado: A Amazônia revelada pela pesca*. Belém, Brazil: Amazon Conservation Association (ACA), Sociedade Civil Mamirauá. 241 pp.
- Barthem, R. B., Goulding, M., Leite, R. G., Cañas, C., Forsberg, B., Venticinque, E., ... Mercado, A. (2017). Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles. *Scientific Reports*, 7, 41784.
- Batista, V. S., & Petreire, Jr, M. M. (2003). Characterization of the commercial fish production landed at Manaus, Amazonas State, Brazil. *Acta Amazonica*, 33(1), 53–66.
- Boschio, A. A. P. (1992). Produção pesqueira em Porto Velho, Rondônia (1984–89) - Alguns aspectos ecológicos das espécies comercialmente relevantes. *Acta Amazonica*, 22(1), 163–172.
- Bui, T. M. H., & Schreinemachers, P. (2011). Resettling farm households in northwestern Vietnam: Livelihood change and adaptation. *International Journal of Water Resources Development*, 27(4), 769–785.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30, 492–507.
- Cardoso, R. S., & Freitas, C. E. C. (2007). Desembarque e esforço de pesca da frota pesqueira comercial de Manicoré (médio rio Madeira), Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 37(4), 605–612.
- Cella-Ribeiro, A., Assakawa, L. F., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Leite, R. G., Doria, C., & Duponchelle, F. (2015). Temporal and spatial distribution of young *Brachyplatystoma* spp. (Siluriformes: Pimelodidae) along the rapids stretch of the Madeira River (Brazil) before the construction of two hydroelectric dams. *Journal of Fish Biology*, 86, 1429–1437.
- Cerdeira, R. G. P., Ruffino, M. L., & Isaac, V. J. (1997). Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do lago grande de Monte Alegre, PA. Brasil. *Acta Amazonica*, 27(3), 13–228.
- Correa, S. B., Costa-Pereira, R., Fleming, T., Goulding, M., & Anderson, J. T. (2015). Neotropical fish–fruit interactions: Eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 90, 1263–1278.
- Costa, L. S. S. (1998). *As hidrovias interiores no Brasil*. Rio de Janeiro, Brazil: Serviço de Documentação da Marinha, Coleção Amigos do Livro Naval. 125 pp.
- Costa-Pereira, R. V., & Galetti, M. (2015). Frugivore downsizing and the collapse of seed dispersal by fish. *Biological Conservation*, 191, 809–811.
- Doria, C. R. C., Ruffino, M. L., Hijazi, N. C., & Cruz, R. L. (2012). A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, 42(1), 29–40.
- Dugan, P. J., Barlow, C., Agostinho, A. A., Baran, E., Cada, G. F., Chen, D., ... Winemiller, K. O. (2010). Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong. *Ambio*, 39, 2677–2698.
- Duponchelle, F., Pouilly, M., Pécheyran, C., Hauser, M., Renno, J. F., Panfili, J., ... Baras, E. (2016). Trans-Amazonian natal homing in giant catfish. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1511–1520.
- Fearnside, P. M. (2014). Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, 38, 164–172.
- Fernandes, R., Agostinho, A. A., Ferreira, E. A., Pavanelli, C. S., Suzuki, H. I., Lima, D. P., & Gomes, L. C. (2009). Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 669–680.
- Fitzgerald, D. B., Perez, M. H. S., Sousa, L. M., Gonçalves, A. P., Py-Daniel, L. R., Lujan, N. K., ... Lundberg, J. G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, 222, 104–112.
- Furtado, L. G. (2006). Origens pluriétnicas no cotidiano da pesca na Amazônia: Contribuições para projeto de estudo pluridisciplinar. *O Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 1(2), 1981–8122.
- Gehrke, P. C., Gilligan, D. M., & Barwick, M. (2002). Changes in fish communities of the Shoalhaven River 20 years after construction of Tallowa dam, Australia. *River Research and Applications*, 18, 265–286.
- Goulding, M. (1979). *Ecologia da pesca do rio Madeira*. Manaus, Brazil: INPA, CNPQ-INPA. 172 pp.
- Goulding, M., Barthem, R., & Ferreira, E. (2003). *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. London, UK: Smithsonian Books.
- Guyot, J. L. (1993). *Hydrogéochimie des fleuves de l'Amazonie bolivienne*, ORSTOM, Collection Etudes et Thèses, Paris.
- Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A. A., & Silvano, R. A. M. (2013). Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecology Applications*, 23(2), 392–407.
- Holmlund, C. M., & Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29(2), 253–268.
- IBGE (2017). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Retrieved from http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=_EN&codmun=130170&search=amazonas|humaita
- Isaac, V. J., & Barthem, R. B. (1995). Os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira. *O Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 11, 295–339.
- Junk, W. J. (2001). The flood pulse concept of large rivers: Learning from the tropics. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 27, 3950–3953.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 106, 110–127.
- Junk, W. J., & Mello, J. A. S. (1990). Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados*, 4, 126–143.
- Junk, W. J., Soares, M. G. M., & Saint-Paul, U. (1997). The fish. In W. J. Junk (Ed.), *The central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system* (pp. 385–408, 1st ed.). Berlin, Germany: Springer-Verlag.
- Kirchherr, J., & Charles, K. (2016). The social impacts of dams: A new framework for scholarly analysis. *Environmental Impact Assessment Review*, 60, 99–114.
- Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. S. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 25, 451–466.
- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., & Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: When natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology*, 6(12), 404–410.
- Lima, P. K. F., Almeida, I. C., Teixeira, J. A., & Melo, R. A. (2016). A comercialização do pescado no município de Santarém, Pará. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 9(2), 1–9.
- Lobato, T., Hauser-Davis, R., Oliveira, T., Silveira, A., Silva, H., Tavares, M., & Saraiva, A. C. F. (2015). Construction of a novel water quality index



