



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL E
MEIO AMBIENTE**

IGOR RECHETNICOW ALVES SANT'ANNA

**AVALIAÇÃO DO *STATUS* E DA SUSTENTABILIDADE DA PESCA DE PEQUENA
ESCALA CONTINENTAL MULTIESPECÍFICA COM DADOS LIMITADOS
AMAZÔNICA (PORTO VELHO, RONDÔNIA)**

**Porto Velho
Julho/2022**

IGOR RECHETNICOW ALVES SANT'ANNA

**AVALIAÇÃO DO *STATUS* E DA SUSTENTABILIDADE DA PESCA DE PEQUENA
ESCALA CONTINENTAL COM DADOS LIMITADOS MULTIESPECÍFICA
AMAZÔNICA (PORTO VELHO, RONDÔNIA)**

Tese entregue ao Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente,
como requisito para a obtenção de Título de
Doutor em Desenvolvimento Regional e Meio
Ambiente.

Orientadora: Carolina Rodrigues da Costa Doria
Coorientador: Raniere Garcez Costa Sousa

**Porto Velho
Julho/2022**

FICHA CATALOGRÁFICA

Catálogo da Publicação na Fonte Fundação Universidade Federal de Rondônia - UNIR

S232a Sant'Anna, Igor Rechetnicow Alves.
Avaliação do status e da sustentabilidade da pesca de pequena escala continental multiespecífica com dados limitados amazônica (Porto Velho, Rondônia) / Igor Rechetnicow Alves Sant'Anna. - Porto Velho, 2022.

116 f.: il.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Carolina Rodrigues da Costa Doria.

Coorientador: Prof Dr. Raniere Garcez Costa Sousa.

Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. Núcleo de Ciências Exatas e da Terra, Fundação Universidade Federal de Rondônia.

1. Indicadores ecossistêmicos. 2. Indicadores de vigilância. 3. Etno-conhecimento. 4. Rio Madeira. 5. Atividade-Pressão-Estado-Resposta (APER). I. Doria, Carolina Rodrigues da Costa. II. Sousa, Raniere Garcez Costa. III. Fundação Universidade Federal de Rondônia. IV. Título.

Biblioteca Central

CDU 639.2.03(043)

IGOR RECHETNICOW ALVES SANT'ANNA

AVALIAÇÃO DO *STATUS* E DA SUSTENTABILIDADE DA PESCA DE PEQUENA ESCALA CONTINENTAL MULTIESPECÍFICA COM DADOS LIMITADOS AMAZÔNICA (PORTO VELHO, RONDÔNIA)

Comissão Examinadora

Documento assinado eletronicamente por **CAROLINA RODRIGUES DA COSTA DORIA, Presidente**, em 27/07/2022, às 14:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

Documento assinado eletronicamente por **EMANUEL FERNANDO MAIA DE SOUZA, Examinador Interno**, em 27/07/2022, às 14:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

Documento assinado eletronicamente por **LUIZA PRESTES DE SOUZA, Examinadora Externa**, em 27/07/2022, às 14:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

Documento assinado eletronicamente por **GUSTAVO HALLWASS, Examinador Externo**, em 27/07/2022, às 15:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

Documento assinado eletronicamente por **FLÁVIA KELLY SIQUEIRA DE SOUZA, Examinadora Externa**, em 28/07/2022, às 11:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

Documento assinado eletronicamente por **IGOR RECHETNICOW ALVES SANT' ANNA, Discente**, em 27/07/2022, às 21:47, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

Porto Velho, 27 de julho de 2022

Resultado: Aprovado

AGRADECIMENTOS

À Deus por todas as situações que, sendo agradáveis ou não, trouxeram momentos de alegria e aprendizado para que com essas experiências eu possa seguir com harmonia, discernimento e sabedoria em minha vida. Aos meus pais, Thimóteo Igor e Solange, minha irmã, Natascha, que me apoiaram em diversos momentos que foi preciso, a família que adquiri durante o curso que, até o momento que pudemos caminhar juntos, manifestaram apoio e dedicação ao desenvolvimento do estudo.

A minha querida orientadora, Carolina Doria, pela paciência, carinho e atenção. Desde o início de nossa parceria, em 2006, aprendi um tanto de coisas com ela e vejo como umas das responsáveis pelo meu desenvolvimento profissional e pessoal. A meu coorientador Ranieri Garcez, desde quando nos conhecemos em 2010, formamos uma boa parceria que se intensificou a partir de 2016 e com o aceite dele em me coorientar em 2018 foi uma grande experiência, sua paciência e contribuição são fundamentais para meu desenvolvimento. Aos professores que avaliaram a defesa do meu projeto, a minha qualificação e a defesa dessa tese, foram sugestões e contribuições que enriqueceram bastante esse estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente - PGDRA da Universidade Federal de Rondônia, saudando a todos os professores e técnicos administrativos que são parte fundamental dessa formação. Aproveito para agradecer à Universidade Federal de Rondônia, espaço onde também fiz minha graduação. A Capes, pela concessão da bolsa, pelo apoio logístico e financeiro de diversos pesquisadores que conheci durante os estudos.

A equipe do Laboratório de Ictiologia e Pesca, alunos, técnicos que sempre que puderam se colocaram a disposição para nos auxiliar na elaboração dos materiais ou nos eventos ocorridos nas localidades. Às Instituições públicas que forneceram gentil e prontamente os dados para elaboração completa do meu trabalho. A conclusão desse trabalho só foi possível com participação de cada um, é um trabalho de “diversas mãos”.

Aos integrantes do grupo liderado pelo meu coorientador, Grupo de Pesquisa de Pesca, Aquicultura e Ecologia de Peixes em Águas Interiores, GP-PAEPAI, pelas contribuições ao estudo, paciência e tempo que auxiliaram na conclusão do estudo.

Aos alunos do PPGDRA, desde os que ingressaram junto comigo como aos demais. O compartilhamento das experiências de cada um durante as disciplinas contribuíram bastante para o nosso enriquecimento. Em especial, agradeço ao Fernando Dall’Igna e Robison Costa de Souza. Aos alunos de outros Programas nos quais vieram participar em disciplinas no PGDRA ou eu fui cursar no Programa Bionorte e o Programa Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCA. Aos docentes dos programas pelas oportunidades de aprendizado e compartilhamento de experiências.

A todos os pescadores e moradores ribeirinhos do rio Madeira, por contribuírem com a coleta de dados. Aos que participaram dos eventos, pelo esforço e dedicação, em especial aos amigos Givanilson dos santos Almeida (Pacheco) e Jorge Reis Lopes. Aos intermediários do Mercado Cai n’Água que sempre facilitaram o trabalho da equipe e aos seus funcionários que auxiliam quando eles não estão presentes ou ocupados. A Colônia de Pescadores de Porto Velho, que sempre me recebeu com muito respeito e forneceu os dados de desembarque

pesqueiro. Ao IBAMA que cedeu os dados coletados mais recentes nas comunidades ribeirinhas onde são feitos os registros.

Aos pesquisadores Paulo Emílio, Fábio Travassos e Paula Roman que auxiliaram nas análises, antes do fechamento da tese para defesa, em alguns momentos de aflição, essas pessoas deram grande contribuição e paciência para o fechamento. E aos demais que, em algum momento, contribuíram para o término desse estudo.

Sou muito grato!!!!!!!

RESUMO

No cenário mundial a pesca continental emprega aproximadamente 61 milhões de pessoas e representa 11,3% da produção mundial de peixes. Apesar da grande importância da atividade para geração de renda e segurança alimentar, as pescarias continentais muitas vezes não são registradas ou são subnotificadas. A maioria das avaliações de estoque pesqueiro requer uma combinação de parâmetros de história de vida e dados de captura e esforço de séries temporais para avaliar o status de uma espécie, os quais são dados raros em países em desenvolvimento. Visando suprir essa lacuna, especialmente no cenário Amazônico, o presente trabalho analisou a utilização de métodos baseados em índices ecossistêmicos, em comprimento e no Conhecimento Ecológico Tradicional – CET para avaliar o status e a sustentabilidade da pesca interior de pequena escala amazônica com dados limitados. A proposta prevê o uso de metodologias que permitam a análise integrada de fatores ambientais e antrópicos que têm potencial para afetar a atividade pesqueira, como o índice: a) Nível Trófico que pode ser utilizado como índice de sustentabilidade, b) Pesca-em-equilíbrio (PeE, *Fish-in-Balance* - FiB) e c) a análise das interações tróficas na teia alimentar que quantifica a perda na produção e no qual pode ser gerado o índice L e que contribuam para a conservação dos recursos pesqueiros. O método *GTG LB-SPR* que indica se o estado do estoque dos seis principais pescados desembarcados: curimatã (*Prochilodus nigricans*), pacu (*Myliuș spp; Mylossoma duriventre*), jatuarana (*Brycon amazonicus*), surubim/caparari (*Pseudoplatystoma spp.*), filhote/piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum*) e dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) mostra uma tendência positiva ou negativa, com também se é ou não objetivamente saudável junto a Indicadores Baseados em Comprimento e como os principais atores afetados podem contribuir com sua percepção e etno-conhecimento na construção de cenários onde há poucos dados. Ao longo dos 20 anos avaliados observou-se mudanças significativas na produção pesqueira, os desembarques médios nos últimos 10 anos (2010-2019) caíram cerca de 74% e foram acompanhados por uma diminuição de 66% na Captura Por Unidade de Esforço – CPUE média. A Taxa de Potencial de Desova (TPD) vem reduzindo nesses últimos anos em quatro dos seis pescados analisados, apesar dos desembarques não registrarem a maioria de indivíduos abaixo do comprimento de 1ª maturação (L_{50}), o rendimento ainda é baixo devido a seletividade (SL_{50}) estar próxima ao L_{50} . Os pescadores ribeirinhos estão acompanhando e possuem uma forma de enxergar o comportamento das espécies quanto as mudanças ocorridas no rio. Essa abordagem empírica aqui elaborada abrangeu camadas de amostragem de mercado, registros ambientais e Conhecimento Ecológico Tradicional, visando uma interpretação holística da pesca. A formalização de uma estrutura aprimorada que integre o conhecimento local e os dados limitados dessa maneira pode ser útil e apoiar a tomada de decisões de gestão a respeito dos estoques de peixes e as atividades pesqueiras que atuam sobre estes recursos, podendo esses métodos serem aplicados no monitoramento e na gestão da Pesca de Pequena Escala (PPE).

Palavras-chave: Indicadores ecossistêmicos; Indicadores de vigilância; Etno-conhecimento; Rio Madeira; Atividade-Pressão-Estado-Resposta (APER).

ABSTRACT

On the world stage, inland fisheries employ approximately 61 million people and represent 11.3% of world fish production. Despite the great importance of the activity for income generation and food security, continental fisheries are often not recorded or are underreported. Most fish stock assessments require a combination of life history parameters and time series catch and effort data to assess the status of a species, which are rare data in developing countries. To fill this gap, especially in the Amazon scenario, the present work analyzed the use of methods based on ecosystem indices, length and Traditional Ecological Knowledge - CET to assess the status and sustainability of small-scale Amazonian inland fisheries with limited data. The proposal foresees the use of methodologies that allow the integrated analysis of environmental and anthropic factors that have the potential to affect fishing activity, such as the index: a) Trophic Level that can be used as a sustainability index, b) Fishing-in-balance (PeE, Fish-in-Balance - FiB) and c) the analysis of trophic interactions in the food web that quantifies the loss in production and in which the L index can be generated and that contribute to the conservation of fisheries resources. The GTG LB-SPR method that indicates the status of the stock of the six main fish landed: curimatã (*Prochilodus nigricans*), pacu (*Mylleus* spp.; *Mylossoma duriventre*), jatuarana (*Brycon amazonicus*), surubim/caparari (*Pseudoplatystoma* spp.), piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum*) and dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) shows a positive or negative trend, as well as whether or not it is objectively healthy along with Length-Based Indicators and how the main affected actors can contribute with their perception and ethno-knowledge in the construction of scenarios where there is little data. Over the 20 years evaluated, significant changes were observed in fisheries production, average landings in the last 10 years (2010-2019) fell by about 74% and were accompanied by a 66% decrease in Catch Per Unit of Effort – average CPUE. The Potential Spawning Rate (TPD) has been reducing in recent years in four of the six fish analyzed, despite the landings. Users do not register the majority of individuals below the 1st maturation length (L50), the yield is still low due to the selectivity (SL50) being close to L50. Riverside fishermen are following and have a way of seeing the behavior of the species in terms of changes in the river. This empirical approach developed here encompassed layers of market sampling, environmental records and Traditional Ecological Knowledge, aiming at a holistic interpretation of fisheries. The formalization of an improved framework that integrates local knowledge and limited data in this way can be useful and support management decision making regarding fish stocks and the fishing activities that act on these resources, and these methods can be applied in the monitoring and management of Small-Scale Fisheries (SSF).

Key-words: Ecosystem indicators; surveillance indicators; ethnoknowledge; Madeira River; Activity-Pressure-State-Response (APSR).

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	14
1 INTRODUÇÃO GERAL	14
1.2. Objetivos	18
Objetivo geral.....	18
Objetivos Específicos	18
1.3. Área de estudo.....	18
1.3. Coleta de dados	19
1.4. Referencial teórico	21
Referências	31
2. Indicadores ecossistêmicos para avaliar a sustentabilidade da pesca artesanal multiespecífica frente às mudanças ambientais na bacia amazônica.....	36
2.1. Introdução	36
Materiais e métodos	37
2.2. Resultados	42
2.4. Discussão	50
Referências	54
3. Emprego de métodos com dados limitados baseados em comprimento para a avaliação de estoques pesqueiros em pescarias artesanais amazônicas afetadas por ações antrópicas	60
3.1. Introdução	60
3.2. Material e métodos	62
3.3. Resultados.....	65
Discussão	75
Referências	80
4. Combinação de indicadores empíricos e percepção de atores envolvidos para a monitoramento de impactos antrópicos em uma pesca de pequena escala com dados limitados.	83
4.1. Introdução	83
4.2. Materiais e Métodos	85
4.3. Resultados	90
4.4. Discussão	105
Referências	110
CONSIDERAÇÕES FINAIS	113
ANEXO.....	115

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Região do rio Madeira, compreendendo os municípios de Costa Marques (Rondônia) até Humaitá no Amazonas, que foi responsável pela maior parte da produção pesqueira desembarcada em Porto Velho (LIMA; HAUSER; DORIA, 2015).	19
Figura 2. Área geográfica pesqueira dos municípios na região do rio Madeira em Rondônia, Brasil. Os números indicam os portos onde o pescado é desembarcado: 1 – Jaci-Paraná, 2 – Vila Teotônio e 3 – Humaitá, antes de chegar ao Porto Cai n'agua no centro de Porto Velho – RO.	38
Figura 3. Produção pesqueira anual desembarcada no porto de Cai n'agua em Porto Velho (Rondônia, Brasil; fonte de dados: colônia de pescadores Z-1), CPUE de 2004 (DORIA et al. 2012); de 2009 a 2019 (fonte: IBAMA, 2020).	43
Figura 4. Média anual do nível trófico (TL) da captura (a) e da frequência (%) em quilogramas para TL variando de detritívoros a piscívoros: 2,0 a 2,49; 2,5 a 2,99; 3,0 a 3,39; 3,4 a 3,99 e 4,0 a 4,5 (b) de todos os níveis tróficos desembarcados no porto Cai n'agua em Porto Velho (fonte de dados: colônia de pescadores Z-1).	45
Figura 5. PeE estimado a partir das categorias e espécies desembarcadas no porto Cai n'agua em Porto Velho, Rondônia, Brasil.	46
Figura 6. Índice L (função da produção primária requerida - PPR), (a) dez anos antes da construção das barragens (de 2000 a 2009) e (b) dez anos depois (2010 a 2019).	47
Figura 7. Representação gráfica das transformações ambientais que ocorreram no rio Madeira em Porto velho de 2000 a 2019.	49
Figura 8. Parcelas anuais de frequência de comprimento utilizando os parâmetros populacionais estimados para: A – <i>P. nigricans</i> ; B – Pacus (sp.); C – <i>B. amazonicus</i> D – <i>Pseudoplatystoma</i> spp.; E – <i>B. filamentosum</i> e F - <i>B. rousseauxii</i> de todo o período. Observações: Count: contagem; as linhas pretas são o modelo GTG LB-SPR ajustado.	66
Figura 9. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os estimados de <i>P. nigricans</i> nos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).	68
Figura 10. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os parâmetros populacionais estimados da categoria Pacu dos períodos pré (A) e pós (B).	69
Figura 11. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os parâmetros populacionais estimados de <i>B. amazonicus</i> dos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).	70
Figura 12. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os parâmetros populacionais estimados de <i>Pseudoplatystoma</i> spp. dos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).	72
Figura 13. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os parâmetros populacionais estimados de <i>B. filamentosum</i> nos períodos pré (A) e pós (B).	73
Figura 14. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os parâmetros populacionais estimados de <i>B. rousseauxii</i> dos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).	74
Figura 15. Flutuação do Indicador Baseado em Comprimento (IBC) por cada grupo de espécies amostrado. É possível comparar o comportamento da linha do IBC com o TPD.	75
Figura 18. Aplicação das metodologias utilizadas durante os eventos: (a) no distrito de São Carlos, (b) na comunidade de Riacho Azul, (c) no distrito de Jaci-Paraná e (d) no distrito de Calama.	88

Figura 19. Linha do tempo com os fatos históricos marcantes comuns na percepção dos pescadores nas quatro localidades da bacia do rio Madeira alvo do estudo.	91
Figura 20. Avaliação subjetiva do estado ecológico atual considerando os quatro descritores da Atividade-Pressão-Estado-Resposta. Legenda: Os valores da escala correspondem: 1 – Muito ruim; 2 – Ruim; 3 – Na média e 4 – Bom.	92
Figura 21. Flutuação na captura do pescado estimada segundo os pescadores de Riacho Azul.	93
Figura 22. Flutuação na captura do pescado estimada segundo os pescadores de Jaci-Paraná.	94
Figura 23. Flutuação na captura do pescado estimada segundo os pescadores de Calama. ...	94
Figura 24. Ilustração da percepção dos pescadores sobre a situação dos estoques dos pescados abordados no estudo: Riacho Azul; Jaci-Paraná.; São Carlos e Calama.....	97
Figura 25. Série temporal de abundância relativa e um IBC para cada um dos pescados em estudo. A escala imita um semáforo onde o estado bom (verde), intermediário (amarelo) e o estado ruim (vermelho).	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Origem dos dados de produção pesqueira, biométricos e de entrevistas/reuniões participativas a serem utilizados no estudo.	20
Tabela 2. Levantamento de trabalhos onde foram utilizados métodos com dados limitados.	23
Tabela 3. Pontos de referência de proxy LBI e MSY (RPs) utilizados (adaptado de ICES, 2015).	28
Tabela 4. Dados ambientais e ações antrópicas com potencial de afetar os desembarques pesqueiros ocorridos no período de 2000 a 2019, no município de Porto Velho, Rondônia, Brasil.	39
Tabela 5. Produção pesqueira relativa (principais pescados desembarcados que apresentaram > 2% do total de desembarques, por pelo menos um ano) no porto Cai n'água em Porto Velho, em intervalos de 5 anos, principal categoria trófica, hábito migratório e nível trófico.	44
Tabela 6. Dados utilizados na matriz de correlação para observar quais parâmetros significativos em relação à captura e ao indicador PeE.	47
Tabela 7. Resultados do Modelo Linear Misto (LMM) e Modelo Linear Generalizado (GLM) para a Captura e o indicador PeE, respectivamente. Os parâmetros analisados foram Esforço, nível hidrológico, Precipitação, Cobertura florestal e presença dos fenômenos La Niña e El Niño.	48
Tabela 8. Indicadores, dados necessários e Pontos de Referência Alvo (PR alvo) e Limite (PR limite) utilizados para avaliação dos estoques das principais espécies exploradas no mercado de Porto Velho.	64
Tabela 9. Parâmetros populacionais (cm) estimados com as frequências de comprimento no período (PRÉ e no PÓS para o cálculo da Taxa de Potencial de Desova (TPD).	65
Tabela 10. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL50 e SL95 em cm) utilizando os parâmetros populacionais de <i>P. nigricans</i> estimados no período PRÉ e no PÓS.	67
Tabela 11. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL50 e SL95 em cm) utilizando os parâmetros populacionais da categoria Pacu estimados no período PRÉ e no PÓS.	68
Tabela 12. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL50 e SL95 em cm) utilizando os parâmetros populacionais de <i>B. amazonicus</i> estimados no período PRÉ e no PÓS.	69
Tabela 13. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL50 e SL95 em cm) utilizando os parâmetros populacionais de <i>Pseudoplatystoma spp.</i> estimados no período PRÉ e no PÓS.	71
Tabela 14. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL50 e SL95 em cm) utilizando os parâmetros populacionais de <i>B. filamentosum</i> estimados no período PRÉ e no PÓS.	72
Tabela 15. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL50 e SL95 em cm) utilizando os parâmetros populacionais de <i>B. rousseauxii</i> estimados no período PRÉ e no PÓS.	73

Tabela 16. Comunidades/distritos onde foram realizados os eventos, a área e a descrição de suas características (DORIA; LIMA, 2015).....	85
Tabela 17. Indicadores, ponto de referência e as propriedades utilizadas.	89
Tabela 18. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de Riacho Azul.....	95
Tabela 19. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de Jaci-Paraná.....	95
Tabela 20. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de São Carlos.	95
Tabela 21. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de Calama.....	96
Tabela 22. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de São Carlos junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean).	98
Tabela 23. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de Riacho Azul junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean).	99
Tabela 24. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de Jaci-Paraná junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean).	99
Tabela 25. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de Calama <i>junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean)</i>	100
Tabela 26. Os pares de indicadores CET e CC dos descritores de comunidade; resultados desse estudo, quando houve (EXP); o resultado de outros estudos (CC) e a fonte.	101

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

No cenário mundial a pesca continental emprega aproximadamente 61 milhões de pessoas (BARTLEY et al., 2015) e representa 11,3% da produção mundial total de peixes (FAO, 2016). A importância da pesca para a segurança alimentar, redução e prevenção da pobreza foi observada em diversas regiões (WELCOMME et al., 2010), mas sua contribuição potencial vem sendo dificultada pela falta de capacidade institucional dos órgãos gestores e pela não inclusão do setor nas políticas de desenvolvimento nacional e regional (FAO, 2012).

As estimativas sobre a produção pesqueira global, frequentemente, mascaram a importância e a representatividade das pescarias de águas continentais em relação a pesca marinha, especialmente devido à magnitude das capturas relatadas no segundo grupo (capturas marinhas são aproximadamente sete vezes maiores do que as capturas da pesca continental; FAO, 2014). De fato, diversas linhas de pesquisa (e.g. estudos de consumo) sugerem que as pescarias continentais muitas vezes não são registradas ou são drasticamente subnotificadas, particularmente quando se refere à pesca artesanal ou de pequena escala (ou seja, subsistência e comércio local) em águas interiores (BATISTA, ISAAC, VIANA, 2004; FAO 2010, 2012; WELCOMME et al. 2010; BARTLEY et al. 2015).

De acordo com os registros oficiais da pesca continental mais recentes, a Amazônia Legal apresentou produção de pescado média de 138.000 toneladas em 2010 e 2011 (MPA, 2011). Contudo, estima-se que a bacia Amazônica poderia produzir entre 400 mil e 900 mil toneladas anuais, com um melhor aproveitamento de estoques pesqueiros (BAYLEY; PETRERE Jr, 1989), aliado a medidas de ordenamento específicas para as espécies de maior interesse comercial, que mostram sinais de ter ultrapassado os limites sustentáveis para exploração (BATISTA; ISAAC; VIANA, 2004; SANT'ANNA et al., 2014; LIMA et al., 2020).

Além do que, desde 1970, a atividade pesqueira na região, principalmente a pesca artesanal de pequena escala praticada por populações tradicionais, vem enfrentando sérios problemas decorrentes de ações antrópicas e climáticas (WINEMILLER et al., 2016; CRUZ et al., 2020). Os estoques pesqueiros da bacia amazônica estão ameaçados devido às atividades humanas que intensificam a degradação do habitat e a superexploração dos recursos hídricos (CASTELLO; MACEDO, 2015). Esses estoques são especialmente afetados por empreendimentos como barragens, portos e hidrovias, desmatamento de áreas de várzea, introdução de espécies invasoras, poluição e represamento de córregos para piscicultura

(BARTHEM; GOULDING, 2007; WINEMILLER; AKIN; ZEUG, 2007; ANDERSON et al. 2018; SOUSA et al. 2018; DORIA et al. 2020).

Na maioria das pescarias brasileiras não existem programas de estatística pesqueira contínuos, e como consequência, ausência de informações eficazes para a proposição da avaliação dos estoques pesqueiros, principalmente para pescarias continentais. Portanto, isso evidencia que as decisões são baseadas em pouca ou nenhuma informação científica (CASTELLO 2007, VIANA 2013). Ou seja, quaisquer medidas de ordenamento pesqueiro vêm sendo grandemente prejudicadas pela falta de informações básicas sobre os estoques explorados (RUFINO, 2016; DORIA et al., 2018a). Mesmo o Conhecimento Ecológico Tradicional (CET) que teve sua importância reconhecida por diversos autores e a sua incorporação às informações técnico-científicas para subsidiar políticas públicas de conservação e o manejo pesqueiro regional (COSTA-NETO et al., 2002; SILVANO; BEGOSSI, 2012; BATISTA et al., 2004; BERKERS et al., 2006; HALLWASS et al., 2013; DORIA et al., 2014; NUNES; HALLWAS; SILVANO, 2019), é pouco utilizado.

Dados confiáveis sobre pescarias amazônicas são de fato escassos, devido à falta de investimento financeiro para a realização de estudos bem como o gerenciamento dos dados (DORIA et al., 2017; RUFFINO, 2014). O orçamento necessário para a implementação de um monitoramento constitui um obstáculo para a conservação dos estoques, isso porque, em muitos casos, os custos de coleta de dados e das avaliações são superiores as receitas geradas pelas pescarias (PACTRICK, et al. 2009; COCHRANE et al., 2011).

Os esforços existentes para o monitoramento pesqueiro estão limitados a alguns mercados e registros descontínuos, relacionados principalmente a projetos de estudos de pesquisadores locais ou a empreendimentos que são obrigados a realizar tais levantamentos, o que restringe o acesso aos dados e possibilidade de consolidação em bancos com séries longas e contínuas (DORIA et al., 2017; PHILIPPSEN et al., 2018). Assim, a pesca continental para ser classificada como pobre em dados ou com dados limitados, os registros disponíveis geram informações científicas consideradas inadequadas para determinar o status atual do estoque e/ou pontos de referência significativos em relação a tal referência e pontos de vista (RICHARDS; MAGUIRE, 1998), que seja possível estabelecer a melhor estratégia de gestão pesqueira (NEWMAN et al., 2014).

Algumas peculiaridades também dificultam o controle adequado das estatísticas e a avaliação pesqueira, como a diversidade de ambientes, frotas compostas por inúmeras embarcações pequenas, muitos locais de desembarque, capturas multiespecíficas uma variedade de espécies, capturas sazonais e sistema de comercialização informal (WELCOME,

2008; LORENZEN et al., 2016; LIMA et al., 2020). O ideal para as populações da região Amazônica, assim como é aplicado em diversos países em desenvolvimento, é ter programas de coleta com dados contínuos sobre os aspectos biológicos, sociais e/ou econômicos das pescarias (DORIA et al., 2018b). A Lei número 11.958/2009 atribuiu aos órgãos responsáveis pela Pesca e Aquicultura e ao Ministério do Meio Ambiente, o papel de fixar normas, critérios, padrões e medidas de ordenamento do uso sustentável dos recursos pesqueiros, com base nos melhores dados científicos existentes (RUFFINO, 2016).

Assim, tem-se observado que a maioria das Pescarias de Pequena Escala (PPE) não-manejadas tem grande necessidade de atenção (BEARD et al., 2011; HILBORN; OVANDO, 2014), porque há evidências de que elas podem estar em pior estado do que as avaliadas adequadamente (COSTELLO et al., 2012; SHEPHARD et al., 2020). Pois, essa falta de avaliação do *status* e da produtividade atrelado a pesca sem governança e a pressões antropogênicas colocam em risco os estoques pesqueiros e pode levar à perda de benefícios sociais e econômicos associados ao rendimento sustentável da pesca (PAULY, 1995; KOLDING, BENE, BAVINCK, 2014; FILOUS et al., 2019).

Nesse contexto, a avaliação dos recursos pesqueiros em situação de dados limitados está crescendo rapidamente e novos métodos aparecem regularmente na literatura (BINOHLAN; FROESE, 2009; SAGARESE et al., 2018; RUDD; THORSON, 2018; SHEPHARD et al., 2018). Desde métodos que avaliam o ecossistema e o ambiente baseados em dados ecológicos e de desembarque (LIBRALATO et al., 2008; BLANCHARD et al., 2010), métodos baseados em captura e em comprimento das espécies (DICK e MaCCALL, 2011; HORDYK et al. 2015) e abordagens participativas com os pescadores (ROCHET et al., 2005; SHEPHARD et al., 2019), contribuem com a obtenção de resultados que não diferem dos métodos e modelos complexos de avaliação de estoques (APEL et al., 2013). Felizmente, métodos desenvolvidos recentemente podem ser usados para priorizar a pesca para pesquisa e gestão, bem como estimar limites de sobrepesca, níveis de biomassa, status do estoque ou limites de captura ou esforço com informações limitadas (HONEY; MOXLEY; FUJITA, 2010).

Os métodos estatísticos de pescarias com dados limitados vêm sendo utilizados com sucesso para gestão dos recursos pesqueiros por agências responsáveis em países como os Estados Unidos (NMFS, 2013; MARMAP, 2013), Irlanda (SHEPHARD et al., 2019), China (ZHANG et al., 2018; KINDONG et al., 2019) e África do Sul (HUTCHINGS, et al., 2009). Estes métodos ajudarão a atingir os objetivos de desenvolvimento sustentável, apoiando empregos e meios de subsistência, segurança alimentar local e redução da pobreza

(JENTOFT; CHUENPAGDEE, 2019). Associados a estes métodos, o conhecimento etno-ictiológico dos pescadores é fundamental para compreender os comportamentos bioecológicos das espécies ictílicas da Amazônia, bem como para levantamento de informações importantes sobre a situação do pescado (DORIA et al, 2014) e para o manejo participativo dos recursos (BARROS; RIBEIRO, 2005).

DORIA et al., (2018a) propôs a combinação de uso de métodos ecossistêmicos para análise da pesca artesanal da Amazônia, com enfoque nas comunidades de peixes explorados, usando como estudo de caso a pesca na bacia do Madeira, em uma situação/momento não modificada por grandes empreendimentos (e.g.: antes da construção das hidrelétricas do rio Madeira). Na presente tese, pretende-se refinar esta análise e testar o uso de diferentes métodos com enfoque no estoque de populações de peixes e buscar indicadores que permitam definir a situação dos estoques bem como delimitar fatores de impactos sobre os recursos pesqueiros. Considerando as seguintes hipóteses:

- Métodos de dados limitados de pescarias baseados em índices ecossistêmicos são úteis para avaliar a sustentabilidade ambiental.
- Métodos de dados limitados de pescarias baseados em comprimento são úteis para avaliar a saúde dos estoques pesqueiros.
- Métodos de dados limitados de pescarias baseados no etno-conhecimento são úteis para avaliar e buscar indicadores que permitam detectar impactos e o estado ecológico de habitats e comunidades.

A pesca artesanal de pequena escala praticada no município de Porto Velho (aproximadamente 550 mil habitantes; IBGE, 2022), bacia do rio Madeira, foi escolhida como estudo de caso, por sua representatividade dentro do cenário Amazônico, como mercado de médio porte, com grande importância para as comunidades ribeirinhas da região (DORIA et al., 2012; SANT'ANNA et al., 2020a); e por ter sido afetado pela construção de duas barragens hidrelétricas de grande porte, hidrelétrica de Santo Antônio e Jirau (DORIA et al., 2015; SANT'ANNA et al., 2015; HAUSER et al., 2019; HAUSER et al., 2020; LIMA et al., 2020).

Portanto, a avaliação da combinação de um conjunto de indicadores e índices, utilizando metodologias a partir de dados limitados sobre a pesca da bacia do rio Madeira pode contribuir na criação de cenários e prospecção futuras a respeito dos estoques de peixes e as atividades pesqueiras que atuam sobre estes recursos. Podendo esses métodos serem aplicados no monitoramento e na gestão da pesca no Estado de Rondônia e em toda a bacia Amazônica.

1.2. Objetivos

Objetivo geral

- Analisar a utilização de métodos baseados em índices ecossistêmicos, em comprimento e no Conhecimento Ecológico Tradicional (CET) para avaliar o *status* e a sustentabilidade da pesca interior de pequena escala amazônica com dados limitados.

Objetivos Específicos

- Analisar o uso de indicadores ecossistêmicos para avaliar o impacto nas pescarias artesanais multiespecíficas amazônicas, considerando modificações ambientais antrópicas e não antrópicas;
- Avaliar os estoques de espécies da pesca artesanal multiespecífica amazônica, utilizando métodos com dados limitados baseados em comprimento de peixes;
- Analisar a percepção dos pescadores (usuários do recurso) sobre a situação da pesca nas populações e comunidades de peixes, e os impactos de grandes empreendimentos sobre esses recursos.

1.3. Área de estudo

O rio Madeira é o maior afluente do rio Amazonas em termos de área, fluxo e transporte de sedimentos, pois flui por 1,4 milhão de km² pelo Brasil, Bolívia e Peru (LATRUBESSE et al., 2005). Com extensão transnacional, seus principais afluentes são o rio Beni na Bolívia e o rio Mamoré no Brasil, sua drenagem representa mais de 20% de toda a bacia amazônica (GOULDING et al., 2003), nos quais estão situados a maior riqueza ictiica do mundo inventariada em uma bacia hidrográfica, com 1.057 espécies de peixes (OHARA et al., 2015).

As áreas de pesca da produção desembarcada em Porto Velho compreendem a região do rio Madeira, do município de Costa Marques até o de Humaitá no Amazonas (Figura 1). Esta região foi responsável pela maior parte da produção pesqueira desembarcada no estado de Rondônia, com média de 755 toneladas/ano (DORIA et al., 2012), onde atuavam cerca 2.239 pescadores profissionais, distribuídos em aproximadamente 29 comunidades ribeirinhas da região (DORIA, LIMA, NETO, 2015). A produção supracitada representava cerca de 4% do pescado desembarcado na Amazônia (BARTHEM, GOULDING, 2007), e apresenta grande importância social e econômica para a região (CARDOSO, FREITAS, 2007; LIMA et al., 2020).

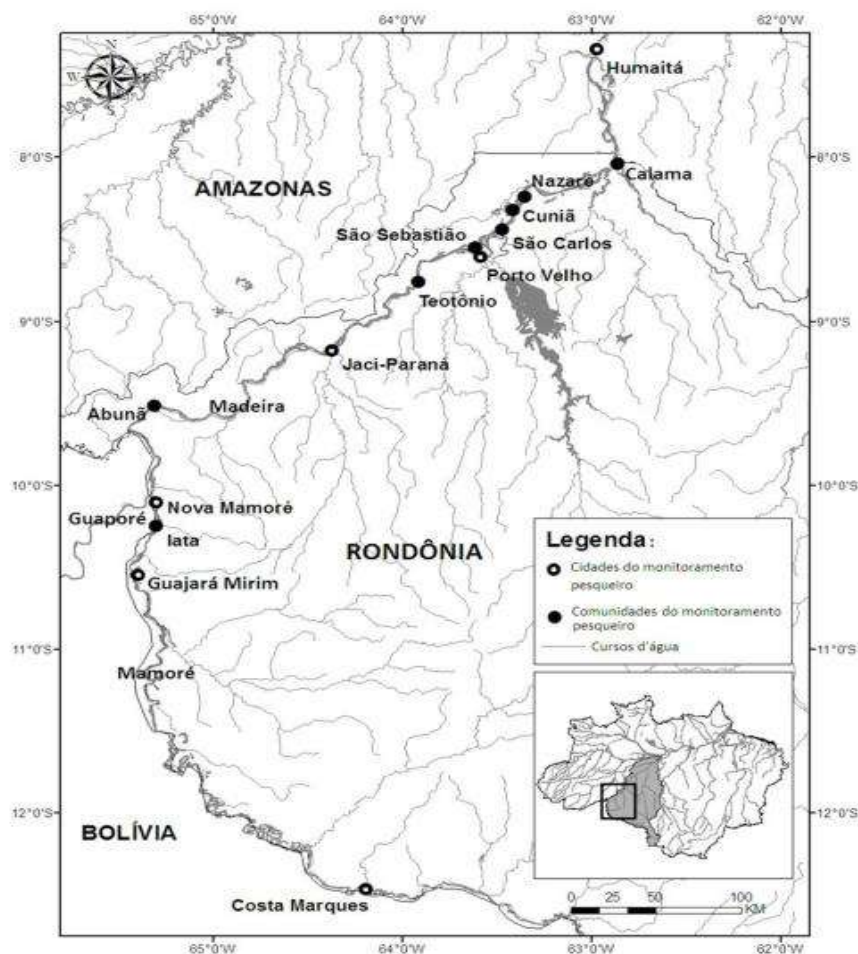


Figura 1. Região do rio Madeira, compreendendo os municípios de Costa Marques (Rondônia) até Humaitá no Amazonas, que foi responsável pela maior parte da produção pesqueira desembarcada em Porto Velho (LIMA; HAUSER; DORIA, 2015).

