

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE PALMAS – CUP
PROGRAMA DE MESTRADO E DOUTORADO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE

ELLEN SÍLVIA AMARAL FIGUEIREDO

A CO-GESTÃO COMO ESTRATÉGIA DE GOVERNANÇA DA PESCA
ARTESANAL EM RIOS AMAZÔNICOS BARRADOS POR HIDRELÉTRICAS

PALMAS/TO

2018

ELLEN SÍLVIA AMARAL FIGUEIREDO

**A CO-GESTÃO COMO ESTRATÉGIA DE GOVERNANÇA DA PESCA
ARTESANAL EM RIOS AMAZÔNICOS BARRADOS POR HIDRELÉTRICAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação Strictu Senso Mestrado e Doutorado em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, como requisito para obtenção de grau de Doutora em Ciências do Ambiente.

Orientadora: Dra. Elineide Marques

Co-orientadora: Dra. Simone Athayde

PALMAS/TO

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

F475c Figueiredo, Ellen Silvia Amaral.

A co-gestão como estratégia de governança da pesca artesanal em rios amazônicos barrados por hidrelétricas. / Ellen Silvia Amaral Figueiredo. – Palmas, TO, 2018.

135 f.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Doutorado) em Ciências do Ambiente, 2018.

Orientadora : Elineide Eugênio Marques

Coorientadora : Simone Athayde

1. Co-gestão. 2. Pesca artesanal. 3. Hidrelétricas. 4. Governança. I. Título

CDD 628

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizada desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

ELLEN SÍLVIA AMARAL FIGUEIREDO

**A CO-GESTÃO COMO ESTRATÉGIA DE GOVERNANÇA DA PESCA ARTESANAL
EM RIOS AMAZÔNICOS BARRADOS POR HIDRELÉTRICAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente, da Universidade Federal do Tocantins, foi avaliada para a obtenção do título de Doutora em Ciências do Ambiente e aprovada em sua forma final pela Orientadora e Banca Examinadora.

Data da Aprovação: 30 de novembro de 2018.

BANCA EXAMINADORA



Prof.^a Dr.^a Elineide Eugênio Marques - UFT
Orientadora



Prof.^o Dr. Elton Carvalho de Lima - UFT
Examinador



Prof.^a Dr.^a Carolina Rodrigues da Costa Doria - UNIR
Examinadora



Prof.^a Dr.^a Nelissa Peralta Bezerra - UFPA
Examinadora



Prof.^a Dr.^a Marina Haizenreder Ertzogue - UFT
Examinadora

Dedico este trabalho ao meu amor Thiago, a minha amada filha Ana Flor, e aos meus queridos pais Dalmir e a Ana Amélia, por serem a razão da minha vida. Obrigada por sempre acreditarem em mim e por terem tornado o meu doutoramento possível. Dizem que é preciso uma vila para se criar um filho. E eu digo que é preciso quase uma cidade inteira para se concluir um doutorado enquanto se cria um filho.

Vocês foram essenciais!

AGRADECIMENTOS

Como escrever os agradecimentos de um trabalho de doutorado, eu me perguntava ao abrir uma página em branco do Word. Que missão. Foram mais de quatro anos e muuuuuuuiiiita água passou por debaixo dessa ponte. Li demais, estudei horrores, conheci e convivi com muita gente boa, bati muito papo legal e inspirador. Evoluí tanto como pessoa, quanto como profissional. Por isso, parar para escrever os agradecimentos, em meio à maratona do final da tese, é até engraçado, para não falar desafiador. E se me esquecer de alguém!?

O curso de doutorado é uma vida. Foi no meio dele que pude fazer estágio nos Estados Unidos e dei à luz minha amada filha. Dois grandes sonhos de vida. Como não viver uma transformação radical depois de tudo isso? Como não “pirar” tendo de escrever com tamanha privação de sono? Pais de filhos pequenos entenderão “hehehe”. É aprendizado que fala? Só de lembrar, meu coraçãozinho se enche de alegria, como diria minha amiga Flora. Mas... se tem de ser feito, tem de ser feito. Sem mais delongas, vamos aos agradecimentos:

Agradeço primeiramente a Deus e aos meus antepassados pela orientação e proteção sempre.

Ao meu companheiro de todas as horas, o amor da minha vida, Thiago, que não mediu esforços e tentou me ajudar de todas as maneiras, para que eu trilhasse esse caminho e alcançasse a reta final. Sem palavras para agradecer. Sem você, essa e tantas outras conquistas não seriam possíveis. Inclusive nossa Florzinha linda.

Aos meus pais Dalmir e Ana Amélia, o meu muito obrigada pelo amor e pela dedicação incondicionais. Vocês foram fundamentais em todo o processo.

Sou profundamente grata também aos meus queridos familiares (consanguíneos e afins), pelo apoio e pela parceria. Em especial à minha sogra, Telma, que sempre esteve pronta a ajudar.

Agradeço à minha orientadora Elineide pelas orientações ao longo do processo, por ter tido paciência, por ter me proporcionado tantas oportunidades e por ter me ensinado lições importantes de vida.

Sou muito grata também à minha co-orientadora Simone, por ter me recebido e amparado em Gainesville. Grata pelas conversas e trocas, e pela amizade.

Muito obrigada Gi, Vanda e Jack, por cuidarem da casa e de toda a família.

Muito obrigada aos amigos (de perto e de longe) e aos colegas de trabalho, pela amizade e pela inspiração nessa longa jornada.

Ao professor Dernival, Carolina Doria, Jynessa, Amintas, Nelissa e Carolzinha pelas conversas e orientações. Obrigada pela amizade e carinho.

Muito obrigada aos colegas do mestrado e do doutorado da Turma 2014, pela parceria e pelos bons momentos juntos.

Aos amigos queridos do GNV Brasil: Harley, Flora, Letícia, Míriam, Damião, Oslenne, Vanessa e Joab.

Aos professores do PG-CIAMB pelos ensinamentos, discussões e trocas.

Ao pessoal do TCD da Universidade da Flórida, pela acolhida e pelos ensinamentos.

Aos colegas Max e Samuel, pela parceria no trabalho de revisão sistemática.

Ao CNPQ, pela bolsa de doutorado sanduíche.

A CAPES, pela bolsa de doutorado.

Aos companheiros do paper COOPI: Dernival, Carolina Doria, Alice, Walterlina, Neiva, Amintas, Elineide e Simone pelas trocas, pela parceria e pelos bons momentos de aprendizado.

Aos Pescadores de lá (Amazonas) e daqui (Tocantins), que foram fonte de inspiração para o trabalho. Tenho esperança de que a co-gestão possa devolver a vocês o orgulho pela profissão.

Enfim, a todos que contribuíram de alguma forma para a concretização deste sonho, minha gratidão eterna. O mergulho no doutorado serviu para eu perceber o quanto preciso das outras pessoas. O quanto é importante viver em comunidade, ter uma rede de apoio, ter amigos e colegas de trabalho inspiradores. Se precisarem, estarei aqui!

“Foi bonito, foi
Foi intenso, foi verdadeiro...” Gustavo Lima
Mas foi doído também... afinal, crescer dói!

FIGUEIREDO, Ellen Sílvia Amaral. **A Co-Gestão Como Estratégia de Governança da Pesca Artesanal em Rios Amazônicos Barrados por Hidrelétricas**. 2018. (136p). Dissertação. (Doutorado em Ciências do Ambiente) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2018.

RESUMO

A pesca artesanal é considerada como importante fonte de alimento e renda para uma parte expressiva da população de países em desenvolvimento sob condição de vulnerabilidade social. Porém, a sustentabilidade dessa atividade encontra-se ameaçada pelo modelo de desenvolvimento vigente que ocasiona a poluição das águas dos rios e a alteração significativa do ecossistema aquático. A instalação de grandes obras de infraestrutura, como as barragens hidrelétricas constituem-se em uma das ameaças principais à biodiversidade em rios tropicais, como o Amazonas. Os efeitos negativos de tais obras ultrapassam as questões ecológicas, afetando diretamente a população humana que depende dos recursos pesqueiros para sua sobrevivência. A alteração ou a interrupção da pesca gera inúmeros outros efeitos sociais como a diminuição na renda e o comprometimento da segurança alimentar da população envolvida. No Brasil, no caso da bacia do rio Paraná, mesmo com considerável evidência dos impactos negativos causados à pesca devido a instalação de inúmeras barragens nos últimos 40 anos, pouco se avançou no tema de medidas compensatórias para pescadores impactados por barragens e os pescadores seguem às margens de políticas públicas. Se os impactos gerados por hidrelétricas foram danosos para os pescadores das regiões sudeste e sul do País, que dimensão alcançariam na região com maior consumo de pescado *per capita* do País, como a região Amazônica? Existem alternativas para a promoção da sustentabilidade da pesca artesanal mesmo em ambientes com tal distúrbio? Essas questões conduzem a pergunta central da tese: que arranjos de governança possibilitariam a maior sustentabilidade da pesca nesses ambientes, considerando a gestão como processo chave para a conservação dos recursos pesqueiros e a estratégia governamental de aproveitamento da bacia amazônica como produtora de megawatts? Para se debruçar sobre o tema da gestão da pesca como promotora da sustentabilidade, a presente tese lança mão das teorias de Uso Comum dos Recursos Naturais e Gestão Participativa, propostos por Elinor Ostrom e Berkes. Para tal, a tese está organizada em três capítulos além da introdução geral e conclusão. O primeiro capítulo apresenta uma revisão sistemática e análise do nível do conhecimento científico disponível sobre pesca em ambientes impactados por hidrelétricas. O capítulo 2, por sua vez, desenvolve e testa uma ferramenta para avaliar a qualidade dos estudos ambientais, identificando e propondo questões a serem investigadas ou melhoradas. O capítulo 3 busca, na literatura sobre gestão participativa no Brasil, as bases teóricas e metodológicas das experiências existentes no Brasil, identificando e refletindo sobre as oportunidades e obstáculos para sua implementação no contexto de barragens hidrelétricas. Posteriormente, na conclusão geral urde uma tessitura demonstrando o elo teórico-analítico dos capítulos, apontando propostas de ações mitigatórias para os impactos socioambientais

Palavras-chave: Pesca de Pequena Escala. Hidrelétrica. Uso Comum dos Recursos Naturais. Governança. Amazônia.

FIGUEIREDO, Ellen Sílvia Amaral. **Co-Management as a strategy for the governance of artisanal fisheries in Amazonian rivers barred by hydroelectric dams**. 2018. 136f. These. (Doctorate in Environmental Sciences) - Federal University of Tocantins, Palmas, 2018.

ABSTRACT

Artisanal fishing is regarded as an important source of food and income for an expressive part of the population of developing countries under the condition of social vulnerability. However, the sustainability of this activity is threatened by the current development model that causes the water pollution of rivers and the significant alteration of the aquatic ecosystem. The installation of large infrastructure works, such as hydroelectric dams constitutes one of the main threats to biodiversity in tropical rivers, such as Amazonas. The negative effects of such works surpass ecological issues, directly affecting the human population that depends on the fishing resources for its survival. The change or interruption of fishing generates countless other social effects, such as the decrease in income and the compromise of the food security of the involved population. In Brazil, in the case of the Paraná River basin, even with considerable evidence of the negative impacts caused to fishing due to the installation of numerous dams in the last 40 years, little has progressed in the subject of compensatory measures for fishermen impacted by Dams and fishermen follow at the margins of public policy. If the impacts generated by hydroelectric dams were harmful to fishermen in the southeastern region of the country, what dimension would they reach in the region with the highest consumption of fish per capita in the country, such as the Amazon region? Are there alternatives to promoting the sustainability of artisanal fisheries even in environments with such a disturbance? These questions lead to the central question of the thesis: What governance arrangements would enable the greater sustainability of fisheries in these environments, considering management as a key process for the conservation of fisheries resources and the governmental strategy to use the Amazon Basin as a producer of megawatts? To address the theme of fisheries management as a promoter of sustainability, the present thesis introduces the theories of Common Pool Resources and Participatory Management, proposed by Elinor Ostrom and Berkes. To this end, the thesis is organized in three chapters besides the general introduction and conclusion. The first chapter presents a systematic review and analysis of the level of scientific knowledge available on fishing in environments impacted by hydroelectric power plants. Chapter 2, in turn, develops and tests a tool to assess the quality of environmental studies, identifying and proposing issues to be investigated or improved. Chapter 3 seeks, in the literature on participatory management in Brazil, the theoretical and methodological bases of existing experiences in Brazil, identifying and reflecting on the opportunities and obstacles to its implementation in the context of hydroelectric dams. Subsequently, in the general conclusion, the theoretical-analytical link of the chapters is presented, pointing out proposals for mitigating actions for socio-environmental impacts.