- and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. *Journal of Hydrology*, 522, 683.
- MME/EPE (2017). Ministério de Minas e Energia/Empresa de Pesquisa Energética. Plano Decenal de Expansão de Energia 2026 (pp. 1–271). Retrieved from <http://www.mme.gov.br/documents/10584/0/PDE2026.pdf/474c63d5-a6ae-451c-8155-ce2938fbf896>
- Neraas, L. P., & Spruell, P. (2001). Fragmentation of riverine Fragmentation of riverine systems: The genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system. *Molecular Ecology*, 10(5), 1153–1164.
- Ohara, W. M., Queiroz, L. J., Zuanon, J. A., Torrente-vilara, G., Vieira, F. G., Pires, T., & Doria, C. R. (2013). O rio com a maior diversidade de peixes do mundo. In XX Encontro Brasileiro de Ictiologia 2013. Maringá, Brazil: Universidade Estadual de Maringá.
- Pelícice, F. M., Azevedo-Santos, S. V. M., Vitule, J. R. S., Orsi, M. L., Lima, J. D. P., Magalhães, A. L. B., ... Agostinho, A. A. (2017). Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18, 1119–1133.
- Queiroz, L. J., Torrente-vilara, G., Ohara, W. M., Pires, T. H. S., Zuanon, J., & Doria, C. R. C. (2013). *Peixes do Rio Madeira*, vol. 3, 1st ed. São Paulo, Brazil: Dialeto. 1163 pp.
- R Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <http://www.R-project.org/>
- Ribeiro, M. C. L., & Petrerre, Jr, M. (1990). Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus taenirus*, *S. insignis*) in the Central Amazonian. *Regulated Rivers and Mangement*, 5, 195–215.
- Santana, A. C., Bentesm, E. S., Homma, A. K. O., Oliveira, F. A., & Oliveira, C. M. (2014). Influência da barragem de Tucuruí no desempenho da pesca artesanal, estado do Pará. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 52(2), 249–266.
- Santos, G. M. (1987). Composição do pescado e situação da pesca no Estado de Rondônia. *Acta Amazonica*, 16(17), 43–84.
- Soito, J. K. S., & Freitas, M. A. V. (2011). Amazon and the expansion of hydropower in Brazil: Vulnerability, impacts and possibilities for adaptation to global climate change. *Renewable & Sustainable Energy Review*, 15, 3165–3177.
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1995). *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. New York, NY: W. H. Freeman.
- Stone, R. (2016). Dam-building threatens Mekong fisheries. *Science*, 354, 1084–1085.
- Timpe, K., & Kaplan, D. (2017). The changing hydrology of a dammed Amazon. *Science Advances*, 3, 1–13.
- Tundisi, J. G., Goldemberg, J., Matsumura-Tundisi, T., & Saraiva, A. C. F. (2014). How many more dams in the Amazon? *Energy Policy*, 74, 703–708.
- Tundisi, J. G., & Matsumura-Tundisi, T. (2008). *Limnologia*. São Paulo, Brazil: Oficina de Textos. 631 pp.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., ... Zamora, R. (2015). Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29, 299–307.
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers*, 11, 105–119.
- WCD (World Commission on Dams) (2000). *Dams and development: A new framework for decision-making*. London, UK: Earthscan.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., ... Sáenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128–129.
- Zahar, Y., Ghorbel, A., & Albergel, J. (2008). Impacts of large dams on downstream flow conditions of rivers: Aggradation and reduction of the Medjerda channel capacity ownstream of the Sidi Salem dam (Tunisia). *Journal of Hydrology*, 351(3–4), 318–330.
- Zhong, Y., & Power, G. (1996). Environmental impacts of hydroelectric projects on fish resources in China. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12, 81–98. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199601\)12:1<81:AID-RRR378>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199601)12:1<81:AID-RRR378>3.0.CO;2-9)
- Ziv, G., Baran, E., Nam, S., Rodríguez-Iturbe, I., & Levin, S. (2012). Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 5609–5614.