O rio Madeira, teve seu conjunto mais importante de corredeiras inundado por empreendimentos hidroelétricos, onde as barragens foram concluídas e os lagos alcançaram sua cota objetivo entre os anos de 2011 e 2012 (QUEIROZ, TORRENTE-VILARA, 2015; SANTOS et al., 2018). Os impactos nos recursos pesqueiros foram observados por alguns estudos e inúmeros relatos das transformações promovidas no ambiente aquático (DORIA et al., 2017; SANTOS et al. 2018, 2020; HAUSER et al., 2020; SANT'ANNA et al., 2020b).

1.3. Coleta de dados

1.3.1. Dados biométricos

O comprimento padrão em centímetros, aferido com uma trena, o peso total em gramas, com uma balança, o local de origem do pescado e o apetrecho utilizado foram coletados nos anos de 2018 a 2019 no Mercado pesqueiro Cai n'Água em Porto Velho. Foi utilizado também, o banco de dados do Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade

Federal de Rondônia (LIP-UNIR) com informações coletadas em comunidades ribeirinhas e distritos de Porto Velho, referentes aos períodos de 2001 a 2005, de 2009 a 2013 e de 2016 a 2017 (Tabela 1).

1.3.2. Dados da captura

O registro diário dos desembarques de peixe (categorias de espécies, o peso total desembarcado em quilos) feito pela Colônia de Pescadores Z-1 de Porto Velho em sua sede, foi fornecido ao grupo do LIP-UNIR. Os dados diários foram agregados mensalmente dos anos de 2000 a 2019 para a realização das análises.

1.3.3. Dados Etnobiológicos

As informações da percepção dos pescadores sobre o sistema da pesca e a situação dos estoques explorados foram obtidas por meio de encontros em comunidades pesqueiras ao longo do rio Madeira, com autorização do comitê de ética em pesquisa CAAE: 32561919.2.0000.5300, parecer: 4.114.706, seguindo as recomendações da Resolução Conama Nº 466/2012 (BRASIL, 2012) da proposta de pesquisa com o ser humano. No início de cada encontro era apresentado uma lista de presença e um Termo Consentimento Livre Esclarecido para a participação, depois que os presentes assinassem, era explicado cada uma das metodologias e a atividade iniciada.

Tabela 1. Origem dos dados de produção pesqueira, biométricos e de entrevistas/reuniões participativas a serem utilizados no estudo.

Informação	Período	Fontes
Dados biométricos	De 2001 a 2005, de 2009 a 2013 e de 2016 a 2019	Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia (LIP/UNIR)
Produção pesqueira das comunidades a jusante da UHE Santo Antônio	De 2009 a 2019	Relatório Técnico do Monitoramento Pesqueiro da UHE Santo Antônio
Produção pesqueira desembarcada em Porto Velho	De 2000 a 2019 (20 anos)	Colônia de pescadores Z – 1.
Diagnóstico participativo da pesca atual	2021 a 2022	Workshop/Eventos Participativas com os pescadores locais

A tese está organizada em quatro capítulos, sendo o primeiro a introdução geral, justificando a elaboração do estudo, o problema da pesquisa, o objetivo geral e os específicos e o referencial teórico e, em seguida, um capítulo para cada objetivo específico. No capítulo 2

foi avaliado se os indicadores ecossistêmicos responderam às mudanças nos desembarques de peixes frente às mudanças ambientais provocadas por ações antrópicas da pesca de pequena escala. O capítulo 3 analisa o uso do método *GTG LB-SPR* na avaliação do estoque de espécies comercializadas em um Porto de desembarque da Amazônia, com dados limitados de pescarias e, finalmente, o capítulo 4 fará uma combinação de indicadores empíricos e percepção de atores envolvidos para analisar a situação da pesca nas populações e comunidades de peixes, e os impactos de grandes empreendimentos sobre esses recursos.

1.4. Referencial teórico

As capturas da pesca interior dos países em desenvolvimento, oriundas de comunidades a beira de pequenos e grandes rios (SHEPHARD et al., 2020) são a chave para alcançar a segurança alimentar e a redução da pobreza (BÉNÉ et al., 2017; COOKE et al. 2016). No Brasil, principalmente na Amazônia, a Pesca de Pequena Escala (PPE), comercial ou de subsistência, desenvolve um papel relevante para a geração de renda, alimento, onde o pescado é a proteína predominante em comunidades ribeirinhas (BATISTA, ISAAC, VIANA, 2004; ISAAC, ALMEIDA 2011; ISAAC et al. 2015; DORIA et al., 2016; MCINTYRE et al. 2016). Apesar de sua importância as pescarias continentais nesses países têm recursos limitados para conduzir monitoramentos ou avaliações dos estoques explorados, dificultando o gerenciamento do recurso (COSTELLO et al., 2012). Beard et al. (2011) defenderam a necessidade urgente de métodos de avaliação rápidos que capacitem a tomada de decisões locais para a PPE nos países em desenvolvimento.

A maioria das avaliações de estoque pesqueiro é cara e requer uma combinação de parâmetros de história de vida e dados de captura e esforço de séries temporais para avaliar o status de uma espécie capturada (WALTERS; PEARSE 1996; PRINCE et al. 2015). No entanto, esses pré-requisitos são raros em países em desenvolvimento ou ilhas remotas de alguns países, que por acaso são os lugares onde a gestão baseada na ciência é urgentemente necessária (WELCOMME et al., 2010; PRINCE et al. 2011, 2015). Felizmente, novos métodos de dados limitados de baixo custo estão surgindo, têm sido discutidos, permitindo a avaliação de pescarias sem a tendência, antes essencial, fornecida pela abundância histórica e variações de longo prazo nos desembarques pesqueiros (FROESE, 2004; COPE; PUNT, 2009; PRINCE et al. 2011; HORDYK et al. 2015). Métodos para a avaliação de pescarias com dados limitados têm sido testados para PPEs principalmente em áreas marinhas e vem estabelecendo estratégias de gestão para espécies alvo da pesca (KINDONG et al., 2019;

PONS et al., 2019), como também em espécies acessórias (ZHOU et al., 2019) ou, na delimitação de áreas na pesca em ilhas na Polinésia Francesa (FILOUS et al., 2019).

Na revisão do estado da arte do tema central desta tese através das bases de dados: ScienceDirect Elsevier <http://www.elsevier.com>; Scientific Electronic Library Online Scielowww.scielo.br e Scopus levantou-se 31 trabalhos com metodologias que utilizaram os métodos com dados limitados. Esses foram executados predominantemente na América do Sul, Oceania e Europa, destes 20 foram aplicados na pesca marinha, e apenas 10 na pesca continental. Os tipos de dados utilizados preferencialmente, predomina no caso de Pesca de Pequena Escala - PPE, são dados de comprimento e/ou parâmetros populacionais biológicos. Os métodos com dados limitados apresentaram a utilização em PPE como algo comum, sendo os baseados em comprimento de peixes os mais utilizados em países em desenvolvimento. São poucos os exemplos de pesquisas de métodos pobres em dados na avaliação das PPE no Brasil em particular, mas, há tanto na pesca marinha como em águas continentais com métodos utilizando dados de desembarque de produção e/ou comprimento (Tabela 2).

O termo "indicador" é usado para significar qualquer variável medida que fornece informações sobre a pescaria ou estoque de peixes e pode ser usado para inferir como está a saúde do estoque quando considerada em relação a pontos de referência (PAULY et al., 1998; MCDONALD et al., 2017). Alguns indicadores (referidos como indicadores sem modelo) podem ser calculados sem o uso de um modelo usando resumos diretos dos dados, enquanto outros indicadores (referidos como indicadores baseados em modelo) podem ser resultados de avaliações com dados limitados, o que exige capacidade técnica adicional para realizar e interpretar (MCDONALD et al., 2017).

Tabela 2. Levantamento de trabalhos onde foram utilizados métodos com dados limitados.

Continente	Local	Interior/ Marinha	Tipos de dados	Método(s) - fisheries	data-limited	Citação
África	Lagos Malawi e Malombe	Interior	Dados de produção pesqueira e esforço em combinação com séries temporais, alguns indicadores ecossistêmicos e de pressões humanas (Revisão)	Baseado em indicadores de Froese		VAN BANDA; ZWIETEN, KOLDING, 2011
	Região costeira	Marinha	Dados de produção pesqueira e de ambiente e os principais predadores	Modelos e Indicadores trofodinâmicos		HUTCHINGS et al., 2009
A. Central	Caribe	Marinha	Produção pesqueira e comprimento, CPUE	Os indicadores sem modelo (tendência), gestão adaptativa de pescarias		MCDONALD et al., 2017
	Caribe	Marinha	Frequências de comprimento, Fishbase ou outra literatura	Dinâmica populacional, FISAT		BABCOCK et al., 2013
	Caribe	Marinha	Frequências de comprimento e parâmetros biológicos do Fishbase ou outra literatura	Baseado em indicadores de Froese e Cope e Punt		BABCOCK et al., 2018
A. Norte	Oceano Atlântico	Marinha	Série temporal de Dados de produção pesqueira e Parâmetros biológicos	Comparação de dois métodos baseados em comprimento, LBSPR e LIME		PONS et al., 2019a
	Oceano Atlântico	Marinha	Série temporal de Dados de produção pesqueira e Parâmetros biológicos	Comparação entre métodos em captura e em comprimento		PONS et al., 2019b
	Oceano Pacífico	Marinha	Status do estoque pesqueiro e Parâmetros biológicos	Síntese de estoque, SSS, árvore de decisão		CHRYSAFI e COPE, 2019
Ásia	Lago Tonlé Sap	Interior	Série temporal de Dados de produção pesqueira e Parâmetros biológicos	Estatísticas simples: Correlação, regressão ...		NGOR et al., 2018
	Lago Dianshan	Interior	Dados de frequência de comprimento (LFD. Baseado em comprimento)	Estudos de caso com parâmetros biológicos, MSE		KINDONG et al., 2019
A. Sul	rio Paraná	Interior	Produção pesqueira e frequência de comprimento	Parâmetros populacionais e estimação do MSY, SPR		BAIGÚN, MINOTTI e OLDANI, 2013

Continente	Local	Interior/ Marinha	Tipos de dados	Método(s) - data-limited fisheries	Citação
	Zona costeira	Marinha	Econômicos, produção e esforço	Rapfish	CISSÉ, BLANCHARD E GUYADER, 2014
	UHE Itaipu	Interior	séries temporais de desembarque pesqueiro e esforço de pesca / indicadores ecológicos	Rendimento máximo sustentável (MSY) /Ecopath, com Ecosim (EwE)	PHILIPPSSEN et al., 2018
	Litoral de Pernambuco	Marinha	Produção pesqueira (captura e esforço) e parâmetros biológicos	Dinâmica, FISAT, Análise da População Virtual -VPA	GOMES; MAYNOU, 2009
	Porto Velho	Interior	Produção pesqueira e biológicos	Indicadores ecossistêmicos	DORIA et al., 2018
	Porto Velho	Interior	Produção pesqueira comercializada por intermediários	Estatísticas simples	SANT'ANNA et al., 2020b
	Amapá	Interior	Mapas de pesca (produção registrada), esforço	Produção excedente Schaefer e Fox, Gordon	PRESTES et al., 2020
	Amapá	Marinha	Referências e entrevistas	Rapfish	JIMENEZ et al., 2021
	Rio Tapajós	Interior	Dados desembarque e de outros estudos	Ecopath com Ecosim (EwE)	CAPITANI et al., 2021
	Mercados pesqueiros amazônicos	Interior	Dados desembarque	Modelos de dissimilaridade, de tendências e modelo teórico de teia alimentar	HEILPERN., et al. 2022
Europa	Grécia e Reino Unido	Marinha	Produção pesqueira, esforço e parâmetros biológicos	Indicadores ecossistêmicos e populacionais	PILLING et al., 2008
	Mar do Norte da Europa	Marinha	Produção pesqueira, taxa de exploração, tamanho do estoque e estrutura do tamanho	HR, CPUE e $L_{máx5\%}$ - Tendências. Indicadores métricos alvo e limite	PROBST, KLOPPMANN, KRAUS, 2013
	Mar do Norte (Escócia)	Marinha	Frequência de comprimento, índices baseados em comprimento	LFI, Objetivo de Qualidade Ecológica (EcoQO)	GREENSTREET et al., 2010;
	Mar Céltico (Irlanda)	Marinha	Dados de pesquisa, redes de arrasto, FishBase	LFI	SHEPHARD, REID, GREENSTREET, 2011

Continente	Local	Interior/ Marinha	Tipos de dados	Método(s) - data-limited fisheries	Citação
	Irlanda	Interior	Dados de pesquisa. Comprimento de larvas	Gradiente de referência (RG), indicadores baseados em comprimento (LBIs). LBIRANGE e LBI90	SHEPHARD et al, 2019
	Oceano Pacífico (Austrália)	Marinha	Produção pesqueira e comprimento de desembarques	A árvore de decisão, SPR	PRINCE et al., 2011
	Litoral da Austrália	Marinha	Produção pesqueira, estimativas de biomassa alvo e limite, <i>proxies</i>	Estrutura de gestão por avaliações de estoque e de Risco Ecológico	DOWLING et al., 2008
Oceania	Parque Nacional Karimunjawa (Indonésia)	Marinha	Produção pesqueira e frequência de comprimento	Toolkit fisheries, AFAM	MCDONALD et al., 2018
	Oceano Indo-Pacífico (Palau)	Marinha	Frequência de comprimento, índices baseados em comprimento	A árvore de decisão, SPR	PRINCE et al., 2015
	Arquipélago de Tuamotu (Polinésia Francesa)	Marinha	Frequência de comprimento, 3 anos	Dinâmica populacional, SPR	FILOUS et al., 2019
Diversos países	Oceanos	Marinha	Frequência de comprimento, 3 anos	Modelos bayesianos de erros hierárquicos	ZHOU et al., 2019

As medidas populacionais e comunitárias são indicadores potencialmente úteis do “*status*” de um estoque de peixes devido à sua fundamentação teórica e utilidade prática (BLANCHARD et al., 2005). Indicadores ambientais são aqueles que apresentam abrangência e profundidade suficientes para avaliar a sustentabilidade de um sistema, como variáveis de uma equação, estruturando modelos, alguns desses podem ser significativos em um contexto gerencial, pois comparam padrões observados de estrutura e função do ecossistema ao longo do tempo com os padrões teóricos esperados em outros sistemas (LI et al., 2020).

Avaliações quantitativas dos estoques pesqueiros são importantes para determinar o *status* atual e a produtividade do recurso (avaliação de estoque) e avaliar as consequências de ações de gerenciamento alternativas (análise de decisão) (PUNT; HILBORN, 2001). Os resultados de uma avaliação de estoque são geralmente expressos em termos do tamanho da população em relação a alguma meta ou nível de limiar, o nível atual e máximo de captura sustentável, a probabilidade de o estoque aumentar sob um nível específico de captura e os valores para quantidades que resumem as características do histórico de vida da população (PUNT; HILBORN, 2001).

A “distribuição de idade e tamanho da população” foram utilizados como indicadores da saúde de um estoque (PROBST, KLOPPMANN, KRAUS, 2013) e juntamente com o indicador de peixes grandes – *Large Fish Indicator* (LFI) (GREENSTREET et al., 2010; SHEPHARD, REID, GREENSTREET, 2011), pois indica a distribuição do tamanho da comunidade. O *LFI* captura a proporção de peixes “grandes” na assembleia e, portanto, reflete a pesca seletiva por tamanho, com referência ao recrutamento de peixes de pequeno porte.

Métodos que utilizam a CPUE (Captura Por Unidade de Esforço) melhoraram a utilidade dos dados e informações coletados dos Lagos Malawi e Malombe, o que permitiu a elaboração de um quadro de indicadores para a gestão da pesca (VAN ZWIETEN, BANDA; KOLDING, 2011). As informações sobre capturas e esforço são geralmente obtidas por meio de entrevistas com pescadores no desembarque ou de diários de pesca. Mudanças no comprimento médio de determinadas espécies capturadas na pesca podem também refletir aumento da pressão da pesca, como foi observado para a curimatã (*Prochilodus lineatus*) por Baigún, Minotti e Oldani (2013) no rio Paraná.

Os indicadores selecionados podem depender da escolha de métodos analíticos que funcionam bem para as características da história de vida das espécies alvo, bem como da capacidade técnica para analisar dados que dependerá do indicador e da análise que pode variar de um simples cálculo de tendências de CPUE. Caso dados de desembarque estiveram disponíveis ou do conhecimento e/ou registro ecológico local sobre tendências ao longo do

tempo (LITTLE et al., 2011). Cálculos mais complexos baseados em modelos de Taxa de Potencial de Desova – TPD, por exemplo (MCDONALD et al., 2017), quando porcentagem de captura em estágios de vida específicos e dados de composição de comprimento estão disponíveis (COPE; PUNT, 2009; FROESE, 2004 também podem ser considerados).

A PPE como normalmente apresenta várias espécies-alvo de pescarias mistas (WELCOMME et al., 2010), está propensa a apresentar dados limitados pois a maioria dos modelos de tendência analisam espécies individualmente ou pescarias com uma espécie-alvo (PILLING et al., 2008). A PPE é tipicamente seletiva por tamanho, removendo os maiores indivíduos, fator este que pode revelar mudança no tamanho (e no nível trófico) na estrutura das populações individuais e de toda a comunidade de peixes. Isso tem sido amplamente observado, inclusive em pescarias em rios tropicais (FABRÉ et al., 2017; DORIA, LIMA; ANGELINI, 2018; VAN DAMME et al. 2019).

Uma das vantagens importantes dos métodos que utilizam Indicadores Baseados em Comprimento (IBC) é que eles requerem apenas uma frequência de comprimento representativa para o estoque amostrado, são informações que podem ser derivadas de pesquisas independentes da pesca ou de capturas (PRINCE et al., 2015; SHEPHARD et al., 2018; SHEPHARD et al., 2019). Essas frequências de comprimento para muitas pescarias com dados limitados, estão entre as mais facilmente disponíveis (QUINN; DERISO, 1999) e são amplamente usados para métodos de avaliação clássicos (Von BERTALANFFY 1938; BEVERTON; HOLT, 1957; PAULY; MORGAN, 1987; GULLAND; ROSENBERG, 1992; COPE; PUNT, 2009).

Os métodos com cálculos mais complexos usam informações de parâmetros biológicos e composição de comprimento de desembarques para estimar a intensidade da pesca e derivar valores da Taxa de Potencial de Desova (TPD) que podem ser usados como Pontos de Referência (PR) para o *status* do estoque (HORDYK et al., 2015). A TPD pode ser expressa em termos de Biomassa do Estoque Reprodutor por Recruta (BERR), que é frequentemente definida como o potencial reprodutivo esperado durante a vida de um recruta médio. Portanto, TPD é a razão do BERR pescado para o não pescado sob condições de equilíbrio (GOODYEAR, 1993). Os indicadores de Froese (2004) e Cope e Punt (2009) foram estendidos para um conjunto de IBC (Tabela 3) que têm PRs associados para avaliação do status do estoque em relação aos *proxies* MSY (ICES, 2015).

Tabela 3. Pontos de referência de proxy LBI e MSY (RPs) utilizados (adaptado de ICES, 2015).

Parâmetros	Definição	Limiar	Indicador	PR	Propriedade
P mega	Proporção de indivíduos acima de $L_{opt} + 10\%$	0,3-0,4	Pmega	$>0,3$	Conservação de indivíduos grandes
L médio	Comprimento médio de indivíduos maiores que L_c	L_{mat}	$L_{médio} / L_{mat}$	>1	Conservação de indivíduos imaturo
Lc	Comprimento na primeira captura (comprimento em 50% da moda)	L_{mat}	L_c / L_{mat}	>1	
L médio	Comprimento médio de indivíduos maiores que L_c	$L_{opt} = 2/3 L_{\infty}$	$L_{médio} / L_{opt}$	≈ 1	Rendimento ideal
F M	Razão da mortalidade por pesca (F) com a mortalidade natural (M)		F/M	≈ 1	
L médio	Comprimento médio de indivíduos maiores que L_c	$L(F=M) = (0.75 L_c + 0.25 L_{\infty})$	$L_{médio} / L(F=M)$	≥ 1	Máximo rendimento sustentável

A gestão usando Pontos de Referência (PRs) assim como os métodos de avaliação de estoque com dados limitados são pouco usados (WELCOMME, 2001; SHEPHARD et al., 2018, 2019) visto que muitos cientistas e gestores da pesca interior ainda não estão cientes de sua disponibilidade e potencial (LORENZEN et al., 2016). Estruturas de gestão com indicadores empíricos (DOWLING et al., 2008; BABCOCK et al., 2013; ICES, 2015; MCDONALD et al., 2017, 2018) foram bem-sucedidos em sistemas marinhos e podem fornecer uma primeira etapa na avaliação de estoques de peixes de águas interiores com dados limitados (MCDONALD et al., 2018; SHEPHARD et al., 2018, 2019a).

As propriedades desejáveis para indicadores de sustentabilidade levantadas para águas interiores (DEGNBOL, 2001; SHEPHARD et al., 2020) são:

1. Observável – dentro de recursos econômicos acessíveis/sustentáveis para pesquisa;
2. Evidente por si só – a todas as partes interessadas - seja diretamente ou por transparência no processo de observação;
3. Compreensível – devem ter um conteúdo baseado em pesquisa e refletir a solidez analítica, características de acordo com a compreensão das partes interessadas dos recursos do sistema;
4. Aceitável – pelos pescadores, pelo público em geral; e
5. Relacionado à gestão – devem indicar uma direção de ação - qualitativamente ou por meio de pontos de referência associados, responder às medidas de gestão.

Indicadores empíricos são frequentemente usados para espécies e unidades populacionais individuais, mas também têm sido incorporados em estruturas mais amplas para apoiar uma abordagem ecossistêmica para gestão da pesca. Os indicadores ao nível da comunidade são provavelmente a única opção realista onde muitas espécies são capturadas juntas e a sua gestão não pode ser separada, por exemplo, em pescarias tropicais multi-espécies (KOLDING, VAN ZWIETEN, 2014; LORENZEN et al., 2016). Os problemas e as prioridades na pesca em pequena escala exigem uma ampliação das perspectivas que reduzem fórmulas e cálculos complexos, unindo a divisão entre o conhecimento científico e local (JENTOFT; CHUENPAGDEE, 2019). Integrar conhecimentos científicos e empíricos sempre foi desafiador, mas tem apresentado bons resultados para a gestão pesqueira (RAYMOND et al., 2010; DRESCHER et al., 2013) pois, podem fornecer informações sobre os parâmetros do modelo (MCDONALD et al., 2017) e se tornar a base para as decisões de conservação (MARTIN et al., 2012).

O Conhecimento Ecológico Tradicional (CET) é definido na literatura como o conhecimento acumulado sobre espécies, ambiente e as interações entre eles e que é repassado de geração para geração (DREW, 2005). A importância do uso do CET como ferramenta para o manejo pesqueiro no Brasil, tem sido aos poucos reconhecida e aplicada por uma variedade de pesquisadores nos diversos ambientes e enfoques: comportamento reprodutivo, ecologia trófica, migração, crescimento, mortalidade, efeitos antrópicos, recrutamento pesqueiro, entre outros (COSTA-NETO et al., 2002; BATISTELLA et al., 2005; GERHARDINGER et al., 2006; BARBOZA; PEZZUTI, 2011; GALVÃO DE LIMA, 2012; HALLWASS et al., 2013). Nas pescarias, o convívio diário do ribeirinho com o ambiente aquático, somado à necessidade de exploração, lapidou a experiência do pescador, que é capaz de reconhecer com eficiência a distribuição das espécies exploradas, as variações sazonais na abundância e os movimentos migratórios (DORIA et al., 2008).

Dados históricos sobre dinâmica da pesca são muito importantes em regiões afetadas por grandes projetos de desenvolvimento ou de manejo, por fornecerem subsídios a comparação e análise da efetividade ou impacto desses projetos na pesca (DORIA et al., 2018; FEARNSSIDE, 2019). A pesca comercial no médio rio Madeira é um exemplo de ausência de monitoramento pesqueiro contínuo, desenvolvido por agências de governo independentes e robustos que permita adequada identificação de mudanças na atividade pesqueira e planejamento futuro (DORIA et al., 2018).

A adoção de medidas de controle, após a avaliação do estado das populações de peixes e dos ambientes garantiram a sustentabilidade dos estoques pesqueiros e dos empregos a ela

relacionados (NMFS, 2012), em alguns países (ICCAT, 2018; FILOUS et al., 2019). Porém, medidas de controle, sem governança e sistema de gestão compartilhada sobre a pesca artesanal se apresentam como impopulares (PILLING et al., 2008), principalmente em regiões que tiveram seus ecossistemas transformados por grandes empreendimentos como na bacia do Madeira (HAUSER et al., 2020; LIMA et al., 2020; DORIA et al., 2021).

A Estrutura de Gestão Adaptativa (EGA) com dados limitados foi descrita de algumas formas (RICE, ROCHET, 2005; APEL et al., 2013; MCDONALD et al., 2017) com número variado de etapas. A Fundação de Defesa Ambiental (Environmental Defense Foundation, EDF) tem uma ferramenta disponível online (Estrutura para Avaliação Integrada de Estoque e Habitat, www.fishe.edf.org) que oferece orientação para a seleção apropriada de métodos de dados limitados e usando resultados para avaliar e gerenciar o risco do ecossistema, priorizar estoques, avaliar indicadores e desenvolver medidas de gestão usando o EGA (EDF, 2013). Nessa estrutura é sugerido que as etapas e formas de aplicação se adequem com a realidade local. As etapas nas quais esse estudo se baseou estão definidas nos seguintes cinco passos:

- **Passo 1:** compilar as informações existentes sobre a pescaria em questão, o que inclui: reunir bibliografias sobre a pescaria, as espécies-alvo, as características da frota pesqueira, artes de pesca utilizadas e estado do ecossistema e fazer um inventário dos dados disponíveis.
- **Passo 2:** avaliar a saúde e o estado do ecossistema e dos estoques utilizando informações sobre o histórico de vida das espécies, incluindo o comprimento na primeira maturação, comprimento máximo, estratégias de vida, taxa de crescimento e mortalidade natural (M), e assim analisar se os estoques alvo estão sobre pescados (APEL et al., 2013). É importante considerar não apenas as espécies que atualmente estão gerando mais rendimento ou receita, mas também espécies que podem ter sido alvos de pescarias importantes, mas agora estão esgotados ou são alvos de pescas emergentes. Outras espécies também podem ser incluídas devido à sua importância na estrutura ou função ecológica (EDF, 2013).
- **Passo 3:** identificar indicadores apropriados da dinâmica do estoque e das características de pesca para cada espécie. Podem ser uma combinação de indicadores sem modelo (MCDONALD et al., 2017) ou baseados em modelo (FITZGERALD, DELANTY; SHEPHARD, 2018; SHEPHARD et al., 2020). Quando possível, múltiplos indicadores devem ser considerados (FITZGERALD, DELANTY; SHEPHARD, 2018), idealmente de fontes de dados independentes, a fim de obter uma compreensão mais detalhada da pescaria e mitigar a incerteza potencial associada a qualquer modelo ou tipo de dados

único. Ao utilizar vários indicadores, combinações de medidas de desempenho relativo podem ser usadas para obter uma interpretação da situação do estoque (PRINCE et al., 2011). Outras estruturas de apoio à decisão são conhecidas, e também incorporam vários indicadores, incluindo a abordagem de semáforo (CADDY et al., 2005) e árvore de decisão hierárquica (PRINCE et al., 2011; SHEPHARD et al., 2019).

➤ **Passo 4:** identificar pontos de referência alvo e limite para indicadores. Um Ponto de Referência Alvo (PRA) é um valor numérico (ou faixa de valores) que corresponde a uma condição desejável; a gestão deve ser orientada para atingir ou manter essa meta. Um Ponto de Referência Limite (PRL) é um valor numérico que especifica uma condição na qual a pescaria está operando além de uma medida de risco aceitável (por exemplo, sobrepesca excessiva), e uma ação de gerenciamento deve ser tomada para melhorar o desempenho da pesca ou os níveis populacionais (EDF, 2013). Estudos na literatura identificaram pontos de referência apropriados para certas espécies, regiões e circunstâncias em avaliações baseadas em modelos, com base em relações por recrutamento ou estimativa de Rendimento Máximo Sustentável (RMS), por exemplo, PR-Alvo de TPD = 30-40% ou mortalidade por Pesca, $F = 0,75 * M$ para algumas espécies (WALTERS; MARTELL, 2004; ZHOU; YIN, THORSON, 2012).

Diante do exposto, avaliar o status da pesca e estabelecer metas sustentáveis pode subsidiar ações de gerenciamento pesqueiro, bem como auxiliar populações ribeirinhas em regiões que passaram por profundas transformações na atividade pesqueira devido a intensa exploração e/ou implantação de grandes empreendimentos.

Referências

APEL, A.M.; FUJITA, R.; KARR, K. **Science-Based Management of Data-Limited Fisheries: A Supplement to the Catch Share Design Manual**. Environmental Defense Fund, 2013.

AULT, Jerald. S. et al. Length-based assessment of sustainability benchmarks for coral reef fishes in Puerto Rico. **Environmental Conservation**. v. 35. n. 3. p. 221–231. 2008.

BABCOCK, E.A., COLEMAN, R., KARNAUSKAS, M., GIBSON, J., 2013. Length-based indicators of fishery and ecosystem status: glover's Reef Marine Reserve. Belize. **Fisheries Research**. 147, 434–445. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.03.011>

BABCOCK, E.A., TEWFIK, A., BURNS-PEREZ, V. Fish community and single-species indicators provide evidence of unsustainable practices in a multi-gear reef fishery. **Fisheries Research**. 208, 70–85, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.07.003>.

BAIGÚN, C.; MINOTTI, P.; OLDANI, N. Assessment of sábalo (*Prochilodus lineatus*) fisheries in the lower Paraná River basin (Argentina) based on hydrological, biological, and fishery indicators. **Neotropical Ichthyology**, 11(1): 199–210, 2013.

BARTLEY, Devin M., et al. Commercial Inland Capture Fisheries. **Freshwater Fisheries Ecology**, organizado por John F. Craig, John Wiley & Sons, Ltd, 2015, p. 438–48. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1002/9781118394380.ch35>.

BARTHEM, R; GOULDING, M. **Um Ecossistema Inesperado: a Amazônia revelada pela pesca**. Lima, Peru: Amazon Conservation Association; Sociedade Civil Mamirauá, 241 p, 2007.

BATISTA, V.S.; ISAAC, V.J.; FABRÉ, N.N.; GONZALEZ, J.C.A. **Principais Recursos Pesqueiros: Variações Espaço- Temporais e Relações com o Ambiente** In: BATISTA, V.S. ISAAC, V.J.; (Orgs.), Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada. Brasília: IBAMA/MMA. p. 135-170, 2012.

BÉNÉ, Christophe; MACFADYEN, Graeme; ALLISON, Edward Hugh. **Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security**. Food & Agriculture Org., 2007.

BEVERTON, R.J.H.; HOLT, S.J. **On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations** Ser. 2. Vol. 19. U.K. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, 1957.

BRASIL. Lei Nº 9.984, de 17 de julho DE 2000. Brasília: **Diário Oficial da União**, 2000

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.

COOKE, Steven J. et al. On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten. **Ambio**, v. 45, n. 7, p. 753-764, 2016.

COPE, J. M.; PUNT, A. E. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science**, 1, 169-186, 2009.

CHUENPAGDEE, Ratana; JENTOFT, Svein. Transdisciplinarity for small-scale fisheries governance. **Analysis and practice. Cham: Springer Nature**, 2019.

COSTELLO, C, OVANDO, D, HILBORN, R GAINES, S.D, Deschenes, O, Lester, S.E. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science* 338(6106):517–520, 2012.

CRUZ, R. E. A. et al. Trends and environmental drivers of giant catfish catch in the lower Amazon River. **Marine and Freshwater Research**, v. 72, n. 5, p. 647-657, 2020.

DIEGUES, A. C.; Arruda, R. S. V.; Silva, V. C. F.; Figols, F. A. B.; Andrade, D. **Os saberes tradicionais e a biodiversidade no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos

Hídricos e da Amazônia Legal. Núcleo de Pesquisas sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras - NUPAUB. São Paulo: Universidade de São Paulo – USP, 2000.

DORIA, Carolina Rodrigues da Costa; LIMA, Maria Alice Leite; ANGELINI, Ronaldo. Ecosystem indicators of a small-scale fisheries with limited data in Madeira River (Brazil). 2018.

DORIA, Carolina R. C., Fabrice DUPONCHELLE, Maria Alice L. Lima, Aurea Garcia, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Claudia Coca Méndez, Michael Fabiano CATARINO, Carlos Edwar de Carvalho FREITAS, Blanca Vega, Guido Miranda-Chumacero & Paul A. Van Damme. Review of Fisheries Resource Use and Status in the Madeira River Basin (Brazil, Bolivia, and Peru) Before Hydroelectric Dam Completion. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, 2018.

DORIA, C. R. C.; LIMA, M. A. L.; BRASIL DE SOUZA, S. T.; NETO, L. F. M. A pesca artesanal comercial e de subsistência na bacia do rio Madeira, porção Brasileira. In: DORIA, C. R. C; LIMA, M. A.A L. (Org.). **Rio Madeira: Seus peixes e Sua pesca**. 1ed. Porto Velho, v. 1, p. 33-50, 2015.

DORIA, C. R.C.; RUFFINO, M. L.; HIJAZI, N. C.; CRUZ, R. L. A Pesca comercial na bacia do Rio Madeira, estado de Rondônia, Brasil. **Acta Amazonica**, vol. 42(1): 29-40, 2012.

DOWLING N.A., J.R. WILSON, M.B. RUDD, E.A. BABCOCK, M. CAILLAUX, J. COPE, D. DOUGHERTY, R. FUJITA, T. GEDAMKE, M. GLEASON, N. GUTIERREZ, A. HORDYK, G.W. MAINA, P.J. MOUS, D. OVANDO, A.M. PARMA, J. PRINCE, C. REVENGA, J. Rude, C. Szuwalski, S. Valencia, S. Victor, FishPath: a Decision Support System for **Assessing and Managing Data- and Capacity-Limited Fisheries**, In: T.J. Quinn, IJ.L. Armstrong, M.R. Baker, J. Heifetz, D. Witherell (Eds.), *Assessing and Managing Data-Limited Fish Stocks*, University of Alaska Fairbanks, Alaska Sea Grant, 2016.

Environmental Defense Fund, FISHE - Framework for Integrated Stock and Habitat Evaluation. (<http://fishe.edf.org/>), (Acessado em 16.11.19), 2013.

FABRÉ, N.; CASTELLO, L.; ISAAC, V.J.; BATISTA, V. S. Fishing and Drought Effects on Fish Assemblages of the Central Amazon Basin. **Fisheries Research**, 188(1): 157–165, 2017

FAO. 2010. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome. 197 pp. (also available at www.fao.org/3/a-i1820e.pdf)

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

FILOUS, Alexander; LENNOX, Robert J.; CLUA, Eric E. G.; COOKE, Steven J.; DANYLCHUK, Andy J. Length-Based Assessment of an Artisanal Albulid Fishery in the South Pacific: a Data-Limited Approach for Management and Conservation. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 11:519–534, 2019 <https://doi.org/10.1002/mcf2.10097>

FITZGERALD, C. J., DELANTY, K., and SHEPHARD, S. 2018. Inland fish stock assessment: Applying data-poor methods from marine systems. **Fisheries Management and Ecology**, 25: 240-252.

FROESE, R.; BINOHLAN, C. 2003. Simple methods to obtain preliminary growth estimates for fishes. **Journal Applied Ichthyology**. 19(6):376-379.

FROESE, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. **Fish and Fisheries** 5, 86–91.

GOODYEAR, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In: S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard, eds. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 120: 67–82.

HAUSER, M.; DORIA, C.R.C.; SANTOS, R.V.; GARCÍA-VASQUEZ, A.; POUILLY, M.; PÉCHEYRAN, C.; PONZEVEVA, E.; TORRENTE-VILARA, G.; BÉRAIL, S.; PANFILI, J.; DARNAUDE, A.; RENNO, J.F.; GARCÍA-DÁVILA, C.; NUÑEZ, J.; FERRATON, F.; VARGAS, G.; DUPONCHELLE, F. Shedding light on the migratory patterns of the Amazonian goliath catfish, *Brachyplatystoma platynemum*, using otolith ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr analyses. **Aquatic Conservation**, v. 29, n. 3, p. 397-408, 2019. <https://doi.org/10.1002/aqc.3046>

HALLWASS, Gustavo et al. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. **Ecological Applications**, v. 23, n. 2, p. 392-407, 2013.

HONEY, Kristen T.; MOXLEY, Jerry H.; FUJITA, Rod M. From rags to fishes: data-poor methods for fishery managers. **Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models & Solutions**, v. 1, n. 978, p. 159-184, 2010.

HUTCHINGS, L. et al. Marine fisheries monitoring programmes in South Africa. **South African Journal of Science**, v. 105, n. 5, p. 182-192, 2009.

International Council for the Exploration of the Sea (ICES). 2015. Report of the Fifth Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies Based on Life-history Traits, Exploitation Characteristics and Other Relevant Parameters for Data-limited Stocks (WKLIFE V). 5–9 October 2015, Lisbon, Portugal. ICES CM 2015/ACOM: 56. 157 pp.

KINDONG, R., ZHU, J., WU, F. et al., Evaluation of management procedures for a length-frequency data-limited fishery. **Environmental Science Pollut Res** 26, 15894–15904 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04521-7>

LI, Dengqiu et al. Examining water area changes accompanying dam construction in the Madeira River in the Brazilian Amazon. **Water**, v. 12, n. 7, p. 1921, 2020.

LITTLE L.R., et al., Development and evaluation of a cpue-based harvest control rule for the southern and eastern scalefish and shark fishery of Australia, ICES J. Mar. Sci. 68 (2011) 1699–1705

NEWMAN, D., CARRUTHERS, T.R., MACCALL, A., PORCH, C., SUATONI, L. 2014. Improving the Science and Management of Data-Limited Fisheries: An Evaluation of Current Methods and Recommended Approaches, Natural Resources Defense Council.