Key-words: Small Scale Fisheries. Hydroelectric. Common Pool Resources. Governance. Amazon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Número de artigos publicados sobre o tema pesca em barragens hidrelétricas, em âmbito mundial, nas doze revistas científicas com o maior número de publicações encontradas	51
Figura 2 - Ano de publicação dos artigos abordando a pesca artesanal em áreas afetadas por hidrelétricas.....	52
Figura 3 - Relação dos 13 reservatórios mais estudados nos artigos sobre pesca em barragens hidrelétricas.....	54
Figura 4 - Representação da proporção dos artigos por categoria de resultados	55
Figura 5 - Adaptação do arcabouço dos Sistemas Socioecológicos (SSE), com os subsistemas Sistemas de Recurso - SR; Unidade de Recurso - UR; Sistema de Governança – G; Usuários – U e suas interações.....	72
Figura 6 - Análise do conteúdo dos documentos EIA, RIMA e PBA das Hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio a partir das variáveis do arcabouço SSE.....	80
Figura 7 Comportamento das variáveis do subsistema Sistema de Recurso (SR) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente	81
Figura 8 - Comportamento das variáveis do subsistema Unidade de Recurso (UR) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente	82
Figura 9- Comportamento das variáveis do subsistema Governança (G) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente e parcialmente presente.	82
Figura 10 - Comportamento das variáveis do subsistema Atores (A) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente.....	83
Figura 11 - Cinco passos (Acesso, Aplicação, Avaliação, Reajuste e Adoção) para a legitimação do arcabouço de Sistemas Socioecológicos do Sistema Pesqueiro Amazônico (SSE SPA), como requisito para emissão de licença ambiental de hidrelétricas na Amazônia	88
Figura 12 - Ano de publicação dos artigos abordando a co-gestão da pesca artesanal no Brasil.	98
Figura 13 Aninhamento dos estágios de gestão da pesca partindo da forma mais centralizada gestão para a forma com maior nível de descentralização da tomada de poder	115
Figura 14 - Estágios da governança da pesca artesanal no Brasil.....	115

LISTA DE TABELA

Tabela 1 Conjunto de variáveis do arcabouço dos Sistemas Socioecológicos adaptado para o Sistema Pesqueiro Amazônico (SSESPA).....	75
Tabela 2 - Contexto atual da literatura sobre co-gestão da pesca no Brasil (adaptado de Plummer et al. 2012)	99
Tabela 3 - Características dos estudos com co-gestão da pesca no Brasil.....	107

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Relação do número de artigos analisados por revista indexada, com destaque para <i>Marine Policy, Ocean & Coastal Management e Ambiente e Sociedade</i>	97
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Atores	A
Companhia Vale do Rio Doce	CVRD
Conselho Nacional do Meio Ambiente	CONAMA
<i>Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH</i>	GTZ
Estudos de Impactos Ambientais	EIA
<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>	FAO
Licenças Ambientais de Hidrelétricas de Instalação	LI
Licenças Ambientais de Hidrelétricas de Operação	LO
Licenças Ambientais de Hidrelétricas Prévia	LP
Manual de Avaliação de Impactos Ambientais	MAIA
Megawatt	MW
Ministério da Pesca e Aquicultura	MPA
Organizações Não-governamentais	ONG
Plano Diretor de Meio Ambiente	PDMA
Plano Nacional de Desenvolvimento	PND
Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento	PNUD
Projetos Básicos Ambientais	PBA
Relatório de Impactos Ambientais	RIMA
Sistema de Governança	G
Sistema Nacional do Meio Ambiente	SISNAMA
Sistema Pesqueiro Amazônico	SPA
Sistemas de Recurso	SR
Sistemas Socioecológicos	SSE
Superintendência do Desenvolvimento da Pesca	SUDEPE
Superintendência do Plano de Valorização da Amazônia	SPVEA
<i>Too Big To Ignore</i>	TBTI
Unidade de Recurso	UR
Usina Hidrelétrica	UHE
Uso Comum dos Recursos Naturais	UCRN

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	16
Resgate Histórico da Gestão Pesqueira no Brasil.....	25
Gestão centralizada e suas implicações.....	28
Alternativas Para uma Gestão Pesqueira Mais Inclusiva	31
Contribuição da Teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais para a Co-gestão da Pesca no Brasil	34
O Conceito de Governança na Pesca Artesanal e sua Relação com a Co-gestão e o Manejo Participativo.....	36
Referências	39
CAPÍTULO 1.....	47
O QUE DIZEM AS PESQUISAS ACADÊMICAS SOBRE OS IMPACTOS DAS HIDRELÉTRICAS NA PESCA ARTESANAL?	47
1.1 Introdução.....	47
1.2 Material e Método	50
1.3 Resultados e Discussão.....	51
1.3.1 Características gerais dos estudos sobre pesca em barragens	51
1.4 O que dizem os estudos sobre pesca em barragens?	55
1.5 Quais as lacunas existentes nos estudos sobre pesca em ambientes barrados por hidrelétricas?	58
1.6 Considerações Finais.....	60
1.7 Referências do Capítulo	61
Capítulo 2.....	69
CONTRIBUIÇÃO DA ABORDAGEM DOS SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS PARA A ANÁLISE DAS FERRAMENTAS DE GESTÃO DA PESCA EM HIDRELÉTRICAS NA AMAZÔNIA.....	69
2.1 Introdução.....	69
2.2 Material e Métodos.....	73
2.3 Resultados: Adaptando o Quadro de Atributos e Variáveis dos Sistemas Socioecológicos ao Contexto da Pesca na Amazônia	78
2.3.1 Modificações detalhadas por subsistemas.....	78
2.3.2 Aplicando o quadro de atributos e variáveis aos casos dos rios Madeira e Tocantins....	79

2.4 Discussão	83
2.5 Conclusão	86
2.6 Referências do Capítulo	88
Capítulo 3.....	92
O ESTADO DA CO-GESTÃO PESQUEIRA NO BRASIL: ELEMENTOS PARA A GOVERNANÇA DA PESCA EM HIDRELÉTRICAS NA AMAZÔNIA	92
3.1 Introdução.....	92
3.2 Material e Método	95
3.3 Resultados.....	96
3.3.1 Caracterizando o estado da arte sobre a co-gestão da pesca artesanal no Brasil	96
3.3.2 Destrinchando os estudos sobre a co-gestão da pesca artesanal no Brasil.....	98
3.3.3 Análise dos estudos com a co-gestão implementada	106
3.4 Discussão	108
3.4.1 Aspectos gerais dos resultados encontrados	108
3.4.2 Proposta de categorização da co-gestão da pesca no Brasil com base nas experiências analisadas e na literatura sobre o tema	112
3.5 Considerações Finais	114
3.6 Referências do Capítulo	117
CONCLUSÃO	122
ANEXO	125
Anexo I – Tabela de atributos do sistema de pesca amazônica.....	125
Actors	125
Governance systems.....	129
Resource units	133
Resource systems	134

INTRODUÇÃO GERAL

A pesca artesanal¹ é considerada como importante fonte de alimento e renda para uma parte expressiva da população de países da América Latina, Caribe, África, Ásia e Oceania sob condição de vulnerabilidade social. São cerca de 560 milhões de pessoas (8% da população mundial) envolvidas direta ou indiretamente com a pesca de pequena escala (FAO, 2012). Estima-se que cerca de 53% (37,3 milhões de toneladas) da produção pesqueira mundial seja proveniente da pesca de água interiores, ademais uma parte razoável desta produção advenha da pesca de pequena escala (TBTI, 2013).

Apesar de sua importância para a segurança alimentar e o alívio da pobreza, a atividade segue a margem de políticas públicas e a sustentabilidade dos recursos pesqueiros encontra-se ameaçada pelo modelo de desenvolvimento atual que ocasiona a poluição das águas dos rios e a alteração significativa do ecossistema aquático. A instalação de grandes obras de infraestrutura, como as barragens de rios para a geração de energia elétrica, constitui-se em uma das grandes ameaças à biodiversidade ictiofaunística e a pesca (AGOSTINHO; GOMES; LATINE; 2014; CASTELLO; MACEDO, 2016; FEARNSSIDE, 2014; LATRUBESSE et al., 2017; WINEMILLER et al., 2016).

O uso da água para geração de energia elétrica não é recente. Desde 1800, cerca de 50.000 grandes barragens foram construídas fragmentando dois terços dos grandes rios do mundo e deslocando cerca de 80 milhões de pessoas. Essas barragens são responsáveis por gerar 16% da eletricidade do mundo e irrigar as culturas de alimentos para cerca de 12 a 15% da população mundial. Apesar de maior parte delas ter sido construída para irrigação, 80% da água que armazenam é utilizada para gerar energia hidrelétrica (BOSSHARD, 2018). Segundo o autor, a maioria das barragens está sendo construída por governos autoritários como os da Birmânia, China, Colômbia, Etiópia, Guatemala e Sudão, em graves cenários de violações dos direitos humanos. Isso porque a maior parte da população deslocada costuma ser pobre e dependente dos recursos naturais.

A hidreletricidade é uma importante fonte de energia para o Brasil, assim como para a Índia e China (FONSECA, 2013). No Brasil, foi responsável por 81% da energia gerada em 2010 (TOLMASQUIM, 2012). Em 2011 e em 2015, os valores reduziram um pouco devido ao

¹ Entende-se por pesca artesanal a atividade que utiliza baixos níveis de tecnologia e de investimentos de capital, além de representar um subsetor da economia dinâmico e diversificado e com características que variam conforme o local onde se desenvolvem, ancorando-se nas tradições e nos valores populares (FAO, 2014). Os termos pesca artesanal e pesca de pequena escala são considerados aqui como sinônimos ainda que se reconheça que a escala de produção independa da sofisticação dos métodos de captura.

aumento de fonte de energias alternativas, sendo de 67% (BRASIL-MME, 2012) e 65% em 2015 (BRASIL-MME, 2015), respectivamente. Segundo Tolmasquim (2012), o Brasil detém 10% do potencial hidráulico técnico do mundo e o aproveitamento desse potencial é visto como “estratégico” para o País. No Brasil, a capacidade instalada das Usinas Hidrelétricas é de cerca de 74 mil Megawatt (MW), representando um subaproveitamento de apenas 28,4% do potencial hidrelétrico total (aproximadamente 260,1 mil MW), conforme aponta Bermann (2007). No entanto, a expansão da modalidade energética enfrenta problemas, porque 50% do potencial se localiza nos rios Araguaia, Tapajós, Tocantins e Xingu, onde vivem diversas etnias indígenas, quilombolas e populações ribeirinhas que dependem dos recursos naturais para sua sobrevivência (BERMANN, 2007). Mesmo assim, existe um planejamento massivo de hidrelétricas para a bacia Amazônica e modificação dos modos de vida desta população (BRASIL-MME, 2011; FEARNSSIDE, 2014).

Após a implementação de centenas de barragens hidrelétricas nas bacias dos rios da região central, Sul e Sudeste do Brasil (FEARNSSIDE, 2014), o Plano de Aceleração do Crescimento (PAC) já previa, em 2012, a instalação de mais de 20 barragens na bacia Amazônica até 2050, além das 10 já implementadas ou em construção (BRASIL-MME, 2011; FEARNSSIDE, 2014). Segundo Castello; Macedo (2016), são 154 grandes barragens em operação na bacia Amazônica como um todo, com 14 em construção e 221 planejadas para as próximas décadas. Apesar da propagação pelo governo de que se trata de um tipo de energia limpa, de baixo impacto e barata, ao se observar o processo de implementação das UHEs já instaladas na Amazônia, o que se pode constatar é justamente o contrário, um profundo impacto no ambiente e nas populações humanas afetadas (CASTELLO; MACEDO; 2016; MORAN, 2016; DORIA et al., 2017; FEARNSSIDE, 2014).

Conforme os estudos de Castello; Macedo (2016) e Latubresse et al. (2017), o efeito acumulado da construção de uma série de hidrelétricas tende a produzir a degradação dos ecossistemas aquáticos amazônicos, podendo comprometer a provisão de serviços ambientais. As modificações sofridas pelo ambiente provocam mudanças nas dimensões social, política, cultural e econômica do local em uma espécie de efeito cascata (FEARNSSIDE, 2014; MORAN, 2016). Os efeitos do barramento estendem-se também a questões mais subjetivas como identidade de um povo, valores, cultura, espiritualidade e memória (SOUZA et al., 2017).

Os rios e o pescado têm grande influência na vida das populações da Amazônia, seja como fonte proteica ou mesmo como fonte de renda (SANTOS; SANTOS, 2005). O impacto de grandes empreendimentos como as usinas afetam diretamente os pescadores artesanais, que tem na pesca seu modo de vida e produção, acentuando as alterações (AGOSTINHO et al.,

2004; 2007; DORIA et al., 2016; 2017). Em seus estudos Agostinho et al. (2007) citam que, em ambientes como o reservatório de Tucuruí, os pescadores tiveram de adequar seus apetrechos de pesca, embarcações e métodos de pesca com a instalação da barragem, passando a pescar espécies sedentárias como o tucunaré, por exemplo. E que ao longo dos anos, somados a outros fatores como a ineficiência dos mecanismos tradicionais de gestão da pesca, a poluição dos rios, o desmatamento, a retirada da mata ciliar e a pesca descontrolada, o tamanho dos peixes está diminuindo ano a ano.