How to cite this article: Santos RE, Pinto-Coelho RM, Fonseca R, Simões NR, Zanchi FB. The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Fish Manag Ecol*. 2018;00:1–12. <https://doi.org/10.1111/fme.12305>

CAPÍTULO 2



Damming Amazon rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception

Capítulo submetido à revista **AMBIO - JOURNAL OF THE HUMAN ENVIRONMENT**

Data de envio: 13 de maio de 2019

Status: maiores revisões

Revisão submetida: 25 de agosto de 2019

Fator de Impacto: 4.103

3 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo foram identificados diversos impactos gerados pelas hidrelétricas Santo Antônio e Jirau implantadas no rio Madeira. Tanto os dados de desembarque pesqueiro quanto as entrevistas semiestruturadas evidenciaram o declínio da pesca no rio Madeira, principalmente para as espécies amazônicas de alto valor comercial, como o pacu (*Mylossoma spp.*) e o curimatã (*Prochilodus nigricans*). É possível concluir que as hidrelétricas estão impactando negativamente a pesca da bacia por duas principais vias de impactos. A primeira está relacionada com os impactos diretos das mudanças ambientais sobre a ictiofauna, como por exemplo, o bloqueio de rotas migratórias que causam diversos impactos sobre a estrutura das populações dos peixes locais. A segunda forma está relacionada com as mudanças ambientais que afetam a dinâmica das atividades pesqueiras, como a alteração da fluviometria, que causou a redução do sucesso de captura dos peixes na região. O banco de dados de desembarque pesqueiro possibilitou ainda estimar um importante impacto econômico para as famílias de pescadores após a implantação das hidrelétricas no rio Madeira. A falta de renda e a insegurança alimentar poderão resultar em marginalização e agravar os conflitos sociais na região.

A percepção dos pescadores locais foi uma ferramenta eficaz para o fornecimento de dados para estratégias de manejo mais efetivas dos ecossistemas impactados por barramentos hidrelétricos na Amazônia. O complexo hidrelétrico do rio Madeira mudou o modo como os pescadores veem e se relacionam com o rio. A percepção dos pescadores locais sobre a atividade pesqueira, por exemplo, já não é mais relacionada com os padrões naturais do rio Madeira, mas com a maneira com que as hidrelétricas controlam as suas cheias. Além das mudanças sobre os ecossistemas aquáticos e atividade de pesca, os pescadores ainda evidenciaram importantes alterações sobre a biologia dos peixes da bacia. É possível afirmar que esses impactos colocam em evidência o alto risco dos empreendimentos hidrelétrico para os serviços ecossistêmicos (i.e. pesca), a biodiversidade local bem como para a subsistência das famílias ribeirinhas amazônicas.