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

SANT'ANNA, Igor Rechetnicow Alves et al. Fishing production of *Pinirampus pirinampu* and *Brachyplatystoma platynemum* catfish has been affected by large dams of the madeira river (brazilian Amazon). *Boletim do Instituto de Pesca*, [S.l.], v. 46, n. 2, oct. 2020a. DOI: <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2020.46.2.581>.

SANT'ANNA, I. R. A. SIMÃO, M. O. A. SILVA, L. M. L. SANTOS, R. S. DORIA, C. R. C. As pescarias tradicionais da Cachoeira do Teotônio, rio Madeira, Porto Velho, RO. In: DORIA, C. R. C; LIMA, M. A. A. L. (Org.). **Rio Madeira: Seus peixes e Sua pesca**. Porto Velho: EDUFRO, 2015. Co-edição: RiMa Editora, 2015

SAGARESE, S. R. et al. (2018). Working Towards a Framework for Stock Evaluations in Data-Limited Fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 38, n. 3, p. 507–537. doi.org/10.1002/nafm.10047

SHEPHARD, S. et al. Length-Based Indicators and Reference Points for Assessing Data-Poor Stocks Of Diadromous Trout *Salmo Trutta*. *Fisheries Research*, v. 199, p. 36-43. 2018. doi.org/10.1016/j.fishres.2017.11.024

SHEPHARD, S., Valbo-Jorgensen, J., Abadía, J., Baigún, C., Doria, C.R.C., Fabré, N.N., Isaac, V.J., Ngor, P.B., Ruffino, M.L. and Funge-Smith, S.J. **Size-based assessment of data-limited inland fish stocks – Review and applications**. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No.1214. Rome, FAO. 2020. <https://doi.org/10.4060/cb1594en>

Van ZWIETEN, P.A.M, Banda, M. & Kolding, J. 2011. Selecting indicators to assess the fisheries of Lake Malawi and Lake Malombe: Knowledge base and evaluative capacity. *Journal of Great Lakes Research*, 37(1): 26–44 [online]. [Cited 11 July 2020]. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.11.001>

WALTERS, C., S.J.D. Martell, Stock assessment needs for sustainable fisheries management, *Bull. Mar. Science*. 70 (2002) 629–638

WELCOMME, Robin L. et al. Inland capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 365, n. 1554, p. 2881-2896, 2010. ([doi:10.1098/rstb.2010.0168](https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0168)).

ZHOU, S. S. Yin, J.T. Thorson, A.D.M. Smith, M. Fuller. Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 69, n. 8, p. 1292-1301, 2012.

2. Indicadores ecossistêmicos para avaliar a sustentabilidade da pesca artesanal multiespecífica frente às mudanças ambientais na bacia amazônica

2.1. Introdução

A região da bacia amazônica é reconhecida por sua grande rede de rios tributários e várzeas que ocupa uma área de 7.000.000 km² (FERREIRA et al. 2013), e pela alta diversidade de peixes, compreendida em cerca de 2.406 espécies, que representam 15% dos peixes de água doce descritos no planeta (JÉZÉQUEL et al. 2020). Esta riqueza, justifica a importância e sucesso da pesca na região (LOWE-MCCONELL, 1999; FLUET-CHOUINARD et al. 2018; DUPONCHELLE et al., 2021). Estima-se que a pesca amazônica movimentava cerca de 2 bilhões de reais (DUPONCHELLE et al. 2021) com cerca de 48.200 pescadores comerciais e 111.800 pescadores de subsistência que operam na pesca do canal principal do rio Amazonas, gerando cerca de 200.000 empregos diretos na Amazônia e mais de 1.000.000 de empregos indiretos (FAO, 2000; ALMEIDA et al., 2010).

Apesar de sua importância, desde 1970, a atividade pesqueira na região, principalmente a pesca artesanal de pequena escala, praticada por populações tradicionais, vem enfrentando sérios problemas decorrentes de ações antrópicas e climáticas (WINEMILLER et al., 2016; CRUZ et al., 2020). Dentre estas atividades impactantes destaca-se a construção de barragens em grandes rios que promove diversas mudanças estruturais e funcionais nos ecossistemas aquáticos (FEARNSIDE, 2015). Alterações dos pulsos de inundação, bloqueios à migração de peixes, redução dos níveis de oxigênio acima e abaixo das barragens e retenção de sedimentos estão entre as principais mudanças identificadas e associadas à construção de barragens (FREITAS et al., 2012, FREITAS et al., 2013). Além disso, a construção de grandes e pequenas centrais hidrelétricas ameaçam a regularidade do regime hidrológico induzindo a perda de habitats essenciais para alimentação, desova, crescimento e refúgio de peixes, afetando de modo geral a conservação da biodiversidade aquática (de MERONA et al., 2001; FEARNSIDE, 2014; CASTELLO; MACEDO, 2015).

A identificação de indicadores ambientais de ecossistemas é uma importante ferramenta de gestão que permite entender os padrões observados de estrutura e funcionamento dos ecossistemas ao longo do tempo, de identificar impactos, bem como fazer previsões futuras (LI et al., 2020). No setor pesqueiro, os indicadores podem incluir índices baseados em quilogramas de desembarque (peso médio de um indivíduo e abundância) e

comprimento da espécie, bem como indicadores de dinâmica trófica e eficiência de transferência de energia através das teias alimentares (LIBRALATO et al. 2008; BLANCHARD et al. 2010; FABRÉ et al. 2017; LIMA et al. 2020). Dentre os indicadores de dinâmica trófica, o Nível Trófico (NT) permite avaliar as mudanças na estrutura da teia alimentar (PAULY et al. 1998; LIRA; FRÉDOU; LOC'H, 2021), podendo ser utilizado como índice de sustentabilidade (CURY et al., 2005; COLLIE et al., 2016; PHILIPPSEN et al., 2018). O indicador Pesca-em-equilíbrio (PeE, *Fish-in-Balance* - FiB) permite avaliar se a atividade pesqueira é ecologicamente equilibrada (PAULY; CHISTENSEN, 1995; PAULY; CHISTENSEN; WALTERS, 2000). Da mesma forma, a análise das interações tróficas na teia alimentar quantifica a perda na produção e fornece a base para a definição do índice L, que considera as propriedades do ecossistema (como produção primária e secundária) e características da atividade pesqueira (PAULY; CHISTENSEN; WALTERS, 2000, LIBRALATO et al. al. 2008).

O presente estudo avaliou se os indicadores ecossistêmicos responderam às mudanças nos desembarques de peixes frente a mudanças ambientais provocadas por ações antrópicas e não-antrópicas. Também identificamos quais indicadores podem detectar melhor as mudanças e fazemos recomendações sobre como usar tais indicadores para melhor gerenciar a pescarias de pequena escala continentais.

Materiais e métodos

Área de estudo

A bacia do rio Madeira foi selecionada como estudo de caso para investigar a questão proposta. O rio Madeira é o principal da bacia, maior afluente do rio Amazonas em termos de área de drenagem, vazão e descarga de sedimentos, possui 1,4 milhão de km² passando pelo Brasil, Bolívia e Peru (LATRUBESSE; STEVAUX; SINHA, 2005), Além de deter a maior diversidade de peixes inventariada do mundo, com 1.057 espécies de peixes (OHARA et al., 2015).

A atividade pesqueira desenvolvida na região é realizada ao longo do rio Madeira, em comunidades ribeirinhas e distritos do município de Porto Velho, Rondônia, até Humaitá no Amazonas (Figura 2), tem característica pesca artesanal de pequena escala constituída por apresentar viagens curtas isoladas, uso de artes de pesca simples, baixa renda da pesca com muitas artes e foco entorno de 10 espécies predominantes (DORIA et al., 2012; DORIA; LIMA; MACHADO-NETO, 2015).

Esta região foi influenciada pela construção de duas grandes barragens a Usina hidrelétrica de Santo Antônio, situada a 7 km a montante da cidade de Porto Velho (construída de 2008 a 2011 e a barragem de Jirau construída na Cachoeira do Caldeirão do Inferno, terminada em 2012, e localizada a 100 km a montante de Porto Velho (DORIA; LIMA; NETO, 2015; SANTOS et al. 2018).

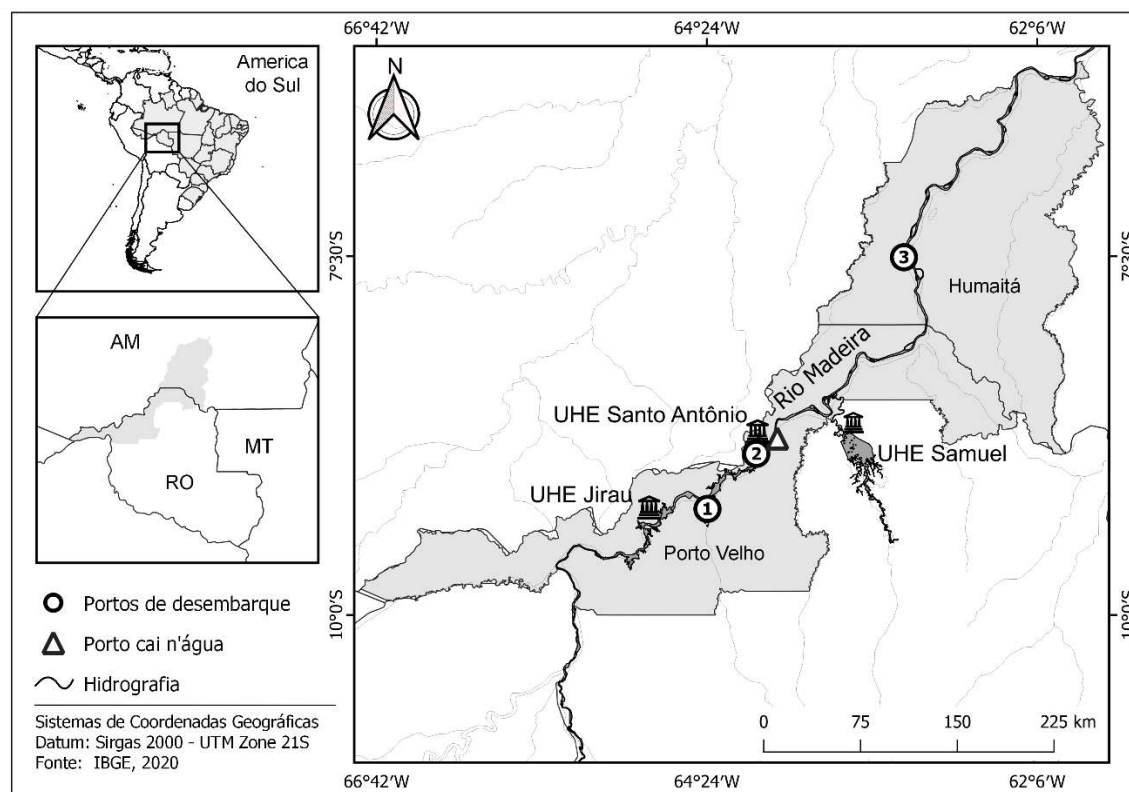


Figura 2. Área geográfica pesqueira dos municípios na região do rio Madeira em Rondônia, Brasil. Os números indicam os portos onde o pescado é desembarcado: 1 – Jaci-Paraná, 2 – Vila Teotônio e 3 – Humaitá, antes de chegar ao Porto Cai n'água no centro de Porto Velho – RO.

Antes da construção das hidrelétricas, cerca de 1.202 pescadores trabalhavam na região entre Guajará-Mirim e Humaitá (DORIA; LIMA; NETO, 2015). A frota pesqueira era composta principalmente por pequenas canoas de madeira não-motorizadas e motorizadas com comprimento médio de seis metros utilizadas para pesca e transporte de pescado, e capacidade de armazenamento de 250 a 600 kg, respectivamente. A utilização de barcos motorizados (tamanho médio de $9 \text{ m} \pm 2,3 \text{ m}$) com maior capacidade de armazenamento (média de 2.500 kg) foi diminuindo, até não aparecerem no registro a partir de 2005 (DORIA et al. 2018a).

Coleta de dados

Os registros de desembarque foram obtidos concomitantemente de diferentes fontes para preencher as lacunas existentes na pesca, e devido aos dados limitados na região de estudo, composta pelas seguintes informações: I) registros diários de desembarque mantidos pela Colônia Pesqueira Z-1 com base nas declarações dos pescadores (período de 2000 a 2019); II) informações obtidas por meio do questionário de registro de desembarque pesqueiro fornecido pela autoridade fiscalizadora de 2009 a 2019 e III) levantamento bibliográfico e documental público de dados ambientais e ações antrópicas em Porto Velho.

O principal porto de desembarque da região fica em Porto Velho, capital do estado de Rondônia, e é conhecido como Cai n'água, é de responsabilidade da Colônia Z-1. O registro diário dos desembarques pesqueiros (categorias de espécies, peso total desembarcado em quilogramas) foi repassado ao nosso grupo do Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia (LIP/UNIR). Os dados do questionário fornecido pela autoridade fiscalizadora foram organizados em planilhas para cálculo da Captura Por Unidade de Esforço (CPUE) e análise estatística. A CPUE expressa como a biomassa capturada para cada unidade de esforço aplicada ao estoque, é o índice mais tradicional de abundância do estoque de peixes (HILBORN; WALTERS, 1992).

Os dados ambientais e ações antrópicas foram extraídos de documentos oficiais e registros e estaduais e nacionais ao longo do período de estudo (Tabela 4) para correlacioná-los com a variação dos desembarques e índices de sustentabilidade.

Tabela 4. Dados ambientais e ações antrópicas com potencial de afetar os desembarques pesqueiros ocorridos no período de 2000 a 2019, no município de Porto Velho, Rondônia, Brasil.

Fenômenos ambientais e de antropização	Período	Fonte
Construção de Hidrelétricas	Finalizadas em 2012	SANTOS et al. 2018; LIMA et al. 2020;
Precipitação média (mm)	2000 – 2019	HYDROWEB, 2021; SEDAM, 2021;
Nível hidrológico anual médio (cm)	2000 – 2019	HYDROWEB, 2021
Alertas sobre o Nível hidrológico máximo e mínimo do rio Madeira	2014, 2018, 2019	RONDÔNIA, 2017; 2018; 2019
Desmatamento médio na área geográfica de Porto Velho (km ²)*	2008-2019	TERRABRASILIS, 2021
Cobertura florestal média na área geográfica de Porto Velho (km ²)*	2000 – 2019	Mapa Biomas, 2021
Ocorrência de El Niño e La Niña	2000, 2003, 2007, 2008, 2010, 2011, 2016 e 2018	BRASIL, 2021

* Foram utilizados dados apenas do município de Porto velho visando o análise dos efeitos no rio Madeira dentro do estado de Rondônia.

Análise de dados

Os dados de desembarque de pescado foram agregados para análise estatística e estimativa dos desembarques médios por mês e ano. A captura por unidade de esforço (CPUE) foi obtida a partir dos questionários de acordo com a fórmula: captura em kg/nº de pescadores*nº de dias, então foi estimada a média por mês de 2009 a 2019. Após aplicação dos testes de Shapiro-Wilks e Levene, observou-se que os dados mensais de produção (kg) e CPUE não apresentaram distribuição normal e homoscedasticidade (FÁVERO, BELFIOR, 2017). Para tanto, foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para detectar as diferenças na mediana, intervalo interquartil e distribuição dos registros entre os meses. Adicionalmente, foi aplicado o teste *post-hoc* de Dunn com o método de ajuste do valor *p* de *Bonferroni* para visualizar quais registros apresentavam diferenças entre eles. As análises foram realizadas no programa estatístico R (R Development Core Team, 2021).

A frequência relativa foi estimada por categoria de espécie, quando necessário, pois os pescadores atribuem nomes comuns a várias espécies. Assim, a produção das categorias e espécies estimadas foram aquelas que representaram pelo menos 2% do peso total capturado no ano e foram consideradas as principais categorias. Para observar alterações na produção pesqueira no período estudado, na análise da produção pesqueira total e específica, os registros foram agrupados nos seguintes intervalos de cinco anos: 2000-2004, 2005-2009, 2010-2014 e 2015-2019 (de acordo com Doria et al. 2018).

O hábito alimentar e o nível trófico das principais espécies foram estimados com base em estudos na região (DORIA *et al.* 2018; CELLA-RIBEIRO et al., 2016) e na plataforma Fish Base (FROESE; PAULY, 2019). O primeiro indicador de ecossistema estimado foi o Nível Trófico anual (NT) que reflete uma média ponderada do NT das espécies nas capturas (conforme utilizado em Doria *et al.*, 2018), ou seja, o NT médio varia ao longo dos anos de estudo de tal forma que na avaliação ecossistêmica da pesca a funcionalidade da espécie é mais relevante do que a própria espécie. Para a análise da dinâmica dos níveis tróficos, as espécies foram agrupadas em cinco categorias tróficas: 2,0 a 2,49; 2,5 a 2,99; 3,0 a 3,39; 3,4 a 3,99 e 4,0 a 4,5, que correspondem a espécies das categorias tróficas de peixes detritívoros, herbívoros, onívoros, carnívoros e piscívoros.

Calculou-se o índice de Pesca-em-Equilíbrio (PeE) (PAULY; CHISTENSEN; WALTERS, 2000) para avaliar a eficiência do sistema de pesca, por meio das capturas ao longo do período de estudo usando a Equação (1):

Equação 1

$$FiBk = \log(Yk(1/TE)^{TLk}) - \log(Y0(1/TE)^{TL0})$$

Onde k = Ano dos registros (0 = ano base), Y = captura (toneladas), TL = nível trófico médio do pescado capturado calculado TE = eficiência de transferência entre níveis tróficos, definida em 0,078 antes do término da construção da barragem (antes de 2012) e 0,048, a partir de 2012, para este trecho do rio Madeira (LIMA et al., 2020).

A perda teórica na produção secundária devido à exploração foi quantificada pelo cálculo do índice L (LIBRALATO et al., 2008). Neste índice, as propriedades do ecossistema foram expressas em função da Produção Primária Requerida – PPR para suportar a captura de cada espécie, o Nível Trófico (NT) da espécie, a produção primária da cadeia básica (P1) e a taxa de eficiência de transferência de energia (TE) de fluxos tróficos no ecossistema conforme a Equação 2:

Equação 2

$$\sum_i^m (PPR_i \cdot TE^{TL_i-1}) \cong - PPR \cdot TE^{TL_c-1} / P1 \cdot Ln \cdot TE$$

Os valores de P1, PPR_i e TE utilizados foram de um modelo de cadeia alimentar do trecho médio do rio Madeira (LIMA et al. 2020). Devido ao TE apresentar valores diferentes, o índice L foi apresentado em dois gráficos, dez anos antes da construção da primeira barragem (de 2000 a 2009) e dez anos depois (2010 a 2019). Em uma pesca sustentável, os valores de referência para o índice L devem variar de L = 0,007 a 0,021 (LIBRALATO et al. 2008). A probabilidade de pesca sustentável (*Psust*) foi estimada usando a Equação 3:

Equação 3

$$Psust = \sum_i^m L * 1 / (0,18 + 1)$$

O valor resultante foi comparado com o valor médio do índice L (LIBRALATO et al., 2008).

Por meio de uma matriz de correlação observou-se quais parâmetros foram significativos em relação à produção pesqueira e ao indicador PeE para selecionar quais seriam utilizados no modelo linear misto e no modelo linear generalizado. A produção anual (t) de 2000 a 2019 foi colocada como variável resposta comparada aos registros de nível hidrológico (cm), pluviosidade (mm), cobertura florestal na área geográfica de Porto Velho (km²), desmatamento da área geográfica de Porto Velho (km²), esforço de pesca (dias*nº pescadores) e anos de ocorrência de El Niño e La Niña para ver quais fenômenos tinham

correlação significativa com a produção, além da instalação de barragens no rio Madeira, o mesmo foi feito com os registros de PeE anual. Essas análises, também foram realizadas no programa estatístico R (R Development Core Team, 2022).

2.2. Resultados

A maior produção pesqueira desembarcada ocorreu em 2008, em que se atingiu o valor de 1.425,7 toneladas (t). Por outro lado, a menor produção desembarcada foi de 76,8 t, em 2014 (Figura 3). A produção pesqueira média anual nos quatro intervalos de cinco anos foi de 465,8 t ($\pm 318,9$) (Figura 3), com variação significativa entre os quatro intervalos (Kruskal-Wallis, $X^2 = 26,44$; $df = 3$; $p > 0,001$). O teste de Dunn mostrou que a produção pesqueira no período 2000-2004 (mediana = 13,59; interquartil = 58,91) apresentou diferença significativa para o período 2005-2009 (mediana = 45,90; interquartil = 99,39), e esta apresentou diferença para o período 2015-2019 (mediana = 7,84; interquartil = 20,84).

A CPUE apresentou maior valor em 2004 de 35,2 kg/pescador*dia e menor valor em 2017 de 12,82 kg/pescador*dia, sendo o valor médio de 19,77 ($\pm 5,7$). Os valores anuais de CPUE apresentaram diferença estatisticamente significativa entre os anos (Kruskal - Wallis, $X^2 = 59,793$; $df = 10$; $p > 0,001$), e o teste de Dunn mostrou que os valores estimados antes da construção das barragens de Santo Antônio e Jirau (2004, 2009, 2010 e 2011, e a mediana = 25,4; 23,9; 22,6, respectivamente) diferem dos valores estimados para os anos de 2016, 2017, 2018 e 2019 (mediana = 14,4; 12,9; 12,5 e 11,2, respectivamente), após a conclusão das barragens.

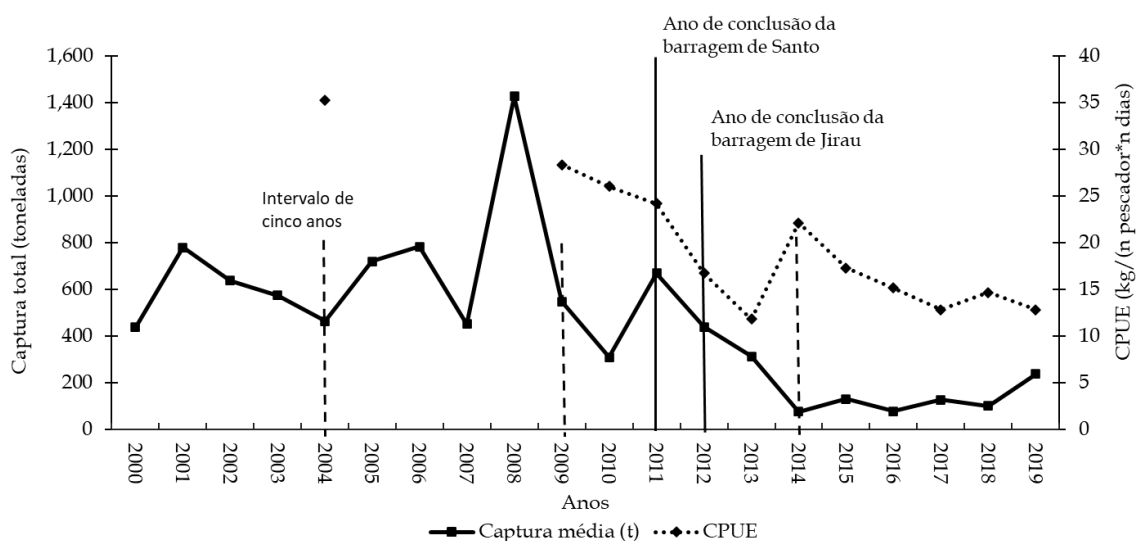


Figura 3. Produção pesqueira anual desembarcada no porto de Cai n'água em Porto Velho (Rondônia, Brasil; fonte de dados: colônia de pescadores Z-1), CPUE de 2004 (DORIA et al. 2012); de 2009 a 2019 (fonte: IBAMA, 2020).

Foram identificadas 53 categorias de espécies desembarcadas no período de estudo. Destas, 20 categorias representaram 90% da produção, mas 16 tiveram pelo menos 2% de representatividade no período estudado (Tabela 5). No primeiro bloco de anos, de 2000-2004, as categorias com maior percentual na produção foram curimatã (*Prochilodus nigricans*), jaraqui (*Semaprochilodus* spp) e pacu (*Mylosoma* spp). Nos demais blocos, a categoria pacu apresentou maior produção, seguida de curimatã e dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) em 2005-2009, a categoria aracu (*Schizodon fasciatum*) obteve o terceiro maior percentual de produção nos seguintes intervalos: em 2010-2014 e em 2015-2019 (Tabela 5). O jaú (*Zungaro zungaro*) teve um aumento de dez vezes (0,33 a 3,09%) em seus registros de desembarque pesqueiro, e a categoria surubim/caparari (*Pseudoplatystoma* spp.) dobrou a produção no período de estudo.

Tabela 5. Produção pesqueira relativa (principais pescados desembarcados que apresentaram > 2% do total de desembarques, por pelo menos um ano) no porto Cai n'água em Porto Velho, em intervalos de 5 anos, principal categoria trófica, hábito migratório e nível trófico.

Ordem Família	Nome científico	Produção pesqueira (%)				Categoria trófica	Hábito migratório	Nível trófico
		2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019			
Characiformes Anastomidae	<i>Schizodon fasciatum</i> (Spix and Agassiz, 1829)	2,07	4,82	8,01	7,61	Herbívoro	MD	2,0
Curimatidae	<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878); <i>P. latior</i> (Spix and Agassiz, 1829)	3,26	2,16	5,18	5,69	Detritívoro	MD	2,0
Prochilodontidae	<i>Prochilodus nigricans</i> (Spix and Agassiz, 1829)	24,26	12,15	10,47	9,42	Detritívoro	MD	2,3
	<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821); <i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine, 1841)	10,84	8,66	7,74	4,81	Detritívoro	MD	2,0
Characidae	<i>Brycon amazonicus</i> (Spix e Agassiz, 1829)	5,78	5,82	4,44	7,40	Onívoro	MD	2,0
	<i>Triportheus sp.</i>	7,20	3,72	4,07	3,34	Onívoro	MD	2,7
	<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	2,19	0,55	1,91	0,41	Onívoro	MD	2,0
Serrasalmidae	<i>Myleus spp.</i> , <i>Mylossoma spp.</i>	14,18	12,21	11,54	15,57	Herbívoro	MD	2,0
Perciformes Cichlidae	<i>Heros spurius</i> ; <i>Geophagus megasema</i> ; <i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0,47	1,40	4,53	3,14	Onívoro	R	2,3
Siluriformes Pimelodidae	<i>Ciclha sp.</i>	1,66	3,91	5,16	4,04	Carnívoro	R	3,2
	<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix e Agassiz, 1829)	0,10	7,05	4,93	2,78	Carnívoro	MD	3,0
	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Castelnau, 1855)	8,24	8,98	2,68	7,54	Carnívoro	LD	3,2
	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819)	1,90	1,81	1,87	2,90	Carnívoro	LD	3,5
	<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)	0,33	1,15	1,90	3,09	Carnívoro	MD	3,4
	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1,46	1,34	1,79	1,83	Carnívoro	MD	3,4
	<i>Pseudoplatystoma spp.</i>	3,39	4,12	3,79	6,83	Carnívoro	MD	3,2

LD = Longa distância; MD = distância média; SD = Curta Distância; R = residentes; os números em negrito indicam a maior produção pesqueira percentual nos intervalos de cinco anos.

O nível trófico médio (NT) nos desembarques pesqueiros apresentou crescimento a partir de 2005, havendo variações ao longo do período ($2,55 \pm 0,2$; figura 4a) com tendência de estabilização a partir de 2016. O maior valor foi alcançado em 2010 e deveu-se ao aumento do desembarque de peixes carnívoros e piscívoros. Em 2013, uma grande produção de detritívoros foi responsável por levar a NT para 2,45 (Figura 4a) e, após a grande enchente de 2014, o percentual de peixes piscívoros foi maior do que nos anos que a antecederam. A partir de 2017, houve um aumento, ainda maior, de carnívoros e piscívoros. No ano, 2009 foi o único ano do período em que o desembarque de carnívoros e piscívoros foi superior às demais categorias tróficas (Figura 4b).

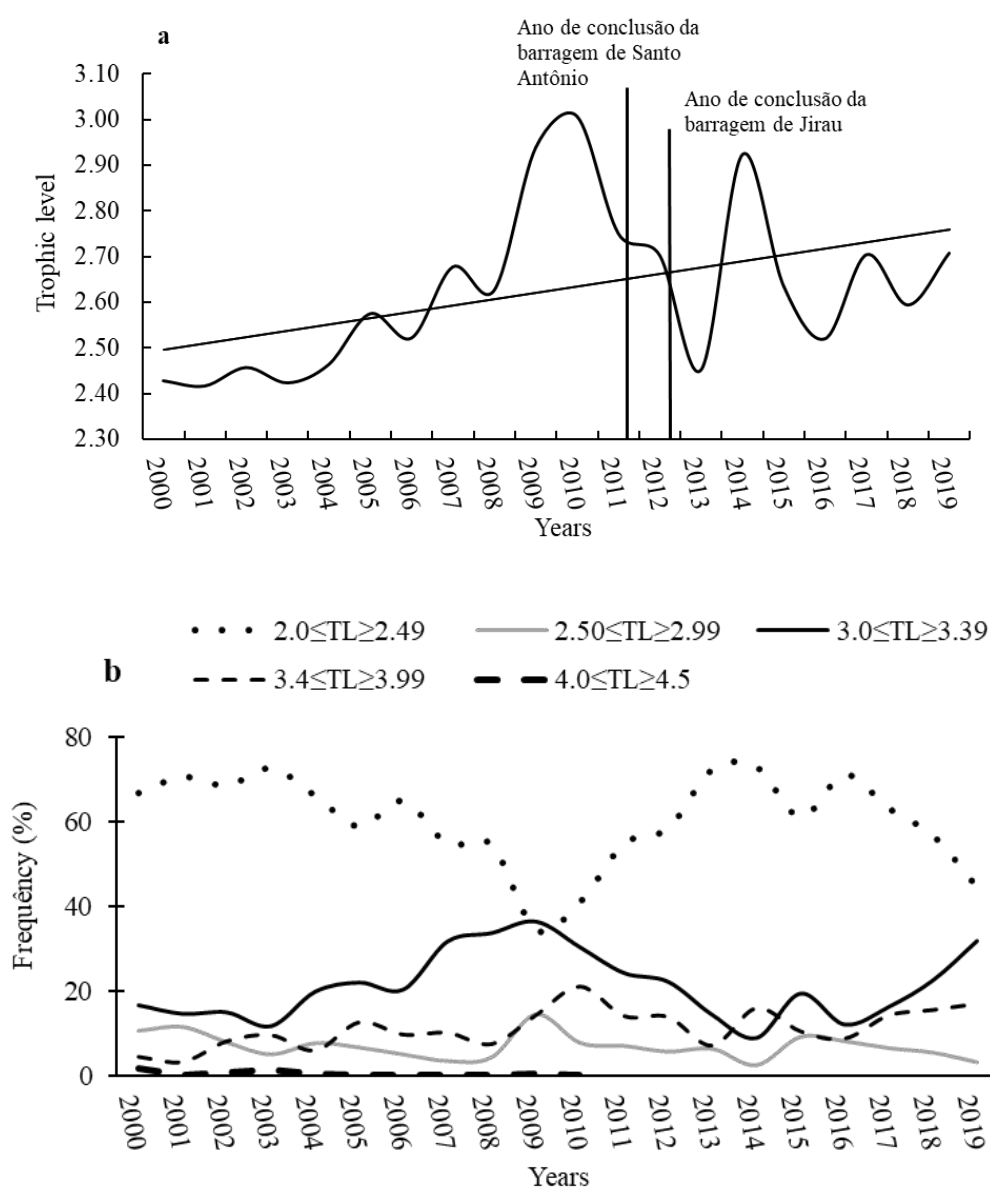


Figura 4. Média anual do nível trófico (TL) da captura (a) e da frequência (%) em quilogramas para TL variando de detritívoros a piscívoros: 2,0 a 2,49; 2,5 a 2,99; 3,0 a 3,39;

3,4 a 3,99 e 4,0 a 4,5 (b) de todos os níveis tróficos desembarcados no porto Cai n'água em Porto Velho (fonte de dados: colônia de pescadores Z-1).

O PeE apresentou tendência de aumento entre os anos de 2000 e 2009, quando então começa a declinar, e atingir um valor negativo (-0,044) em 2013 que se manteve até 2018. Em 2019, o PeE voltou a apresentar valor positivo (Figura 5); porém, com valor nove vezes menor que a média dos anos que apresentaram os maiores valores, de 2008 a 2012 ($0,57 \pm 0,1$).

A queda na produção desembarcada foi semelhante à apresentada pelo índice L, que após o represamento, e a diminuição do TE, apresentaram valores inferiores aos demais anos. Nos 10 anos anteriores à construção das barragens, até 2009, o índice teve valor médio de $0,03 \pm 0,013$ (Figura 6a), e o *Psust* foi de 80%. De 2010 a 2019, foram cinco anos (de 2014 a 2018) com valores inferiores a 0,007, e valor médio de $0,01 \pm 0,010$ (figura 6b), e o *Psust* foi de 90%.

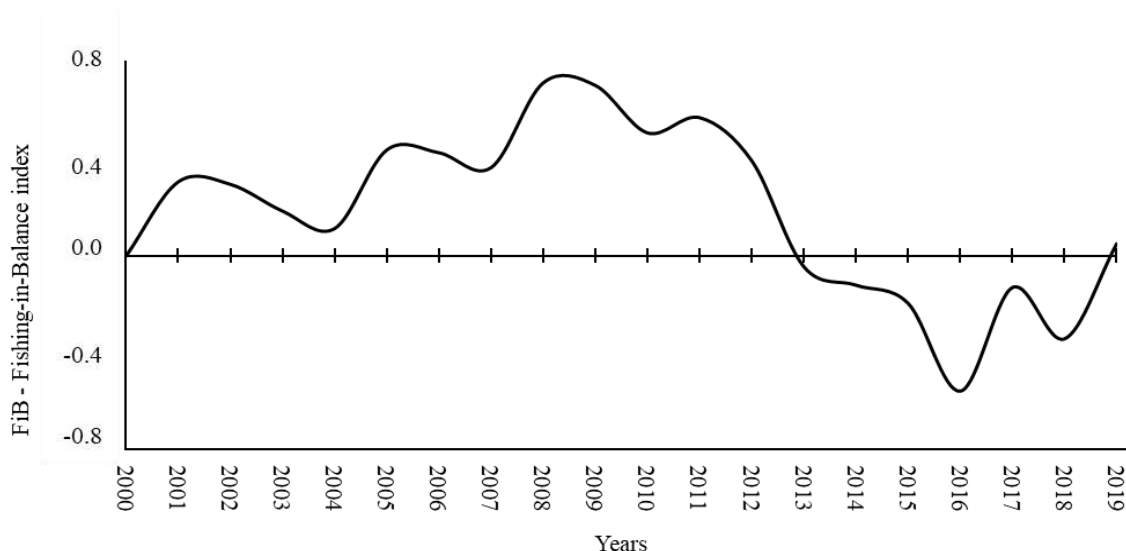


Figura 5. PeE estimado a partir das categorias e espécies desembarcadas no porto Cai n'água em Porto Velho, Rondônia, Brasil.

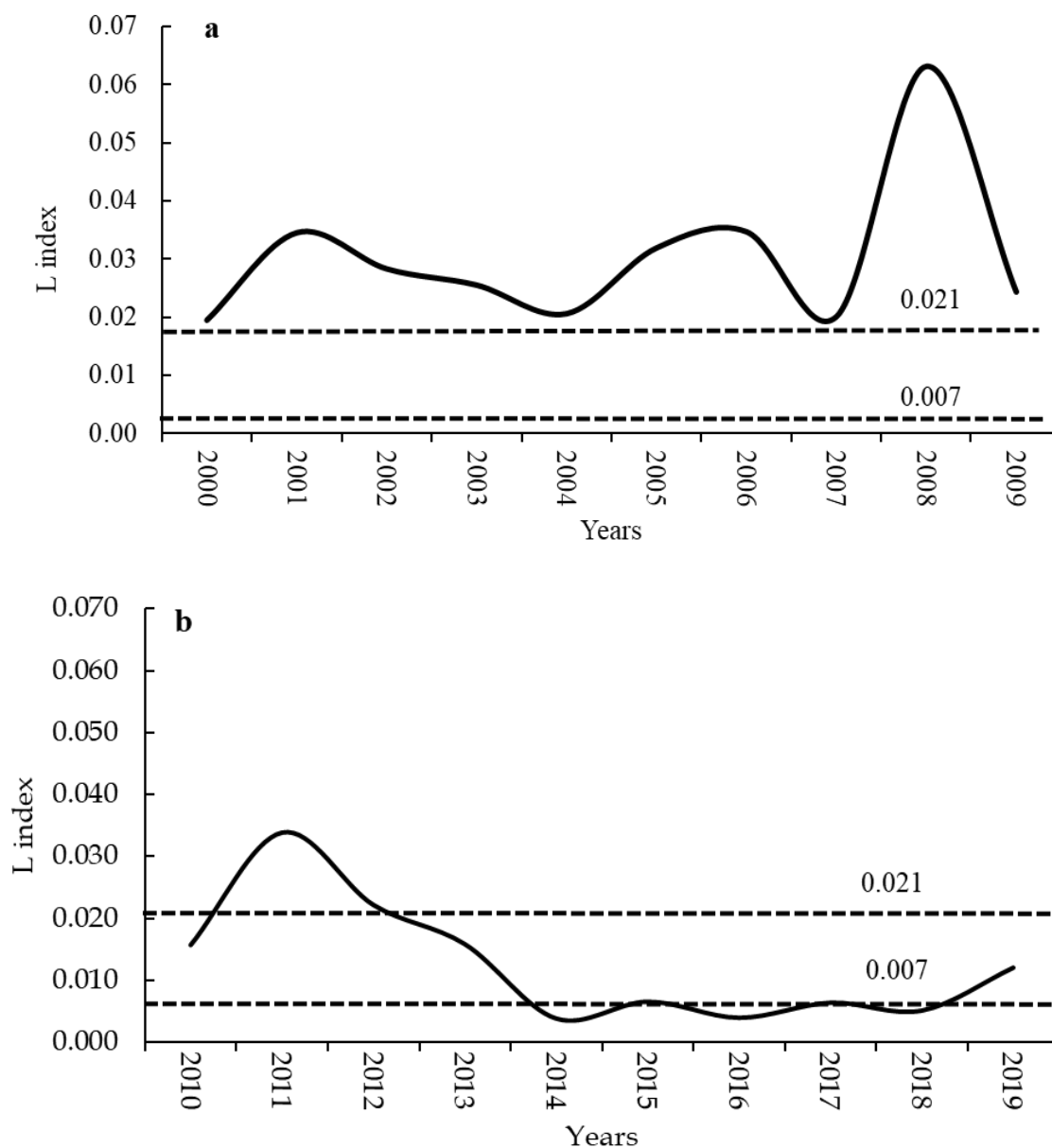


Figura 6. Índice L (função da produção primária requerida - PPR), (a) dez anos antes da construção das barragens (de 2000 a 2009) e (b) dez anos depois (2010 a 2019).