Em seu estudo sobre ecologia humana da pesca e mudanças ambientais para Tucuruí, Hallwass (2011) analisou as características da dinâmica da pesca pós barragem por meio do conhecimento tradicional dos pescadores. Seus resultados mostraram que houve mudança na composição dos desembarques pesqueiros 22 anos depois. Enquanto espécies como a pescada (*Plagioscion squamosissimus*) aumentaram, houve a redução de várias espécies de pacu (*Characidae*) e a redução da espécie *Semaprochilodus brama*. Tanto a produção anual, como o rendimento financeiro da pesca foram reduzidos em cerca de 55% após a barragem. O autor sugere que o conhecimento tradicional seja incluído em medidas de conservação, associado aos estudos científicos.

No caso da Usina Hidrelétrica (UHE) de Luis Eduardo Magalhães (Lajeado), Gomes (2007) afirma que, após o barramento da usina, houve aumento de pescadores clandestinos e de pesca ilegal na região, com o uso de tecnologias mais sofisticadas. A pesca e os pescadores a jusante de Lajeado têm passado por profundas alterações após a barragem.

Mesmo com os impactos, Agostinho et al. (2007) afirmam que as medidas para mitigar os efeitos das hidrelétricas na pesca e na conservação desses recursos não têm surtido efeito positivo e atribui a este fato cinco principais razões: falta ou insuficiência de informações; enfoque reducionista dos projetos de manejo implementados; ausência de monitoramento no longo prazo; equívocos de interpretação da legislação; e “deficiência na integração institucional” (AGOSTINHO et al., 2007). Os pesquisadores reforçam que após 40 anos de experiências mal sucedidas no manejo dos recursos pesqueiros em áreas de barragens hidrelétricas (estabelecimento de escadas de peixes para a transposição dos peixes de jusante para montante; “solturas” de peixes para repovoamento; etc), faz-se necessária uma definição precisa do problema e um banco de dados com profundidade e abrangência para se fazer uma avaliação adequada das implicações de determinada ação nos demais componentes do sistema e das outras formas de uso do sistema.

A redução dos estoques pesqueiros tem gerado ainda mais conflitos sociais e a marginalização dos pescadores (COSTA, 2011; KELSON, 2007; GOMES, 2007;). Segundo

Miranda et al. (2017), a pesca profissional foi proibida no Tocantins, em 1997, considerada como atividade predatória, desconsiderando a importância da atividade para o local e gerando uma série de conflitos. O processo de marginalização dos pescadores tem se dado, segundo os autores, tanto do ponto de vista legal, com a proibição da pesca, quanto na ausência de políticas públicas eficientes voltadas para o setor. O estudo de Doria et al. (2016), sobre a invisibilização dos pescadores na implantação de hidrelétricas na Amazônia, demonstrou que as estimativas da população humana afetadas por barragens com direito a indenização geralmente se concentram naqueles que serão deslocados devido à inundação do reservatório, não incluindo pessoas que vivem a jusante do reservatório. Esses usuários, no entanto, têm seus meios de subsistência alterados. Moran (2016) aponta que as populações ribeirinhas – a jusante – vão sofrer as consequências do barramento dos rios por mais 15 ou 20 anos. Em Belo Monte (PA), os pescadores foram excluídos do processo de aprovação e instalação da hidrelétrica, apesar de utilizarem as áreas mais diretamente afetadas pela barragem para seu sustento físico e cultural (DE FRANCESCO; CARNEIRO; 2015).

Considerando que quase todos os tributários da parte oriental do Rio Amazonas acabarão afetados pelo barramento hidrelétrico e seus enormes impactos socioambientais, Fearnside (2014) sugere que as lições aprendidas em cada empreendimento devam ser incorporadas em projetos futuros na tentativa de amenizar os danos e compensar a população local por suas perdas. Entretanto, o formato dos estudos ambientais para emissão de licenças repete um padrão, não sendo efetivo para medir os impactos (CASTELLO; MACEDO; 2016; WINEMILLER et al., 2017). As etapas iniciais dos estudos, como a identificação dos impactos e os programas socioambientais, costumam ser desenvolvidas tomando como referência a experiência das empresas do setor elétrico e os documentos já publicados, tais como o Manual de Estudos e Efeitos Ambientais dos Sistemas Elétricos – ELETROBRÁS (1986), o Plano Diretor de Meio Ambiente – II PDMA 1991-1993 e diversos estudos ambientais relativos aos empreendimentos setoriais em fase de viabilidade e projeto básico. Outro documento utilizado como referência para elaboração de EIA-RIMA é o Manual de Avaliação de Impactos Ambientais – MAIA (JUCHEM; ZUSAMMENARBEIT, 1992), elaborado pela Secretaria Especial do Meio Ambiente do Estado do Paraná, em convênio de cooperação técnica Brasil-Alemanha (1992). Segundo Castello; Macedo (2016); Fearnside (2014), os Estudos de Impactos Ambientais (EIA) e Relatórios de Impactos Ambientais (RIMA) subestimam os impactos socioambientais, abordam apenas os efeitos imediatos das represas e são focados em coleta de dados e não em uma avaliação integrada do sistema a ser afetado. Castello; Macedo (2016) destacam ainda o conflito de interesses existente nesse processo, uma vez que o estudo é

realizado por empresas de consultoria contratadas pelas empresas de construção, que têm interesse em minimizar os custos com compensação.

Para Fo et al. (2010), a implantação de barragens hidrelétricas nos rios do mundo todo constitui-se num campo de disputas territoriais e resultam no re-ordenamento fundiário e agrícola das regiões onde são implantados. Para o que denominam de “cartel elétrico”, empresários e banqueiros do mundo todo estão envolvidos nessa indústria da eletricidade. Principalmente os fabricantes de grandes equipamentos elétricos e mecânicos, assim como as fábricas de metais (alumínio, cobre, níquel e estanho), que consomem muita energia na sua fabricação. O autor aponta ainda que por isso as “jazidas de energia elétrica” da Amazônia atraem investidores do mundo todo. A exemplo, são cinco os sócios da Usina de Estreito, no Rio Tocantins, com 1.087 MW de potência prevista, sendo eles a norte-americana Alcoa, a maior fabricante mundial de alumínio e que é a sócia principal de uma das maiores fábricas brasileiras; a Alumar em São Luiz, MA; a mineradora e a metalúrgica Vale, antes estatal (Companhia Vale do Rio Doce - CVRD), agora comandada pelo banco Bradesco e por capitais japoneses; a Suez Energy, de origem francesa e belga, e que atua no Brasil por meio da Tractebel, a maior geradora privada de eletricidade e sócia maior da usina de Jirau, em construção no rio Madeira; e a Camargo Correa. A energia gerada em Tucuruí, por exemplo, abastece a produção de minério de ferro de Carajás e a produção de alumínio do sistema Albrás-Alunorte (FO et al., 2010).

Fo et al. (2010) acrescentam em relação ao licenciamento que uma concessão, como no caso das cedidas pelo governo brasileiro para os empreendedores, só poderia ser dada sob condição de atendimento das condicionantes. Todavia, o que tem ocorrido é a cessão de poderes, com a transferência de um grande bloco de riqueza temporal e especial, geralmente para a exploração durante 35 anos. Essa cessão inclui ainda o direito de controlar o fluxo das bacias hidrográficas mais importantes do mundo.

Tendo em conta a complexidade do cenário político e econômico que envolve os ambientes barrados por hidrelétricas, é preciso pensar em alternativas para os pescadores. Segundo Gomes; Fernandes; Luiz (2004) e Agostinho; Gomes; Latini (2004), as ações tradicionais para o manejo da pesca em reservatórios de hidrelétricas frequentemente não têm surtido resultado, principalmente pelo fato de estarem embasados em informação técnica e científica de baixa qualidade.

Com relação à compensação para os pescadores, no governo da presidente Dilma Rousseff (2011-2016), foi implementado o Plano Safra da Pesca e Aquicultura – 2012 a 2014, com o objetivo de implantar parques aquícolas em lagos e represas de várias regiões do Brasil,

com uma meta de 2 milhões de toneladas anuais (RAMALHO, 2014). Como alvo desta política, o aproveitamento dos reservatórios formados pelas barragens e a consequente transformação dos pescadores artesanais em aquicultores² era visto como uma maneira de aliviar a fome e gerar emprego para a população ribeirinha (RAMALHO, 2014; BRASIL, 2003; 2004). Essa associação entre a aquicultura e o aproveitamento do reservatório para utilização das águas represadas para produção de alimentos deu certo em West Java, na Indonésia. Nesta experiência, como resultado de um estudo financiado pelo Banco Mundial, a aquicultura foi implementada como forma de compensação pelo alagamento de grandes áreas para construção de reservatórios. Neste caso, o sucesso da experiência deveu-se à alta demanda por pescado, ao acesso fácil empréstimos e às condições favoráveis de infraestrutura para escoamento. Outros pontos favoráveis foram o fácil acesso aos alevinos e a ração para peixe; o conhecimento tradicional sofisticado por parte dos agricultores e os recursos financeiros devido à indenização (COSTA-PIERCE, 1997). Como a aquicultura passou a ser a esperança para compensar pescadores com relação aos impactos das barragens no Brasil, infere-se que esta medida tenha sido uma espécie de recomendação do Banco Mundial, para países em desenvolvimento.

Entretanto, nos reservatórios brasileiros a situação é distinta. Diferente dos agricultores da Indonésia, os ribeirinhos do Brasil são pescadores artesanais. O estudo de Rosanova (2018), que propôs avaliar a política de expansão da piscicultura em tanque rede na UHE Lajeado, mais precisamente no Parque Aquícola Sucupira (Palmas-TO), concluiu que o perfil socioeconômico dos produtores é considerado incompatível com a atividade empresarial e tecnicizada que se projeta para aquicultura em tanques rede. Segundo o autor, a política de transformar pescadores em piscicultores se mostrou ineficaz, nessa experiência.

Outra alternativa para reverter o impacto negativo nos pescadores é a implementação de formas de co-gestão. Nesse sentido, diversos estudos que avaliaram impactos das barragens nos peixes e na pesca recomendam a inclusão dos pescadores nas tomadas de decisão de forma a minimizar os efeitos negativos e promover sustentabilidade dos recursos pesqueiros como, por exemplo, os estudos de Agostinho; Gomes; Latini, (2004); Agostinho et al. (2007); Castello; Macedo (2016); Dos Santos (2008); Gomes; Fernandes; Luiz (2004); Gutberlet et al. (2007); Jyotishi; Parthasarathy (2007); Latrubesse et al. (2017); Odyuo et al. (2012); Silvano et al. (2014); Villamayor-Tomas et al. (2016). Tanto a implementação de parques aquícolas, quanto a inclusão dos pescadores nas tomadas de decisão são medidas de gestão complexas e demandantes de estudos para verificar sua viabilidade de implementação, considerando as

² Conforme o Decreto n. 4.895 de 25 de novembro de 2003; Instrução Normativa Interministerial n. 6 de 31 de maio de 2004.

realidades distintas dos países. Ruffino (2016) ao comentar sobre os desafios de implementação de políticas públicas para a pesca artesanal, no Brasil, aponta que um dos problemas é a alta rotatividade de ministros da pesca, por questões políticas, impedindo a continuidade de programas que beneficiem os pescadores.

De forma geral, não somente nos reservatórios, a gestão dos recursos pesqueiros tem passado por profundas transformações nos últimos 20 anos. O desinteresse das autoridades políticas para com o setor provoca a marginalização dos pescadores e a falta de priorização de políticas públicas para o setor (CAPELLESSO; CAZELLA; 2011; DIAS NETO; 2010; MORENO, 2016). As características intrínsecas à pesca artesanal, como a variedade de espécies, as técnicas e os apetrechos utilizados na pesca, assim como a fragilidade das organizações representativas de classe e a falta de monitoramento da atividade, subestima sua real importância para a economia e a segurança alimentar de inúmeras famílias de baixa renda no Brasil (SANTOS; SANTOS, 2005). A isso soma-se a frágil articulação dos pescadores e de suas entidades representativas de classe, que juntamente com outros problemas contribuem para a marginalização dos pescadores artesanais de Norte a Sul do País (DIAS NETO, 2010; MORENO, 2016).

No entanto, ainda que maior parte da tomada de decisão esteja sob a responsabilidade do Estado e se dê de forma centralizada, é notória a flexibilização de parte da legislação e de políticas públicas para o setor da pesca artesanal (NETO, 2003; SEIXAS; KALIKOSKI; 2009; SEIXAS et al., 2011; RUFFINO, 2016). Exemplos disso são os Acordos de Pesca (IBAMA, 2002) e a possibilidade de estabelecimentos de comitês de co-gestão (RUFFINO, 2016). Este avanço na promoção de uma gestão mais participativa, no entanto, tende a limitar-se ao campo do discurso, com poucas ações estruturais efetivas (SEIXAS et al., 2011). Afinal, criar sistemas de gestão participativa têm sido relativamente fácil, estando o problema na implementação desses sistemas (OVIEDO; BURSZTYN; DRUMMOND, 2015; OVIEDO; BURSZTYN; 2017; SEIXAS; KALIKOSKI; 2009; SEIXAS et al, 2011). O estudo de De Mattos Vieira; Dos Santos; Seixas (2015) identificou sete arranjos institucionais na legislação brasileira que possibilitam a participação dos usuários dos recursos nas tomadas de decisão sobre a gestão da pesca marinha. A participação, no entanto, é prevista através das representações de classe, como lideranças de Colônias e Sindicatos de Pescadores. Não se sabe até que ponto essas lideranças representam legitimamente os interesses dos Pescadores (RUFFINO, 2016).