A partir desses fatores, é imprescindível que os impactos negativos do desenvolvimento do setor hidrelétrico sejam seriamente considerados tanto no processo de licenciamento ambiental quanto na administração das atividades hidrelétricas após a sua implantação. Para isso, é importante o desenvolvimento de novos planos de gestão para as bacias impactadas por

barramentos hidrelétricos na Amazônia. Embora seja consenso de que as hidrelétricas são fontes de diversos impactos ambientais, pouco foi feito para adaptar o gerenciamento ambiental dos ecossistemas amazônicos aos novos ambientes impostos pelas hidrelétricas. Esse é um problema notório para a bacia do rio Madeira, que possui o mesmo plano de gestão utilizado antes da construção das hidrelétricas. Impactos sobre o período reprodutivo dos peixes, por exemplo, revelam a necessidade de se reajustar o período de defeso dos peixes da bacia, principalmente para as espécies de grande interesse comercial como o pacu (*Mylossoma* spp.), curimatã (*Prochilodus nigricans*) e a sardinha (*Triportheus auritus*, *T. angulatus*). A exoftalmia nos peixes ainda demonstra a necessidade de estudos mais aprofundados para avaliar a eficiência do sistema de transposição das UHEs Santo Antonio e Jirau. A presença da exoftalmia nos peixes percebidas pelos pescadores ainda não havia sido registrada na bacia do rio Madeira, demonstrando assim uma informação essencial para futuros planos de gestão dos estoques pesqueiros da região.

Além disso, é extremamente necessário mudar o pensamento sobre a gestão das barragens em bacias hidrográficas brasileiras afetadas pelos empreendimentos hidrelétricos. Em ecossistemas amazônicos barrados, a vazão dos rios poderia ser gerida pelas hidrelétricas não somente visando a geração de energia hídrica, mas também buscando minimizar as grandes oscilações interanuais e diárias da fluviometria. Embora esse tipo de gestão possa diminuir o rendimento energético, ela proporciona um ganho importante dos serviços ambientais.

Por último, é possível concluir que a expansão de hidrelétricas na Amazônia poderá ampliar os impactos destes empreendimentos em toda a extensão da bacia, os quais afetarão uma região de megadiversidade e causarão profundas perdas de serviços ambientais tanto para os ecossistemas neotropicais quanto para o planeta. Além disso diversas espécies ainda não descobertas pela ciência poderão ser extintas nos ecossistemas aquáticos amazônicos. Neste contexto, reduzir o número de empreendimentos hidrelétricos na Amazônia deve ser visto como um sólido investimento econômico, social e ecológico para o futuro. É essencial ainda que pesquisas sejam desenvolvidas com objetivo de minimizar os impactos negativos das hidrelétricas nessa região, assim como possam propor modelos alternativos e mais sustentáveis buscando o equilíbrio entre a geração de energia e os benefícios ecossistêmicos.

3.1 – Recomendações

Medidas emergenciais são recomendadas para prevenir, mitigar ou mesmo compensar de modo justo os impactos dos empreendimentos hidrelétricos tanto na bacia do rio Madeira como em outras bacias situadas na região amazônica.

- 1- Monitoramento da pesca amazônica através da criação de um banco de dados integrado e *on-line* das principais colônias de pescadores. Esse banco de dados deve conter informações de colônias localizadas tanto na Amazônia legal, quanto em outros países que compartilham a bacia. Esses dados poderão fornecer a real extensão dos impactos do barramento sobre a pesca, bem como apoiar futuras avaliações dos estoques pesqueiros em toda bacia amazônica;
- 2- Adequação do período de defeso para as espécies de peixes que tiveram a reprodução afetada pelos barramentos hidrelétricos;
- 3- Estabelecimento de um programa tecnológico para a reprodução e repovoamento dos peixes afetados pelas barragens;
- 4- Fortalecimento de políticas que visem desenvolver estudos científicos para minorar a razão de perda de serviços ecossistêmicos em relação aos benefícios da geração de energia hídrica;
- 5- Desenvolvimento de pesquisas tecnológicas que possam propor novas alternativas sustentáveis para compor o modelo energético amazônico;
- 6- Criação de leis ambientais que obriguem as hidrelétricas a minimizar as grandes oscilações diárias e interanuais da fluviometria do rio Madeira;
- 7- Criação de programas sociais para diversificar e fortalecer os meios de subsistências das comunidades impactadas por barramentos. Essas iniciativas são fundamentais para minimizarem os problemas socioeconômicos ocasionados pelas hidrelétricas;
- 8- Desenvolvimento de uma aquicultura sustentável nas regiões mais afetadas pelas UHEs onde provavelmente os impactos observados são irreversíveis. Espécies nativas de interesse comercial como o pacu, curimatã e o tambaqui são exemplos de peixes que poderão compor a produção aquícola sustentável nas regiões mais atingidas.