Através de uma matriz de correlação com os registros (Tabela 6) observou-se que os parâmetros significativos em relação à produção pesqueira e ao indicador PeE foram o nível hidrológico (NH), precipitação (Prec), cobertura florestal na área geográfica de Porto Velho (CF), esforço de pesca (Esforço) e a série de anos que ocorreram de El Niño ou La Niña.

Tabela 6. Dados utilizados na matriz de correlação para observar quais parâmetros significativos em relação à captura e ao indicador PeE.

Ano	Prod	PeE	NH	Prec	El nino	La nina	Barragem	CF	Esforço
2000	438,6	0,000	861	159,4	1	0	pré	2.946.397	
2001	779	3,039	971	193,9	0	0	pré	2.922.106	36.000
2002	638,3	2,937	905	142,7	0	0	pré	2.884.323	
2003	575,6	1,840	872	145,4	0	1	pré	2.825.161	
2004	464,3	1,127	873	146,1	0	0	pré	2.775.612	63.360
2005	719,8	4,350	787	146,8	0	0	pré	2.723.929	
2006	782,6	4,232	940	192,3	0	0	pré	2.670.843	38.400
2007	452,8	3,620	981	130,7	0	1	pré	2.623.105	
2008	1425,7	7,099	976	185,8	1	0	pré	2.611.954	
2009	548,6	6,991	995	219,0	0	0	pré	2.601.571	12.429
2010	311,1	5,044	844	158,5	0	1	pós	2.592.696	10.520
2011	669,8	0,567	902	233,2	1	0	pós	2,556,427	8.874
2012	439,1	3,898	950	224,4	0	0	pós	2.523.531	7.718
2013	314,2	-0,044	1.022	235,7	0	0	pós	2.510.375	7.514
2014	76,8	-1,197	1.204	218,3	0	0	pós	2.480.094	6.546
2015	130,8	-1,945	1.153	180,8	0	0	pós	2.449.727	20.102
2016	79,4	-5,539	839	180,1	0	1	pós	2.405.687	7.349
2017	127,3	-1,292	896	188,9	0	0	pós	2.366.995	6.804
2018	102,4	-3,395	1.003	184,6	1	0	pós	2.338.924	7.937
2019	239,2	0,051	1.005	208,6	0	0	pós	2.319.008	8.842

O modelo que mais se adequou aos dados com a produção pesqueira foi um modelo linear misto onde o efeito randômico das barragens influenciou 99,9% da Captura, o Nível hidrológico explica 78% da variação da captura (Tabela 7). O modelo que mais se adequou aos dados com o indicador PeE foi um modelo linear generalizado que explica 61% da variação do índice ao longo dos anos e a ausência das barragens foi significativo. Na série de dados em estudo a partir de 2000, ao separar 10 anos antes da construção da primeira barragem (2000-2009) e 10 anos depois (2010 a 2019) observou-se diversas transformações no ambiente (Figura 7).

Tabela 7. Resultados do Modelo Linear Misto (LMM) e Modelo Linear Generalizado (GLM) para a Captura e o indicador PeE, respectivamente. Os parâmetros analisados foram Esforço, nível hidrológico, Precipitação, Cobertura florestal e presença dos fenômenos La Niña e El Niño.

Preditores	Modelo Captura		
	Estimates	CI	<i>p</i>
(Intercepto)	-57,92	-186,29 – 70,45	0,279
Esforço	0,65	-0,50 – 1,79	0,192
nível hidrológico	-4,02	-7,99 – -0,06	0,048
Precipitação	4,06	-0,36 – 8,48	0,063

Cobertura florestal	4,32	-5,29 – 13,92	0,280
La Niña	-0,25	-1,72 – 1,22	0,665
Efeitos randômicos			
σ^2	0,17		
$\tau_{00 \text{ dam}}$	0,17		
$\tau_{11 \text{ dam, wl}}$	0,00		
$\rho_{01 \text{ dam}}$	-1,00		
N_{dam}	2		
Observações	14		
Marginal R² / Condicional R²	0,779 / -		
Modelo PeE			
Preditores	Estimates	CI	p
(Intercepto)	106,45	-124,73 – 337,63	0,367
Esforço	-0,49	-2,95 – 1,97	0,697
nível hidrológico	-19,03	-39,24 – 1,18	0,065
Precipitação	7,12	-3,98 – 18,22	0,209
Cobertura florestal	-0,59	-14,48 – 13,29	0,933
El Niño	-2,14	-4,73 – 0,44	0,105
La Niña	0,77	-2,46 – 4,00	0,639
Barragem (Antes)	2,02	0,02 – 4,02	0,048
N observações	9		

Valores em negrito indicam significância (<0,05)

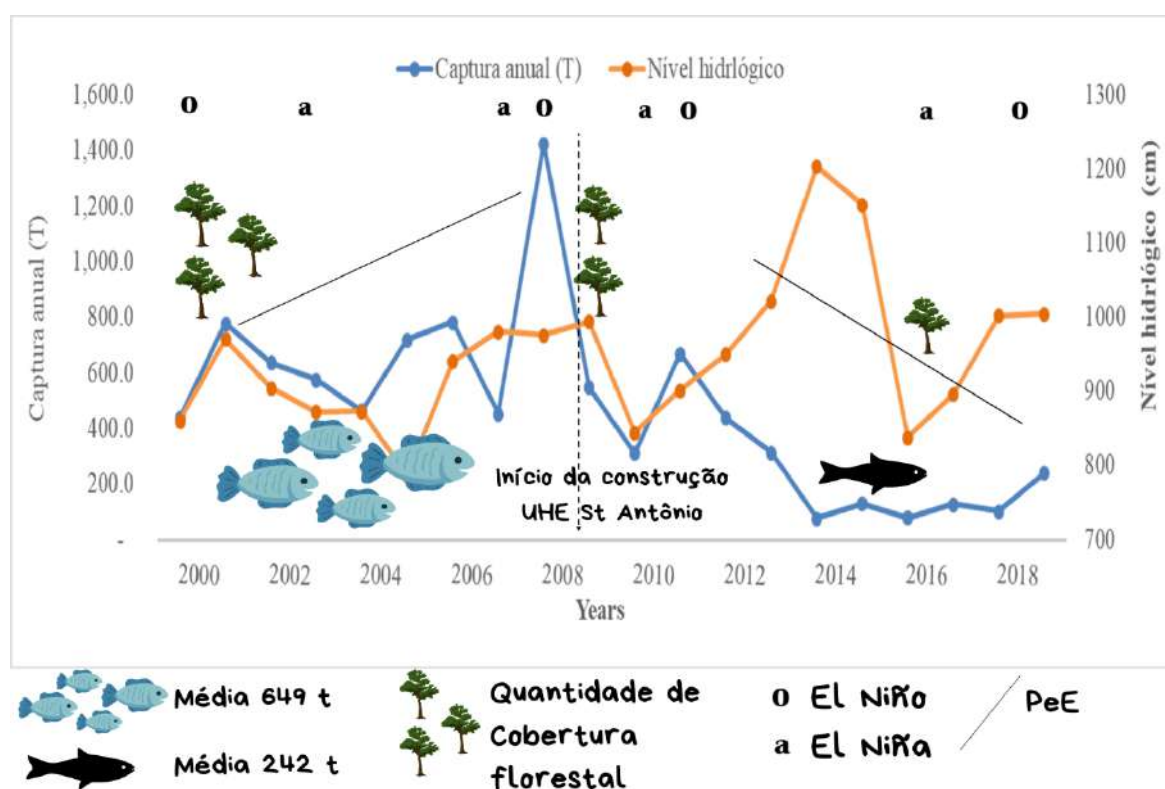


Figura 7. Representação gráfica das transformações ambientais que ocorreram no rio Madeira em Porto velho de 2000 a 2019.

2.4. Discussão

Ao longo dos 20 anos avaliados, observou-se mudanças significativas nas médias anuais da produção pesqueira no principal porto da região. Os desembarques nos últimos 10 anos (2010-2019) caíram cerca de 74% e foram acompanhados por uma diminuição de 66% na média da CPUE. A CPUE diminuiu, a partir do ano de 2016 ao ano de 2015, por muitos pescadores terem abandonado ou colocado a pesca como segunda atividade. O número de pescadores registrado por Sant'Anna *et al.*, (2020a) em 2012 para o mesmo Porto de pesca foi de 376 pescadores, quase um terço dos registrados em 2009 e 2010.

Os pescadores, que não abandonaram nos primeiros anos após a implantação das barragens, ainda continuaram a pescar, o que justifica a alta na CPUE, porém ao aumentarem o esforço para manter a captura, conseqüentemente, aumentaram os gastos com expedições de pesca, mas, devido a diminuição na produtividade das pescarias mais pescadores decidiram buscar outra atividade. De acordo com intermediários do mercado estudado, os pescadores estão deixando de pescar para trabalhar no garimpo, por ser uma atividade mais rentável, o que pode justificar a diminuição de pescadores na atividade de quase 40%, por isso estão optando por comprar pescado de Lábrea e Humaitá.

A alteração na composição das capturas também afeta a rentabilidade das pescarias. Isso porque houve uma modificação marcante de peixes de maior valor para peixes de menor valor até 2014 (como observado por Lima *et al.* 2020) e se acentuou nos anos seguintes. Há um aumento do percentual de produção (200%) de bagres migratórios de média distância e (preço médio US\$ 3,34) uma diminuição de 50 a 70% no desembarque de bagres de longa distância (preço médio US\$ 4,45) (LIMA *et al.* 2020).

Concomitantemente, a composição dos níveis tróficos sofreu diversas alterações, conforme observado pelo indicador de Nível Trófico. O maior valor de NT foi em 2010 (3,01), e é atribuído ao crescimento nos desembarques de espécies carnívoras da família Pimelodidae, como *Brachyplatystoma filamentosum* e *Pinirampus pinirampu*. Nesse ano, a maioria dos desembarques foi de peixes carnívoros e piscívoros, e o maior declínio foi de detritívoros, como a branquinha (*Potamorhina altamazonica* e *P. latior*) e o pacu, além do curimatã (*Prochilodus nigricans*) que servem de alimento para o tucunaré e para os bagres da família Pimelodidae (BARTHEM; GOULDING, 2007). Assim, houve uma relação inversa entre esses peixes desembarcados que nunca foi observada desde que os dados começaram a ser registrados em 1990 (DORIA *et al.* 2018). Assim como não correspondem a tendência de desembarques na Amazônia central (DORIA *et al.*, 2018). A partir de 2010, durante a

construção das barragens, o NT médio diminuiu devido ao retorno dos peixes detritívoros, e em 2013 foi resultado do aumento da produção da categoria jaraquí (detritívoro); enquanto em 2014, o aumento foi no desembarque de carnívoros como *Cicla* e *Hoplias*. Nesse ano, ocorreu uma inundação de proporções maiores do que anteriormente, 2,2 m acima do que a maior registrada anteriormente (JUSTINA; FRANCA; FONTENE-SAMPAIO, 2014). Neste período as águas atingiram mais lagos, com espécies sedentárias, da planície alagável onde alguns pescadores puderam acessar. Além disso, os registros também mostraram um aumento de Pimelodídeos, com crescimento no desembarque da categoria *Pseudoplatystoma* e do barba chata (*Pirirampus pirinampu*). É necessário o acompanhamento desse índice nos desembarques pois nos últimos anos da série apresentada pareceu estabilizar entorno de 2,5 a 2,7.

O indicador PeE é altamente dependente das capturas e seu nível trófico no ano de referência (2000 para o presente estudo). Até 2012, o PeE observado nas pescarias do porto de Porto Velho era $PeE > 0$, demonstrando que a pressão de pesca no rio Madeira é relativamente baixa e semelhante à observada por Doria *et al* (2018), e, portanto, sustentável (PAULY; CHISTENSEN; WALTERS, 2000). Por outro lado, o $PeE < 0$, observado para os valores nos anos de 2013 a 2018, reflete um sistema que está funcionando com menos eficiência do que deveria devido à intensa pressão de pesca (PAULY *et al*, 2000); no entanto, o que se observou na área de estudo foi que essa pressão não ocorreu, pois a CPUE diminuiu, assim como o número de pescadores. Tanto a análise estatística da produção pesqueira, quanto a da CPUE mostram que os valores antes e após a construção das barragens diferem. Ou seja, independente do esforço (maior ou menor considerando o número de pescadores), a produção foi afetada por outros quesitos, provavelmente não relacionados a pressão pesqueira.

O índice PeE não é sensível apenas ao desenvolvimento histórico da pesca, mas também às diferenças no estado da pesca ao longo do tempo, mais precisamente do que qualquer outro índice único derivado de estatísticas de captura (CURY *et al*. 2005). Assim, o índice diminui apenas quando as capturas não se expandem, permitindo assim avaliar se uma pescaria é ecologicamente equilibrada ou não (PAULY; CHISTENSEN; WALTERS, 2000). Dessa forma, acredita-se que o PeE forneça um melhor indicador da mudança do ecossistema do que a composição da captura, devido à sua natureza integrativa (GARCIA; STAPLES, 2000).

Os valores do índice L até 2009 variaram de 0,018 a 0,063, e de 2010 a 2019 os valores variaram de 0,004 a 0,023, ou seja, o índice mostrou a insustentabilidade da pesca de

2014 a 2018 (LIBRALATO et al, 2008). No entanto, a probabilidade de pesca sustentável (P_{sust}) de 2000 a 2009 foi de 80% e, de 2010 a 2019, foi de 90%. Este indicador apresenta maior valor com o aumento de espécies entre os níveis tróficos mais altos como é na pesca marinha, pois a alta sustentabilidade da pesca encontrada em oceanos abertos é consistente com os rendimentos relativamente baixos e os altos níveis tróficos das espécies capturadas neste ambiente (CADDY et al., 1998). De 2000 a 2009, o percentual de produção das categorias de espécies com $NT \geq 3$ foi menos da metade do total. De 2010 a 2019, esse percentual foi igual a 60%. enchente cheia de 2014 e a construção das barragens, proporcionaram o aumento de espécies de altos níveis tróficos, $NT \geq 3$ (AGOSTINHO et al, 2016), dessa forma P_{sust} não foi adequado para observar um ecossistema afetado pela construção de barragens.

Contudo, o papel dos efeitos sinérgicos da construção de duas grandes barragens com outros eventos (naturais ou antrópicos) na mesma bacia sobre a produção desembarcada podem provocar mudanças e afetar os desembarques (CASTELO et al. 2013; SANTOS et al. 2018). No rio Madeira, foi observado que a captura de pescado tem relação direta com a variação do nível hidrológico (LIMA *et al.* 2017), ou seja, qualquer alteração na dinâmica, seja provocada por barramentos de rios, hidrovias ou por cheias e secas extremas, vão levar a alterações na pesca. O modelo linear misto confirmou o exposto pois os principais fatores foram a presença das barragens e o nível hidrológico, destaca-se como principal fator de declínio a construção das barragens.

O impacto no ciclo hidrológico do rio, que envolve principalmente o tempo de inundação, é o efeito mais importante de mudança na pesca de água doce porque o regime de inundação é a força determinante mais importante nos rios neotropicais (LOWE-MCCONNEL, 1987). Na bacia amazônica, as migrações de peixes estão intimamente ligadas às flutuações sazonais do regime hidrológico (GOULDING, 1980; JUNK et al. 1989). As migrações reprodutivas de diversas espécies de Characiformes são sincronizadas com a estação chuvosa e a enchente, presumivelmente para otimizar as condições ambientais para a eclosão de ovos, crescimento de larvas e juvenis e sobrevivência (DUPONCHELLE et al. 2021). As migrações reprodutivas longitudinais da maioria dos grandes Siluriformes são realizadas a montante, em direção ao Piemonte Andino durante a estação de cheia (BARTHEM & GOULDING, 1997; LIMA; ARAUJO-LIMA, 2004; DUPONCHELLE et al. 2016; BARTHEM et al. 2017; HAUSER et al. 2019; HAUSER et al. 2020). Os grandes bagres também apresentam uma função ecológica relevante como predadores de topo da

cadeia alimentar, portanto, mudanças em sua abundância podem ter profundas consequências para o ecossistema (ANGELINI *et al.*, 2006) que pode produzir efeito cascata sobre outras espécies da cadeia trófica (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; PRIMACK; ROS, 2002).

No momento que as flutuações não coordenam mais os ambientes à disposição e os anteriormente disponíveis foram alterados, exige da ictiofauna existente uma transformação que resulta na diminuição da abundância e adaptação lenta das espécies mais resilientes, e por consequência a mudança nas pescarias de diferentes guildas tróficas (PINAYA *et al.*, 2016; SOUSA *et al.*, 2021). A construção de duas grandes barragens na área do Médio rio Madeira atrelado a alteração no nível hidrológico pode estar contribuindo para a redução dos valores da produção pesqueira (BARROS *et al.*, 2020; SANT'ANNA *et al.*, 2020; SOUSA *et al.*, 2021). As mudanças climáticas globais afetam o ciclo hidrológico na bacia amazônica, alterando os níveis de chuvas e evaporação, com precipitações mais baixas, especialmente durante a estação seca (DAVIDSON *et al.*, 2012; CASTELLO; MACEDO, 2016). Secas extremas podem ser catastróficas para os peixes por um período curto devido à grande redução da área dos ambientes aquáticos (DUPONCHELLE *et al.* 2021).

Embora várias espécies de peixes sejam capazes de se mudar para o canal do rio durante a estação seca, algumas espécies residentes de lagos permanecem e são incapazes de sobreviver se a seca é severa como aconteceu em 2016 (RONDÔNIA, 2017). Foi observado indícios de que secas extremas ocasionalmente alteram a biomassa de peixes, havendo extinção local em alguns momentos (HUMPHRIES; BALDWIN, 2003). em grandes cheias o efeito é diferente, por exemplo, as consequências da grande cheia de 2014 aparentemente levaram a um aumento de produção e mudança na composição, haja visto os registros do desembarque naquele ano e em 2015, no entanto o impacto no bem-estar das populações tradicionais foi destrutivo para 3.758 famílias (CGU, 2014) Entretanto investigações mais detalhadas são necessárias avaliar os reais impactos desse evento anômalo.

Além disso, outra grande ameaça à manutenção dos estoques pesqueiros que utilizam a floresta inundada é a perda de habitats (CRAMPTON *et al.*, 2004; ARANTES *et al.*, 2019) que vem por inundações (LI *et al.*, 2020) ou diminuição da cobertura florestal. No rio Tapajós, o desmatamento foi o principal fator de diminuição da biomassa de peixes, visto que a redução dos recursos alimentares alóctones afeta as comunidades piscícolas (CARVALHO *et al.* 2018; CAPITANI *et al.*, 2021). O mesmo, pode estar ocorrendo na região do estudo, onde o desmatamento ultrapassou o valor de 400 km² por ano em 2019, mas desde 2012 vinha aumentando e a cobertura florestal diminuindo gradativamente. A perda de floresta em várzea

atua em conjunto com as mudanças climáticas, promovendo uma diminuição considerável na probabilidade de as espécies de peixes persistirem a longo prazo (HERRERA et al., 2020; BARROS et al., 2020).

Os efeitos cumulativos desses impactos ambientais dentro de uma bacia podem prejudicar atividades econômicas importantes, como a pesca, e colocar em risco os principais processos ecológicos desempenhados por peixes em rios tropicais, apresentando efeitos negativos no funcionamento do ecossistema e, na renda, na segurança alimentar e sustento de milhões de pessoas em regiões tropicais (BRISMAR, 2004; VILLARROYA et al., 2014; TALLIS et al., 2015; ARANTES et al., 2019). A pesca artesanal, embora tenha sofrido uma redução nas últimas décadas, continua sendo uma atividade importante para centenas de comunidades ribeirinhas localizadas às margens dos principais rios. Somente na bacia do Madeira (Bolívia, Peru, Brasil), estima-se que existam mais de 5.000 famílias ribeirinhas que trabalham na pesca (DORIA et al., 2018b). Além de empregos específicos (pescadores), a pesca gera uma série de atividades complementares (por exemplo, restaurantes, mercados e peixarias).

Assim, percebe-se a importância do desenvolvimento de estudos sobre a pesca, que utilizam metodologias que permitam a análise integrada dos fatores que têm potencial para afetar a atividade, e que contribuam para a conservação dos recursos pesqueiros utilizados por essas comunidades. Neste estudo os indicadores NT, PeE e o índice L mostraram ser os mais úteis na pesca interior para diagnóstico da situação das pescarias pelos desembarques ou após grandes mudanças ambientais resultantes de ações antrópicas ou não.

Referências

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

ALMEIDA, Oriana et al. Importância Econômica do Setor Pesqueiro na Calha do Rio Amazonas-Solimões (Paper 275). **Papers do NAEA**, v. 19, n. 1, 2010.

ANDERSON, Elizabeth P. et al. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. **Science advances**, v. 4, n. 1, p. eaao1642, 2018.

ANGELINI, Ronaldo; AGOSTINHO, Angelo Antonio; GOMES, Luiz Carlos. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool to evaluate fishing and stability. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, p. 253-260, 2006.

ARANTES, Caroline C. et al. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 37, p. 28-40, 2019.

BARROS, Bruno Stefany Feitoza et al. A ictiofauna de igarapés da microbacia do Belmont, um sistema hidrográfico degradado pela expansão urbana na Amazônia Sul Ocidental. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia/Brazilian Journal of Science of the Amazon**, v. 9, n. 3, p. 120-143, 2020.

BARTHEM, R. B.; GOULDING, M. An unexpected ecosystem: the Amazon revealed by the fisheries. Gráfica Biblos, Lima. 2007.

BLANCHARD, Julia L. et al. Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. **ICES Journal of Marine Science**, v. 67, n. 4, p. 732-744, 2010.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Coordenação Geral de Observação da Terra INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **PRODES - Amazônia**. 2019. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 29 de janeiro de 2021.

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

CAPITANI, Leonardo et al. Food web modeling indicates the potential impacts of increasing deforestation and fishing pressure in the Tapajós River, Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 2, p. 1-12, 2021.

CARVALHO, Felipe et al. Trophic Ecology of Arapaima sp. in a ria lake—river—floodplain transition zone of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 27, n. 1, p. 237-246, 2018.

CASTELLO, Leandro; MACEDO, Marcia N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global change biology**, v. 22, n. 3, p. 990-1007, 2016.

CELLA-RIBEIRO, A.; TORRENTE-VILARA, G.; LIMA-FILHO, J.A.; DORIA, C.R.C. **Ecologia e Biologia de Peixes do Rio Madeira**. Porto Velho-RO: EDUFRO, 305 p. 2016.

CGU. (2014). Relatório de Fiscalização no 201408699 Diagnóstico situacional dos efeitos da cheia do Rio Madeira (p. 108).

COLLIE, Jeremy S. et al. Ecosystem models for fisheries management: finding the sweet spot. **Fish and Fisheries**, v. 17, n. 1, p. 101-125, 2016.

CURY, P. M. et al. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, n. 3, p. 430-442, 2005.

DAVIDSON, Eric A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321-328, 2012.

DE MÉRONA, Bernard; MENDES DOS SANTOS, Geraldo; GONÇALVES DE ALMEIDA, Raimunda. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Environmental biology of fishes**, v. 60, n. 4, p. 375-392, 2001.

DORIA, C.R.C.; LIMA, M.A.L.; NETO, L.F.M. **A pesca artesanal comercial e de subsistência na bacia do rio Madeira, porção brasileira**. In: DORIA, C.R.C.; LIMA, M.A.L. (Orgs.) Rio Madeira: Seus Peixes e Sua Pesca. Porto Velho: EDUFRO, 2015. Co-edição: RiMa Editora, cap. 3, p. 1-11, 2015. 163 p.

DORIA, Carolina Rodrigues da Costa; LIMA, Maria Alice Leite; ANGELINI, Ronaldo. Ecosystem indicators of a small-scale fisheries with limited data in Madeira River (Brazil). 2018a.

DORIA, Carolina RC et al. Review of fisheries resource use and status in the Madeira River Basin (Brazil, Bolivia, and Peru) before hydroelectric dam completion. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, v. 26, n. 4, p. 494-514, 2018b.

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

DORIA, Carolina RC et al. Challenges for the Governance of Small-Scale Fisheries on the Brazil-Bolivia Transboundary Region. **Society & Natural Resources**, v. 33, n. 10, p. 1213-1231, 2020. DOI: 10.1080/08941920.2020.1771492

FABRÉ, Nidia N. et al. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. **Fisheries research**, v. 188, p. 157-165, 2017.

FÁVERO, L.P.L.; BELFIORE, P.P. **Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com Excel, SPSS e stata**. [S.l: s.n.], 2017. ISBN: 9788535270877

FEARNSIDE, P.M. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy**, v. 38, p. 164-172, 2014. <https://doi:10.1016/j.envsci.2013.11.004>

FEARNSIDE, P.M. **Impactos das barragens do Rio Madeira: Lições não aprendidas para o desenvolvimento hidrelétrico na Amazônia**. In: Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras / Philip M. Fearnside. - Manaus: Editora do INPA, v. 1, cap. 7, p. 137-151, 2015.

FREITAS, C.E.C.; Alexandre A. F. Rivas, Caroline Pereira Campos, Igor Sant'Anna, James Randall Kahn, Maria Angélica de Almeida Correa and Michel Fabiano Catarino (November 21st 2012). The Potential Impacts of Global Climatic Changes and Dams on Amazonian Fish and Their Fisheries, *New Advances and Contributions to Fish Biology*, Hakan Türker, IntechOpen, DOI: 10.5772/54549. Available from: <https://www.intechopen.com/chapters/40952>

FREITAS, Carlos Edwar de Carvalho; BATISTA, Vandick da Silva; INHAMUNS, Antonio José. Strategies of the small-scale fisheries on the Central Amazon floodplain. **Acta Amazonica**, v. 32, p. 101-108, 2002.

FREITAS, Carlos EC et al. An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. **Hydrobiologia**, v. 705, n. 1, p. 159-171, 2013.

FROESE, R.; PAULY, D. (eds). (2019). **FishBase (version Feb 2018)**. In: Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2019 Annual Checklist (Roskov Y., Ower G., Orrell T., Nicolson D., Bailly N., Kirk P.M., Bourgoin T., DeWalt R.E., Decock W., Nieukerken E. van, Zarucchi J., Penev L., eds.). Digital resource at www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2019. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands. ISSN 2405-884X.

GARCIA, S. M.; STAPLES, D. J. Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. **Marine and Freshwater Research**, v. 51, n. 5, p. 385-426, 2000.

HERRERA-R, Guido A. et al. The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. **Global Change Biology**, v. 26, n. 10, p. 5509-5523, 2020.

JÉZÉQUEL, Céline et al. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. **Scientific data**, v. 7, n. 1, p. 1-9, 2020.

JUNK, Wolfgang J. et al. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

JUSTINA, Elena Della, E., RODRIGUES da FRANCA, R., & FONTENE SAMPAIO, S. (2014). Cheia no rio madeira: análise da dinâmica climática e hidrológica regional e consequências sobre a cidade de Porto Velho – RO no ano de 2014. **REVISTA GEONORTE**, 5(18), 11 - 17. Recuperado de <https://periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1432>

LATRUBESSE, E.M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Tropical Rivers. **Geomorphology**, v. 70, n. 3-4, p. 187–206, 2005. Doi: 10.1016/j.geomorph.2005.02.005, 2005.

LI, Dengqiu et al. Examining water area changes accompanying dam construction in the Madeira River in the Brazilian Amazon. **Water**, v. 12, n. 7, p. 1921, 2020.

LIBRALATO, Simone et al. Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. **Marine Ecology Progress Series**, v. 355, p. 107-129, 2008.

LIMA, Maria Alice Leite; KAPLAN, David Andrew; RODRIGUES DA COSTA DORIA, Carolina. Hydrological controls of fisheries production in a major Amazonian tributary. **Ecohydrology**, v. 10, n. 8, p. e1899, 2017.

LIMA, Maria Alice Leite et al. Declining fisheries and increasing prices: The economic cost of tropical rivers impoundment. **Fisheries Research**, v. 221, p. 105399, 2020.

LIMA, Maria Alice Leite et al. Fisheries and trophic structure of a large tropical river under impoundment. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 106162, 2020.

LOWE-MCCONELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, EDUSP, 1999. 584p.

OHARA, Willian Massaharu et al. Fish collection of the Universidade Federal de Rondônia: its importance to the knowledge of Amazonian fish diversity. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 2, p. 251-258, 2015.

PAULY, Daniel; CHRISTENSEN, Villy. Primary production required to sustain global fisheries. **Nature**, v. 374, n. 6519, p. 255-257, 1995.

PAULY, Daniel et al. Fishing down marine food webs. **Science**, v. 279, n. 5352, p. 860-863, 1998.

PAULY, Daniel; CHRISTENSEN, Villy; WALTERS, Carl. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. **ICES journal of Marine Science**, v. 57, n. 3, p. 697-706, 2000.

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

PINAYA, Walter Hugo Diaz et al. Multispecies fisheries in the lower Amazon River and its relationship with the regional and global climate variability. **PLoS One**, v. 11, n. 6, p. e0157050, 2016.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Efraim Rodrigues, 2001. 328 p. Disponível em: https://www.academia.edu/40644193/Biologia_da_Conserva%C3%A7%C3%A3o_Primack_and_Rodrigues. Acesso em: 31 de maio de 2021.

PRIMACK, R.B.; ROS, J. **Introdução a Biologia da conservação**. Ariel Science, Barcelona Espanha, 2002.

RONDÔNIA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM). **Boletim Diário de Monitoramento de Eventos Hidrológicos Críticos do Estado de Rondônia**. SEDAM, Porto Velho, 2017.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. The R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <https://www.R-project.org/>

SANT'ANNA, I. R.A.; DORIA, C. R.C.; FREITAS, C. E.C. Pre-impoundment stock assessment of two Pimelodidae species caught by small-scale fisheries in the Madeira River (Amazon Basin - Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, v. 21, n. 4, p. 322-329, 2014.

SANT'ANNA, Igor Rechetnicow Alves et al. A dinâmica do desembarque pesqueiro pelos registros dos intermediários do Mercado Cai n'água em Porto Velho-RO. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia/Brazilian Journal of Science of the Amazon**, v. 9, n. 3, p. 107-119, 2020.

SANTOS, Renato .E.et al. The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. **Fisheries Management and Ecology**, v. 25, n. 5, p. 380–391, 2018.

SOUSA, Raniere et al. Small dams for aquaculture negatively impact fish diversity in Amazonian streams. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 10, p. 89–98, 2018.

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

VILLARROYA, Ana; BARROS, Ana Cristina; KIESECKER, Joseph. Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. **PloS one**, v. 9, n. 9, p. e107144, 2014.

WINEMILLER, Kirk O.; AKIN, Senol; ZEUG, Steven C. Production sources and food web structure of a temperate tidal estuary: integration of dietary and stable isotope data. **Marine Ecology Progress Series**, v. 343, p. 63-76, 2007.

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

3. Emprego de métodos com dados limitados baseados em comprimento para a avaliação de estoques pesqueiros em pescarias artesanais amazônicas afetadas por ações antrópicas

3.1. Introdução

A captura mundial das pescarias continentais vem aumentando nos últimos anos em todo o mundo, e apesar do Brasil ocupar a 11ª posição entre os países com maior produção, a captura diminuiu nos anos de 2013 e 2014 (FAO 2016). Neste cenário a pesca na Amazônia se destaca por contribuir com aproximadamente 55% do total capturado no Brasil, oriundo principalmente da Pesca Pequena Escala (PPE) (MPA, 2013).

Os estoques pesqueiros explorados pela pesca continental de pequena escala e de subsistência dos ambientes amazônicos são extremamente importantes para as comunidades rurais e têm uma contribuição fundamental em regiões de baixa segurança alimentar (KAWARAZUKA; BÉNÉ, 2010; MCINTYRE, LIERMANN; REVENGA, 2016). Atualmente, estes estoques não estão sendo adequadamente avaliados pela ausência ou limitação de dados (SMITH et al., 2005; LYNCH et al., 2016). Os esforços conduzidos para o monitoramento pesqueiro estão atrelados a poucos mercados ou trata-se de registros descontínuos, relacionados principalmente a projetos de estudos de pesquisadores locais ou de empreendimentos que são obrigados a realizar tais levantamentos, o que restringe o acesso aos dados e a possibilidade de consolidação de informações em bancos com séries longas e contínuas (DORIA et al., 2017; PHILIPPSEN et al., 2018).

Contudo, em pescarias de regiões com dados limitados, há algumas abordagens que podem ser usadas para estimar o status das populações de peixes utilizando parâmetros biológicos (comprimento, distribuição de idade etc.) e operações de pesca (desembarques históricos, CPUE, entre outros), (FUJITA et al., 2012). A avaliação de estoque de peixes com dados limitados é um campo de pesquisa em rápida mudança e há muitas opções disponíveis (FUJITA et al., 2012). No entanto, a ausência de registros confiáveis de captura em muitas pescarias continentais direciona para o uso de abordagens que dependem apenas da distribuição por comprimento peixes amostrados (HOMMIK et al., 2020).

Os Indicadores Baseados em Comprimento (IBC, *Length-Based Indicators* – LBI) vêm sendo utilizados para refletir a pressão de pesca e apoiar medidas de manejo (PRINCE et al., 2011; BAIGÚN, MINOTTI e OLDANI, 2013; BABCOCK et al., 2018; SHEPHARD et

al, 2018; FILOUS et al., 2019; SHEPHARD et al, 2019). A ordem dos métodos é importante à medida que eles se desenvolvem de maneira sequencial, pois o fluxo de trabalho de uma avaliação de estoque de dados limitados com Frequência de Comprimento inclui: (I) estimativa das características do estoque biológico (crescimento e mortalidade natural), (II) aspectos do desempenho pesqueiro (taxa de exploração e seletividade) e (III) tamanho do estoque e status (MILDENBERGER et al., 2017). Assim pode-se usar para estimar a Taxa do Potencial de Desova (TPD) e F/M (a razão entre mortalidade por pesca e mortalidade natural), que foram utilizados como indicadores de sobrepesca de recrutamento e de crescimento, respectivamente (SHEPHARD et al., 2019; 2020).

O TPD é definido como a proporção de potenciais peixes reprodutores não pescados, restantes em qualquer nível de pressão de pesca (GOODYEAR 1993; WALTERS; MARTELL, 2004), e é comumente usado para definir Ponto de Referência objetivos e limites (PR alvo e limite) para a pesca. O TPD é 100% em um estoque inexplorado e 0% em um estoque sem desova (por exemplo, todos os peixes maduros foram removidos ou todas as fêmeas foram capturadas). O uso cuidadoso de modelos limitados por dados pode permitir que o estado do estoque seja avaliado em relação a PR absolutos de gerenciamento. Um modelo *LB-SPR* informado por entradas precisas de histórico de vida pode, portanto, indicar não apenas se o estado do estoque mostra uma tendência positiva ou negativa, mas se é ou não objetivamente saudável (SHEPHARD et al., 2021).

O método Taxa de Potencial de Desova Baseada em Comprimento (TPDBC, *LB-SPR model*) requer registros de capturas em comprimento (HORDYK et al., 2015), bem como estimativas de comprimento assintótico de von Bertalanffy (L_{∞}), comprimento de 1ª maturação (L_{50}) e a razão entre a mortalidade natural e a taxa de crescimento (M/k) (AULT et al., 2008). Assim, a distribuição do comprimento de um estoque ou população de peixes não pescado pode ser prevista. Essa metodologia obteve bons resultados quando aplicada à avaliação da pesca em recifes tropicais (COPE, et al. 2015; BABCOCK; TEWFIK; BURNS-PEREZ, 2018) e a banco de dados pretéritos em pescarias na Amazônia (SHEPHARD et al., 2020).

As artes de pesca predominantes em pescarias interiores no planeta são as redes de emalhar, tarrafas ou artes com anzol e linha (SHEPHARD et al, 2019; HOMMIK et al., 2020; DORIA; LIMA, 2015; SANT'ANNA et al., 2020a), elas apresentam seletividade normalmente distribuída, onde os peixes menores e os maiores não são totalmente retidos (HORDYK et al., 2015). Para resolver essa situação, Hordyk et al. (2016) estenderam o

modelo TPDBC original adicionando a abordagem do Grupo de Tipo de Crescimento (GTG) de Walters e Martell (2004). Este novo modelo de análise por recruta (*GTG LB-SPR*) é essencialmente o mesmo que o modelo *LB-SPR*; a maior diferença é que o modelo *GTG LB-SPR* assume padrões de seletividade dependentes do tamanho, em comparação com a seletividade dependente da idade no modelo *LB-SPR* (HOMMIK et al., 2020).