Mesmo com as limitações, a gestão participativa tem se ampliado no Brasil. Sobretudo na região Amazônica, onde se apresentam o maior número de experiências bem-sucedidas de co-gestão (KALIKOSKI; SEIXAS; ALMUDI; 2009). As primeiras experiências surgiram

ainda na década de 1970, com o apoio dos movimentos eclesiais de base da Igreja Católica às comunidades ribeirinhas no sentido de proteger os lagos dos grandes barcos pesqueiros vindos das grandes cidades. Esse movimento foi motivado pela escassez de pescado vivida pelas comunidades (MCGRATH et al., 1993).

Nos anos 1980 e 1990 diversas agências financiadoras internacionais passaram a apoiar projetos socioambientais na Amazônia como o Banco Mundial, *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH* (GTZ) e o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD). Atualmente, os acordos de pesca têm sido apontados como as experiências mais bem-sucedidas de co-gestão no Brasil (SEIXAS; KALIKOSKI; 2009).

Muitas iniciativas de co-gestão acontecem dentro de áreas protegidas onde há regras e limitações de uso dos recursos naturais bem estabelecidas e menos impactos de grandes obras de infraestrutura ou projetos agropastoris (SEIXAS; KALIKOSKI; 2009). Mas como ficaria essa relação entre governança e sustentabilidade em ambientes barrados por hidrelétricas, como propôs os estudos de Agostinho et al. (2004); Agostinho et al. (2007); Castello; Macedo (2016); Dos Santos; Tiberio (2008); Gomes; Fernandes; Luiz (2004); Gutberlet et al. (2007); Jyotishi; Parthasarathy (2007); Latrubesse et al. (2017); Odyuo et al. (2012); Silvano et al. (2014); Villamayor-Tomas et al. (2016)? Existem alternativas para reverter esse processo de comprometimento dos ecossistemas aquáticos e a exacerbação dos problemas sociais para com os pescadores, em contexto de hidrelétricas na Amazônia? Essas indagações maiores conduzem a hipótese deste estudo: a gestão atual da pesca artesanal em ambientes barrados por hidrelétricas tende a falhar da forma como é conduzida atualmente; bem como da questão central da tese: que arranjos de governança promoveriam uma maior sustentabilidade da pesca em ambientes barrados por hidrelétricas na Amazônia?

Para debruçar sobre esta problemática, a presente tese está organizada em cinco partes. A primeira delas faz uma introdução ao tema central da tese, seus objetivos e o arcabouço teórico utilizado. As principais teorias de fundo foram Uso Comum dos Recursos Naturais (OSTROM, 1999), Sistemas Socioecológicos Complexos (OSTROM, 2009) e Gestão Participativa da pesca (SEIXAS; KALIKOSKI, 2009).

A presente tese também se ancora nas definições da nova lei da pesca (Lei n. 11.959) (BRASIL, 2009) para uma gestão adequada, que perpassa necessariamente por políticas públicas adequadas (leis, normas e programas), embasamento científico para o gerenciamento adequado e participação social. Dessa maneira, estas três linhas são consideradas na busca da resposta da questão central sobre alternativas para gestão da pesca em ambientes barrados por

hidrelétricas na Amazônia. Assim sendo, as partes dois, três e quatro são compostas por três capítulos, os quais são independentes entre si, todavia complementares.

O Capítulo um “O que dizem as Pesquisas Acadêmicas Sobre os Impactos das Hidrelétricas na Pesca Artesanal?” traz uma revisão sistemática para se conhecer qual o nível do conhecimento científico disponível sobre pesca em ambientes impactados por hidrelétricas. Considerando a informação científica como fundamental para tomadas de decisão, o estado da arte foi levantado, bem como identificadas as lacunas desses estudos, para uma análise fidedigna do impacto das hidrelétricas.

Com relação a políticas públicas, com o intuito de contribuir para tomada de decisão, o capítulo 2: “Contribuição da Abordagem dos Sistemas Socioecológicos para a Análise das Ferramentas de Gestão da Pesca em Hidrelétricas na Amazônia” – desenvolve e testa uma ferramenta para avaliar a qualidade dos estudos ambientais, identificando e propondo questões a serem investigadas ou melhoradas. Em resumo, o capítulo faz uma análise crítica dos estudos de impactos ambientais considerando-os como ferramentas importantes para a gestão e mitigação dos impactos sobre a pesca.

A presente tese parte do pressuposto de que a co-gestão pode contribuir para a sustentabilidade da pesca em ambientes sob o efeito de hidrelétricas. De forma a defender essa premissa, o capítulo 3: “O Estado da Co-Gestão Pesqueira no Brasil: elementos para a governança da pesca em hidrelétricas na amazônia” foi buscar na literatura sobre gestão participativa no Brasil, as bases teóricas e metodológicas das experiências existentes no Brasil, identificando-as e refletindo sobre as oportunidades e os obstáculos para sua implementação no contexto de barragens hidrelétricas. Ao se debruçar sobre a literatura revisada e sobre a Teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais (OSTROM, 1999), esse capítulo propõe uma categorização das formas de governança da pesca no Brasil e sua implicação na gestão da pesca em hidrelétricas na Amazônia. A tese é concluída com a parte cinco, que traz as considerações finais do estudo.

Apesar da relevância do tema da pesca em ambientes impactados por hidrelétricas, e de se existirem diversos estudos que tratam de biologia e ecologia dos peixes antes e depois do barramento de um rio³, são poucos ou quase inexistentes os estudos que tratam de questões sociopolíticas como a governança e a participação dos atores (AGOSTINHO et al., 2004; AGOSTINHO et al., 2007; GUTBERLET et al., 2007; JYOTISHI; PARTHASARATHY 2007; ODYUO et al., 2012; SILVANO et al. 2014; VILLAMAYOR-TOMAS et al., 2016. Dada a

³ As referências que asseguram fazer essa afirmação podem ser conferidas na Revisão Sistemática realizada no capítulo 1 desse trabalho.

importância da pesca para a população da Amazônia, promover a sustentabilidade da pesca de pequena escala pode contribuir para as diretrizes internacionais atuais da *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) que busca melhores níveis de segurança alimentar, diminuição da pobreza e preservação das tradições e cultura de milhões de pessoas em todo o mundo (FAO, 2012; TBTI, 2013;).

Nesse sentido, considerando a gestão compartilhada como uma das formas atuais mais efetivas para a sustentabilidade dos Recursos Naturais de Uso Comum e tendo em vista o planejamento para a instalação futura de inúmeras hidrelétricas na bacia Amazônica até 2050, torna-se fundamental avaliar em que medida mecanismos de governança poderiam ser uma alternativa para a mediação dos problemas com a pesca em ambientes sob efeito de grandes distúrbios. Abaixo desenvolvemos em alguns subtítulos questões que permeiam essa tese.

Resgate Histórico da Gestão Pesqueira no Brasil

Antes de abordarmos a gestão compartilhada da pesca, é preciso avaliar a situação atual da gestão dos recursos pesqueiros no Brasil, buscando os marcos legais. D'Almeida (2006), em seu estudo, levanta a questão da natureza da propriedade comum e o livre acesso aos recursos pesqueiros, conforme consta na Lei n. 221 e no Artigo 225 da Constituição Federal (BRASIL, 1988a). O “direito” ao recurso acaba por promover uma pesca desordenada e o aparecimento da sobrepesca de determinadas espécies. Por outro lado, a Lei n. 6.938 (BRASIL, 1981) destaca que o meio ambiente é um patrimônio público a ser necessariamente assegurado e protegido, tendo em vista seu uso coletivo. A água (meio de vida dos recursos pesqueiros) também é um bem público de uso comum segundo a Lei n. 9.433 (BRASIL, 1997) e a cessão de seu uso terá prioridade atribuída a integrantes de populações locais ligadas ao setor pesqueiro no Decreto n. 2.869 (BRASIL, 1998). Daí surge a necessidade de se regulamentar a exploração a fim de se evitar a super-exploração.

Quais são os pressupostos da gestão dos recursos pesqueiros no Brasil? Em se tratando disso, a competência em legislar e gerir os recursos pesqueiros perpassou, ao longo dos séculos XX e XXI, por uma série de instituições governamentais. O Artigo 24 da Constituição Brasileira de 1988 trata da competência concorrente entre União, os Estados-Membros e o Distrito Federal, sobre a pesca e a conservação da natureza e dos recursos naturais (Artigo 24, VI). Anterior ao Artigo 24, tem-se o relato de algumas normas oficiais sobre a pesca e os recursos pesqueiros. A primeira Constituição Brasileira de 1891 fala sobre certa preocupação, ainda que superficial, com os recursos naturais. Em 1934, foi feita a revisão da Constituição de 1891 com

o surgimento de um Estado brasileiro novo, voltado para a construção dos ‘interesses nacionais’. Nesse momento, a abordagem sobre a legislação ambiental torna-se mais abrangente e são criados os Códigos Florestal e das Águas. O Artigo 5º, inciso XIX, atribuiu exclusivamente à União a competência legislativa sobre bens de domínio federal, riquezas do subsolo, mineração, metalurgia, água, energia elétrica, florestas e sobre caça e pesca (MAGALHÃES, 2002).

Com a instituição do Estado Novo foi criada a Divisão de Caça e Pesca através do Decreto nº 23.134 (BRASIL, 1933), responsável por gerir a pesca no País. Os pescadores antes subordinados ao Ministério da Marinha, desde 1919, através das colônias de pescadores, passam para o controle do Ministério da Agricultura, que elaborou o primeiro Código de Pesca, em janeiro de 1934. Após a segunda Guerra Mundial, por questões políticas, os pescadores voltaram a ser subordinados à Marinha, por meio do Decreto-Lei nº 4.890 de outubro de 1942 (MORAES, 2001).

Em 1953, o Governo Federal criou a Superintendência do Plano de Valorização da Amazônia (SPVEA), entidade que buscava transformar o sistema tradicional de pesca, praticado pelas populações ribeirinhas, em uma atividade de caráter nacional e de alta produtividade. Na sequência, em 1962, a regulamentação da Lei Delegada nº 10 criou-se a Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE), com o objetivo de promover, desenvolver e fiscalizar a pesca. Após a criação da SUDEPE, Moraes (2001) afirma que o próximo Código de Pesca foi instituído no regime militar, através do Decreto nº 221 (BRASIL, 1967), que dispõe sobre proteção e estímulos à pesca, entre outras providências. Nela, destacam-se a questão dos meios aquáticos, assim como os organismos que nele habitam, como de domínio público. Foi esse Decreto que vigorou até o fim dos anos 2000, dando um caráter centralizador de tomadas de decisão e apoiando as ações de comando e controle.

Ao final da década de 1960, o Brasil estava ainda mais voltado ao crescimento do País, seu desenvolvimento econômico e a inclusão da Amazônia na economia nacional. Para Magalhães (2002), a elaboração do I Plano Nacional de Desenvolvimento (PND), Lei nº 5.727 (BRASIL, 1971) foi um desastre para a questão ecológica, levando a Amazônia a uma intensa devastação. Para o setor pesqueiro, o Estado tinha como objetivo tornar a pesca auto-suficiente em produtos alimentícios e expandir a produção para exportação e/ou consumo interno (MELLO, 1985).

A partir da década de 1970, diversos fatores levaram à intensificação da pesca em algumas regiões da Amazônia. Como estímulo à atividade pesqueira foi criado e implementado, de 1967 a 1989, o Programa de Incentivos Fiscais à Pesca através do qual foram concedidos

incentivos fiscais para dinamizar a captura e o processamento do pescado (MELLO, 1985). Além disso, o aumento do mercado de pescado com o crescimento dos grandes centros urbanos, a introdução de novas tecnologias de pesca e a decadência da juta (principal atividade econômica da várzea na época) (PARENTE, 1996; BATISTA et al., 2004) causaram mudanças profundas sobre a atividade.

Durante a década de 1970, no entanto, o Brasil começava a sentir pressão dos países desenvolvidos para se ater às questões ambientais e ao modelo “insustentável” de desenvolvimento em vigor, em razão da Conferência de Estocolmo, em 1972 (CMMAD, 1991). Além disso, o Banco Mundial que financiava a industrialização, nos países em desenvolvimento, passou a exigir uma postura de certa forma “ambientalista”. Neste contexto, a aprovação do II PND (Lei nº 6.151) (BRASIL, 1974) mudou a estratégia desenvolvimentista oficial e trouxe medidas de caráter ambiental (política do meio ambiente na área urbana, política de preservação dos recursos naturais do País e política de defesa e proteção da saúde humana) para serem executadas de 1975 a 1979 (MAGALHÃES, 2002). De acordo com esses autores, a aprovação do III PND pela Resolução nº 1 (BRASIL, 1979) foi um marco decisivo para a consolidação do direito ambiental brasileiro, retrato da influência das discussões globais em voga. Em 1981, foi estabelecida uma Política Nacional para o Meio Ambiente, a criação do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (MAGALHÃES, 2002).

Percebe-se nessa época um presente conflito entre interesses de desenvolvimento econômico, por meio da exploração dos recursos naturais abundantes no País, dentre os quais se inseriam os recursos pesqueiros e a necessidade de se criarem mecanismos de proteção ou regulação de seu uso.

A questão ambiental foi fortificando-se no âmbito da legislação brasileira a partir da década de 1980. O Programa Nova Natureza/Decreto nº 96.944 (BRASIL, 1988b) procurou corrigir as falhas da legislação existente, alterando importantes leis como o Código Florestal, a Lei de Política Nacional de Meio Ambiente e os incentivos fiscais para Amazônia. Por outro lado, a queda nos incentivos fiscais, a partir de 1980 desencadeou uma certa crise no setor pesqueiro e a depleção de espécies importantes comercialmente.

Na tentativa de adequar melhor a legislação e as ações para a proteção dos recursos naturais, foi promulgada a Lei n. 7.735 (BRASIL, 1989), que reestruturou toda administração ambiental do Brasil e unificou alguns órgãos ligados ao meio ambiente, entre eles a SUDEPE, em um órgão só - o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

(IBAMA). No mesmo período foi criada também a Secretaria de Meio Ambiente, vinculada à Presidência da República e com *status* de Ministério. Vale destacar que a Lei entra em vigor em 1989. Esse novo órgão passa a ter a responsabilidade de gerenciar e promover o desenvolvimento do setor pesqueiro do País.

Em 2000, foi aprovada a Estrutura Regimental do Ministério da Agricultura e do Abastecimento, através do Decreto n. 3.527 (BRASIL, 2000), tendo como órgãos singulares o Departamento de Pesca e Aquicultura. Este Departamento originou-se com a função de: elaborar diretrizes para o desenvolvimento e fomento da produção pesqueira; promover a execução de programas e projetos de apoio ao desenvolvimento da pesca artesanal e industrial; supervisionar e implementar as ações de povoamento de águas públicas da União; conceder licenças, permissões e autorizações para o exercício da pesca comercial e artesanal (e repassar 50% das receitas e taxas cobradas para o IBAMA). O Decreto n. 4.118 (BRASIL, 2002) reforça estas competências do Ministério da Agricultura e do Abastecimento. O IBAMA delega ainda a esse Ministério da Agricultura, por meio de suas portarias, a atuação na concessão de licenças, permissões e autorizações da pesca de espécies altamente migratórias, sub-exploradas, inexploradas ou ameaçadas de sobre-exploração.

A orientação do Governo Federal com relação à pesca mudou, a partir de 2003, quando foram direcionados esforços para a reduzir a pobreza e diminuir as desigualdades sociais (RUFINO, 2016).

Até o ano de 2015, o IBAMA e o Ministério da Pesca eram responsáveis por regulamentar apetrechos, ambientes de pesca, espécies a serem capturadas, tamanhos mínimos e períodos de defeso. Enquanto a legislação em si apresenta-se de forma ampla, no intuito de proteger os recursos, a realidade mostra que as ações de fiscalização têm sido pouco eficientes e que, conseqüentemente, as normas têm sido ignoradas. Um exemplo disso é o elevado número de apreensões de pescado proibido no período do defeso ou abaixo do tamanho mínimo e a oferta constante desses produtos nos principais mercados municipais do Estado (DIAS NETO, 2010).

Gestão centralizada e suas implicações

Atualmente, a responsabilidade oficial da gestão pesqueira é do Estado Brasileiro, que, em tese, deveria promover uma exploração sustentável, garantindo a disponibilidade dos recursos pesqueiros para as gerações presentes e futuras, preservando os conhecimentos

tradicionais e a cultura dos pescadores artesanais (RUFINNO, 2016). Além de contribuir para a segurança alimentar, para o alívio da pobreza e para a conservação da biodiversidade (FAO, 1995). Aliás, os princípios gerais contidos no código de conduta para a pesca responsável, editado pela FAO em 1995, apontam exatamente nessa direção, ao afirmar que, a conservação dos ecossistemas é responsabilidade do Estado e dos usuários que deles dependem. O direito de pescar traria consigo a obrigação de fazê-lo de forma responsável, a fim de assegurar a conservação e a gestão efetiva dos recursos aquáticos (SANTOS; SANTOS, 2005).

Ainda a respeito da necessidade de inserção da pesca numa estratégia mais ampla de desenvolvimento, o referido código de conduta é bem explícito, ao afirmar: a ordenação da pesca deveria fomentar a manutenção da qualidade; a diversidade e a disponibilidade dos recursos pesqueiros em quantidade suficiente para as gerações presentes e futuras, no contexto da segurança alimentar; o alívio da pobreza e o desenvolvimento sustentável. As medidas de ordenação deveriam assegurar a conservação não somente das espécies objeto da pesca, mas também daquelas outras pertencentes ao mesmo ecossistema, dependentes ou associadas a elas. Entretanto, na prática, as medidas centralizadoras tomadas de cima para baixo não têm sortido o efeito esperado, mas, por sua vez, tornado os pescadores artesanais vulneráveis diante das pressões do mundo moderno (DIAS NETO, 2010).

O ordenamento pesqueiro, de modo geral, se dá por um conjunto de normas legais, regras e procedimentos que regem a atividade da pesca estabelecidos pelo Poder Público por meio de leis, decretos, portarias, instrumentos normativos e ações que visem à conservação dos estoques pesqueiros (RUFFINO, 2005). Esses instrumentos se apoiam na Constituição Brasileira; no Decreto-Lei n. 221 (BRASIL, 1967): que dispõe sobre a proteção e os estímulos à pesca; na Lei n. 7.679 (BRASIL, 1988c): que dispõe sobre a proibição da pesca de espécies em períodos de reprodução e dá outras providências (apetrechos, embarcações, licenças); e na Lei n. 9.605 de crimes ambientais (BRASIL, 1998): que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, além de outras providências. E mais recentemente da Lei da pesca nº 11.959 (BRASIL, 2009): que dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, formulada, coordenada e executada com o objetivo de promover “o desenvolvimento sustentável da pesca e da aquicultura como fonte de alimentação, emprego, renda e lazer, garantindo-se o uso sustentável dos recursos pesqueiros, bem como a otimização dos benefícios econômicos decorrentes, em harmonia com a preservação e a conservação do meio ambiente e da biodiversidade” (BRASIL, 2009, texto eletrônico).

No entanto, o modo atual de gestão centralizada vigente dos recursos pesqueiros, ao ser insuficiente ou omissa, acaba por agravar o problema da sustentabilidade da pesca (DIAS NETO, 2010). A política adotada para o setor pesqueiro no período de 2003 a 2015, com a atuação da SEAP e do MPA, promoveram, de certa maneira, o aumento da vulnerabilidade da pesca artesanal de pequena escala com foco no fomento da pesca e incentiva a produção com metas bastante ousadas (RUFFINO, 20016), remontando a política adotada pela SUDEPE, nos anos 1970 e 1980. A combinação de estratégias para impulsionar o crescimento econômico e o “alívio imediato da pobreza” dos ribeirinhos visou fomentar o aumento da produção por meio de incentivos como o acesso a crédito, ao subsídio de diesel, à doação de maquinário e equipamentos de beneficiamento de pescado, entre outros. Por outro lado, o controle e fiscalização deixaram de ser executados pelo IBAMA e passaram a ser de responsabilidade dos Estados, após a criação do Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), em 2009. O IBAMA, por exemplo, deixou de ser protagonista na emissão de licenças de pesca, na fiscalização e na aplicação de sanções. O MPA focava suas ações no fomento à produção e deixou de dar prioridade às áreas de fiscalização e monitoramento (RUFFINO, 2016).

A consequência da aplicação inefetiva de medidas para o setor resultou na depleção dos estoques pesqueiros. Segundo Dias-Neto (2015), 100% das 25 espécies ou grupos de espécies marinhas mais importantes para as principais pescarias brasileiras (que respondem por 60% da produção desse ambiente), encontram-se plenamente explorados ou sobrepescados. Todas as 16 espécies ou grupo de espécies do ambiente continental, que respondem por mais de 70% da produção, estão plenamente pescados ou sobre-explorados (DIAS-NETO, 2015). E a sobrepesca é apenas um dos fatores que contribuem para o comprometimento dos estoques pesqueiros. Como dito anteriormente, o maior impacto advém da soma de várias outras ações antrópicas de maior escala implantadas nos últimos 40 anos. Soma-se a isso, a destruição das matas ciliares e o comprometimento das nascentes dos rios (AGOSTINHO et al., 2007; CASTELLO; MACEDO, 2016; FEARNSSIDE, 2014).

O cenário descrito mostra como as medidas de proteção dos recursos pesqueiros e as tradicionais medidas de manejo como o respeito ao tamanho mínimo e ao período do defeso (reprodução), estabelecidos na legislação vigente, não são respeitadas por falta de fiscalização efetiva ou de atuação dos órgãos competentes (DIAS NETO, 2010; RUFFINO, 2016). Além disso, a legislação é muito generalista e falta-lhe a adequação desta às especificidades locais de cada região (SANTOS; SANTOS, 2005). Por outro lado, existe uma expansão cada vez maior da apropriação dos territórios das águas dos rios, o que alguns autores chamam de privatização das águas (WALL, 2014), como é o caso claro das hidrelétricas e a instalação de parques

aquícolas, para o desenvolvimento da aquicultura. Com isso, os pescadores artesanais têm perdido, ao longo dos últimos 20 anos, cada vez mais seus territórios e direitos sociais, tornando-se uma classe com tendência a se extinguir (MORAN, 2016; DIAS NETO, 2010; RUFFINO, 2016). A ameaça à sustentabilidade da pesca e a marginalização dos pescadores artesanais, no entanto, não é uma exclusividade da região Amazônica, ou mesmo brasileira. O pescador de pequena escala tem sido invisibilizado em diversas regiões do globo, sobretudo em países em desenvolvimento como na China, no Camboja e em países da África. E os recursos pesqueiros comprometidos, uma vez que cerca de 70% dos estoques mais importantes para a economia pesqueira vêm sendo sobre-explorados nas últimas décadas (BERKES et al., 2001).

Apesar da importância da atividade como fonte de renda e de alimento para milhares de famílias pobres no mundo todo, sobretudo nos países em desenvolvimento (TBTI, 2013), a falha nas estatísticas pesqueiras é um problema dos países em desenvolvimento, que subestimam a real contribuição do setor para a economia, desviando a atenção do governo e das políticas públicas para atividades mais lucrativas como parece ser o caso da aquicultura. Por isso a rede internacional *Too Big To Ignore* (TBTI) foi criada visando desenvolver pesquisas sobre a pesca de pequena escala e atuar conjuntamente no sentido de elevar o *status* dessa atividade e argumentar contra a sua marginalização nas políticas nacionais e internacionais (TBTI, 2013). Além de importante economicamente a pesca é fundamental para a segurança alimentar⁴ de famílias ribeirinhas da Amazônia (FAO, 2012).

Alternativas Para uma Gestão Pesqueira Mais Inclusiva

Em uma tentativa de se reverter o processo perverso pelo qual passa a pesca artesanal, alguns estudiosos pesquisam sobre a possibilidade de evitar essa “tragédia” que está a caminho: pescadores sem renda e rios sem peixes. Não se trata da famosa “tragédia dos comuns” de Hardin (1968), mas de uma tragédia “moderna”, que se refere à imposição dos interesses do Estado e da iniciativa privada sob o pescador e o recurso pesqueiro. Na tragédia dos comuns, a metáfora bastante polêmica surgida na década de 1960, elencada por Hardin (1968), a previsão era que em um ambiente de livre acesso, por exemplo um lago, os interesses individuais dos usuários de um determinado recurso de uso comum, a exemplo o peixe, se sobreporiam aos

⁴ De acordo com a 1ª. Conferência Nacional de Segurança Alimentar, realizada em Brasília, em 1994, a segurança alimentar visa “garantir a todos, condições de acesso a alimentos básicos de qualidade, em quantidade suficiente, de modo permanente e sem comprometer o acesso a outras necessidades essenciais, com base em práticas alimentares saudáveis, contribuindo assim para uma existência digna, em um contexto de desenvolvimento integral da pessoa humana”.

interesses coletivos até chegar em um ponto de exaustão dos recursos, pois todos os “comuns” pensariam e agiriam da mesma maneira, maximizando seu ganho e não considerando a finitude do recurso. O autor aponta que tal tragédia só poderia ser evitada se o Estado assumisse o controle e regulasse o uso, ou se a área fosse privatizada. E essa tem sido a base de orientação até o presente. Contudo, o que se vê atualmente é que o recurso pesqueiro está ameaçado justamente pelo fato de o Estado “controlar” e gerir de forma centralizada os recursos e respaldar as ações das concessionárias que detêm o direito de exploração da hidroeletricidade, sem mitigar os danos causados à população local e o impacto ambiental.