No capítulo anterior foi utilizado modelo com base em dados de captura multi-espécies, porém além de esses dados serem escassos e sua coleta ser variável, os resultados observados não contribuem de forma que órgão gestor possa adotar medidas de controle específicas. Assim para avaliar o status de estoques individuais com dados limitados obtendo saídas para auxiliar decisões de gestão e o comprimento de indivíduos pode ser também associado a indicadores do histórico de vida dos peixes para descrever mudanças temporais na abundância relativa de pequenas e grandes espécies em pescarias continentais multi-espécies fortemente exploradas (NGOR et al., 2018). Nesse capítulo analisamos o uso do método *GTG LB-SPR* para a avaliação do estoque de espécies comercializadas em um Porto de desembarque da Amazônia, com dados limitados de pescarias. Os seis grupos espécies selecionadas para o estudo de caso apresentaram maior média de desembarque na série de 2000 a 2019, sendo, portanto, consideradas as principais espécies exploradas na pesca pequena escala no rio Madeira (Rondônia), a saber: curimatã (*Prochilodus nigricans*), Pacus (sp.) (*Myliuops spp*; *Mylossoma duriventre*), jatuarana (*Brycon amazonicus*), surubim/caparari (*Pseudoplatystoma spp.*), filhote/piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum*) e dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*).

3.2. Material e métodos

3.2.1. Coleta de dados

As fontes de dados são o banco de dados de biometria pertencente ao Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia (LIP-UNIR). Os dados biométricos foram coletados em comunidades ribeirinhas e distritos de Porto Velho, no rio Madeira, nos períodos de 2001 a 2005, de 2009 a 2013 e de 2016 a 2017. Em 2018 e 2019, além do comprimento padrão (CP) em centímetros e peso total (PT) em gramas, foram registrados o local de origem de diversas categorias de pescado desembarcado e apetrechos utilizados no Mercado Pesqueiro Cai n'Água em Porto Velho.

3.2.2. Análise dos dados

Devido a pouca quantidade de dados antes do fechamento das barragens e ao fechamento da primeira barragem ter sido em 2011 (SAE, 2019; ESBR, 2019b), no presente estudo utilizou como referência até o ano de 2011 como pré-barragens (PRÉ) e de 2012 a 2019 considerado pós-barramentos (PÓS). A análise da estrutura em comprimento por pescado considerou os , posteriormente os resultados anuais do Comprimento mínimo ($C_{mín}$), máximo ($C_{máx}$) e médio ($C_{médio}$) de antes (PRÉ) e depois (PÓS) dos barramentos.

As frequências de comprimento anuais foram utilizadas para estimar os parâmetros populacionais dos pescados e a estrutura em comprimento através de relações empíricas (FROESE; BINOHAN, 2003) contidas em planilhas eletrônicas. O comprimento assintótico (L_{∞}), a taxa de crescimento (k), o comprimento em que 50% (L_{50}) e 95% (L_{95}) dos indivíduos alcançaram a maturidade (MUNRO; PAULY, 1983), o comprimento que atinge o Rendimento Ideal na pescaria (L_{opt}). Assim como os parâmetros de Mortalidade natural instantânea (M) (PAULY, 1983; HOENIG, 1983), Mortalidade Total (Z): Ssetongo e Larkin (1973) e curva de captura linearizada (PAULY, 1983) e mortalidade por Pesca (F) foram estimados para a avaliação. Em seguida, foi calculado a média de cada parâmetro para a obtenção do valor por período, assim, estimados os parâmetros do PRÉ nos anos de 2000 até 2011 e do PÓS, nos anos de 2012 até 2019. O comprimento em que 50% (L_{50}) dos indivíduos são maduros foi estimado com métodos mais robustos para três espécies da mesma bacia (CELLA-RIBEIRO et al., 2016), assim foi utilizado tal parâmetro ao invés dos estimados nesse estudo, sendo de curimatã (*P. nigricans*), pacu (*Myleus* spp., *Mylossoma duriventre*) e dourada (*B. rousseauxii*).

Os parâmetros correspondentes de L_{∞} , L_{50} e L_{95} e os valores M/k para cada espécie foram utilizados por períodos para estimar a TPD por ano do estudo, usando esse conjunto de parâmetros do PRÉ e do PÓS. Desta forma, foi testada a sensibilidade do método a diferença entre os parâmetros. A razão F/M foi utilizada como um indicador para a verificação de sobrepesca ou não dos estoques.

As frequências de comprimento para todo o período e os parâmetros biológicos estimados para o PRÉ e o PÓS foram suficientes para estimar as relações biológicas necessárias para o modelo GTG TPDBC (*GTG LB-SPR*). Cerca de 80% dos espécimes que tiveram suas medidas aferidas foram capturados com redes à deriva (rede de emalhar) e tarrafá. O ajuste do modelo foi avaliado a partir de parcelas (distribuição de tamanho observada vs. ajustada) que são fornecidas como uma saída padrão no modelo *GTG LB-SPR*.

O modelo *GTG LB-SPR* é implementado no código Open Access R que está disponível em <http://barefootecologist.com.au/lbspr>. A alteração no código-fonte incorpora duas curvas de seletividade adicionais (HOMMIK et al., 2020), permitindo a avaliação de unidades populacionais de peixes visados com tipos de apetrechos passivos para as quais a seletividade no formato de distribuição normal pode ser estimada, isso abrange os apetrechos com tamanhos de malha diferentes (HOMMIK et al., 2020). Foi verificado como os comprimentos da seletividade se relacionam com os da maturidade dos pescados em estudo, em seguida, foi estimado o TPD.

As estimativas do $TPD = 0,20$ foram consideradas o Ponto de Referência limite (PR limite) acima do qual os estoques mantêm uma produtividade aceitável (GOODYEAR, 1993; MACE; SISSEWINE, 1993). enquanto o $TPD = 0,40$ é reconhecido como um PR próximo ao Rendimento Máximo Sustentável (RMS), considerado PR alvo (Tabela 8). Foram utilizados como indicadores o $C_{médio}/L_{50}$ e o $C_{médio}/L_{opt}$ para avaliar a Conservação de indivíduos imaturos e o Rendimento ideal, respectivamente.

Tabela 8. Indicadores, dados necessários e Pontos de Referência Alvo (PR alvo) e Limite (PR limite) utilizados para avaliação dos estoques das principais espécies exploradas no mercado de Porto Velho.

Indicador	Dados necessários	Ponto de Referência do alvo (PR alvo)	Ponto de Referência de limite (PR limite)
Taxa de potencial de geração (SPR)	Dados de comprimento	$SPR_{Alvo} = 40\%$	$SPR_{Lim} = 20\%$
Mortalidade por pesca (F) / Mortalidade Natural (M)	Dados de comprimento de desembarque	$F_{Alvo} = 0,75 * M$	$F_{Lim} = 2 * M$
$C_{médio}/L_{50}$	Dados de comprimento	> 1	1
$C_{médio}/L_{opt}$	Dados de comprimento	> 1	1

O IBC – Indicador baseado em Comprimento foi calculado nos anos que foram calculados o *SPR* de forma a comparar os resultados entre eles. O IBC compreendeu o percentil 95% anual do comprimento observado da espécie ($L_{95\%}$), como proporção do comprimento assintótico L_{∞} maior utilizado na análise *GTG LB-SPR* ($L_{95\%}/L_{\infty}$). Essa métrica captura como a estrutura populacional (essencialmente a predominância de indivíduos maiores) desviada de um limite fixo (o comprimento assintótico do maior indivíduo observado).

3.3. Resultados

Os resultados são descritos por análise utilizada, para se chegar aos resultados do modelo TPDBC para cada categoria de espécie. Os valores médios dos parâmetros biológicos relacionados ao crescimento e mortalidade no período PRÉ e PÓS (tabela 9) apresentaram valor de L_{∞} menor no segundo período em relação ao primeiro, os valores M/k se mantiveram na maioria das categorias.

Tabela 9. Parâmetros populacionais (cm) estimados com as frequências de comprimento no período (PRÉ e no PÓS para o cálculo da Taxa de Potencial de Desova (TPD).

Períodos		PRÉ							PÓS						
Parâmetros	N	L_{∞}	L_{50}	L_{95}	M/k	Cmédio	Lopt	N	L_{∞}	L_{50}	L_{95}	M/k	Cmédio	Lopt	
Pescados															
Curimatã <i>Prochilodus nigricans</i> (Spix and Agassiz, 1829)	8.519	49,5	(19)	33,2	1,5	29,4	32,5	1.180	46,5	29,1	34,9	1,47	28,7	38,4	
Pacu <i>Myleus spp.</i> , <i>Mylossoma duriventre</i>	4.642	41,1	(11)	27,9	1,6	19,0	36,3	2.881	32,5	19,0	22,4	1,90	19,0	22,8	
Jatuarana <i>Brycon amazonicus</i> (Spix e Agassiz, 1829)	6.902	60,8	33,4	40,2	1,0	38,1	45,4	1.931	53,8	30,0	35,8	0,99	37,0	46,8	
Surubim/caparari <i>Pseudoplatystoma spp.</i>	772	107,6	55,7	68,7	1,2	55,4	80,1	1.131	92	48,3	59,2	1,23	62,8	76,0	
Piraíba/filhote <i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819)	1.098	190,1	93,0	117,2	0,6	90,3	154,7	1.014	165,0	81,7	102,6	0,63	84,4	147,2	
Dourada <i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Castelnau, 1855)	2.569	158,3	(73,3)	89,3	1,0	81,0	106,5	2.000	124,2	73,3	89,3	1,1	78,0	83,0	

Nota: Os valores do L_{50} entre parênteses foram os utilizados na análise TPDBC (CELLA-RIBEIRO et al., 2016).

Todas as parcelas anuais de frequência, tanto dos ano do período Pré quanto os do Pós, se ajustaram de forma satisfatória ao modelo TPDBC (Figura 8).

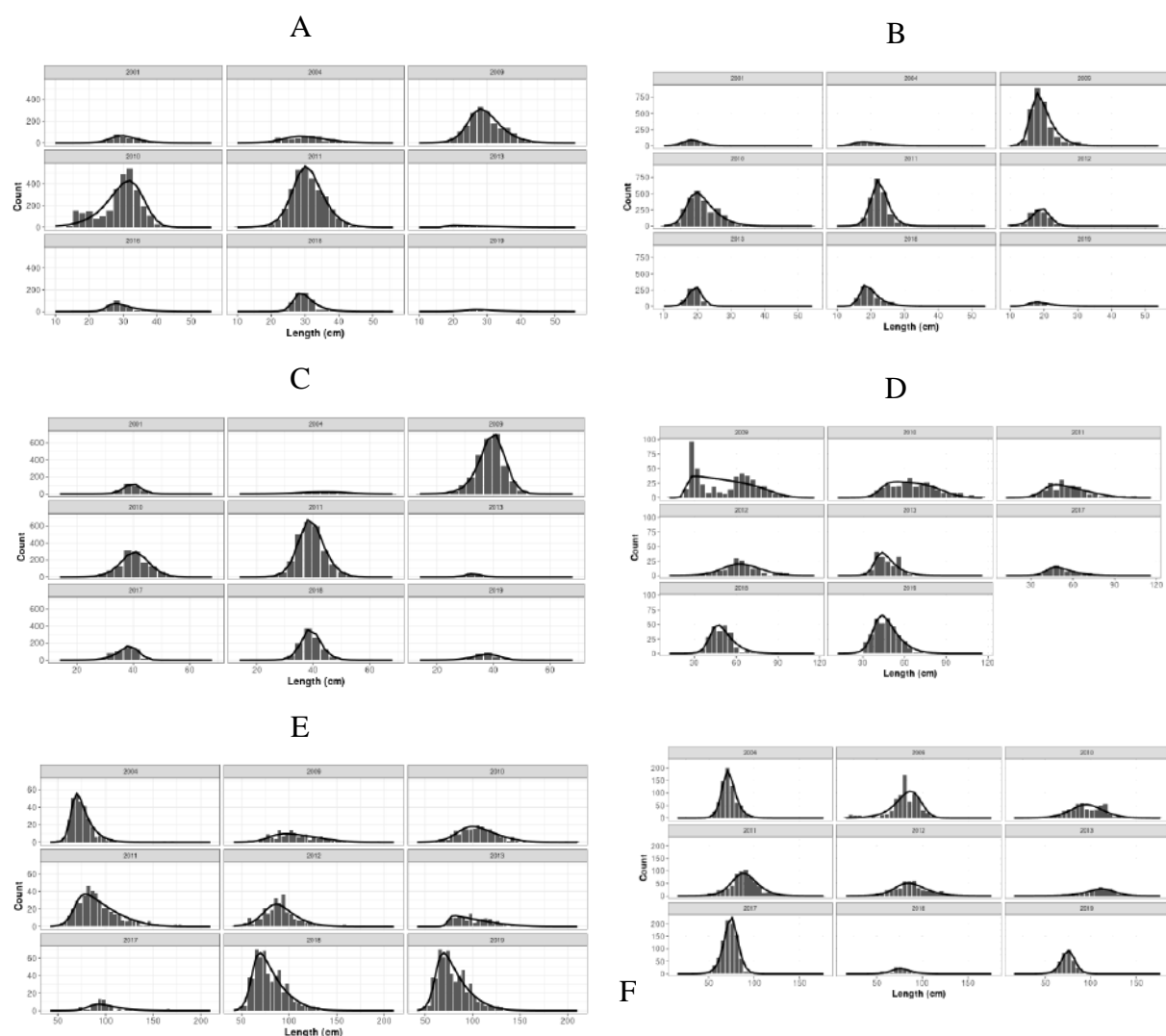


Figura 8. Parcelas anuais de frequência de comprimento utilizando os parâmetros populacionais estimados para: A – *P. nigricans*; B – Pacus (sp.); C – *B. amazonicus* D – *Pseudoplatystoma* spp.; E – *B. filamentosum* e F - *B. rousseauxii* de todo o período. Observações: Count: contagem; as linhas pretas são o modelo *GTG LB-SPR* ajustado.

3.3.1. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e Seletividade

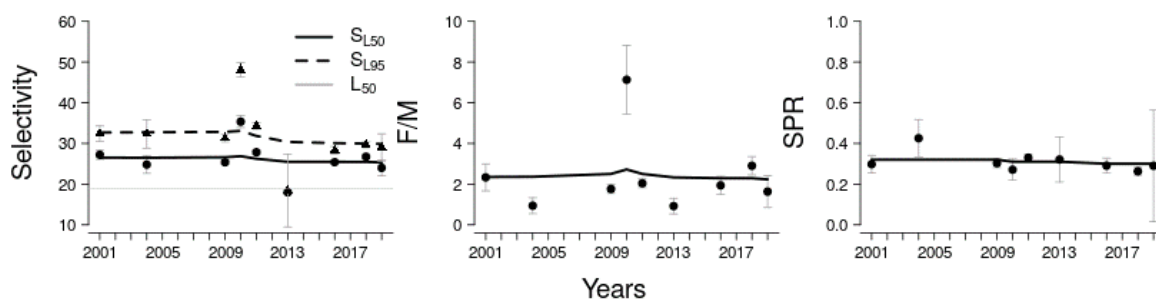
P. nigricans mostrou TPD acima do Ponto de Referência limite (PR limite) utilizando os parâmetros dos dois períodos, com valores médios no PRÉ = 31% e PÓS = 26% de TPD, dentro do intervalo razoável 20-40% (Tabela 10). Os comprimentos de seletividade ficaram acima do comprimento de primeira maturação (L_{50}) utilizando os parâmetros dos dois períodos (Figura 9). O indicador (F/M) da razão da mortalidade por pesca (F) com a mortalidade natural (M) apresentou valor acima do F_{Lim} ($2 \cdot M$) utilizando os parâmetros listados, com resultados melhores com os parâmetros do PÓS. O indicador $C_{médio}/L_{50}$

apresentou valor >1 nos períodos em estudo (PRÉ e PÓS = 1,5) e $C_{\text{médio}}/L_{\text{opt}}$ valores < 1 , PRÉ = 0,9 e PÓS = 0,7.

Tabela 10. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL_{50} e SL_{95} em cm) utilizando os parâmetros populacionais de *P. nigricans* estimados no período PRÉ e no PÓS.

	Ano	SPR	SL_{50} (cm)	SL_{95} (cm)	F/M
PRÉ	2001	0,3	26,5	32,7	2,7
	2004	0,3	26,4	32,7	2,7
	2009	0,3	26,6	32,9	2,8
	2010	0,3	26,8	33,1	3,1*
	2011	0,3	26,2	31,9	2,8
	2013	0,3	25,5	30,4	2,6
	2016	0,3	25,5	30,1	2,6
	2018	0,3	25,4	30,0	2,6
	2019	0,3	25,3	29,9	2,5
PÓS	2001	0,4	26,0	31,9	2,0
	2004	0,4	26,0	31,9	2,0
	2009	0,4	26,2	32,2	2,1
	2010	0,4	26,5	32,6	2,3*
	2011	0,4	25,9	31,4	2,2
	2013	0,3	25,2	30,0	2,0
	2016	0,3	25,2	29,7	2,0
	2018	0,3	25,3	29,7	2,0
	2019	0,3	25,1	29,6	2,0

* F/M estimado pode ser irrealisticamente alto



A

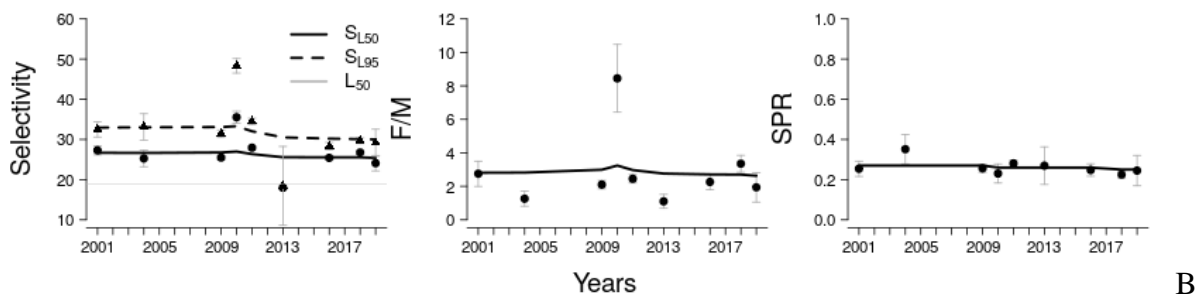


Figura 9. Parâmetros estimados do modelo *GTG LB-SPR* utilizando os estimados de *P. nigricans* nos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).

A categoria Pacu apresentou TPD abaixo do PR limite com os parâmetros estimados no período PRÉ (15%), com os parâmetros do período PÓS aumentou chegando a 34%, dentro do intervalo razoável 20-40%. O indicador (F/M) apresentou valor acima do F_{Lim} utilizando os parâmetros listados no PÓS, entretanto no PRÉ esse PR (F/M) foi acima de 5 (Tabela 11). Os comprimentos de seletividade ficaram acima do comprimento de primeira maturação (L_{50}) (Figura 10). O indicador $C_{médio}/L_{50}$ apresentou valor >1 nos períodos em estudo (PRÉ e PÓS = 1,7) e $C_{médio}/L_{opt}$ valores < 1 , PRÉ = 0,5 e PÓS = 0,8.

Tabela 11. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL_{50} e SL_{95} em cm) utilizando os parâmetros populacionais da categoria Pacu estimados no período PRÉ e no PÓS.

	Ano	SPR	SL50 (cm)	SL95 (cm)	F/M
PRÉ	2001	0,16	17,0	20,5	4,5*
	2004	0,16	17,0	20,4	4,4
	2009	0,16	17,2	20,6	4,5
	2010	0,17	17,4	20,9	4,7
	2011	0,16	17,7	21,2	5,2
	2012	0,15	17,7	21,2	5,8*
	2013	0,15	17,6	20,9	5,9*
	2018	0,15	17,4	20,5	5,5
	2019	0,15	17,2	20,3	5,2
PÓS	2001	0,35	16,9	20,3	2,4
	2004	0,36	16,9	20,2	2,3
	2009	0,37	17,1	20,4	2,4
	2010	0,37	17,4	20,7	2,5
	2011	0,36	17,7	21,0	2,8
	2012	0,34	17,7	21,0	3,2*
	2013	0,33	17,5	20,7	3,3*
	2018	0,33	17,3	20,4	3,0

2019	0,34	17,2	20,2	2,8
------	------	------	------	-----

* F/M estimado pode ser irrealisticamente alto

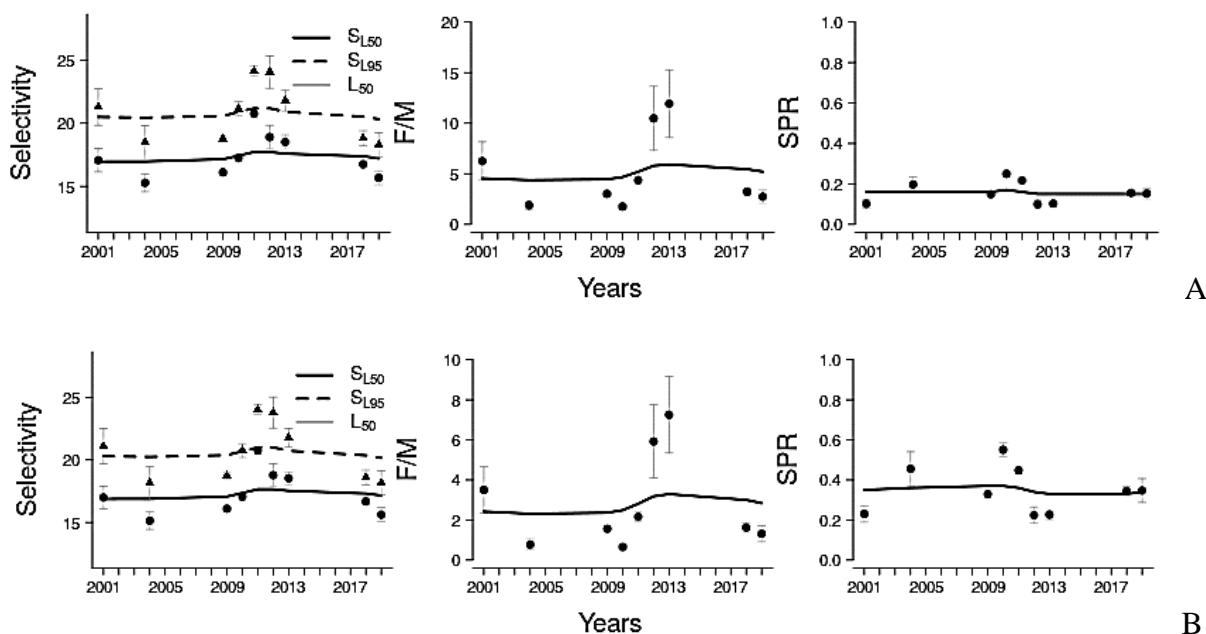


Figura 10. Parâmetros estimados do modelo *GTG LB-SPR* utilizando os parâmetros populacionais estimados da categoria Pacu dos períodos pré (A) e pós (B).

Utilizando os parâmetros populacionais do PRÉ da jatuarana observou-se uma queda do TPD da escala razoável para abaixo desse PR limite (0,13%), com os parâmetros do PÓS a queda se mantém, entretanto, o TPD estava acima do PR alvo, e nos anos seguintes, entre o intervalo razoável. O indicador (F/M) apresentou-se acima do F_{Lim} utilizando os parâmetros listados no PÓS, com os do PRÉ esse PR foi excessivamente alto, acima de 10 (Tabela 12). Os comprimentos de seletividade ficaram acima do comprimento de primeira maturação (L_{50}) (Figura 11). O indicador $C_{médio}/L_{50}$ apresentou valor ≈ 1 nos períodos em estudo (PRÉ = 1,1 e PÓS = 1,2) e $C_{médio}/L_{opt}$ valores < 1 , ambos 0,8.

Tabela 12. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL_{50} e SL_{95} em cm) utilizando os parâmetros populacionais de *B. amazonicus* estimados no período PRÉ e no PÓS.

	Ano	SPR	SL50 (cm)	SL95 (cm)	F/M
PRÉ	2001	0,21	37,0	44,9	8,0*
	2004	0,22	36,9	45,1	7,7
	2009	0,20	37,1	45,2	8,1*
	2010	0,18	37,0	44,9	8,4
	2011	0,16	36,8	44,3	9,1
	2013	0,14	36,6	43,9	10,3*

	2017	0,14	37,0	44,4	11,1*
	2018	0,13	37,1	44,5	10,8*
	2019	0,13	37,2	44,9	10,8*
PÓS	Ano	SPR	SL50 (cm)	SL95 (cm)	F/M
	2001	0,42	36,7	44,7	4,9*
	2004	0,43	36,6	44,9	4,7
	2009	0,39	36,7	44,9	4,9*
	2010	0,36	36,7	44,6	5,2
	2011	0,33	36,5	44,0	5,7
	2013	0,29	36,3	43,7	6,5*
	2017	0,28	36,8	44,2	7,1*
	2018	0,28	36,9	44,3	6,9
	2019	0,27	37,0	44,7	6,9*

* F/M estimado pode ser irrealisticamente alto

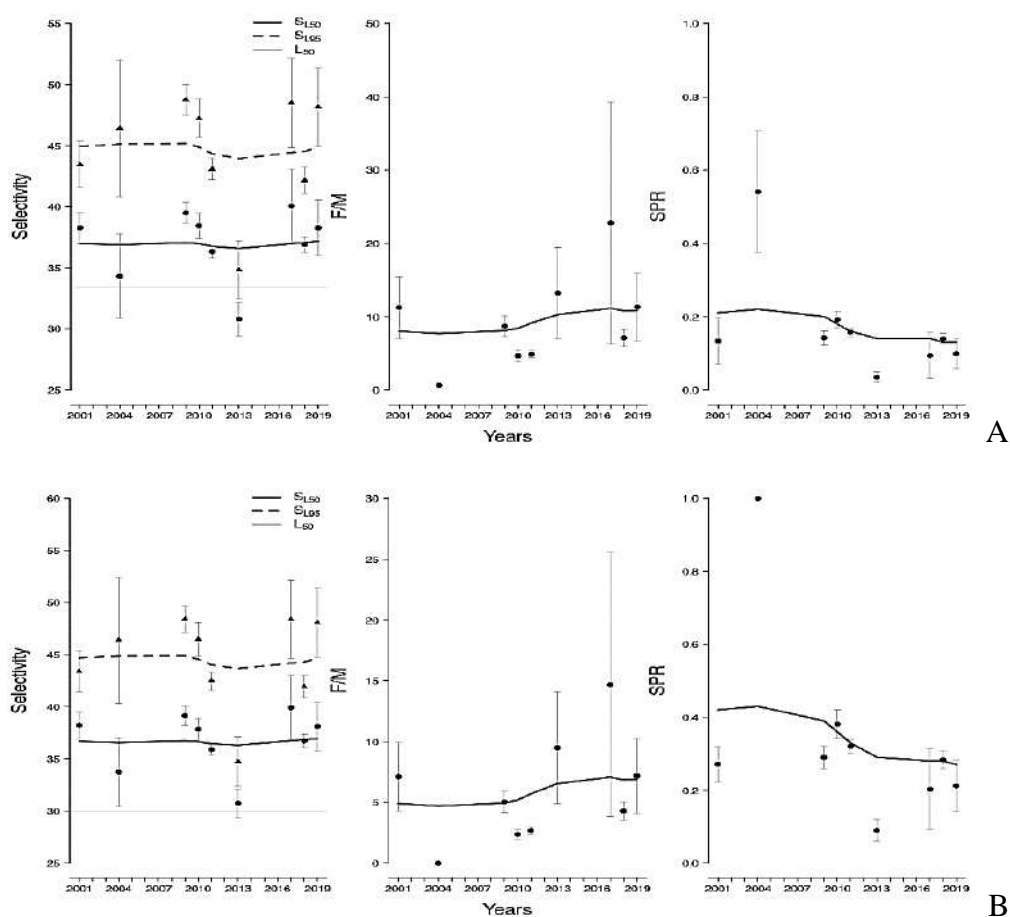


Figura 11. Parâmetros estimados do modelo *GTG LB-SPR* utilizando os parâmetros populacionais estimados de *B. amazonicus* dos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).

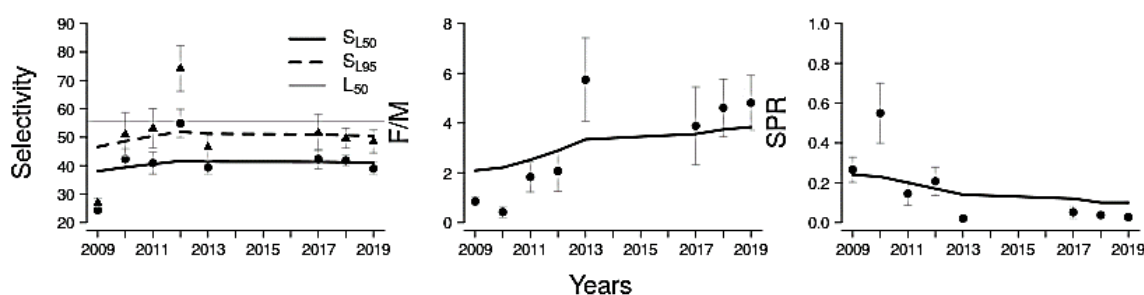
O modelo TPDBC para *Pseudoplatystoma* spp. mostrou um decréscimo no TPD do intervalo razoável até abaixo do PR limite utilizando os parâmetros populacionais do PRÉ (de 24 para 10%), a mesma situação observou-se ao utilizar os parâmetros do PÓS, porém nos

anos de 2009 a 2012 a TPD apresentou-se acima do PR alvo (55%), em seguida chegando ao valor de 25%. O PR F/M apresentou valores melhores com os parâmetros dos PÓS do que com os do PRÉ, entretanto houve 4 anos que foi acima de 3, portanto acima do F_{Lim} e houve cinco anos que o F/M foi dentro da faixa aceitável (F_{Alvo}) (Tabela 13). Os comprimentos de seletividade (SL_{50} , SL_{95}) ficaram abaixo do comprimento de primeira maturação (L_{50}) com os parâmetros do PRÉ (Figura 12) e o SL_{95} ficou acima com os parâmetros do PÓS. O indicador $C_{médio}/L_{50}$ apresentou valor >1 nos períodos em estudo (PRÉ = 1,0 e PÓS = 1,3) e $C_{médio}/L_{opt}$ valores < 1 no PRÉ = 0,7 e PÓS = 0,8.

Tabela 13. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL_{50} e SL_{95} em cm) utilizando os parâmetros populacionais de *Pseudoplatystoma* spp. estimados no período PRÉ e no PÓS.

	Ano	SPR	SL_{50} (cm)	SL_{95} (cm)	F/M
PRÉ	2009	0,24	38,0	46,6	2,1
	2010	0,23	39,4	48,6	2,2
	2011	0,20	40,6	50,4	2,5
	2012	0,17	41,6	51,9	2,9
	2013	0,14	41,4	51,2	3,3*
	2017	0,12	41,4	51,0	3,6
	2018	0,10	41,2	50,7	3,7
	2019	0,10	41,0	50,5	3,8
PÓS	2009	0,55	37,3	45,8	1,0
	2010	0,54	38,7	47,7	1,1
	2011	0,47	39,7	49,2	1,2
	2012	0,42	40,7	50,7	1,5
	2013	0,34	40,6	50,1	1,8
	2017	0,30	40,7	50,0	2,0
	2018	0,27	40,6	49,7	2,1
	2019	0,25	40,4	49,5	2,2

* F/M estimado pode ser irrealisticamente alto



A

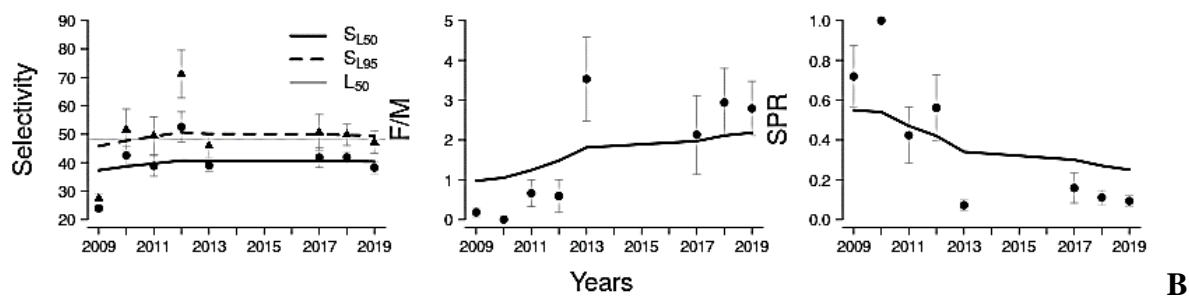


Figura 12. Parâmetros estimados do modelo *GTG LB-SPR* utilizando os parâmetros populacionais estimados de *Pseudoplatystoma* spp. dos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).

O modelo TPDBC analisado para *B. filamentosum* mostrou taxa abaixo do PR limite utilizando os parâmetros populacionais do PRÉ (~3%), a mesma situação observou-se ao utilizar os parâmetros do PÓS (~9%). O indicador (F/M) apresentou valores melhores com os parâmetros dos PÓS do que com os do PRÉ, entretanto com valores acima de 8 do F_{Lim} (F/M) com os parâmetros do PRÉ e acima de 5 com os parâmetros estimados do PÓS (Tabela 14). O comprimento de primeira maturação (L_{50}) estava acima dos comprimentos de seletividade (SL_{50} ; SL_{95}) com os parâmetros do PRÉ (Figura 13) e abaixo do SL_{95} com os parâmetros do PÓS. O indicador $C_{médio}/L_{50}$ apresentou valor ≈ 1 nos períodos em estudo (PRÉ = 1,0 e PÓS = 1,3) e $C_{médio}/L_{opt}$ valores < 1 , PRÉ e PÓS = 0,6.

Tabela 14. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL_{50} e SL_{95} em cm) utilizando os parâmetros populacionais de *B. filamentosum* estimados no período PRÉ e no PÓS.

	Ano	SPR	SL50 (cm)	SL95 (cm)	F/M
PRÉ	2004	0,03	74,3	90,4	8,7*
	2009	0,04	75,4	92,3	8,0
	2010	0,04	75,7	92,6	7,7*
	2011	0,03	74,8	91,1	7,6*
	2012	0,03	74,5	90,3	7,7*
	2013	0,03	73,9	88,5	7,6
	2017	0,03	73,2	87,4	7,8*
	2018	0,02	71,3	85,1	8,0*
	2019	0,02	70,5	84,1	8,1*
PÓS	2004	0,08	73,1	88,5	5,9*
	2009	0,09	74,0	90,1	5,3
	2010	0,09	74,4	90,7	5,1
	2011	0,08	73,6	89,3	5,0
	2012	0,08	73,5	88,6	5,0*
	2013	0,08	72,9	86,9	5,0

2017	0,07	72,2	85,9	5,1
2018	0,06	70,5	83,7	5,3*
2019	0,06	69,6	82,7	5,4*

* F/M estimado pode ser irrealisticamente alto

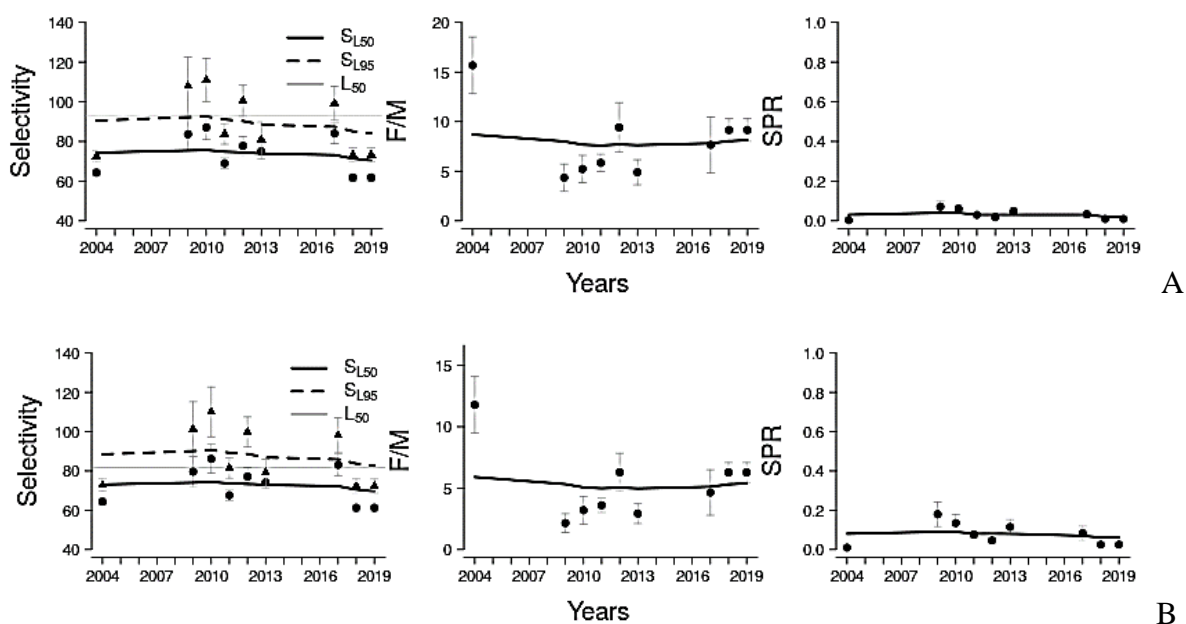


Figura 13. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os parâmetros populacionais estimados de *B. filamentosum* nos períodos pré (A) e pós (B).