No contexto da economia de mercado e do neoliberalismo atual Ostrom (2009) e seus seguidores apontam uma outra saída para defender uma outra forma de gestão coletiva dos recursos além do Estado e da privatização. Isso a partir de alguns acordos estabelecidos entre os usuários para o autocontrole de forma efetiva. Nessa linha de pensamento, Ostrom (2009) verificou que existem diversos casos de sucesso de propriedade coletiva de recursos no mundo todo, os quais beneficiam tanto a população quanto a conservação dos recursos. De tão expressivas e eficazes, muitas iniciativas conquistaram a flexibilização da legislação e uma quebra na gestão centralizada.

Anteriormente, as iniciativas de co-gestão na Amazônia, como os Acordos de Pesca e os sistemas de manejo comunitário, todas as leis referentes ao manejo dos recursos pesqueiros eram estabelecidas pelo órgão competente de forma centralizada, sem prévia consulta aos pescadores, detentores do saber local. Por serem leis muito abrangentes, frequentemente se mostravam ineficazes, considerando a diversidade biológica e a grande extensão geográfica da Amazônia (CAPELLESSO; CAZELLA; 2011; MORENO, 2016; DIAS NETO; 2010). Um exemplo disso é o período de reprodução dos peixes estabelecido para toda a bacia amazônica. É comum o relato de pescadores dizendo que os peixes continuam “ovados”, no período em que a pesca é liberada (DIAS NETO, 2010). Questões como essa, somada aos diversos conflitos sociais causados pela disputa por pescado, a partir da década de 1980, e o movimento de preservação de lagos liderado pela Igreja Católica para garantir aos ribeirinhos que o pescado não faltasse em suas mesas, desencadearam uma nova fase de gestão dos recursos pesqueiros, nos quais houve flexibilização da gestão e descentralização da tomada de decisão de determinadas áreas. Um exemplo disso foi a oficialização dos acordos de pesca que permitia uma gestão local dos recursos, desde que fosse obedecida a legislação vigente (CASTRO; MCGRATH, 2010; KALILOSKI; SEIXAS; ALMUDI 2009; SEIXAS et al., 2011).

A nova possibilidade de gestão participativa dos recursos pesqueiros, incluindo os usuários nas tomadas de decisão, trouxe consigo algumas exigências dos órgãos licenciadores.

Para que os acordos de pesca fossem “oficializados”, ou seja, legitimados a partir de um instrumento de lei, se requeria a garantia de seu uso sustentável. Como exigência para o reconhecimento oficial dos Acordos de Pesca se requer, por exemplo, a mobilização dos usuários do complexo de lagos a ser requerido, a realização de reuniões e assembleias intercomunitárias em que se estabelecem as regras de uso, a legalização do Acordo e a divulgação deste, o monitoramento das atividades e a avaliação constante (BRASIL, 2003).

Nesse sentido, tanto a legitimação das experiências de manejo comunitário quanto o tema da descentralização da gestão pesqueira, mediante maior envolvimento dos usuários nas tomadas de decisão, têm sido bastante discutida no Brasil, sendo considerada como uma das formas mais eficazes de gestão (KALIKOSKI; SEIXAS; ALMUDI, 2009; OVIEDO; BURSZTYN; DRUMMOND, 2015; OVIEDO; BURSZTYN; 2017; SEIXAS;; SEIXAS et al., 2011). Os autores Kalikoski; Seixas; Almudi (2009) mapearam as experiências de gestão participativas no Brasil. Na região Norte, nos estados do Amazonas e Pará observa-se o maior número de iniciativas de manejo participativo dos recursos pesqueiros. Muitas delas, no entanto, ocorrem em Unidades de Conservação ou em áreas protegidas por acordos de pesca. Apesar de o cenário político atual não favorecer, existe um esforço de organizações não governamentais, das Universidades e de Centros de Pesquisa, assim como de movimentos populares para evitar o colapso da pesca e a perda da rica diversidade da ictiofauna da Amazônia.

Em Unidades de Conservação, o manejo de pirarucu (*Arapaima sp.*) está cada vez mais difundido, promovendo a recuperação dos estoques do recurso e a melhoria na renda das famílias envolvidas na atividade. Existem alguns casos bem sucedidos de manejo também em áreas de Acordos de Pesca, decretados pelos Estados ou pela União (BURSZTYN; OVIEDO, 2003; KALIKOSKI; SEIXAS; ALMUDI, 2009; OVIEDO et al., 2015). Mesmo com todo o avanço, se considerarmos que as áreas protegidas da Região Norte têm pouca densidade demográfica e que a maior proporção dos pescadores artesanais reside próximo aos grandes centros urbanos e pescam em rios e lagos de uso comum (sistemas abertos), eles acompanham ano após ano a franca decadência da pesca e a insustentabilidade de sua atividade econômica.

Além disso, a tendência da promoção de maior participação dos atores nas tomadas de decisão deu um passo atrás com a extinção do Ministério da Pesca e Aquicultura em 2015, devido à grave crise econômica do País (RUFFINO, 2016). Por mais que houvessem críticas sólidas sobre a forma de gestão do Ministério, por quem atua no setor da pesca artesanal, existe uma preocupação ainda maior com a extinção deste. Isto porque, essa medida pode significar a redução ainda maior de políticas públicas para o setor. E isso se passa em um momento crítico

para a classe com *boom* de obras de infraestrutura de grande porte previstos nos planos de aceleração do crescimento, como as hidrelétricas.

Contribuição da Teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais para a Co-gestão da Pesca no Brasil

As experiências exitosas de co-gestão no Brasil corroboram com a Teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais cujos principais autores para o tema da governança da pesca são Elinor Ostrom (1990) e Berkes (1989). Esses autores defendem que a ação coletiva evita a “tragédia dos comuns”⁵ (HARDIN, 1968) e promove a sustentabilidade dos recursos. Desde essa polêmica afirmação diversos estudiosos vêm tentando demonstrar que formas de uso coletivo por populações tradicionais apresentam sustentabilidade em suas atividades, mostrando formas eficientes de gestão, apesar da pouca intervenção do Estado (BENÉ; NEILAND; 2006).

Segundo esta linha de pensamento, os próprios usuários dos recursos naturais teriam plena capacidade de gestão em situações onde exista o envolvimento dos usuários nas tomadas de decisão, haja o estabelecimento de regras e sanções, o recurso seja importante para as famílias usuárias e haja suporte e reconhecimento por parte do Estado, dentre outros fatores. Segundo Bené; Neiland (2006), além de Ostrom e Berkes muitos outros autores como Jentoft (1989), Mckay (1993) e Pomeroy (1991, 1995, 2001), foram fundamentais na reorientação do paradigma de governança da pesca nos últimos 15 anos e no consenso a favor da descentralização das pescas, seja através da cooperação na gestão ou por meio do manejo comunitário. A descentralização da pesca tem sido reconhecida tanto em países desenvolvidos, quanto em países em desenvolvimento.

Após identificar inúmeros casos de boa governança dos recursos naturais no mundo todo, Ostrom (1990) desenhou os princípios institucionais, que seriam os aspectos relevantes

⁵ O famoso estudo de Hardin em *The tragedy of commons* foi motivado pelo tema da relação entre superpopulação e finitude dos recursos naturais. Como não é possível uma taxa de crescimento da população próxima de zero, para resolver a questão, o autor afirma a necessidade de se limitar as liberdades individuais, seja por meio do controle do estado ou através da privatização. Para defender esse posicionamento, exemplifica sobre o que chama de Tragédia, onde, em um pasto aberto a todos, o recurso seja limitado ao número de usuários, o produtor pensará, consciente ou inconsciente, que quer aumentar o seu ganho. Segundo Hardin (1968), o produtor faz um cálculo de quanto lhe custaria adicionar um gado a mais. Seria + 1 ter um animal a mais. E o custo negativo seria que a capacidade de suporte estaria limitada não só para ele, mas para todos. Apesar disso, o custo para ele continuaria sendo - 1. Ou seja, se ele adiciona um animal a mais, ele ganha, mas não paga sozinho o custo disso. O problema é que ele vai pensar assim e adicionar outro e outro gado. E assim também o farão os outros, caso não haja um limite estabelecido. Pra concluir, Hardin (1968) diz que “a liberdade para os comuns causa a ruína de todos”.

presentes nas experiências bem-sucedidas observadas, a saber: 1. Fronteiras bem definidas; 2. Normas adaptadas ao contexto; 3. Meios de ação e tomada de decisão coletivos; 4. Monitoramento dos recursos de forma transparente e regulado pelos usuários; 5. Sanções aplicadas gradualmente; 6. Mecanismos de resolução de conflitos; 7. Direitos de autogestão reconhecidos; e 8. Regras, sanções e resolução de conflitos alinhados. No entanto, como observado por Cox; Villamayor Tomás (2010), os princípios institucionais não levam em conta fatores externos às instituições. Posto que, são os fatores internos que levam a uma ação coletiva bem sucedida, desconsiderando os fatores externos às instituições, como flutuações de mercado, por exemplo.

Ostrom (2009) fala que a previsão do colapso dos recursos se dá quando em sistemas de acesso livre, com um número diverso de usuários, em que falta comunicação, o sistema de estabelecimento de regras falha (BERKES et al., 2006). Porém, essa previsão não se concretiza em condições nas quais os usuários têm lideranças locais, têm um sistema efetivo de auto-organização e regras para manejar os recursos. Segundo Ostrom (2009), o principal desafio para diagnosticar por que alguns sistemas são sustentáveis enquanto outros colapsam é a identificação e análise das relações /interações entre os vários níveis desse sistema complexo entre diferentes escalas espacial e temporal. A autora complementa que não é simples, mas que é preciso avançar nesse sentido, ou seja, de dissecar essa complexidade.

Após décadas de discussão sobre a Teoria do Uso Comum, Ostrom (2009) analisou as razões que levam os indivíduos de um determinado grupo a dispendem energia para promover a conservação de um determinado recurso natural em prol do coletivo. Posteriormente, ampliou seus estudos observando que os sistemas de exploração de recursos naturais eram de natureza complexa e, portanto, deveriam ser analisados a partir da abordagem dos Sistemas Socio-ecológicos Complexos (OSTROM, 2009). Ou seja, a solução dos conflitos sócioambientais gerados em ambientes onde o Estado ou a iniciativa privada tinham o controle, pediam uma solução interdisciplinar. Nesse sentido, ao longo dos anos Ostrom e colaboradores (LIPIETZ, 1995; OAKERSON, 1992; BERKES et al., 2006; OSTROM, 1990; 2007; 2009; POTEETE; JANSSEN; OSTROM., 2010; VIEIRA, BERKES; SEIXAS, 2005) passaram a avaliar e consolidar um “*framework*” que permitisse uma visão sistêmica de um determinado problema, no qual as questões ecológicas, políticas e econômicas, por exemplo, estariam a todo momento interagindo e produzindo resultados. Mesmo em locais em que os governos centralistas eram soberanos, a descentralização da autoridade passou a ser vista como meio pelo qual se poderia chegar a sistemas mais eficientes do que a regulação imposta pelos governos por meio do trabalho cooperativo entre os atores não-estatais (BENÉ; NEILAND, 2006).

O Conceito de Governança na Pesca Artesanal e sua Relação com a Co-gestão e o Manejo Participativo

Com relação ao conceito de governança, o seu uso é bastante polêmico e não existe consenso sobre o uso nas diferentes áreas interdisciplinares. A que se tem registro, o termo “governance” surge a partir de reflexões do Banco Mundial para delimitar um governo eficiente, que focasse não apenas em questões econômicas, mas também sociais. A definição geral de governança prevista no documento “*Governance and Development*” de 1992 é a de “o exercício da autoridade, controle, administração, poder de governo”, ou a maneira como o poder é exercido na administração dos recursos sociais e econômicos de um país visando o desenvolvimento (GONÇALVES, 2005). Esse autor distingue os termos de governabilidade e governança, sendo que a primeira se relaciona à dimensão estatal do exercício do poder. E já a segunda estaria ligada à performance dos atores e à sua capacidade no exercício da autoridade política, com um caráter mais amplo que o primeiro. Assim, o conceito de governança não se restringiria aos aspectos gerenciais e administrativos do Estado. Ele poderia se referir a acordos e cooperações entre atores sociais e políticos e a arranjos institucionais e operar englobando a sociedade como um todo.

Essa definição corrobora com a definição da Comissão sobre Governança Global, como: “Governança é a totalidade das diversas maneiras pelas quais os indivíduos e as instituições, públicas e privadas, administram seus problemas comuns”. Além disso, “Governança diz respeito não só a instituições e regimes formais autorizados a impor obediência, mas também a acordos informais que atendam aos interesses das pessoas e instituições” (GLOBAL, 1996 p.2). Tomassini (2001) diz, por sua vez, que a governança não é uma ação isolada da sociedade civil buscando maiores espaços de participação e influência. Para esse autor trata-se da ação conjunta de Estado e sociedade na busca de soluções e resultados para problemas comuns. Entretanto, é inegável que o surgimento dos atores não-estatais é central para o desenvolvimento da ideia e da prática da governança.

Alguns autores, como Nakagawa; Silva Favareto (2012), realçam a emergência de um novo modelo de governança não estatal, que levam em conta a ação de comando e controle no estabelecimento de políticas públicas socioambientais a partir da ação de “*multi-stakeholders*”. Isso é especial e emergente, sobretudo para os trabalhadores ligados à pesca na Amazônia. Em pouco menos de 20 anos esses trabalhadores experimentaram um *boom* de atividades de apoio,

capacitações, fundos, etc. A descentralização das tomadas de decisão do governo é mais efetiva e aplicável no tema da gestão pesqueira.

O conceito de governança ligado à Teoria de Uso Comum e dos Sistemas Socio-Ecológicos Complexos, por sua vez, está relacionada à gestão coletiva de um determinado recurso natural. Essa co-gestão pode integrar membros de uma determinada instituição de propriedade coletiva a organizações governamentais, organizações não-governamentais, etc., formando uma rede de relações entre os atores, na qual são estabelecidos sistemas de propriedade, regras operacionais e tomadas de decisão coletivas, bem como aos processos de monitoramento e sanção (BASURTO; OSTROM, 2013; BERKES, 2002; HOLLING et al., 1998; MCGINNIS; OSTROM, 2014; OSTROM, 1990; 2009).

A co-gestão refere-se à reforma da descentralização. Embora nas ciências políticas não se valham desse termo – usando, em vez disso, terminologias como “descentralização do manejo dos recursos naturais” – a co-gestão é o modelo atual de descentralização aplicado na gestão de recursos naturais e, em particular, na silvicultura e na pesca, correndo de uma extremidade (o governo central) para outra extremidade (a comunidade) (BENÉ; NEILAND, 2006). Para Pomeroy; Berkes (1997, p. 466), a co-gestão é “caracterizada por vários acordos de parceria distinguidos um do outro pelos níveis de partilha de poder e integração de sistema de gerenciamento centralizado” (POMEROY; BERKES, 1997, p. 466).

Segundo Jentoft (2003), a co-gestão é um processo que envolve participação dos usuários dos recursos nas tomadas de decisão regulatórias, compartilhamento de poder e responsabilidades, e parcerias entre representantes de grupos de usuários, agências governamentais, instituições de pesquisa, e outros atores sociais. Segundo Bené; Neiland (2006), as abordagens participativas podem falhar, tanto quanto os sistemas centralizados ou privatizados se não estiverem sujeitos a uma forte responsabilização (*accountability*). Esse termo é de difícil tradução para o português, referindo-se à obrigação de um membro de uma determinada organização a prestar contas aos demais integrantes. Não somente em termos quantitativos, mas de forma abrangente a valer a situação como um todo, demonstrando os avanços e justificando as falhas (LARSON; SOTO; 2008)

Bené; Neiland (2006) alertam que é comum os termos governança e co-gestão serem utilizados como sinônimos nos estudos sobre pesca. Para esses autores, no entanto, apesar de estarem intrinsecamente relacionados, se diferem como conceitos: posto que, governança é sobre política (compartilhar responsabilidade e poder), gestão é sobre ação, implementação. Ao passo que indicadores de governança seriam transparência, responsabilização e participação, indicadores de co-gestão da pesca seriam mais sobre sustentabilidade, biodiversidade e

conservação (BENÉ; NEILAND,2006). Os autores definem como governança os mecanismos e processos pelo qual o poder e a tomada de decisão são alocados entre os diferentes atores. Existem os mecanismos de governança e a reforma de governança. Nos primeiros há iniciativas de inclusão e participação dos usuários nas discussões sem necessariamente haver repasse da tomada de decisão, o que os autores definiriam como descentralização. De modo que gestão e governança seriam exercidos em diferentes níveis. A reforma de governança seria a descentralização do poder. Nesses casos é que estariam posicionadas as experiências de co-gestão. A presente tese adota as definições de BENÉ; NEILAND; (2006) sobre “governança” e co-gestão com relação a pesca.

No Brasil, governança e co-gestão também têm sido utilizados como sinônimos, assim como outros termos como Gestão Participativa, Gestão Compartilhada, Manejo Comunitário, Acordos de Pesca. Kalikoski; Seixas; Almudi (2009) e Seixas (2011) também utilizam os diferentes termos, para co-gestão como sinônimos ainda que reconheçam diferenças entre eles.

Com relação ao termo manejo, significa ato ou efeito de manejar; ter autoridade sobre; controlar; ter conhecimento sobre; gerenciar (CEGALLA, 2008). Existe também a definição do Sistema Nacional de Unidades de Conservação em que “manejo é todo e qualquer procedimento que vise assegurar a conservação da diversidade biológica e dos ecossistemas” (BRASIL, 2000, texto eletrônico). A palavra “adaptativo” deriva de “adaptar”, “ajustar”, “transformar de modo que fique apto para determinado fim” (CEGALLA, 2008). Logo, o manejo adaptativo significa gerir os recursos naturais (no caso, os pesqueiros) por meio de um sistema sustentável que possa ser reajustado, conforme a necessidade, a partir de monitoramento e avaliação constantes das ações. E uso sustentável, por sua vez, quer dizer “exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, mantendo a biodiversidade e os demais atributos ecológicos, de forma socialmente justa e economicamente viável” (BRASIL, 2000, texto eletrônico). Ou seja, poder usar hoje, mas também garantir a possibilidade do seu uso no futuro.

Para a ecologia, por sua vez, além de tratar de um processo cíclico e interativo de tomada de decisão por meio do monitoramento e da avaliação dos resultados, o manejo adaptativo objetiva também a redução da incerteza ecológica inerente à dinâmica de recursos naturais (HOLLING, et al., 1998, WALTERS 1986).

De forma geral, defende-se que entender sobre o passado e o presente da gestão pesqueira no Brasil e na Amazônia, assim como refletir sobre a Teoria de Uso comum e a gestão participativa são relevantes para discutir sobre a possibilidade de ter a co-gestão como estratégia

de governança da pesca artesanal em Rios Amazônicos barrados por hidrelétricas. Esse aparato teórico metodológico será explorado nos capítulos a seguir.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. **Interciencia**, v. 29, n. 6, p. 334-338, 2004.

_____. et al. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 10, n. 2, p. 174-186, 2007.

BASURTO, X.; GELCICH, S.; OSTROM, E. The social–ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. **Global Environmental Change**, v. 23, n. 6, p. 1366-1380, 2013.

BATISTA, V. da S.; ISAAC, Victoria Judith; VIANA, João Paulo. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia. **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**, p. 63-151, 2004.

BÉNÉ, C; NEILAND, A. E. From participation to governance. A critical review of governance, co-management and participation in natural resources management. **Policy, Economics and Social Science Discussion Paper Series**, v. 74, 2006.

BERKES, F.. **Common property resources. Ecology and community-based sustainable development**. Belhaven Press with the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1989.

_____ et al. **Managing small-scale fisheries: alternative directions and methods**. IDRC, 2001.

_____. Cross-scale institutional linkages: perspectives from the bottom up. In: _____. **The Drama of the Commons**. Translator Elionor Ostom. Washington: National Academy Press, 2002.

_____ et al. Globalization, roving bandits, and marine resources. **Science**, n.311, v., 2006.

BERMANN, C. Impasses e controvérsias da hidreletricidade. **Estudos avançados**, v. 21, n. 59, p. 139-153, 2007.

BOSSHARD, P. **Dez coisas que você deveria saber sobre barragens**. Disponível em <<https://www.internationalrivers.org/problems-with-big-dams>> Acesso em: 5 abr. 2018.

BRASIL. **Decreto nº 23.134, de 9 de setembro de 1933**. Transfere os Serviços da Pesca e Saneamento do Litoral do Ministério da Marinha para o Ministério da Agricultura. Disponível em: < <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-23134-9-setembro-1933-520583-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em 10 nov. 2018.

_____. **Lei nº 5.727, de 4 de novembro de 1971.** Dispõe sobre o Primeiro Plano Nacional de Desenvolvimento (PND), para o período de 1972 a 1974. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1970-1979/L5727.htm> Acesso em 10 nov. 2018.

_____. **Lei nº 6.151, de 4 de dezembro de 1974.** Dispõe sobre o Segundo Plano Nacional de Desenvolvimento (PND), para o período de 1975 a 1979. Dispõe sobre o Segundo Plano Nacional de Desenvolvimento (PND), para o período de 1975 a 1979. Disponível: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1970-1979/lei-6151-4-dezembro-1974-357400-norma-pl.html>> Acesso em 10 nov. 2018.

_____. **Resolução nº 1, de 1979-CN.** Aprova O III Plano Nacional de Desenvolvimento. Disponível: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/rescon/1970-1979/resolucao-1-5-dezembro-1979-534737-publicacaooriginal-20817-pl.html>> Acesso em 10 nov. 2018.

_____. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em 10 nov. 2018.

_____. **a. Constituição da República Federativa do Brasil:** promulgada em 05 de outubro de 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em 02 nov. 2018.

_____. **b. Decreto nº 96.944, de 12 de outubro de 1988.** Cria o Programa de Defesa do Complexo de Ecossistemas da Amazônia Legal e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1988/decreto-96944-12-outubro-1988-447914-norma-pe.html>>. Acesso em 08 nov. 2018.

_____. **c. Lei nº 7.679, de 23 de novembro de 1988.** Dispõe sobre a proibição da pesca de espécies em períodos de reprodução e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7679.htm>. Acesso em 08 nov. 2018.

_____. **Lei nº 7.735 de 22 de fevereiro de 1989.** Dispõe sobre a extinção de órgão e de entidade autárquica, cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7735.htm>. Acesso em 08 nov. 2018.

_____. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em 08 nov. 2018.

_____. **Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998.** Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9605.htm>. Acesso em 08 nov. 2018.

_____. **Decreto nº 3.527, de 28 de junho de 2000.** Aprova a Estrutura Regimental e o Quadro Demonstrativo dos Cargos em Comissão e das Funções Gratificadas do Ministério da Agricultura e do Abastecimento, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D3527.htm>. Acesso em 08 nov. 2018.

_____. **Decreto nº 4.118, de 7 de fevereiro 2002.** Dispõe sobre a organização da Presidência da República e dos Ministérios e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4118.htm>. Acesso em 08 nov. 2018.

_____. Decreto nº 4.895 de 25 de novembro de 2003. Dispõe sobre a Autorização de Uso de Espaços Físicos de Corpos d'água de Domínio da União para fins de Aquicultura, e dá outras providências. **Diário Oficial da União.** Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2003/decreto-4895-25-novembro-2003-497528-norma-pe.html>>. Acesso em: 3 nov. 2018.

_____. Instrução Normativa Interministerial nº 6 de 31 de maio de 2004. Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 31 maio 2004. Disponível em: <http://www.planejamento.gov.br/secretarias/upload/Legislacao/Instrucao_Normativa/040531_IN_inter_06.pdf>. Acesso em: 3 jan. 2018.

_____. **Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009.** Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei nº 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L11959.htm> >. Acesso em: 3 jan. 2015.

_____. Ministério de Minas e Energia (MME). **Plano decenal de expansão de energia 2020.** MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), Brasília, DF, v. 2, 2011.

_____. _____. **Plano decenal de expansão de energia 2024.** Empresa de Pesquisa Energética (EPE). Brasília, DF, 2015.

_____. _____. EPE. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2021.** Energético, S. S. P. E. D. Brasília(DF): MME e EPE, 2012.

BURSZTYN, M.; OVIEDO, A.. **A quem confiamos os recursos comuns:** estado, comunidade ou mercado?: lições aprendidas com o manejo da pesca na Amazônia. 2003.

CAPELLESSO, A. J.; CAZELLA, A. A.. Pesca artesanal entre crise econômica e problemas socioambientais: estudo de caso nos municípios de Garopaba e Imbituba (SC).In: **Ambiente & Sociedade**, v. 14, n. 2, p. 15-33, 2011.

CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. Large- scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. In: **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 990-1007, 2016.

CASTRO, F. de; MCGRATH, D.. O manejo comunitário de lagos na Amazônia. **Parcerias estratégicas**, v. 6, n. 12, p. 112-126, 2010.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO E DESENVOLVIMENTO (CMMAD). Nosso futuro comum. 1. Ed. Rio de Janeiro: FGV, 1991.

CEGALLA, D. P. Novíssima gramática da língua portuguesa. 48.ed. revisada. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2008.

COSTA, M. J. A.. **Alterações no ambiente e na pesca, a partir da percepção dos ribeirinhos da área de influência da usina hidrelétrica de Lajeado, Tocantins, Brasil.** 2011. 75 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação Mestrado Ciências do Ambiente, Palmas, 2011.

COSTA-PIERCE, B. A. **From farmers to fishers:** Developing reservoir aquaculture for people displaced by dams. World Bank Publications, 1997.

COX, M. G. A.; VILLAMAYOR-TOMÁS, S.. A review of design principles for community-based natural resource management. *Ecology and Society*, n. 15, v. 4, . 2010. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art38/>. Google Scholar>. Acesso em 20 ago. 2018.