O TPD para *B. rousseauxii* apresentou-se abaixo do PR limite utilizando os parâmetros populacionais do PRÉ (~10%), diferente da situação observada ao se utilizar os parâmetros do PÓS (~36%), dentro intervalo razoável 20-40%. A razão entre mortalidade por pesca e mortalidade natural apresentou valores melhores com os parâmetros dos PÓS do que com os do PRÉ, com valores acima de 10 do F_{Lim} e 5, respectivamente (Tabela 15). Os comprimentos de seletividade ficaram acima do comprimento de primeira maturação (L_{50}) utilizando os parâmetros dos dois períodos (Figura 14). O indicador $C_{médio}/L_{50}$ apresentou valor ≈ 1 nos períodos em estudo (PRÉ e PÓS = 1,1), o indicador $C_{médio}/L_{opt}$ apresentou valores < 1 no PRÉ = 0,8 e no PÓS = 0,9.

Tabela 15. Estimativas Taxa de Potencial de Desova (TPD), pressão de pesca (F/M) e seletividade (SL_{50} e SL_{95} em cm) utilizando os parâmetros populacionais de *B. rousseauxii* estimados no período PRÉ e no PÓS.

	Ano	SPR	SL_{50} (cm)	SL_{95} (cm)	F/M
PRÉ	2004	0,08	80,7	102,9	10,1*
	2009	0,08	82,2	105,7	10,0*
	2010	0,09	82,4	106,1	9,0

	2011	0,10	82,2	105,5	8,7
	2012	0,10	82,1	105,1	8,8
	2013	0,10	82,8	105,2	9,5
	2017	0,08	80,6	101,6	10,7*
	2018	0,07	79,3	99,3	11,2*
	2019	0,07	78,7	98,2	11,8*
PÓS	Ano	SPR	SL50 (cm)	SL95 (cm)	F/M
	2004	0,34	77,1	97,8	3,9
	2009	0,37	78,3	100,0	3,7
	2010	0,41	78,0	99,7	3,3
	2011	0,41	78,1	99,6	3,2
	2012	0,42	78,2	99,5	3,3
	2013	0,41	79,2	100,4	3,7
	2017	0,34	77,7	97,5	4,4
	2018	0,30	76,7	95,8	4,7
	2019	0,28	76,4	95,0	5,1

* F/M estimado pode ser irrealisticamente alto

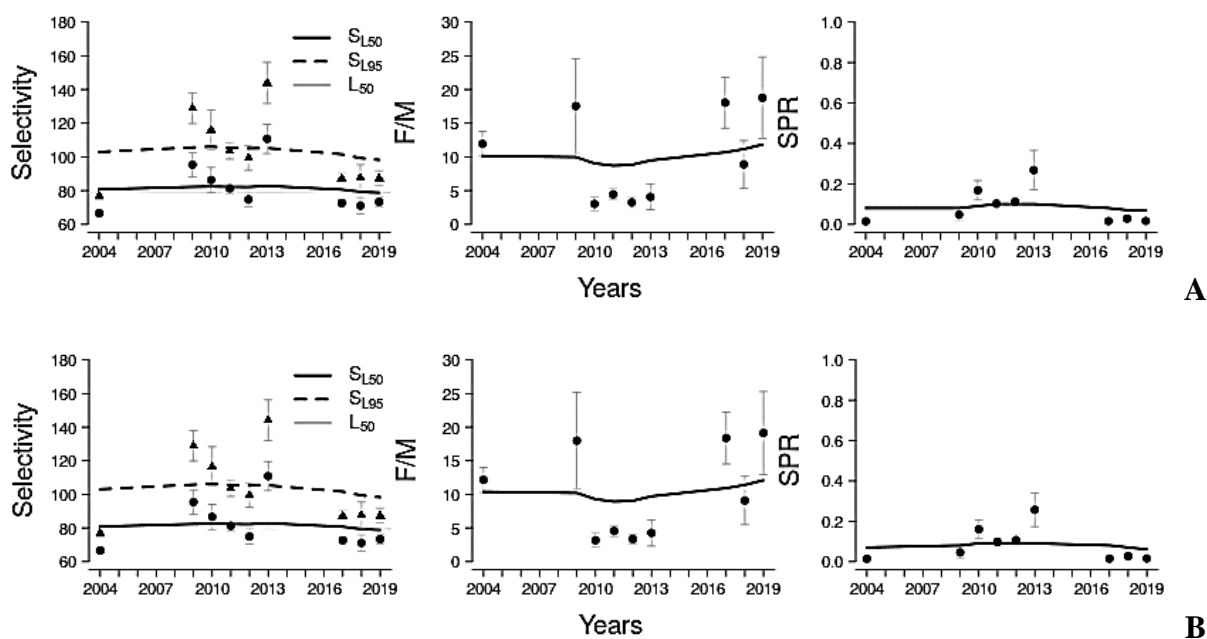


Figura 14. Parâmetros estimados do modelo GTG LB-SPR utilizando os parâmetros populacionais estimados de *B. rousseauxii* dos períodos PRÉ (A) e PÓS (B).

O IBC para cada um dos pescados em estudo ao longo dos anos da série apresentou flutuação semelhante aos do SPR (Figura 15).

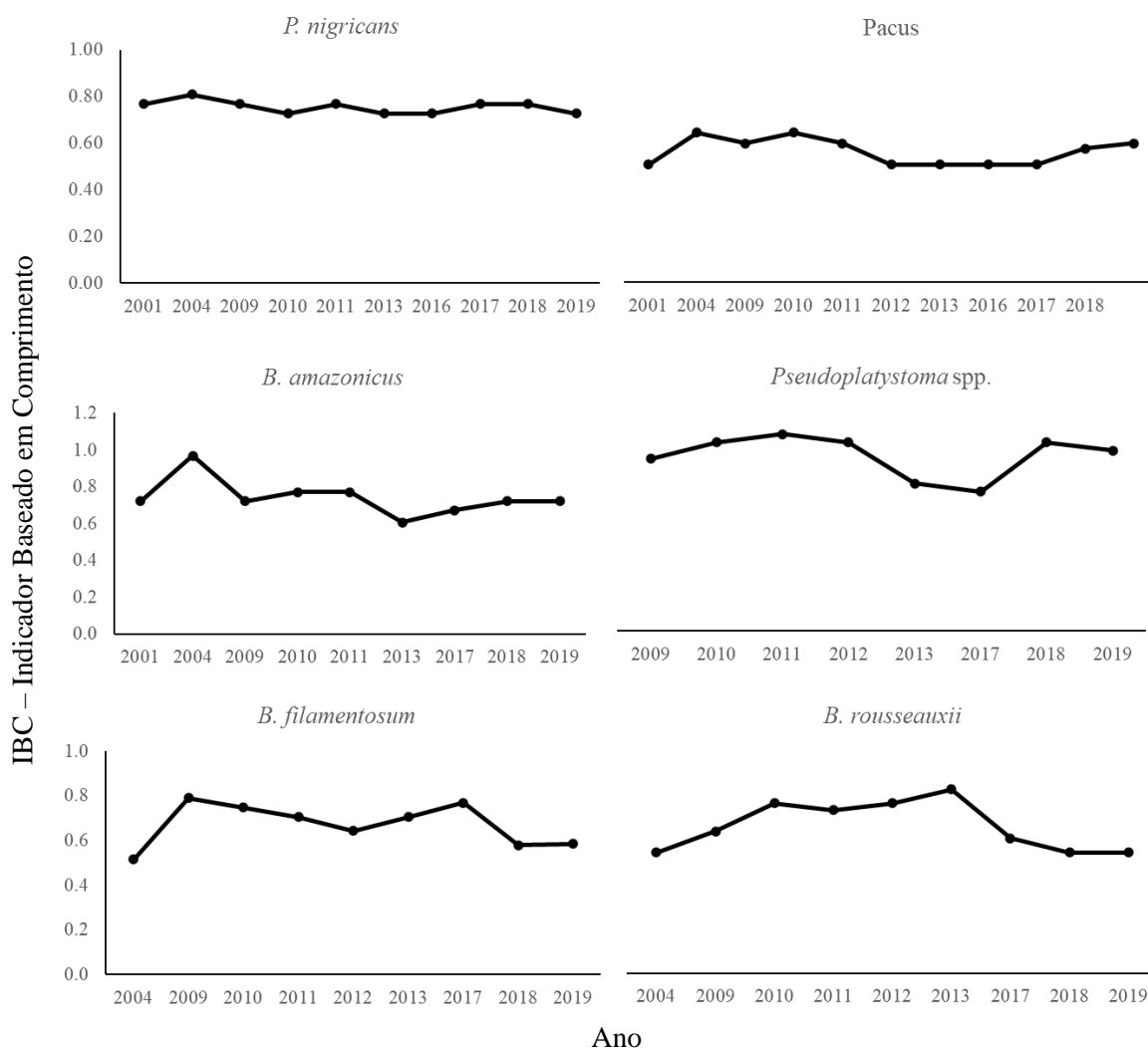


Figura 15. Flutuação do Indicador Baseado em Comprimento (IBC) por cada grupo de espécies amostrado. É possível comparar o comportamento da linha do IBC com o TPD.

Discussão

A Taxa de Potencial de Desova (TPD) vem reduzindo nesses últimos anos para quatro dos seis pescados analisados, apesar de nos desembarques não estarem a maioria de indivíduos abaixo do comprimento de 1ª maturação (L_{50}), o rendimento ainda é baixo devido a seletividade (SL_{50}) estar próxima ao L_{50} . Os seis (6) pescados analisados apresentaram menor L_{∞} no período PÓS. *P. nigricans*, Pacu, *B. amazonicus* e *Pseudoplatystoma spp.* apresentaram TPD dentro da escala recomendada ou acima do PR alvo, porém com parâmetros do PÓS.

A TPD de *B. filamentosum* e *B. rousseauxii* apresentou valores preocupantes, abaixo e entorno de 10%, com uma recuperação com os parâmetros do PÓS. o estoque de *B. filamentosum* necessita maior atenção, pois, além do indicador F/M ter sido acima de 10, o que reflete um sistema em sobrepesca, apresentou uma estimativa baixa do TPD (<10%), que

significa expressiva redução das fêmeas do estoque (HORDYK et al., 2016). Registros de diminuição de desembarques de *B. filamentosum* na Amazônia ocorrem desde 1977 (PETRERE et al., 2004), no Baixo rio Tocantins a abundância dessa espécie reduziu em mais de dez vezes após 20 anos da construção da barragem (HALLWASS et al., 2013). Além da concentração da pesca no comprimento abaixo do de primeira maturação em desembarques amazônicos (CASTELLO et al. 2011; SANT'ANNA et al., 2019). *B. rousseauxii* com os parâmetros do PÓS mostrou uma condição melhor, menor do que visto em anos anteriores (SHEPHARD et al., 2020) mas dentro da escala que os estoques mantêm uma produtividade aceitável.

O indicador F/M só não ultrapassou o PR limite ($F_{Lim} = 2*M$) em uma oportunidade com *Pseudoplatystoma* spp. com os parâmetros do PÓS. os valores da TPD também foram satisfatórios, dentro da escala que os estoques mantêm uma produtividade aceitável, nos anos iniciais esteve próximo do Rendimento Máximo Sustentável, entretanto a seletividade se apresentou abaixo dos L_{50} . Os demais pescados apesar de ter ultrapassado o indicador F/M (em até 11), a maioria dos valores de TPD estava dentro da escala que os estoques mantêm uma produtividade aceitável, portanto saudáveis.

O indicador $C_{médio}/L_{50}$ alcançou o PR limite nos pescados da família Pimelodidae, sendo que *Pseudoplatystoma* spp. alcançou apenas com os parâmetros do PRÉ, o que mostra, também, uma situação delicada dos estoques dessa família, pois as capturas estão com maior frequência próximo ao comprimento onde 50% do estoque ainda não está maduro. O ideal, para os pescados em estudo, é que esteja próximo do comprimento L_{95} , assim diminuiria a pressão e traria as pescarias para um Rendimento ideal, pois o PR-alvo do indicador $C_{médio}/L_{opt}$ não fora alcançado por nenhum dos pescados em estudo, sempre ultrapassando o PR limite.

As equações utilizadas para estimar os parâmetros populacionais são baseados no trabalho de Beverton-Holt (BEVERTON; HOLT, 1957, BEVERTON; HOLT, 1964), onde a relação $L_{50}/L_{\infty} = 0,66$ ou $L_{50} = 2/3L_{\infty}$, que podem ser utilizadas, segundo recomendação feita na criação do método TPDBC, quando os parâmetros não estão disponíveis (HORDYK et al., 2015). Entretanto, o ideal é fazer o uso de parâmetros estimados por métodos mais robustos (HORDYK et al., 2015; SHEPHARD et al., 2018) como foi o de Cella-Ribeiro et al., (2016) no qual houve exposição das gônadas e cálculo das frequências, assim foi utilizado o L_{50} estimado no estudo para *P. nigricans*, *B. rousseauxii* e Pacus (sp.).

A partir do fechamento das barragens (2011/2012) quase um terço das cabeceiras de desova de *B. rousseauxii* na Bacia Amazônica ficaram inacessíveis (GOULDING et al., 2003). O Madeira é o maior afluente da Bacia Amazônica tanto em área de descarga quanto em área de cabeceira (LATRUBESSE; STEVAUX; SINHA, 2005), representando uma das áreas de desova mais extensas não só para *B. rousseauxii*, mas também para vários outros bagres (*B. filamentosum*, por exemplo), os quais também sofreram diminuição do recrutamento especialmente após a construção do complexo hidrelétrico do Madeira (DAMME et al., 2019). Delimitar as sinergias entre pesca, barragens hidrelétricas e desmatamento de várzeas (CAPITANI et al. 2021), como visto no capítulo anterior, apresenta grandes desafios imediatos para a gestão da pesca na Amazônia, e especialmente para espécies migratórias (DUPONCHELLE et al. 2021).

Uma estimativa robusta de L_{∞} é fundamental para estimativas confiáveis do TPD, pois a metodologia TPDBC é extremamente sensível à estimativa de L_{∞} (HORDYK et al., 2014b). Caso haja uma subestimação de L_{∞} , quanto maior for a quantidade de indivíduos da amostra próximo de parâmetro, maior é o aumento das estimativas de TPD (HOMMIK et al., 2020) como foi observado utilizando os parâmetros do PÓS. Outro fator a ser observado é que o L_{∞} irrealisticamente alto pode resultar em falsos negativos (um resultado ruim quando o estado verdadeiro é bom), enquanto L_{∞} baixo pode resultar em falsos positivos (um bom resultado quando o estado verdadeiro é ruim, como o que foi observado para a *B. rousseauxii*, os seus parâmetros foram mantidos nos dois períodos, exceto o L_{∞} no PÓS resultando em um falso positivo, assim como nas demais espécies. Estimar o verdadeiro tamanho assintótico da espécie é complicado, pois muitas vezes os dados de comprimento com a idade usados para calcular a curva de crescimento são influenciados por outros fatores, como padrão de exploração anterior e seletividade (TAYLOR et al., 2005; GWINN et al., 2010).

Porém, em alguns estudos foi observado uma tendência de diminuição dos comprimentos médios das principais espécies de importância comercial na Amazônia (DORIA et al., 2018; HEILPERN et al., 2022) como foi observado nesse estudo também, dessa forma os valores menores de L_{∞} no PÓS podem estar mostrando a nova condição da população nos quais parece melhorar, porém não há indícios de aumento da reprodução. Espera-se que o aquecimento global e ambientes com baixo nível de oxigênio reduzam significativamente o tamanho do corpo dos peixes devido a princípios ecológicos e metabólicos fundamentais (CHEUNG et al., 2013; SHERIDAN; BICKFORD, 2011). A diminuição do tamanho do corpo também pode levar à alteração do ecossistema através da

cascata trófica para espécies predadoras (ESTES et al., 2011) ou através da interrupção dos fluxos de carbono para espécies detritívoras (TAYLOR; FLECKER; HALL, 2006). Os efeitos sinérgicos das reduções do tamanho dos peixes causadas pelo clima e induzidas pela pesca podem agravar ainda mais esse impacto potencial.

Deve ser ressaltado que os dados utilizados no período PRÉ foram coletados por diversas pessoas em comunidades ribeirinhas e distritos de Porto Velho ao longo do rio Madeira quando a diversidade de apetrechos utilizados era muito maior (DORIA et al., 2015; SANT'ANNA et al., 2015). *LB-SPR* ajusta uma curva de seleção de tamanho estimado aos dados de comprimento inseridos e, portanto, as saídas do modelo serão tendenciosas se os peixes amostrados vierem de pescarias com diferentes perfis de seleção de artes. No período PÓS, a maioria das amostragens foram realizadas no Mercado Cai n'água, no centro de Porto Velho e a diversidade de apetrechos diminuiu, as capturas com redes de emalhar corresponderam a aproximadamente 80% do pescado desembarcado (DORIA et al., 2018; SANT'ANNA et al., 2020). Um apetrecho onde a frequência em forma de distribuição normal é maior se encaixam melhor nas análises do *GTG LB-SPR* (HOMMIK et al., 2020).

Nessa metodologia atual de implementação do TPDBC, estimativas confiáveis dos parâmetros de seletividade são de importância relevante. O conhecimento da seleção é vital para a estimativa adequada da TPD. Da mesma forma, a precisão das estimativas dos parâmetros de seletividade pode ser melhorada pelo registro do tamanho da malha. Isso diminuiria a variabilidade da amostragem e aumentaria a precisão nas estimativas (HOMMIK et al., 2020). Portanto, recomenda-se que no momento do registro dos dados de desembarque que os dados de tamanho de malha a qual o peixe foi capturado seja considerado. Com esses dados haveria possibilidade de estimativas de seletividade aprimoradas e, idealmente, usar curvas de seleção e parâmetros específicos.

Dentre os principais mecanismos de gestão da pesca em águas interiores estão a regulamentação de pesca e a conservação do peixe (COWX; GERDEAUX, 2004). No entanto, grande parte da atenção dos estudos tem focado em quantificar as capturas da pesca como uma medida da intensidade da pesca em uma determinada área (WALTERS; MARTELL, 2002). Embora essa informação seja útil, ela não aborda diretamente uma das questões fundamentais da sustentabilidade da pesca: a dinâmica de exploração dos pescadores. Essa dinâmica pode ser medida pelo comportamento dinâmico nos modelos de avaliação de estoques e de pescarias (HILBORN; WALTERS, 1992).

A técnica de avaliação TPDBC não foi desenvolvida para substituir técnicas de avaliação mais precisas e intensivas em dados, em vez disso, para fornecer um ponto de partida amplamente aplicável e econômico para iniciar processos de longo prazo de coleta de dados, avaliação e gestão quando houver poucos, se houver, dados pré-existentes e poucas outras opções (PRINCE et al., 2015). (*GTG*) *LB-SPR* é uma ferramenta promissora para avaliação baseada em comprimento de dados limitados de estoques pesqueiros interiores. A extensão para a seleção com distribuição normal para apoiar a avaliação dos estoques capturados com redes de emalhar e anzóis se encaixa bem aos dados amazônicos multi-apetrechos, desde que as amostragens possuam distribuição normal.

Com o auxílio dos PR conhecidos como LBI - *Length-Based Indicators* utilizados, foi possível observar situações que podem ser melhoradas relacionados às capturas da pesca desembarcada em Porto Velho e onde pode-se atuar para um melhor rendimento e proteção dos estoques pesqueiros após a transformação ocasionada pelos barramentos. É importante ressaltar que as flutuações do TPD nas populações do pescado foram muito semelhantes entre o IBC e a modelo *GTG LB-SPR* com maior quantidade de dados. Este resultado destaca que, mais uma vez (SHEPHARD et al., 2021) métricas simples baseadas em comprimento mostraram-se úteis para a avaliação de estoques de peixes continentais limitados por dados. No entanto, deve ser lembrado que o IBC não tem PRs de referência associados (SHEPHARD et al., 2021), porém alguns PR podem ser adicionados a análise e gerados de forma simples (ICES, 2015).

Dessa forma, sugere-se um acompanhamento por parte do órgão fiscalizador com o objetivo de orientar os pescadores, mas essa aproximação se dará em primeiro momento com o órgão assumindo o seu papel de coletar dados do mercado de pesca urbano. A Agência Estadual do Meio Ambiente (Secretaria Estadual de Desenvolvimento Ambiental - SEDAM) é responsável pela fiscalização, planejamento e gestão da pesca. No entanto, esta agência trabalha principalmente na fiscalização e aplicação de regulamentos de pesca, juntamente com outras políticas ambientais estaduais (DORIA et al., 2021). Infelizmente, a falta de monitoramento contínuo da pesca em toda a Amazônia ao longo dos anos compromete a avaliação dos estoques e o estabelecimento de medidas de manejo adequadas para detectar e prevenir a sobrepesca. Para manejar as espécies migratórias em níveis de pesca sustentáveis e, portanto, as espécies comerciais mais importantes, é necessário manter a coleta contínua de dados em mercados urbanos (DUPONCHELLE et al., 2021; PRESTES et al., 2022).

Os resultados, reforçam que dados registrados em escala temporal contínua podem ser usados para avaliações de estoque de rotina, pois esses métodos baseados em comprimento para pescarias com dados limitados foram úteis para avaliar a saúde dos estoques pesqueiros, podem detectar sobrepesca e apoiar as agências responsáveis pela gestão dos recursos pesqueiros para tomar as decisões mais apropriadas para garantir a sustentabilidade das pescarias.

Referências

- AULT, Jerald. S. et al. Length-based assessment of sustainability benchmarks for coral reef fishes in Puerto Rico. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 3, p. 221–231, 2008.
- BABCOCK, Elizabeth A.; TEWFIK, Alexander; BURNS-PEREZ, Virginia. Fish community and single-species indicators provide evidence of unsustainable practices in a multi-gear reef fishery. **Fisheries research**, v. 208, p. 70-85, 2018.
- BEVERTON, R.J.H.; HOLT, S.J. **On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations Ser. 2. Vol. 19.** U.K. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, 1957.
- COPE, J. M.; PUNT, A. E. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science**, 1, 169-186, 2009.
- DAMME, Paul A. Van et al. Upstream dam impacts on gilded catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Bolivian Amazon. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, 2019.
- DORIA, C.R.C.; ATHAYDE, S.; MARQUES, E.E.; LIMA, M.A.L.; DUTKA-GIANELLI, J.; RUFFINO, M.L.; KAPLAN, D.; FREITAS, C.E.C.; ISAAC, V.N. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. **Ambio**, v. 47, n. 4, p. 453-465, 2018. doi:10.1007/s13280-017-0994-7
- DORIA, C.R.C.; LIMA, M.A.L.; NETO, L.F.M. **A pesca artesanal comercial e de subsistência na bacia do rio Madeira. porção brasileira.** In: DORIA, C.R.C.; LIMA, M.A.L. (Orgs.) Rio Madeira: Seus Peixes e Sua Pesca. Porto Velho: EDUFRO. 2015. Co-edição: RiMa Editora. cap. 3. p. 1-11. 2015. 163 p.
- DUPONCHELLE, Fabrice et al. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1087-1105, 2021.
- GOODYEAR, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In: S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard, eds. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 120: 67–82.

GOULDING M, BARTHEM R, FERREIRA EJG, DUENAS R. The Smithsonian Atlas of the Amazon. Washington & London: Smithsonian Books; 2003. 253 p.

HALLWASS, Gustavo et al. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecological Applications*, v. 23, n. 2, p. 392-407, 2013.

HOMMIK. K. FITZGERALD. C.J. KELLY. F. & SHEPHARD. S. 2020. Dome-shaped selectivity in LB-SPR: length-based assessment of data-limited inland fish stocks sampled with gillnets. *Fisheries Research*. 229 [online]. [Cited 16 July 2020]. doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105574

JONES, R.; VAN ZALINGE, N. P. Estimates of mortality rate and population size for shrimp in Kuwait waters. **Kuwait Bull. Mar. Science**, v. 2, p. 273-288, 1981.

KAWARAZUKA, Nozomi; BÉNÉ, Christophe. Linking small-scale fisheries and aquaculture to household nutritional security: an overview. **Food Security**, v. 2, n. 4, p. 343-357, 2010.

LATRUBESSE EM, STEVAUX JC, SINHA R. Tropical rivers. *Geomorphology*. 2005; 70(3-4):187-206.

LYNCH, A.J., COOKE, S.J., DEINES, A.M., BOWER, S.D., BUNNELL, D.B., COWX, I.G., NGUYEN, V.M., NOHNER, J., PHOUTHAVONG, K., RILEY, B., ROGERS, M.W., TAYLOR, W.W., WOELMER, W., YOUN, S.J. & BEARD, Jr., T.D. The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environmental Reviews*, 24(2): 115-121. 2016.

MPA. **Boletim estatístico de pesca e aquicultura do Brasil 2011**. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura. p. 60. 2013.

MCINTYRE, P.B., LIERMANN, C.A.R. & REVENGA, C. Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(45): 12880-12885 [online]. 2016. <https://doi.org/10.1073/pnas.1521540113>

MELACK, J.M, COE, M.T. Amazon floodplain hydrology and implications for aquatic conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 2021; 31(5):1029-40

PHILIPPSSEN, Juliana Strieder et al. Assessing fishing impacts in a tropical reservoir through an ecosystem modeling approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 29, n. 1, p. 125-146, 2019.

POPE. J.G. (1972). An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Bull. ICNAF* 9. 65-74.

QUINN, Terrance J.; DERISO, Richard B. **Quantitative fish dynamics**. oxford university Press, 1999.

SANT'ANNA, I. R. A., Lozano, A.P., Pinto, D. M., & Doria, C. R. C. (2019). Parâmetros biológicos e indicadores de estoque pesqueiro de *Brachyplatystoma filamentosum* (Lichtenstein, 1819) desembarcado em Porto Velho, Rondônia. SAJEBTT, 6(9). <https://periodicos.ufac.br/index.php/SAJEBTT/issue/download/162/39>

SANT'ANNA, Igor et al. (2020a). Fishing production of *Pinirampus pirinampu* and *Brachyplatystoma platynemum* catfish has been affected by large dams of the madeira river (brazilian Amazon). **Boletim do Instituto de Pesca**. [S.l.]. v. 46. n. 2. oct. ISSN 1678-2305. DOI: <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2020.46.2.581>.

SANT'ANNA, I. R. A., RODRIGUES, E. R. F., PINTO, D. M., & DORIA, C. R. C. (2020b). Pescarias Tradicionais da Cachoeira do Teotônio submersas pelas usinas em Rondônia. In: Rabello, A. C. B., & Fernandes, F. R. (Orgs.) Dossiê “O Complexo Madeira: diálogos interdisciplinares sobre região, fronteiras e diversidades”. Canoa do Tempo, 12(2), 229-248. <https://doi.org/10.38047/rct.v12.n02.2020a.d10.p.229.248>

SHEPHARD, Samuel *et al.* (2018). Length-Based Indicators and Reference Points for Assessing Data-Poor Stocks of Diadromous Trout *Salmo Trutta*. *Fisheries Research*. v. 199. p. 36-43. doi.org/10.1016/j.fishres.2017.11.024

SHEPHARD, Samuel *et al.* Combining empirical indicators and expert knowledge for surveillance of data-limited sea trout stocks. *Ecological Indicators*. v. 104. p. 96-106. 2019. doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.073

SHEPHARD, Samuel et al. From Amazon Catfish to Mekong Money Fish: Size-based Assessment of Data-Limited Commercial Inland Fisheries. **fisheries**, v. 46, n. 4, p. 170-187, 2021.

SMITH, L.E., KHOA, S.N.; LORENZEN, K. 2005. Livelihood functions of inland fisheries: policy implications in developing countries. *Water Policy*, 7(4): 359–383 [online]. [Cited 11 July 2020]. <https://doi.org/10.2166/wp.2005.0023>

WALTERS. C.J. MARTELL. S.J.D. **Fisheries Ecology and Management**, 0-691-11545-1. Princeton University Press. 2004.

WALTERS. C.J. MARTELL. S.J.D. **Fisheries Ecology and Management** 0-691-11545-1. Princeton University Press. 2004.

4. Combinação de indicadores empíricos e percepção de atores envolvidos para a monitoramento de impactos antrópicos na pesca de pequena escala com dados limitados.

4.1. Introdução

O conhecimento de pescadores locais e indígenas pode ser um componente importante na avaliação e manejo, especialmente para a pesca tropical que carece de dados sobre a produção de peixes e outros aspectos relacionados às comunidades ribeirinhas (VILLAS-BÔAS et al., 2015; DORIA et al., 2017). Apesar dos avanços notados na descentralização da gestão pesqueira no Brasil e políticas públicas voltadas para o setor nos últimos 20 anos (RUFFINO, 2016), as deficiências são um problema comum da pesca artesanal tanto no Brasil (DIAS-NETO 2015; RUFFINO 2005; 2016), como em outros países em desenvolvimento (BENÉ; NEILAND; 2006; BARTLEY et al., 2015; VASANTHARAJAN, JAWAHAR, VENKATASAMY, 2015). Falhas de gestão podem ser atribuídas à forma tradicional de ordenamento pesqueiro baseada em modelos matemáticos, ademais, o componente humano precisa ser incorporado à gestão, para se tornar mais efetivo, para esses autores (CASTELLO, 2008; CASTELLO; MACEDO, 2016; FULTON et al., 2011).

O Conhecimento Ecológico Tradicional (CET) é o conhecimento de um grupo específico de pessoas sobre os ecossistemas, que trata da interação entre organismos e seu ambiente, que é incorporado nos costumes locais, sistemas de crença e aprendizagem. Como todos os tipos de conhecimento, este evolui constantemente, através de anos de experimentação prática sendo transferido de uma geração para a outra, por meio de transmissão cultural, normas sociais, sistemas de gestão e memória social (BERKES et al., 2000; OLSSON; FOLKE, 2001). O CET dos pescadores tem sido utilizado como fonte de dados sobre práticas de pesca, meios de subsistência, governança e biologia e ecologia de peixes para subsidiar o manejo e conservação da pesca (OLSSON; FOLKE, 2001; DAVIS; RUDDLE, 2010; FISCHER et al., 2015).

O CET pode preencher lacunas de conhecimento científico, pois é uma fonte inestimável de informações detalhadas sobre os serviços locais ecossistêmicos, especialmente (mas não exclusivamente) em áreas onde existe pouco conhecimento formal (SILVANO; BEGOSSI, 2012). Por sua integridade, o CET foi reconhecido na Convenção sobre Diversidade Biológica como relevante no gerenciamento de ecossistemas (FABRICIUS et al., 2006; BRASIL, 2.519/1998). O valor do conhecimento dos pescadores vem se estabelecendo e, em alguns lugares da Europa tem capacidade para rejeitar modelos de avaliação matemático

implausíveis (DUPLISEA, 2018), assim, abre-se oportunidade para algumas partes interessadas ter um papel no fornecimento de conhecimento ecológico local que ajuda a "contar a história" de um estoque (SHEPHARD et al., 2019). Na bacia do rio Tocantins, mesmo 20 anos após a instalação dos barramentos, as principais mudanças ambientais apontadas pelos pescadores corroboraram com o estudo experimental realizado utilizando os desembarques pesqueiros (HALLWASS et al., 2013). Na bacia do rio Madeira o estudo de DORIA et al. (2014) observou que os pescadores detêm um refinado conhecimento da ecologia do ambiente onde atuam, sobre a biologia das espécies exploradas e detectaram variações nos padrões ou na dinâmica pesqueira vivenciada por eles ao longo de anos.

O International Council for the Exploration of the Sea - ICES (2015) sugere que os IBC – Indicador Baseado em Comprimento (LBI - *Length-Based Indicators*) sejam calculados a partir da distribuição por tamanho dos dados da pesquisa ou da captura. Cada IBC compreende a razão de uma estatística de comprimento medido e um limite correspondente de exploração ou histórico de vida. Uma abordagem de semáforo (CADDY et al., 2005) é então usada para comparar as estimativas de LBI a um Ponto de Referência (PR) no qual é alcançada uma conservação, rendimento e/ou uma pesca relevante com Rendimento Máximo Sustentável (RMS). Os indicadores assumem o papel de monitoramento no rastreamento do estado ecológico, fornecendo informações complementares (incluindo sinais de alerta) que informam e apoiam a ciência, a política e o gerenciamento (SHEPHARD et al., 2015). Essa abordagem pode relacionar o estado atual à condição inicial e ao histórico da ação (CANALES et al., 2018).

Os IBC vem sendo utilizados para refletir a pressão de pesca com seleção de tamanho (ROCHET, TRENKEL, 2003; SHIN et al., 2005; SHEPHARD et al, 2018; SHEPHARD et al, 2019). A principal vantagem é que eles são simples para calcular, permitem comparação rápida e podem ser aplicados em diferentes escalas espaciais (e potencialmente temporais). Plotagem de IBC associado aos PRs propostos conseguem ilustrar claramente a estrutura demográfica, e pode apoiar uma avaliação do estado de conservação das espécies sobre esta métrica. Portanto o objetivo deste estudo é usar o Conhecimento Científico (CC) e o Conhecimento Ecológico Local (CET) dos pescadores para avaliar os impactos da(s) barragem(ns) hidrelétrica(s) na pesca e nas populações e comunidades de peixes. Os seis grupos das principais espécies exploradas na pesca pequena escala no rio Madeira (Rondônia) utilizadas no capítulo anterior curimatã (*Prochilodus nigricans*), pacu (*Myliu s spp*; *Mylossoma duriventre*), jatuarana (*Brycon amazonicus*), surubim/caparari (*Pseudoplatystoma*

spp.), filhote/piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum*) e dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) foram utilizadas para responder a hipótese de que: Métodos de análise de dados limitados de pescarias baseados no etnoconhecimento podem ser úteis para delimitar indicadores de impactos e o estado ecológico de habitats e comunidades ictiícas.

4.2. Materiais e Métodos

Coleta de dados

As informações da percepção dos pescadores sobre o sistema da pesca e a situação dos estoques explorados foram obtidas por meio de eventos em comunidades pesqueiras ao longo do rio Madeira, na cidade de Porto Velho. A seleção das localidades foi feita sob os seguintes critérios: posição em relação à barragem de Santo Antônio, presença de atividade pesqueira comercial e interesse na realização do evento. As comunidades/distritos onde ocorreram os eventos foram: Riacho Azul e Jaci-Paraná, localizadas a margem do reservatório da UHE Santo Antônio e São Carlos e Calama, situadas a jusante das UHE (Tabela 16).

Tabela 16. Comunidades/distritos onde foram realizados os eventos, a área e a descrição de suas características (DORIA; LIMA, 2015).

Comunidades/distritos	Área	Descrição
Jaci-Paraná	Margem do reservatório da UHE Santo Antônio	Localizado a 80 km de distância do município de Porto Velho, Jaci-Paraná tinha aproximadamente 4.703 habitantes (IBGE, 2019). Parte de sua população pesca para a subsistência e comercialização do excedente, em virtude do fácil acesso aos rios que cortam a cidade (rio Madeira e rio Jaci-Paraná).
Riacho Azul	Margem do reservatório da UHE Santo Antônio	Reassentamento criado pela UHE Santo Antônio, localizado na margem esquerda do rio Madeira, a cerca de 20 quilômetros de Porto Velho.
São Carlos	Jusante da UHE Santo Antônio	Distrito de Porto Velho, localizado a 100 km de área urbana da cidade na margem esquerda do rio Madeira, no entorno da RESEX Cuniã.
Calama	Jusante da UHE Santo Antônio	Distrito de Porto Velho, está localizado na margem direita do rio Madeira, nas proximidades da foz do rio Machado. Apresenta 2.922 habitantes (IBGE, 2022) distribuídos em quatro bairros: São José, Tancredo Neves, São Francisco e São João.

Foram realizadas ações de sensibilização com lideranças de pescadores e/ou pescadores ainda ativos com o objetivo de incentivar a participação a fim promover os encontros, estes poderiam unir pescadores através de suas histórias em comum. Após observar

a receptividade e possibilidade de boa participação, era iniciada a divulgação do evento por meios digitais, ligação telefônica e por meio de moradores que se colocavam a disposição para conversar com os pescadores sobre os objetivos do evento.

No início de cada encontro era apresentado o objetivos da atividade, o Termo Consentimento Livre Esclarecido para a participação, para assinatura dos presentes. Em seguida explicado e aplicados às metodologias a serem utilizadas, conforme descrito a seguir. O material de apoio foi cuidadosamente elaborado; cartazes, adesivos e pincéis de quadro (Figura 16):

- **Linha do tempo:** Utilizando como material de apoio didático, cartolina com linha indicando os últimos 30 anos, registramos os principais marcos temporais. O público presente era indagado sobre: 1) fatos históricos, experiências e as transformações que estes provocaram na comunidade e no rio; 2) quais desses acontecimentos tinham relação com a atividade pesqueira. Todas as informações foram registradas na cartolina e diário de campo por um aluno assistente.;
- **Atividade-Pressão-Estado-Resposta (APER):** Baseada nos resultados obtidos nos capítulos 2 e 3, quanto às alterações ambientais e situação dos estoques de alguns pescados, e nos indicadores definidos para as Barragens: Barragens-Pressão e Barragens-Estado e para a Pesca: Pesca-Pressão e Pesca-Estado, elaborou-se a lista de perguntas descritoras (Anexo). As perguntas descritoras foram feitas aos presentes e todas as respostas eram registradas no mural de cartolina. Os indicadores CET são ordinais, de modo que as respostas subjetivas como: ‘Muito ruim’, ‘Ruim’, ‘Na média’ ou ‘Bom’, são codificadas numericamente de 1 a 4. Ao final, cada descritor de pressão e estado contém um indicador CC e CET para avaliar a confiança dos resultados.

Para cada uma das espécies em estudo era construído um gráfico junto aos pescadores quanto às flutuações ocorridas na captura. Primeiro era perguntado qual o ano de maior produção da respectiva espécie (considerou-se a percepção da maioria, mais de 60% dos presentes). Em seguida, elaborava-se o cartaz com a produção anual, de acordo com a resposta da maioria, tendo como limite o ano de 2019. Essa atividade não foi aplicada para São Carlos devido a contratempos logísticos nessa localidade.

- **Situação da saúde do pescado:** Inicialmente levantou-se a percepção dos presentes por meio de perguntas, sobre as seis categorias de pescado selecionado para o estudo: o maior e o menor comprimento capturado de determinada espécie, e sobre qual o

menor e a média do comprimento que a espécie foi capturada com “ova” (gônada madura), antes e depois da construção das barragens (Figura 16). Quando necessário era disponibilizado algumas régua para a utilização dos participantes como referência na estimativa dos comprimentos.

Em seguida foi lhes apresentado um cartaz representando um semáforo (vermelho, amarelo e verde) dividido em quadrantes (Pouco peixe e em tamanho menor; Pouco peixe e em tamanho igual ou maior; Muito peixe e em tamanho menor e Muito peixe e em tamanho igual ou maior). Após a explicação da metodologia, solicitou-se para cada pescador colar adesivos no lugar que indicava a situação que julgava que o pescado se encontrava atualmente.



Figura 16. Elaboração de material de apoio para as atividades.

O registro da percepção dos pescadores na atividade em grupo quanto a fatos históricos, a situação das espécies, dos estoques e do ambiente percebidas por eles foram tabuladas em planilha, buscando semelhanças entre as respostas para a caracterização do pensamento predominante entre cada grupo de pescadores por localidade. Os registros diários

de desembarque mantidos pela colônia pesqueira Z-1 com base nas declarações dos pescadores de 2000 a 2019, foram tabulados em planilhas eletrônicas considerando a produção específica de cada um dos seis pescados em estudo.



Figura 16. Aplicação das metodologias utilizadas durante os eventos: (a) no distrito de São Carlos, (b) na comunidade de Riacho Azul, (c) no distrito de Jaci-Paraná e (d) no distrito de Calama.

Análise de dados

Os fatos históricos registrados na atividade Linha do Tempo comuns nas quatro comunidades foram agrupados em uma única figura, evidenciando as transformações ambientais ocorridas na região de acordo com a percepção dos pescadores. As informações que compõem os indicadores Barragens-Pressão e Barragens-Estado; Pesca-Pressão e Pesca-Estado foram reunidas de acordo com o estado atribuído na qual foram calculadas as proporções de cada resposta (ROBBINS; HEIBERGER, 2011), onde foi apresentado a proporção de respondentes de cada descritor por indicador.

Os dados comprimentos dos peixes fornecidos pelos pescadores (vide metodologia “Situação da saúde do pescado”) foram utilizados para estimar os parâmetros populacionais comprimento assintótico, o comprimento de 1ª maturação, o comprimento médio e o comprimento que atinge o Rendimento Ideal na pescaria (L_{∞} , $L_{médio}$, L_{50} , L_{opt}) através de relações empíricas (FROESE; BINOHAN, 2003), antes e depois da construção das barragens no rio Madeira. Para as espécies que os pescadores relataram somente o peso em quilos, utilizou-se as equações da relação Peso-comprimento descritas para a bacia do rio Madeira e/ou estimadas no próprio estudo. A partir desses, foram calculados os indicadores e utilizado as propriedades quando os valores são acima de 1 (Tabela 16). Assim, conforme a percepção dos pescadores em relação aos comprimentos se a pesca atendeu às propriedades é, portanto, considerado o estoque como saudável.

Tabela 17. Indicadores, ponto de referência e as propriedades utilizadas.

Indicador	Ponto de Referência (PR)	Propriedades
$L_{médio}/L_{50}$	> 1	Conservação de indivíduos imaturos
$L_{médio}/L_{opt}$	> 1	Rendimento ideal

As parcelas de indicadores de vigilância foram usadas para apresentar séries cronológicas anuais pareadas de um simples IBC – Indicador Baseado em Comprimento e um Indicador de Abundância Relativa – IBR, correspondente para cada uma das espécies avaliadas. O IBC compreendeu o percentil 95% anual do comprimento observado da espécie ($L_{95\%}$) no banco de dados do LIP/UNIR como proporção do comprimento máximo fornecido pelos pescadores $L_{máx}$ ($L_{95\%}/L_{máx}$). Essa métrica captura como a estrutura populacional (essencialmente a predominância de indivíduos maiores) desvia de um limite fixo (o comprimento assintótico do maior indivíduo observado). O indicador de abundância relativa foi definido como ($Produção_{espécie}/Produção_{total}$), ou seja, a proporção de uma dada captura anual total que era composta por cada um dos pescados do estudo padronizado para o valor máximo da série. As métricas de comprimento e abundância foram padronizadas como uma proporção anual do valor máximo observado específico do estoque, assumindo um valor entre zero e um. Essa padronização pelo valor máximo permite avaliar rapidamente o estado atual do estoque em relação ao melhor estado histórico no período do estudo (SHEPHARD et al., 2021).

Em seguida, comparou-se o observado no estudo, os resultados obtidos com os pescadores por outros autores na região e/ou na Amazônia. Os pares de indicadores CET e CC

eram avaliados para descritores de comunidade, assim, realizado ponderação dos indicadores CC pelo nível de impacto de seu indicador CET correspondente.

Os resultados foram apresentados por cada metodologia de forma a comparar e buscar as associações entre as localidades, assim como relatos em comum a todas. Em todos os eventos foram adotadas as normas de biossegurança em vigência no estado na data de cada um. Os dados coletados durante os encontros são uma expressão das experiências, percepções de interesse e vieses dos participantes, o que significa que nossos dados não representam totalmente todos os atores sociais das localidades ao longo do rio Madeira.

4.3. Resultados

O evento no distrito de São Carlos foi realizado dia 3 de dezembro de 2021, em Riacho Azul dia 20 de dezembro de 2021, em Jaci-Paraná dia 22 de janeiro e em Calama, dia 5 de março de 2022, houve a participação média de $10(\pm 3)$ pescadores, de ambos os sexos, por localidade em cada evento. Em média 20% dos participantes afirmaram não praticar a pesca como principal atividade profissional após a construção das barragens, os demais pescam desde antes da construção das barragens e alguns deles atuam também como comprador de peixe/atravessador.

4.3.1. Linha do tempo

Os pescadores nas quatro comunidades relataram como fatos históricos marcantes no período de 2000 a 2019 (Figura 17): a grande quantidade de pescadores e de peixes entre os anos de 2000 e 2005; a “fartura” de frutos da floresta (eg: castanha e açaí) e a recente diminuição destes frutos; a variação do ciclo hidrológico do rio Madeira era “normal” após 2008, ano de início da construção da primeira barragem; a necessidade de equilíbrio e entendimento entre os órgãos fiscalizadores e a atuação dos pescadores; a mudança na dinâmica do rio após a construção da barragem - o rio enche e seca com maior frequência na percepção dos pescadores; a mudança da importância da pesca como atividade produtiva, para muitos pescadores a pesca passa a ser a segunda atividade econômica mais importante depois do extrativismo, agricultura e/ou garimpo.

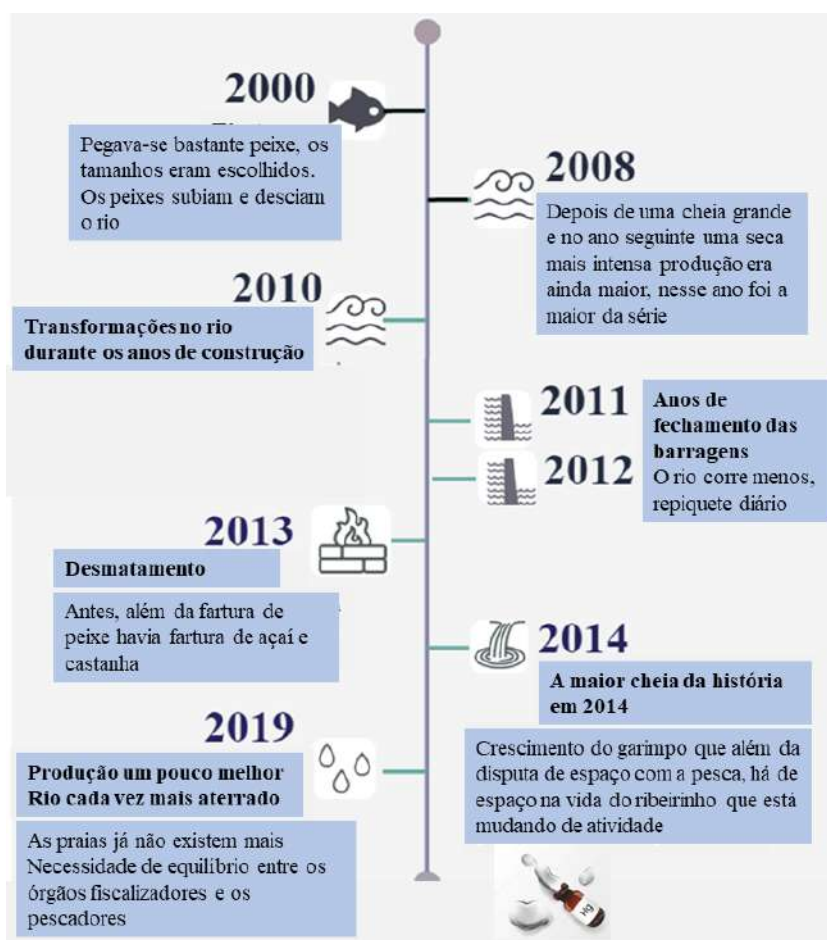


Figura 17. Linha do tempo com os fatos históricos marcantes comuns na percepção dos pescadores nas quatro localidades da bacia do rio Madeira alvo do estudo.

4.3.2. Atividade-Pressão-Estado-Resposta (APER)

De acordo com a percepção dos pescadores na APER os indicadores Barragens-Pressão e Barragens-Estado são considerados, majoritariamente (maior valor percentual das respostas), como 'Muito ruim' e "ruim"; o indicador Pesca-Pressão majoritariamente como "Bom" e "na média"; e o indicador Pesca-Estado como 'Muito ruim' ($\approx 21\%$ de respostas) (Figura 18).

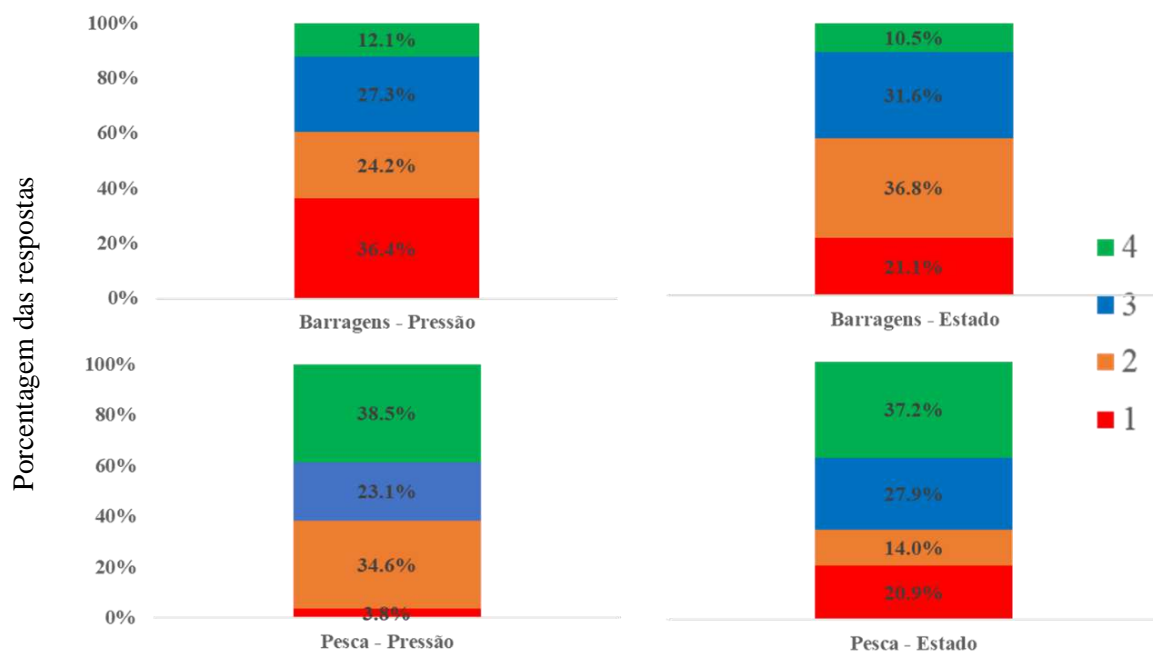
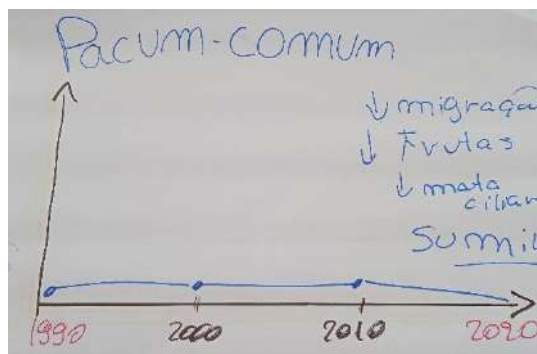
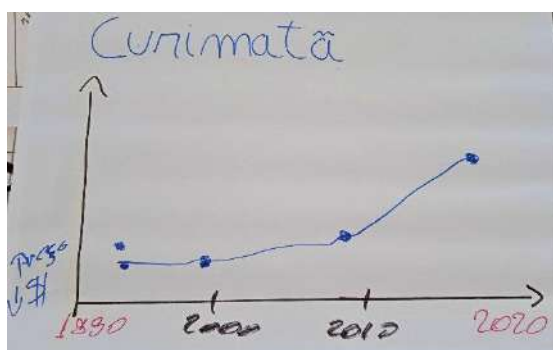


Figura 18. Avaliação subjetiva do estado ecológico atual considerando os quatro descritores da Atividade-Pressão-Estado-Resposta. Legenda: Os valores da escala correspondem: 1 – Muito ruim; 2 – Ruim; 3 – Na média e 4 – Bom.

Os pescadores de Riacho Azul apontaram o curimatã como a única categoria de pescado que aumentou seu desembarque após a construção dos barramentos (Figura 20), o mesmo foi apontado em Jaci-Paraná. Além de jatuarana e surubim que estão aumentando nos últimos anos (Figura 21). Em Calama, todos os pescados em estudo tiveram queda expressiva (Figura 22), mas ainda mantêm uma produção no qual é possível obter renda. Grande parte dos pescadores, em todas as localidades, afirmaram ter maiores custos de tempo e combustível para pegar uma quantidade de pescado em uma semana o que antes se pegava em um dia.



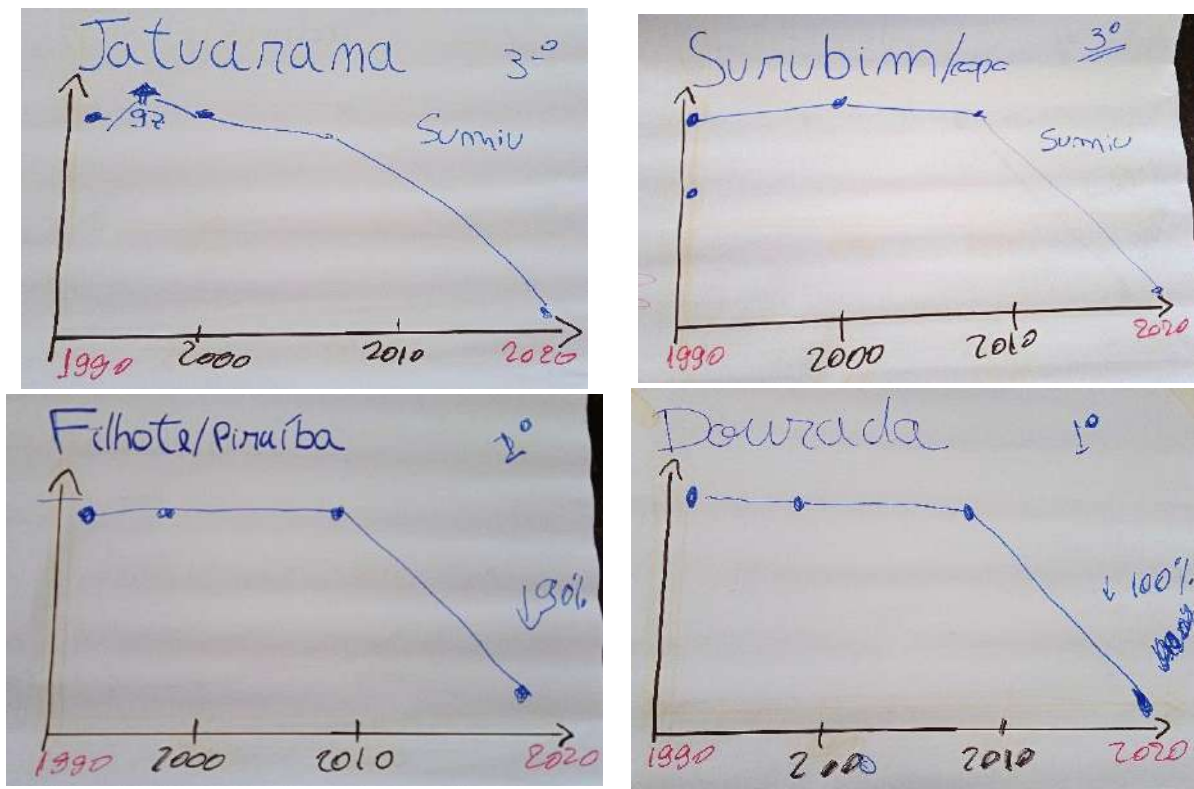
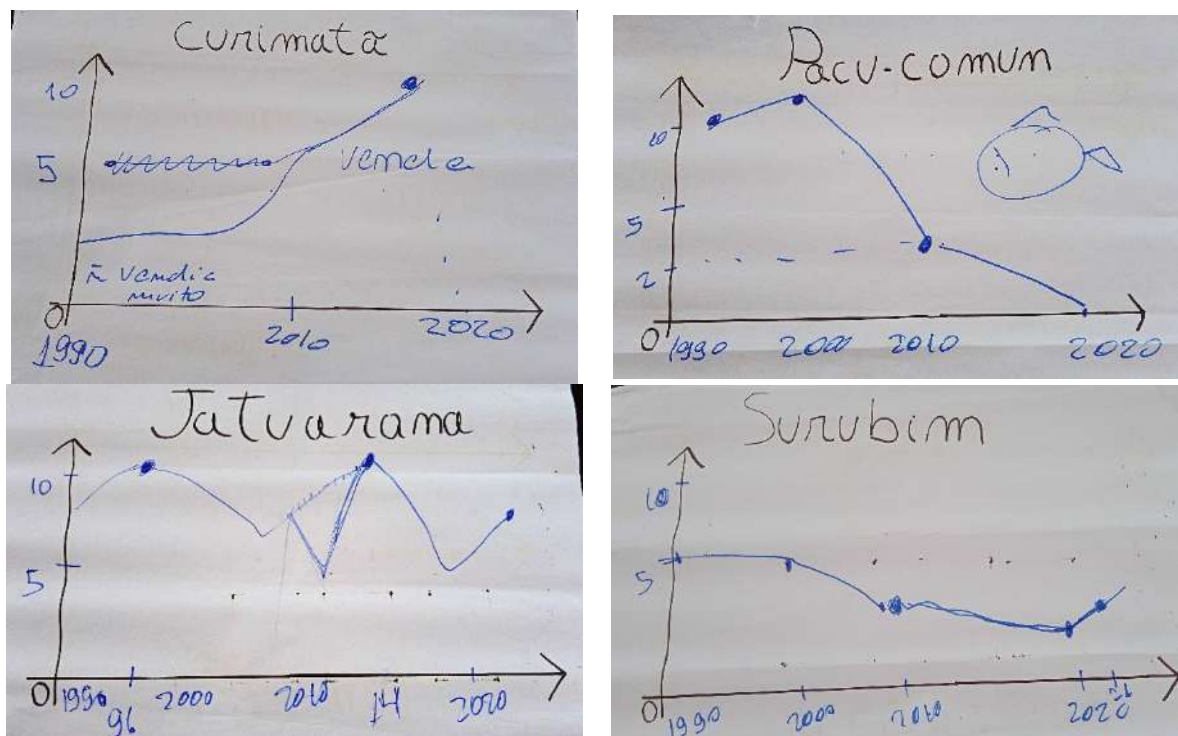


Figura 19. Flutuação na captura do pescado estimada segundo os pescadores de Riacho Azul.



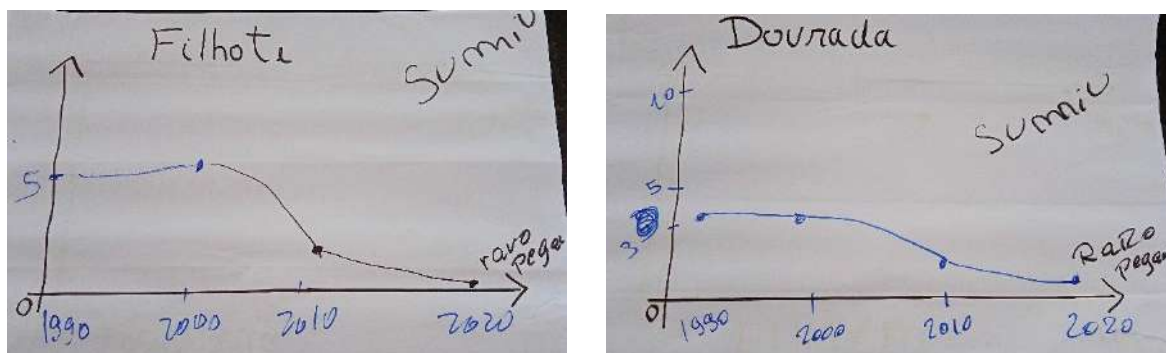


Figura 20. Flutuação na captura do pescado estimada segundo os pescadores de Jaci-Paraná.

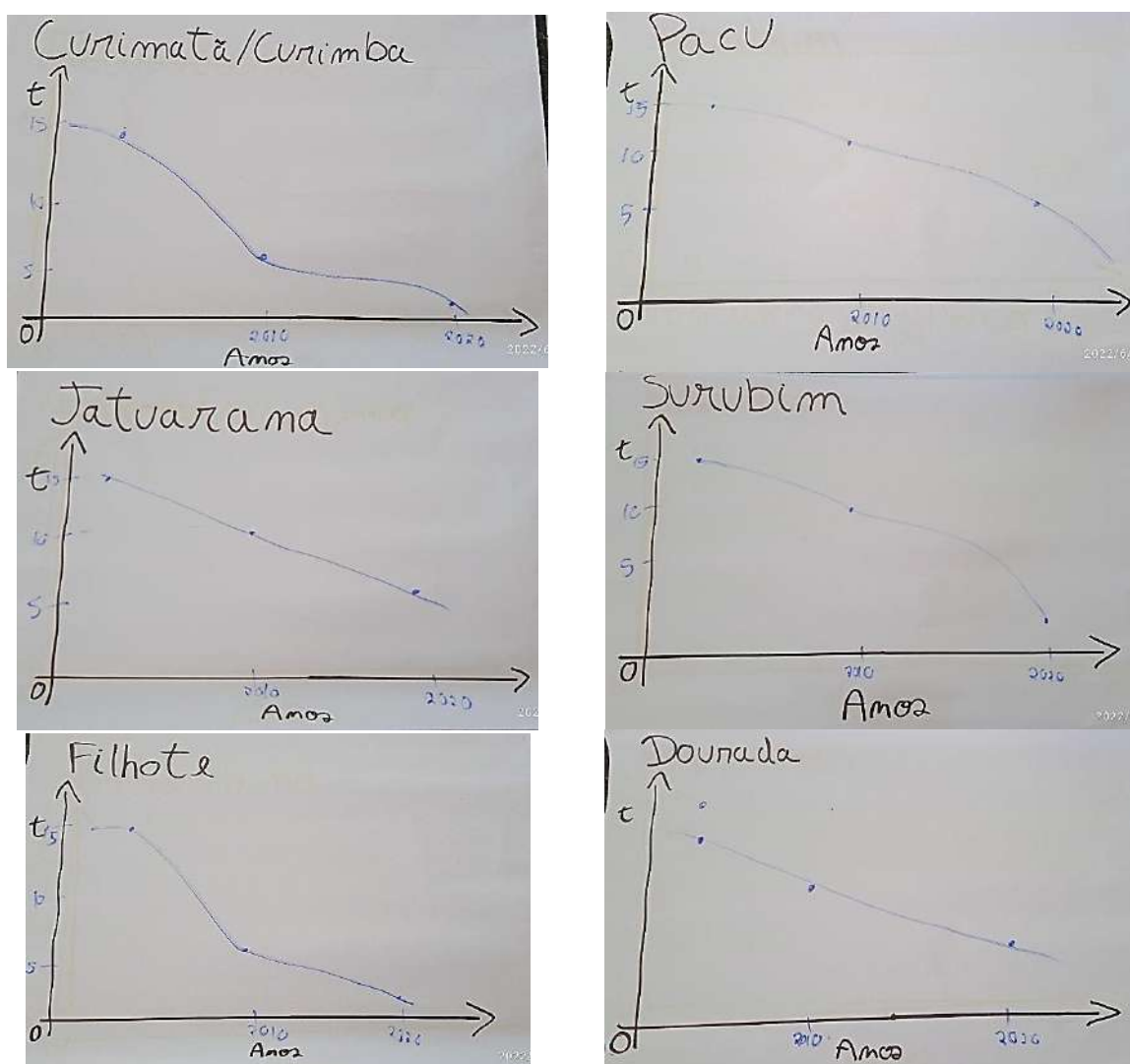


Figura 21. Flutuação na captura do pescado estimada segundo os pescadores de Calama.

4.3.3. Saúde do pescado

Os comprimentos dos peixes capturados, conforme afirmação dos pescadores de todas as localidades estudadas, antes da construção das barragens a maioria tinham maior tamanhos

(comprimentos maiores). Depois do fechamento das barragens o tamanho diminuiu, exceto *Pseudoplatystoma* spp. que aumentou para os pescadores de São Carlos e Riacho Azul (Tabela 17 e 19). Os pescadores das quatro localidades afirmaram não ter visto douradas maduras no período “Depois” (Tabela 17 a 20), em Riacho Azul foram pacu-comum, *Pseudoplatystoma* spp., filhote e dourada maduros.

Tabela 18. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de Riacho Azul.

	Antes				Depois			
	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}
Curimatã	48	10	30	30	48	10	15	15
Pacu-comum	24	5	10	10	10	5	Não	10
Jatuarana	45	37	37	15	36	36	36	15
Surubim/caparari	91	20	71	63	123	20	60	68
Piraíba/filhote	175	73	112	90	82	62	Não	62
Dourada	174	76	111	93	94	57	Não	78

Tabela 19. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de Jaci-Paraná.

	Antes				Depois			
	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}
Curimatã	56	10	20	27	40	10	20	27
Pacu-comum	45	5	15	19	38	5	15	19
Jatuarana	80	7	40	40	73	7	40	40
Surubim/caparari	138	41	71	87	114	10	71	87
Piraíba/filhote	221	48	112	108	196	59	Não	108
Dourada	170	30	94	94	88	30	Não	76

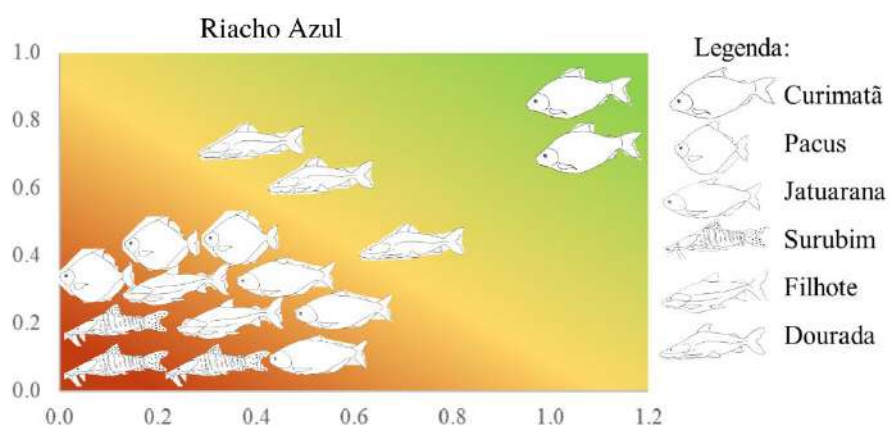
Tabela 20. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de São Carlos.

	Antes				Depois			
	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}
Curimatã	68	3	20	37	30	3	30	28
Pacu-comum	25	4	15	18	20	4	12	18
Jatuarana	67	10	30	54	67	10	20	41
Surubim/caparari	106	30	Não	65	122	20	60	65
Piraíba/filhote	199	20	100	152	210	20	100	127
Dourada	139	18	86	89	106	18	Não	89

Tabela 21. Comprimentos (cm) dos pescados em estudo segundo os pescadores de Calama.

	Antes				Depois			
	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}	L _{máx}	L _{mín}	L ₅₀	L _{méd}
Curimatã	37	8	32	33	37	8	15	33
Pacu-comum	24	5	18	20	24	5	18	20
Jatuarana	40	5 a 10	36	36	40	5 a 10	31	32
Surubim/caparari	97	20	81	48	64	20	81	46
Piraíba/filhote	205	59	150	70	130	59	150	68
Dourada	174	23	76	80	112	23	Não	73

Em três das quatro localidades, os adesivos colados pelos pescadores se concentraram na parte vermelha do cartaz (Pouco peixe e em tamanho menor), em Calama (Figura 22d) os adesivos foram colados de forma praticamente uniforme, sendo que o adesivo correspondente a jatuarana foi colado na parte verde (Muito peixe e em tamanho igual ou maior), que não foi utilizada pelos pescadores em São Carlos (Figura 22c), que colocaram a maioria dos peixes na parte amarela (Pouco peixe e em tamanho igual ou maior e/ou Muito peixe e em tamanho menor). Os pescadores de Jaci-Paraná (Figura 22b) colocaram pacu-comum e surubim na parte verde, em Riacho Azul, os pescadores pediram para colocar a curimatã (Figura 22a).



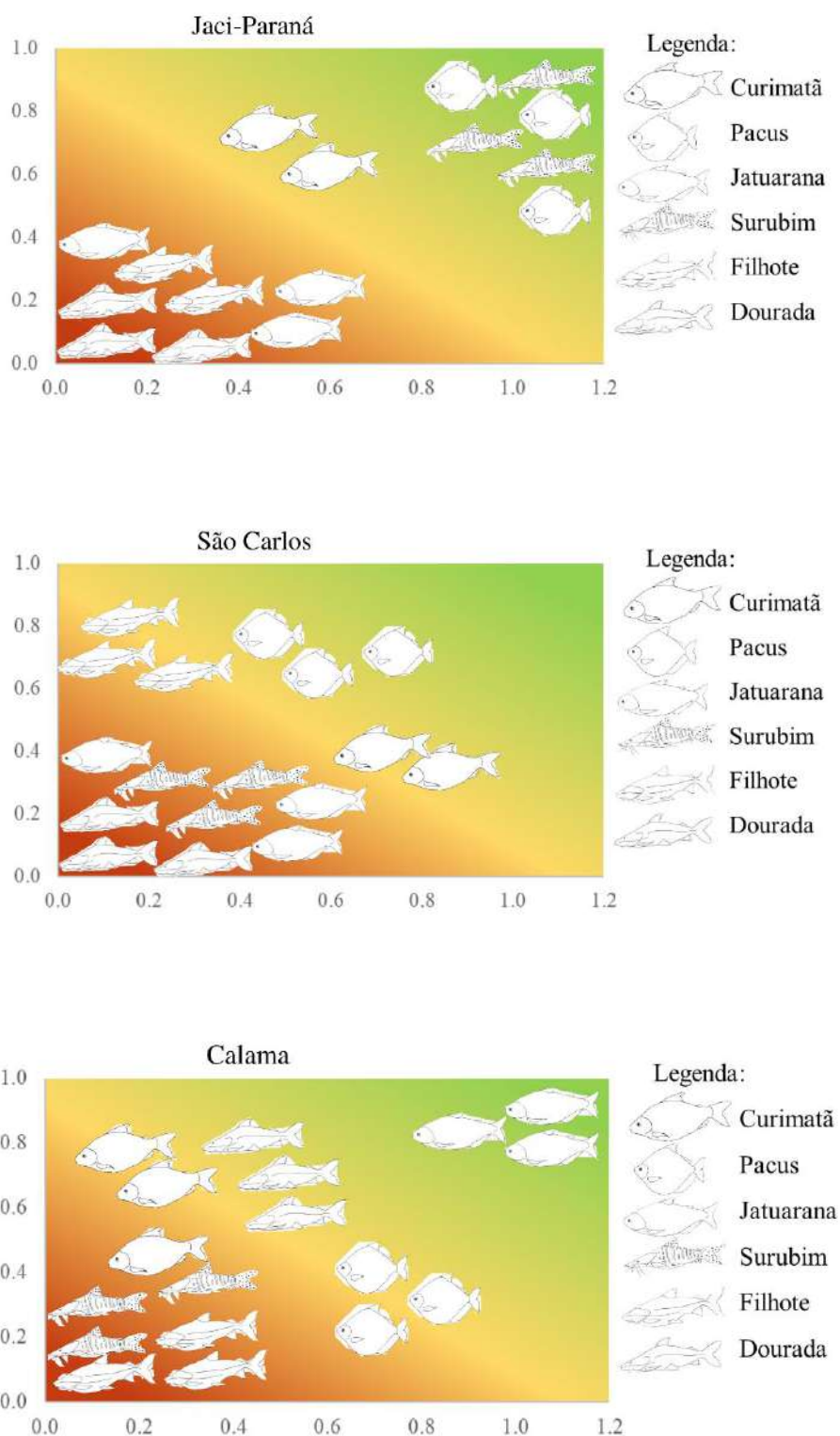


Figura 22. Ilustração da percepção dos pescadores sobre a situação dos estoques dos pescados abordados no estudo: Riacho Azul; Jaci-Paraná.; São Carlos e Calama.

4.3.4. Combinação dos resultados com a percepção dos pescadores

Os indicadores calculados com base nos parâmetros estimados, na maioria dos pescados, alcançaram a propriedades de Conservação de indivíduos imaturos e o Rendimento ideal, entretanto os pescadores, nas quatro localidades (Tabela 21 a 24), disseram não ter mais observado douradas maduras após a construção das barragens, em Riacho Azul foram pacu-comum, surubim/caparari, piraíba/filhote e dourada, por isso não foi possível calcular o indicador Lmean/Lm.

Tabela 22. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de São Carlos junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean).

	Parâmetros	Antes						Depois					
		Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm	Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm
Curimatã	CC	70,0	19,0	45,2	44,5	1,0	1,2	31,5	19,0	28,9	19,3	1,5	1,6
	CET	70,0	20,0	37,0	44,5	0,8	1,9	31,5	12,0	28,0	19,3	1,4	2,3
Pacu-comum	CC	26,3	11,0	20,1	16,0	1,3	1,3	21,1	11,0	18,8	12,8	1,5	1,5
	CET	26,3	15,0	18,0	16,0	1,1	1,2	21,1	12,0	18,0	12,8	1,4	1,5
Jatuarana	CC	69,5	37,6	57,7	44,2	1,3	1,5	69,5	37,6	48,1	44,2	1,1	1,3
	CET	69,5	30,0	53,8	44,2	1,2	1,8	69,5	20,0	41,0	44,2	0,9	2,1
Surubim/caparari	CC	108,5	56,2	75,5	70,3	1,1	1,3	125,3	63,9	79,7	81,7	1,0	1,2
	CET	108,5	Não	64,5	70,3	0,9	-	125,3	60,0	64,5	81,7	0,8	1,1
Piraíba/filhote	CC	202,5	98,3	164,6	134,7	1,2	1,7	125,3	63,9	126,9	81,7	1,6	2,0
	CET	202,5	100,4	152,0	134,7	1,1	1,5	125,3	100,4	127,4	81,7	1,6	1,3
Dourada	CC	142,6	73,3	102,4	93,5	1,1	1,4	108,9	56,4	94,0	70,6	1,3	1,7
	CET	142,6	86,0	89,0	93,5	1,0	1,0	108,9	Não	89,0	70,6	1,3	-

Tabela 23. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de Riacho Azul junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean).

	Antes							Depois					
	Parâmetros	Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm	Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm
Curimatã	CC	49,9	19,0	35,0	31,3	1,1	1,8	49,9	19,0	23,7	31,3	0,8	1,2
	CET	49,9	30,0	30,0	31,3	1,0	1,0	49,9	15,0	15,0	31,3	0,5	1,0
Pacu-comum	CC	25,4	11,0	13,8	15,5	0,9	0,9	10,7	11,0	10,2	6,3	1,6	1,5
	CET	25,4	10,0	10,0	15,5	0,6	1,0	10,7	Não	10,0	6,3	1,6	-
Jatuarana	CC	46,9	26,4	23,0	29,3	0,8	0,9	37,6	21,7	20,7	23,3	0,9	1,0
	CET	46,9	37,0	15,0	29,3	0,5	0,4	37,6	36,0	36,0	23,3	1,5	1,0
Surubim/caparari	CC	94,0	49,4	71,1	60,6	1,2	1,4	126,5	64,5	<u>82,8</u>	82,5	1,0	1,3
	CET	94,0	71,0	63,4	60,6	1,0	0,9	126,5	Não	<u>68,2</u>	82,5	0,8	-
Piraíba/filhote	CC	178,4	87,8	112,3	118,0	1,0	1,3	84,8	45,0	<u>67,9</u>	54,4	1,2	1,5
	CET	178,4	112,0	90,3	118,0	0,8	0,8	84,8	Não	<u>62,2</u>	54,4	1,1	-
Dourada	CC	177,4	73,3	114,1	117,3	1,0	1,3	96,8	73,3	82,7	62,4	1,3	1,6
	CET	177,4	110,9	93,0	117,3	0,8	0,8	96,8	Não	78,0	62,4	1,3	-

Tabela 24. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de Jaci-Paraná junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean).

	Antes							Depois					
	Parâmetros	Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm	Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm
Curimatã	CC	58,1	19,0	34,6	36,7	0,9	1,8	41,7	19,0	30,5	26,0	1,2	1,6
	CET	58,1	20,0	26,8	36,7	0,7	1,3	41,7	20,0	26,8	26,0	1,0	1,3
Pacu-comum	CC	46,4	11,0	25,5	29,0	0,9	2,3	40,0	11,0	23,9	24,8	1,0	2,2
	CET	46,4	15,0	18,5	29,0	0,6	1,2	40,0	15,0	18,5	24,8	0,7	1,2
Jatuarana	CC	82,9	44,1	50,7	52,9	1,0	1,2	75,8	40,7	48,9	48,3	1,0	1,2
	CET	82,9	40,0	40,0	52,9	0,8	1,0	75,8	40,0	40,0	48,3	0,8	1,0

Surubim/caparari	CC	140,7	70,9	100,7	92,2	1,1	1,4	117,0	60,1	94,8	76,0	1,2	1,6
	CET	140,7	71,0	87,4	92,2	0,9	1,2	117,0	71,0	87,4	76,0	1,1	1,2
Piraíba/filhote	CC	224,8	108,0	137,5	150,2	0,9	1,3	199,4	97,0	131,2	132,6	1,0	1,4
	CET	224,8	112,0	108,4	150,2	0,7	1,0	199,4	Não	108,4	132,6	0,8	-
Dourada	CC	173,4	73,3	113,8	114,6	1,0	1,6	90,7	73,3	79,7	58,3	1,4	1,1
	CET	173,4	94,0	94,0	114,6	0,8	1,0	90,7	Não	76,0	58,3	1,3	-

Tabela 25. Parâmetros estimados a partir dos tamanhos fornecidos pelos pescadores de Calama junto com os tamanhos de 1ª maturação (Lm) e o tamanho médio pescado na comunidade (Lmean).

	Antes							Depois						
	Parâmetros	Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm	Linf	Lm	Lmean	Lopt	Lmean/Lopt	Lmean/Lm	
Curimatã	CC	38,7	19,0	34,4	24,0	1,4	1,8	38,7	19,0	34,4	24,0	1,4	1,8	
	CET	38,7	32,4	33,0	24,0	1,4	1,0	38,7	15,0	33,0	24,0	1,4	2,2	
Pacu-comum	CC	25,4	11,0	21,3	15,5	1,4	1,9	25,4	11,0	21,3	15,5	1,4	1,9	
	CET	25,4	18,0	20,0	15,5	1,3	1,1	25,4	18,0	20,0	15,5	1,3	1,1	
Jatuarana	CC	41,7	23,8	37,4	26,0	1,4	1,6	41,7	23,8	37,4	26,0	1,4	1,6	
	CET	41,7	36,0	36,0	26,0	1,4	1,0	41,7	31,0	32,0	26,0	1,2	1,0	
Surubim/caparari	CC	99,8	52,1	61,0	64,4	0,9	1,2	66,1	36,0	51,0	41,9	1,2	1,4	
	CET	99,8	80,5	48,0	64,4	0,7	0,6	66,1	80,5	46,0	41,9	1,1	0,6	
Piraíba/filhote	CC	208,4	100,9	104,6	138,8	0,8	1,0	133,1	67,5	84,3	87,0	1,0	1,2	
	CET	208,4	150,0	70,0	138,8	0,5	0,5	133,1	150,0	68,0	87,0	0,8	0,5	
Dourada	CC	177,4	73,3	104,3	117,3	0,9	1,4	115,0	73,3	83,5	74,7	1,1	1,1	
	CET	177,4	76,0	80,0	117,3	0,7	1,1	115,0	N	73,0	74,7	1,0	-	

O IBC – Indicador Baseado em Comprimento, para os pescados em estudo, variou de 0,4 (Piraíba/filhote) a 0,8 (Dourada). Os índices de abundância relativa obtiveram melhores valores (1,0) nos dois últimos anos (2018 e 2019), exceto para curimatã que foi nos primeiros anos, em 2001 e 2004 (Figura 23).

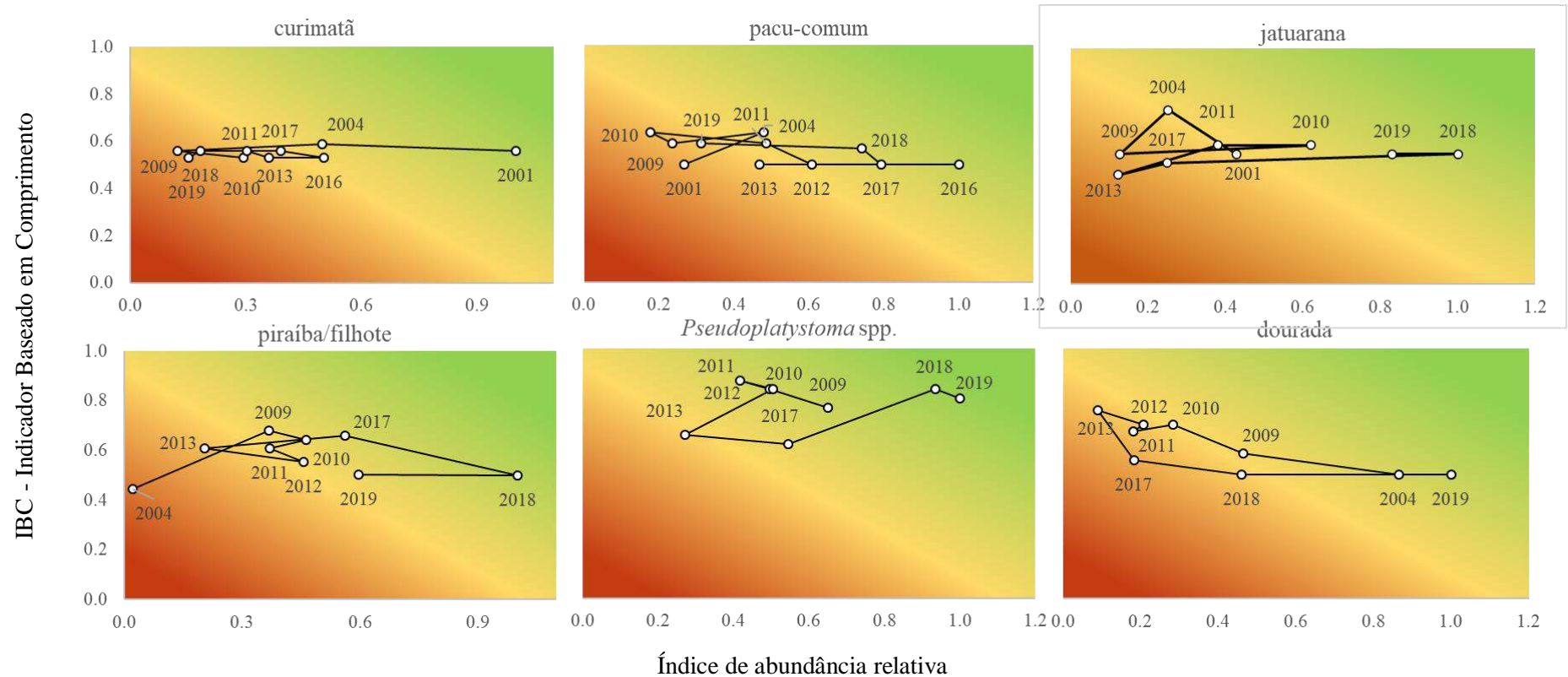


Figura 23. Série temporal de abundância relativa e um IBC para cada um dos pescados em estudo. A escala imita um semáforo onde o estado bom (verde), intermediário (amarelo) e o estado ruim (vermelho).

O indicador Barragens - Pressão teve média de 95% de confirmação pelos estudos realizados na bacia ou outros lugares na Amazônia; Pesca – Pressão teve 90%, e os demais tiveram média de 85% (Tabela 25).

Tabela 26. Os pares de indicadores de **Atividade-Pressão-Estado-Resposta** obtidos com o Conhecimento Tradicional (CET), no presente estudo quando houve (EXP) e Conhecimento científico (CC) de outros estudos e a fonte.

Barragens - Pressão	CET – Jaci-Paraná	CET – Riacho Azul	CET – São Carlos	CET - Calama	PE	CC	FONTE
Houve mudança no rio	Sim	Sim	Sim	Sim	-	Sim	Almeida et al., 2020
Houve alteração na qualidade da água	Sim	Sim	Sim	Sim	-	Sim	de Mérona et al. 2001, 2010, Agostinho et al. 2004
Alteração do ciclo hidrológico	Sim	Sim	Sim	Sim	-	Sim	Lima et al. 2017; Almeida et al., 2020
Aumento do desmatamento	Sim	Sim	Sim	Sim	Dobrou a partir de 2011	Sim	TERRABRASILIS, 2021
Após cheias grandes a produção é maior	Sim	Sim	Não	Sim	-	Sim	Doria; Lima, 2015
Barragens – Estado							
Peixe (magros, machucados)	Sim	Sim	Sim	Sim		Sim	Doria et al., 2021
Produção mudou	Sim	Sim	Sim	Sim	Queda na produção	Queda na produção	Lima et al., 2020, Sant'Anna et al. 2020a
Mudança na quantidade de herbívoros e detritívoros	Sim	Sim	Sim	Não	Queda na produção	Queda na produção	Lima et al., 2020, Sant'Anna et al. 2020a
Aparecimento de novas espécies	Sim	Sim	Sim	Não**	-	Aparecimento do pirarucu	Doria et al 2021
Mudança na quantidade dos migradores	Sim	Sim	Sim	Não	Queda na produção	Queda na produção	Lima et al., 2020, Sant'Anna et al. 2020a
Pesca - Pressão							
N pescadores crescendo, antes	Sim	Sim	Sim	Sim	-	Diminuição de pescadores a partir de 2012	Doria et al. 2012; Sant'Anna et al. 2020b; Doria; Lima, 2015

N pescadores crescendo, depois						Os pescadores estão diminuindo, mudando de atividade	Pinto et al., 2022
	Não	Não	Não	Não	-		
Mudança de alguns apetrechos						Essas mudanças ocorreram a montante	Lima et al., 2020, Sant'Anna et al. 2020
	Sim	Sim	Não	Não			
Mudança nos locais de pesca						Diminuição das áreas de pesca, Teotônio e porto	Sant'Anna et al. 2020b
	Sim	Sim	Sim	Não*			
Aumento da quantidade spp, diminuição de outras						Aumento de alguns grupos, diminuição de outros	Lima et al., 2020, Sant'Anna et al. 2020
	Sim	Sim	Sim	Sim			
Pesca - Estado							
Aumento de espécies de menor valor, diminuição das de maior valor							Lima et al., 2020
	Sim	Sim	Sim	Sim		Sim	
Antes capturavam indivíduos maiores						Diminuição do tamanho de espécies	Heilpern et al. 2022; Doria et al., 2018
	Não	Sim	Sim	Sim			
Alguma espécie que está com "ova" mais cedo que antes							
	Não	Sim	Não	Sim, pacu e a jatuarana			
Alguma espécie que está com ova em tamanho menor que antes							
	Não	Sim	Sim	Sim			

Mudança formas de comercializar				Sim, enviam mais peixe para Porto Velho	A quantidade de atravessadores que vem da cidade aumentou	Sant'Anna et al. 2020b; Pinto et al., 2022
	Sim	Sim	Sim			

* Em Calama não houve alteração quanto aos locais de pesca.

** Segundo Doria et al (2021), o aparecimento do pirarucu como nova espécie se deu nos reservatórios das UHE, portanto à jusante não houve tal ocorrência. As células marcadas em cinza são os que apresentaram afirmação diferente do Conhecimento Científico – CC.

4.4. Discussão

Este é o primeiro estudo na bacia do rio Madeira a registrar como as populações tradicionais observam as alterações em ambientes antropizados por grandes empreendimentos, e a construir indicadores com a participação dos pescadores, atores diretamente envolvidos e afetados pelas transformações ocorridas devido à construção do Complexo hidroelétrico do rio Madeira. Em todas as localidades amostradas foi possível ver o quanto estão acompanhando e como enxergam o comportamento das espécies piscícolas quanto às mudanças ocorridas no rio.

Na metodologia Linha do Tempo foram apontadas diversas situações além das transformações ocorridas após as barragens de Santo Antônio e Jirau, a exemplo da construção da UHE Samuel, apontada pelos pescadores de São Carlos, e de como afetou o rio Jamari e como o garimpo ilegal tem atrapalhado os pescadores nessa região. Informações históricas sobre o uso da área, especialmente no que diz respeito à pesca, permitem que se separe os efeitos causados pela construção de barramentos daqueles exercidos por outras atividades (tais como desmatamento, garimpo, sobre-exploração) e fornecem subsídio a tomadas de decisões inerentes a este tipo de empreendimento, tais como a gestão adaptativa, importantes na fase de monitoramento (FERRAZ, 2012). O CET dos pescadores pode ser útil como um sinal de alerta precoce de mudanças no ecossistema (ROCHET et al. 2008).

Apesar das localidades de Riacho Azul e Jaci-Paraná estarem na área do reservatório da UHE Santo Antônio a APER apresentou resultado antagônico, pois o indicador Barragens-Pressão teve mais respostas longe do muito ruim em Jaci-Paraná e menos próximas do muito ruim em Riacho Azul. O indicador Pesca-Pressão apresentou maior valor em São Carlos, em Calama os indicadores variam, ambas estão a jusante, mas não percebem da mesma forma as transformações ocorridas. O indicador Barragens-Pressão foi o que obteve mais respostas “Muito ruim” nas localidades, na percepção dos pescadores sobre as transformações ocorridas. Corroborando com diversos autores que relatam que a construção de hidrelétricas afeta de forma negativa a atividade pesqueira (HALLWASS et al., 2013; DORIA et al., 2015; SANT'ANNA et al., 2015; AGOSTINHO et al., 2016; HAUSER et al., 2019; HAUSER et al., 2020; LIMA et al., 2020). A UHE Tucuruí no rio Tocantins, por exemplo, teve a captura de peixes reduzida em cerca de 60% e aproximadamente 100.000 pessoas situadas a jusante foram afetadas pela redução da atividade pesqueira e redução do cultivo de várzea devido a redução da vazão (MORAN et al., 2018).

Os impactos negativos da construção de barragens a jusante por algum tempo não obtiveram a devida atenção pelos órgãos licenciadores e empresas construtoras (LEME, 2005). Contudo, após a construção da UHE Balbina e Samuel iniciam os relatos de impactos também nessa região e atualmente são inúmeros os estudos que observaram problemas à jusante, como por exemplo, interrupção da rota migratória dos peixes que afeta as pescarias em toda a bacia (SANTOS, 1986/1987; AGOSTINHO et al., 2018; FREITAS et al. 2012, FREITAS et al. 2013; HALLWASS et al., 2013; AGOSTINHO et al, 2016; DUPONCHELLE et al. 2016; BARTHEM et al. 2017; HAUSER et al. 2020). No presente estudos, as informações relatadas pelos pescadores para região a jusante da UHE Santo Antônio, já era prevista no Plano Básico Ambiental da referida usina, o documento propõe diagnósticos e ações a jusante, correspondentes aos possíveis impactos sobre a ictiofauna e pesca nessa região (LEME, 2005).

Nas flutuações de captura das espécies, segundo os pescadores de Jaci-Paraná, pôde-se observar que a montante há espécies que aumentaram e outras já estão voltando a captura de antes da construção das barragens. Porém, diferente do que foi afirmado em Riacho Azul, essa comunidade foi construída para receber pescadores remanejados de diversas comunidades que já existem mais devido a construção das barragens e muitos já abandonaram a pesca como principal atividade profissional. A proximidade do distrito de Jaci-Paraná com diversas áreas de conservação (LEME, 2005) pode estar contribuindo com a rápida recuperação das populações de pescado como já observado em algumas áreas amazônicas (HALLWASS et al., 2020).

A jusante das barragens, as comunidades não tiveram seus territórios diretamente impactados pela formação de um reservatório como observado a montante, mas ainda nesta zona as mudanças de vazão, principalmente a variabilidade de vazão diária e sub-diária, foram notáveis (ALMEIDA et al. al. 2020). Variações de curto prazo no fluxo do rio em resposta às operações da barragem (ou seja, hidropico), além das barreiras físicas que impedem as migrações reprodutivas, provavelmente estão afetando os ciclos de vida de várias espécies em zonas a jusante e em escalas ainda não quantificadas (ARANTES et al 2022), e conseqüentemente a pesca. Esses efeitos dos "repiquetes são relatados pelos pescadores da área de estudo: "A canoa adormece na água, e amanhece no seco" e "Estou aprendendo de novo como amarrar a canoa porque dependendo amanhece alagada ou no fundo".

A diminuição na captura todas as espécies desembarcadas em Porto Velho (ver Capítulo 2) foi também relatada pelos pescadores nas localidades, porém de 2015 a 2019 algumas espécies aumentaram sua participação no desembarque como o surubim e o aracu

(como relatado pelos pescadores de Jaci-Paraná), assim como o reaparecimento da jatuarana. O aumento do curimatã percebido por pescadores de Jaci-Paraná e Riacho Azul não foi observado nos registros de desembarque, porém essas espécies são consideradas de baixo valor de venda (LIMA et al., 2020), e nem chegam a ser encaminhadas para venda no Mercado Pesqueiro de Porto Velho. A redução da proporção no desembarque dessa espécie de 21% para 8% foi observada entre 1994 e 2009 em Porto Velho (HEILPERN et al., 2022). Conforme disseram os pescadores dessas localidades, eles deram um apelido para esse peixe de “quebra-galho”, quando não tem nenhum outro peixe para vender. Esses resultados são condizentes com estudos prévios, mostrando declínios na captura por unidade de esforço após barramento do rio Madeira e redução do desembarque em comunidades pesqueiras (DORIA et al., 2018, 2019, 2021; SANT’ANNA et al., 2020a; SANTOS et al., 2018; ARANTES et al., 2021).

A diminuição de comprimentos dos pescados no período depois da construção dos barramentos relatada no capítulo 3, foi também relatada pelos pescadores, assim como a falta de douradas e filhotes maduros. Essas espécies se reproduzem na parte à montante do rio Madeira, de acordo com Barthem e Goulding (2007), portanto a chance de vê-las maduras é menor do que os demais pescados que se reproduzem nos tributários do rio Madeira, porém os pescadores afirmaram ver antes e não ver mais nenhuma depois, o que indica que devido a interrupção de suas rotas migratórias não estão mais desovando e assim reduziram sua taxa potencial de desova (TPD) como visto no capítulo 3. Essas e outras espécies de bagres migradores apresentaram grande diminuição em sua abundância em mercados na Bolívia a montante após a construção das hidrelétricas do rio Madeira (DAMME, 2019). Esses resultados corroboram estudos anteriores que mostram que o CET pode fornecer dados valiosos sobre parâmetros de estratégia de história de vida (BEGOSSI et al., 2016; FROESE, 2017), particularmente, para espécies que fazem parte de sua vida cotidiana como fontes de alimentação e renda (BARTHEM; FABRÉ, 2004; BRAGA; HENRIQUE; REBÊLO, 2014; DORIA et al., 2014).

Na bacia amazônica, as migrações de peixes estão intimamente ligadas às flutuações sazonais do regime hidrológico (GOULDING, 1980; JUNK et al. 1989), a exemplo de diversas espécies de Characiformes são sincronizadas com a estação chuvosa e a enchente, presumivelmente para otimizar as condições ambientais para a eclosão de ovos, crescimento de larvas e juvenis e sobrevivência (DUPONCHELLE et al. 2021). Assim como, no rio Madeira foi observado que a captura de pescado tem relação direta com a variação do nível hidrológico (LIMA et al. 2017).

O indicador L_{mean}/L_m apresentou valor acima de 1 que garante maior proporção na Conservação de indivíduos imaturos, com a maioria dos parâmetros estimados com os tamanhos fornecidos pelos pescadores. Diversos pescadores afirmam saber que práticas de pesca sustentáveis geralmente exigem que se deixem grandes proporções de peixes juvenis na água para que possam desovar pelo menos uma vez, isso contribui para evitar a sobrepesca de crescimento (FROESE, 2004). Entretanto ainda há pescadores que pescam com redes que não impedem que espécies de peixes sejam capturadas abaixo do L_m , como no caso dos bagres que possuem uma maturação mais tardia (GOULDING et al., 2003; BARTHEM et al. 2017; SANT'ANNA *et al*, 2019). Enquanto as artes normalmente atendem a um tamanho mínimo de malha, selecionando espécies acima de um limite de tamanho, em alguns locais o tamanho das redes de emalhar está diminuindo e as pessoas estão pescando por períodos mais longos (HALLWASS et al., 2020).

Declínios persistentes no comprimento médio do corpo de peixes compatível com as expectativas de mudança de biodiversidade induzida pela pesca ocorrem em diversos portos na Amazônia (HEILPERN et al., 2022; DORIA et al., 2018), onde, em muitos casos, tem como causa a baixa conformidade com os regulamentos de pesca (KLAUTAU et al., 2016). Essas situações impedem que o indicador que aponta o Rendimento ideal atinja o PR alvo.

A padronização pelo valor máximo observado permite avaliar rapidamente o estado atual do estoque em relação ao melhor estado histórico observado no período do estudo (SHEPHARD et al., 2021). Logo, a percepção dos estoques em cada comunidade apresentou alguma diferença para a situação observada pelos indicadores de monitoramento. As espécies em estudo, exceto a de curimatã, alcançam bons preços no Mercado pesqueiro em Porto Velho, portanto, o fato de suas abundâncias terem aumentado nos últimos anos podem estar relacionados a isso. Os intermediários do mercado Cai n'água compram, com maior frequência, os peixes que têm mais venda e de maior valor (SANT'ANNA *et al*, 2020b).

Contudo, apenas o surubim/caparari apresentou os dois índices com os valores satisfatórios, essa categoria tem sido a principal alternativa nos desembarques vindos de jusante, quando não se encontra dourada e filhote no Mercado (LIMA et al., 2020; SANT'ANNA *et al*, 2020b). Além do que, desacordos entre CET e dados biológicos não necessariamente limitam a utilidade do CET, mas podem ser vistos como uma oportunidade para avançar o conhecimento fornecendo novas informações (SILVANO; VALBO-JORGENSEN, 2008; SILVANO; BEGOSSI 2010).

Shephard et al. (2019a) sugere que o monitoramento e a avaliação sejam feitos usando os dados disponíveis, em vez de exigir novos programas de amostragem que consomem

muitos recursos. A abordagem de monitoramento pode não satisfazer as necessidades de unidades populacionais exploradas industrialmente, mas pode apoiar o manejo de peixes em pesca de pequena escala com real importância social e ecológica (LYNCH et al., 2016), onde os processos de coleta e avaliação de dados da pesca são menos desenvolvidos (LORENZEN et al., 2016, FITZGERALD et al., 2018).

Segundo Doria et al. (2018), um dos maiores problemas enfrentados pelos pescadores, em ambientes sob o efeito de barragens é a fraca governança. Esse é um problema da pesca artesanal em geral, tanto no Brasil (DIAS-NETO 2015; RUFFINO 2005; 2016), como em outros países em desenvolvimento (BENÉ; NEILAND, 2006; BARTLEY et al., 2015; VASANTHARAJAN, JAWAHAR, VENKATASAMY, 2015). Assim, esses indicadores de monitoramento podem ser uma ferramenta acessível para adquirir uma compreensão básica do estado atual dos estoques de peixes não avaliados em diversos sistemas continentais (SHEPHARD et al., 2019a).

Frente aos diversos perfis dos participantes de cada localidade sugere-se que a heterogeneidade provavelmente influencia os resultados das metodologias, pois o conhecimento tradicional é em função do local. Reconhecemos diferentes experiências dos participantes e assumimos que as ferramentas no encontro implementadas ainda foram capazes de capturar as diferentes perspectivas no momento. Além disso, o papel principal dos participantes foi facilitar e promover o diálogo quando o surgimento de diferentes opiniões. Embora outras ferramentas de coleta de dados, como pesquisas ou questionários, também possam fornecer insights importantes aos pesquisadores, essas entrevistas consomem mais tempo e não necessariamente oferecem oportunidades de discussão entre os participantes. E o que se buscou nesse estudo foi seguir os passos, conforme recomendação da EDF (2013), pelo proposto o ideal é realizar eventos/workshops de gestão adaptativa presencial com pescadores para ouvir a opinião sobre como compreendem o ambiente e a comunidade e, futuramente, mecanismos de cogestão (MCDONALD et al., 2017; SHEPHARD et al., 2019). A interação, além de abrir espaços de negociação entre os atores, permite o surgimento de políticas com maiores chances de sustentabilidade quando se considera o conhecimento tradicional, complementado pelo conhecimento científico (BERKERS et al., 2006). Um dos efeitos positivos dessas negociações é a diminuição dos conflitos da atividade pesqueira entre os diversos atores e o governo (DORIA et al., 2008).

Com apenas quatro tamanhos fornecidos pelos pescadores foi possível o cálculo de 2 indicadores. No capítulo 3 foi observado que com apenas os comprimentos é possível ter uma ideia da flutuação do potencial de desova do estoque. Quando alguma noção ou dados de

desembarque estão disponíveis pode-se elaborar ferramentas de auxílio para monitoramento dos principais pescados explorados de forma a garantir conservação de indivíduos imaturos e o rendimento ideal, portanto as metodologias baseadas em etno-conhecimento foram úteis para avaliar e buscar indicadores que permitam detectar impactos e o estado ecológico de habitats e comunidades pesqueiras. Os indicadores selecionados são geralmente combinados em um quadro interpretativo que avalia, por exemplo, mudanças nas tendências temporais (TRENKEL et al., 2007), ou é analisado usando uma abordagem de semáforo (CADDY, 2002), a fim identificar condição atual e a direção em que o indicador se moveria com a implementação de medidas de gestão específicas, de fácil acesso.

Referências

- AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. 2018.
- BARTLEY, Devin M., et al. Commercial Inland Capture Fisheries. **Freshwater Fisheries Ecology**, organizado por John F. Craig, John Wiley & Sons, Ltd, p. 438–48. 2015.
- BARTHEM, R; GOULDING, M. **Um Ecosistema Inesperado: a Amazônia revelada pela pesca**. Lima, Peru: Amazon Conservation Association; Sociedade Civil Mamirauá, 241 p, 2007.
- BARTHEM, R.B; FABRÉ, N.N. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira. [S.l: s.n.], 2004. .
- COPE, Jason M. Implementing a statistical catch-at-age model (Stock Synthesis) as a tool for deriving overfishing limits in data-limited situations. **Fisheries Research**, v. 142, p. 3-14, 2013.
- COPE, J. M.; PUNT, A. E. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science**, 1, 169-186, 2009.
- CHRISTOPHE, Béné et al. From participation to governance: a critical review of the concepts of governance, co-management and participation, and their implementation in small-scale inland fisheries in developing countries: a review prepared for the Challenge Program on Water and Food. 2006.
- DORIA, Carolina Rodrigues da Costa; LIMA, Maria Alice Leite; ANGELINI, Ronaldo. Ecosystem indicators of a small-scale fisheries with limited data in Madeira River (Brazil). 2018.
- DORIA, Carolina R. C., Fabrice DUPONCHELLE, Maria Alice L. Lima, Aurea Garcia, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Claudia Coca Méndez, Michael Fabiano CATARINO, Carlos Edwar de Carvalho FREITAS, Blanca Vega, Guido Miranda-Chumacero

& Paul A. Van Damme. Review of Fisheries Resource Use and Status in the Madeira River Basin (Brazil, Bolivia, and Peru) Before Hydroelectric Dam Completion, *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 2018.

DORIA, Carolina RC et al. A pesca artesanal comercial e de subsistência na bacia do rio Madeira, porção Brasileira. In: DORIA, C. R. C.; LIMA, M. A.A L. (Org.). **Rio Madeira: Seus peixes e Sua pesca**. 1ed. Porto Velho, v. 1, p. 33-50, 2015.

DORIA, Carolina RC et al. A Pesca comercial na bacia do Rio Madeira, estado de Rondônia, Brasil. **Acta Amazonica**, vol. 42(1): 29-40, 2012.

Environmental Defense Fund, FISHE - Framework for Integrated Stock and Habitat Evaluation. (<http://fishe.edf.org/>), (Acessado em 16.11.19), 2013.

FABRICIUS, Christo; SCHOLEY, R. J.; CUNDILL, Georgina. Mobilising knowledge for ecosystem assessments. p. 1–16, 2006.

FISCHER, Joern e colab. Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. **Current Opinion in Environmental Sustainability**. [S.l: s.n.], 2015

FITZGERALD, Colm J.; DELANTY, Karen; SHEPHARD, Samuel. Inland fish stock assessment: Applying data-poor methods from marine systems. **Fisheries Management and Ecology**, v. 25, n. 4, p. 240-252, 2018.

FROESE, R.; BINOHLAN, C. 2003. Simple methods to obtain preliminary growth estimates for fishes. **Journal Applied Ichthyology**. 19(6):376-379.

FROESE, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. **Fish and Fisheries** 5, 86–91.

FULTON, Elizabeth A. et al. Human behaviour: the key source of uncertainty in fisheries management. **Fish and fisheries**, v. 12, n. 1, p. 2-17, 2011.

HILBORN, Ray; WALTERS, Carl J. Role of stock assessment in fisheries management. In: **Quantitative Fisheries Stock Assessment**. Springer, Boston, MA, 1992. p. 3-21.

LEES, Alexander C. et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 3, p. 451–466, Mar 2016.

HALLWASS, Gustavo et al. Fishers' knowledge indicates temporal changes in composition and abundance of fishing resources in Amazon protected areas. *Animal Conservation*, v. 23, n. 1, p. 36-47, 2020.

HUTCHINGS, L. et al. Marine fisheries monitoring programmes in South Africa. **S. Afr. j. sci.**, Pretoria, v. 105, n. 5-6, p. 182-192, June 2009.

JONES, R.; VAN ZALINGE, N. P. Estimates of mortality rate and population size for shrimp in Kuwait waters. **Kuwait Bull. Mar. Sci**, v. 2, p. 273-288, 1981.

KINDONG, Richard et al. Evaluation of management procedures for a length-frequency data-limited fishery. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 16, p. 15894-15904, 2019.

LEME. Leme Engenharia Ltda. Relatório de Impacto ambiental (RIMA) das Usinas Hidrelétricas Santo Antônio e Jirau. 2005.

LITTLE, L. Richard et al. Development and evaluation of a cpue-based harvest control rule for the southern and eastern scalefish and shark fishery of Australia. **ICES Journal of Marine Science**, v. 68, n. 8, p. 1699-1705, 2011.

MCDONALD, Gavin et al. An indicator-based adaptive management framework and its development for data-limited fisheries in Belize. **Marine Policy**, v. 76, n. November 2016, p. 28–37, 2017.

OLSSON, Per; FOLKE, Carl. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: a study of Lake Racken watershed, Sweden. **Ecosystems**, v. 4, n. 2, p. 85-104, 2001.

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

OHARA, Willian Massaharu et al. Fish collection of the Universidade Federal de Rondônia: its importance to the knowledge of Amazonian fish diversity. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 2, p. 251-258, 2015.

R CORE TEAM (2020). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RUFFINO, Mauro. L. Situação dos Estoques Pesqueiros e suas Relações Ecológicas. Produto 2 - Recomendações técnicas para a revisão das normas de defeso continentais e medidas de gestão de ordenamento. PNUD. 2016.

SALAZAR, M.; STORCH, M. C. Levantamento socioeconômico das comunidades ribeirinhas do baixo rio Madeira. **Relatório técnico** - Impressões do grupo NAPRA as comunidades visitadas, 2005.

SHEPHARD, Samuel et al. Combining empirical indicators and expert knowledge for surveillance of data-limited sea trout stocks. **Ecological Indicators**, v. 104, n. May, p. 96–106, 2019.

SILVANO, Renato AM; BEGOSSI, Alpina. Fishermen's local ecological knowledge on Southeastern Brazilian coastal fishes: contributions to research, conservation, and management. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, p. 133-147, 2012.

TRENKEL, Verena M.; ROCHET, Marie-Joëlle; MESNIL, Benoît. From model-based prescriptive advice to indicator-based interactive advice. **ICES Journal of marine Science**, v. 64, n. 4, p. 768-774, 2007.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesca artesanal, embora tenha sofrido uma redução nas últimas décadas, continua sendo uma atividade importante para centenas de comunidades ribeirinhas localizadas às margens dos principais rios amazônicos, como o rio Madeira. Assim, percebe-se a importância do desenvolvimento de estudos sobre a pesca, que utilizem metodologias que permitam a análise integrada dos fatores, como feito no Capítulo 2, que têm potencial para afetar a atividade, e que contribuam para a conservação dos recursos pesqueiros utilizados por essas comunidades. Os indicadores NT, PeE e o índice L mostraram ser úteis na pesca interior para diagnóstico da situação das pescarias pelos desembarques ou após grandes mudanças ambientais resultantes de ações antrópicas ou não.

Quando apenas dados de comprimento estão disponíveis, como o observado para o capítulo 3, o modelo (*GTG*) *LB-SPR* junto aos PR conhecidos como *LBI - Length-Based Indicators*, foi possível observar situações que podem ser melhoradas relacionados as capturas da pesca desembarcada em Porto Velho e onde pode-se atuar para um melhor rendimento e proteção dos estoques pesqueiros após a transformação ocasionada pelos barramentos. Esses métodos baseados em comprimento para pescarias com dados limitados se mostraram úteis para avaliar a saúde dos estoques pesqueiros.

Com apenas quatro tamanhos fornecidos pelos pescadores foi possível o cálculo de 2 indicadores. Quando alguma noção ou dados de desembarque estão disponíveis pode-se elaborar ferramentas de auxílio para monitoramento dos principais pescados explorados de forma a garantir informações que possam subsidiar a conservação de indivíduos imaturos e rendimento ideal. Portanto, as metodologias baseadas em etno-conhecimento foram úteis para avaliar e buscar indicadores que permitam detectar impactos e o estado ecológico de habitats e comunidades pesqueiras.

Entretanto, é fundamental garantir um monitoramento contínuo de informações ecológicas e socioeconômicas, com dados analisados e compartilhados de forma transparente com os diferentes setores, e, o envolvimento dos atores diretamente afetados, pois certamente terá um papel fundamental nesse processo.

A abordagem empírica aqui elaborada abrangeu camadas de amostragem de mercado, registros ambientais e Conhecimento Ecológico Tradicional, visando uma imagem holística da pesca. Formalizar uma estrutura aprimorada que integre o conhecimento local e os dados limitados dessa maneira pode ser útil, com meios de estimar a incerteza em torno dos resultados de avaliação apoiar a tomada de decisões de gestão com a criação de cenários e

prospecção futuras a respeito dos estoques de peixes e as atividades pesqueiras que atuam sobre estes recursos, podendo esses métodos serem aplicados no monitoramento e na gestão da pesca de pequena escala.

ANEXO

Atividade-Pressão-Estado-Resposta (APER)

Atividade: Barragens - Pressão		Sim ou Não?	Estado: muito ruim, ruim, na média, bom
1	Com a construção da barragem, houve mudança no rio, por exemplo, inundação de áreas antes não inundadas ou a seca de alguma? R:		
2	Com a construção da barragem, houve alteração na qualidade da água (temperatura e oxigênio)? R:		
3	Com a construção da barragem, houve alteração no ciclo hidrológico? R:		
4	Houve degradação ambiental (desmatamento, alteração de igarapés)? R:		
5	Em anos seguintes aos que tem grandes inundações a produção aumenta? R:		

Atividade: Barragens - Estado		Sim ou Não?	Estado: muito ruim, ruim, na média, bom
1	Recentemente perceberam mudança na saúde de algum peixe (magros, machucados)? R:		
2	A produção, quantidade de peixes mudou de antes para depois da construção das barragens? R:		
3	Houve alteração na quantidade das espécies que se alimentam de terra ou planta? R:		
4	Houve o aparecimento de novas espécies? R:		
5	Com a construção da barragem, houve declínio de espécies que migram? R:		

Atividade: Pesca - Pressão		Sim ou Não?	Estado: muito ruim, ruim, na média, bom
1	Antes da construção da barragem, entre 2000 e 2008 o número de pescadores, de barcos vinham aumentando (a pesca estava crescendo)? R:		
2	Depois da construção da barragem, o número de pescadores, de barcos está aumentando? Qual é o desse aumento ou diminuição?		

	R:		
3	Houve mudança do uso de alguns apetrechos de pesca com a construção das barragens? R:		
4	Os locais de pesca que utilizavam antes da construção das barragens mudaram? R:		
5	Houve alteração na quantidade das espécies? Tem algumas que antes tinha mais e hoje tem menos? R:		

Atividade: Pesca - Estado		Sim ou Não?	Estado: muito ruim, ruim, na média, bom
1	De 20 anos para cá perceberam que as espécies de maior valor diminuíram a quantidade? R:		
2	Antes das barragens vocês capturavam indivíduos maiores? R:		
3	Tem alguma espécie que perceberam que está com ova mais cedo (antes na enchente e agora é seca, por exemplo)? Se sim, quais? R:		
4	Tem alguma espécie que perceberam que está com ova em tamanho menor? Se sim, quais? R:		
5	A formas de comercializar o peixe mudaram de antes para depois da construção das barragens? Essa mudança está sendo muito ruim, ruim, na média, boa? R:		