D'ALMEIDA, Bruna G. Os acordos de pesca na Amazônia: Uma perspectiva diferenciada de gestão das águas. In: **Encontro Preparatório do Conselho Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Direito**, v. 15, 2006.

DE FRANCESCO, A.; CARNEIRO, C. **Atlas dos impactos da UHE Belo Monte sobre a pesca.** Instituto Socioambiental (ISA), São Paulo., 2015. [Online available at]. Disponível em: <<https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/atlas-pesca-bm.pdf>>.. Acesso em 02 nov. 2018.

DE MATTOS VIEIRA, M. A. R; DOS SANTOS, C. R; SEIXAS, C. S.. Oportunidades na legislação brasileira para sistemas de gestão compartilhada da pesca costeira. In: **Bol. Inst. Pesca, São Paulo**, v. 41, n. 4, 2015.

DE MELLO, Alex Fiuza. **A pesca sob o capital:** a tecnologia a serviço da dominação. Universidade Federal do Pará, 1985.

DIAS-NETO, J.; DIAS, F. O. **O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca.** Brasília: Ibama, 2015.

DORIA, C. R. C et al.. A pesca em comunidades ribeirinhas na região do médio rio Madeira, Rondônia. In: **Novos Cadernos Naea**, v. 19, 2016.

_____ et al. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. *Ambio*, v. 47, n. 4, p. 453-465, 2017.

DOS SANTOS TIBÉRIO, F. C. et al. Gestão Participativa e Conflitos em Comunidades Pesqueiras: um estudo no alto/médio São Francisco (MG). In: **Questões ambientais e sociabilidades**, 2008.

FAO (ROMA). **Code of conduct for responsible fisheries.** Food & Agriculture Org., 1995.

_____. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura: oportunidades e desafios.** Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura. Roma, 2012.

_____. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura: oportunidades e desafios.** Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura. Roma, 2014.

FEARNSIDE, P. M. 2014. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. In: **Environmental Science & policy**, n. 38, 2014.

FO, A. et al.. **Rios de Rondônia: jazidas de megawatts e passivo social e ambiental.** 2010.

FONSECA, I. F. da. **A construção de grandes barragens no Brasil, na China e na Índia: similitudes e peculiaridades dos processos de licenciamento ambiental em países emergentes.** IPEA, 2013.

GLOBAL, Comissão Sobre Governança. Nossa comunidade global: o relatório da comissão sobre governança global. **Rio de Janeiro: Editora FGV**, 1996.

GOMES, K. D.. **Caracterização sócio-econômica e percepção dos pescadores do rio Tocantins imediatamente a jusante da barragem da UHE Lajeado.** 2007, 69f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente), Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2007.

GOMES, L. C.; FERNANDES, R.; LUIZ, E. A.. Development of reservoir fisheries management in Brazil based on imported paradigms. In: **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 26, n. 3, p. 309-315, 2004.

GONÇALVES, A.. O conceito de governança. IN: XIV Encontro do Conpedi, "Estado Globalização e Soberania: o direito do século XXI", São Paulo, **Anais**, 2005.

GUTBERLET, J. et al. Resource conflicts: challenges to fisheries management at the São Francisco River, Brazil. In: **Human Ecology**, v. 35, n. 5, 2007.

HALLWASS, G. et al. Fishing effort and catch composition of urban market and rural villages in Brazilian Amazon. **Environmental management**, v. 47, n. 2, 2011.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. In: **Science**, v.162, 1968.

HOLLING, C. S. et al.. Science, sustainability and resource management. In: **Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience**, v. 342, 1998.

JYOTISHI, A.; PARTHASARATHY, R. Reservoir Fisheries Management: Experience of Tawa in Madhya Pradesh. In: **Economic and Political Weekly**, 2007.

KALIKOSKI, D. C.; SEIXAS, C. S.; ALMUDI, T. Gestão compartilhada e comunitária da pesca no Brasil: avanços e desafios. In: **Ambiente e Sociedade**, v. 12, 2009.

LARSON, A. M.; SOTO, F.. Decentralization of natural resource governance regimes. In: **Annual review of environment and resources**, v. 33, 2008.

- LATRUBESSE, E. M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. In: **Nature**, n. 546, v. 7658, 2017.
- LIPIETZ, Alain. Enclosing the Global Commons: Global Environmental Negotiation in a North-South Conflictual Approach. In: **The North, the South and the Environment**, 1995.
- MAGALHÃES, Juraci Perez. **A evolução do direito ambiental no Brasil**. Editora Juarez de Oliveira, 2002.
- MCGINNIS, M. D., Ostrom, E. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. In: **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, 2014.
- MCGRATH, D. G; et al. Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazon floodplain. **Human ecology**, v. 21, n. 2, p. 167-195, 1993.
- MIRANDA, E. B; et al. Dos Conflitos à Invisibilização da Pesca Profissional no Estado do Tocantins. In: **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 1, 2017.
- MORAES, S. C. Colônias de pescadores e a luta pela cidadania. In: Congresso Brasileiro de Sociologia, 10, 2001, Fortaleza. Sociedade e Cidadania: Novas Utopias – **Programas e Resumos**. Fortaleza: SBS, 2001.
- MORAN, E. F. Roads and dams: Infrastructure-driven transformations in the Brazilian amazon. In: **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 2, 2016.
- MORENO, L. T.. **Os trabalhadores artesanais do mar em Ubatuba/SP: a dinâmica territorial do conflito e da resistência**. 2016, 221 f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2016.
- NAKAGAWA, L. ; Silva Favareto, A. da. Governança e Mercados na Elaboração de Políticas Socioambientais em Iniciativas Multi-Stakeholder: a Emergência da Governança Não-Estatal. In **VI Encontro Nacional da ANPPAS**, 18 a 21 de setembro de 2012, Belém (PA) Brasil, 2012.
- NETO, J. D. **Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil**. Edições IBAMA, 2003.
- DIAS NETO, J.. Pesca no Brasil e seus aspectos institucionais? um registro para o futuro (Artigo de opinião). In: **Revista CEPSUL: Biodiversidade e Conservação Marinha**, v. 1, 2010.
- OAKERSON, R. J. Analyzing the commons. A framework. In: BROMLEY, D. A. et al., **Making the commons work: theory, practice and policy**. San Francisco: ICS Press. 1992.
- ODYUO, N. S. et al. Fisheries and management status of Doyang Reservoir, Nagaland, north-east India. In: **Indian Journal of Fisheries**, v. 59, n. 2, 2012.
- OSTROM, E. **Governing the commons: the evolution of institutions for collective action**. London: Cambridge University Press, 1990.
- _____. A diagnostic approach for going beyond panaceas. In: **Proceedings of the national Academy of sciences**, v. 104, n. 39, 2007.

_____. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. **Science**, v. 325, n. 5939, 2009.

OVIEDO, A. F. P.; BURSZTYN, M.. Decentralization and Fisheries Management in the Brazilian Amazon: resource rights and accountability. In: **Ambiente & Sociedade**, v. 20, n. 4, 2017

_____; _____; DRUMMOND, J. A.. Agora sob Nova Administração: Acordos de Pesca nas Várzeas Da Amazônia Brasileira. In: **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 4, 2015.

PARENTE, Valdenei de Melo. A Economia da Pesca em Manaus: organização da produção e da comercialização. **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Master's dissertation)**, 1996.

POMEROY, R. S. Small-scale fisheries management and development: towards a community-based approach. In: **Marine Policy**, v. 15, n. 1, 1991.

_____. Community-based and co-management institutions for sustainable coastal management in Southeast Asia. In: **Ocean and Coastal Management**, n. 27, n. 3, 1995

_____; BERKES, F. Two to tango: The role of government in fisheries co-management. In: **Marine Policy**, n. 21, v. 5, 1997.

POTEETE, A. R.; JANSSEN, M. A.; OSTROM, E. **Working together**. Princeton, NY: Princeton University Press, 2010.

RAMALHO, C. W. N. Estado, Pescadores e Desenvolvimento Nacional: da reserva naval à aquícola. *Ruris*. In: **Revista do Centro de Estudos Rurais-Unicamp**, v. 8, n. 1, 2014.

ROSANOVA, C. **Análise da Implantação do Parque Aquícola da UHE do Lajeado através de Métodos Multicritérios de decisão**: uma abordagem socioambiental e dos fatores de risco. 2018. F. Doutorado (Doutorado em Ciências do Ambiente). Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente. Palmas, 2018.

RUFFINO, M. L. **Gestão do uso dos recursos pesqueiros na Amazônia**. ProVárzea; IBAMA, MMA, 2005.

_____. A gestão dos recursos pesqueiros no Brasil. In: ARAÚJO, M. A. R.. **Repensando a gestão ambiental pública no Brasil**: uma contribuição para o debate na reconstrução nacional. E-book) Conselho Regional de Biologia 4ª Região. Belo Horizonte, 2016.

SANTOS, G. M. dos; SANTOS, A. C. M. dos. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. In: **Estudos avançados**, v. 19, n. 54, 2005.

SEIXAS, C. S; KALIKOSKI, D. C.. Gestão participativa da pesca no Brasil: levantamento das iniciativas e documentação dos processos. In **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 20, 2009.

_____. et al. Gestão compartilhada do uso de recursos pesqueiros no Brasil: elementos para um programa nacional. **Ambiente & Sociedade**, n.14, v. 1, 2011.

SILVANO, R. A. et al. Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. **Ecosystems**, v. 17, n. 2, p. 271-285, 2014.

SOUZA, M. F. et al. Do rio Tocantins a Hidrelétrica de Peixe Angical: os peixes e as pescarias na memória dos pescadores. In: **Revista Interface (Porto Nacional)**, n. 12, 2017.

TO BIG TO IGNORE (TBTI). 2013. **TBTI Project Overview**. Consultado em 16 de abril de 2015, 12:58. Disponível em URL: <http://toobigtoignore.net/about-tbti/>> Acesso 02 nov. 2018.

TOLMASQUIM, M. T.. Perspectivas e planejamento do setor energético no Brasil. In: **Estudos Avançados**, v. 26, n. 74, 2012.

TOMASSINI, L.. Participación: una tarea pendiente. In: **Mensaje**, v. 50, n. 500, 2001.

VIEIRA, P. F.; BERKES, F. ; SEIXAS, C. S.. Gestão integrada e participativa de recursos naturais: conceitos, métodos e experiências. Florianópolis, Secco/APED, 2005.

VILLAMAYOR-TOMAS, S. et al. Hydropower vs. fisheries conservation: a test of institutional design principles for common-pool resource management in the lower Mekong basin social-ecological system. In: **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, 2016.

WALTERS, C. J.. **Adaptive management of renewable resources**. Macmillan Publishers Ltd, 1986.

WINEMILLER, K. O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. In: **Science**, v. 351, n. 6269, 2016.

ZHOURI, A.. Justiça ambiental, diversidade cultural e accountability. Desafios para a governança ambiental. In: **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 23, n. 68, 2008.

CAPÍTULO 1

O QUE DIZEM AS PESQUISAS ACADÊMICAS SOBRE OS IMPACTOS DAS HIDRELÉTRICAS NA PESCA ARTESANAL?

Resumo

As barragens hidrelétricas ameaçam um terço da diversidade ictiofaunística de importantes bacias hidrográficas mundiais, podendo afetar a vida de milhares de pessoas que dependem da pesca para sua sobrevivência. Considerando a relevância do conhecimento científico para a gestão sustentável dos recursos pesqueiros sob impacto antrópico, o presente trabalho avalia o potencial do conhecimento científico disponível para embasar tomadas de decisão. Por meio de revisão sistemática, foram analisados 110 artigos, em maior parte publicados em inglês (90%), difusos em 56 revistas científicas, geralmente não acessadas pelos tomadores de decisão. Dos 93 reservatórios estudados nos artigos, cinco deles estão no Brasil e no Continente Africano, representando 32% dos estudos. Os métodos mais utilizados nas pesquisas foram *survey* (51%) e revisão (20%), com predominância da abordagem quantitativa (71%). Os efeitos negativos das barragens sobre a pesca e os peixes foram tema central de maior parte dos estudos. Cerca de 52% focaram exclusivamente na pesca, abordando características gerais da atividade e volumes de produção. Estudos sobre perfil socioeconômico dos pescadores apareceram em seguida, com poucos estudos sobre aspectos sociais. Os aspectos biofísicos dos peixes foram tema dos 48% dos artigos. De modo geral, a revisão sistemática revelou estudos pontuais, de curto prazo, descontínuos, com enfoque disciplinar e voltados às ciências biofísicas, apresentando-se como incompletos para descrever o sistema e embasar a gestão sustentável. Dessa maneira, recomenda-se a ampliação dos estudos nos âmbitos social e econômico, assim como a aplicação de ferramentas interdisciplinares, que atendam à complexidade do tema para efetivamente embasarem tomadas de decisão com vistas a sustentabilidade da pesca em ambientes barrados por hidrelétricas.

Palavras chave: Pesca de pequena escala. Barragens Hidrelétricas. Revisão sistemática. Abordagem Interdisciplinar.

1.1 Introdução

O conteúdo das pesquisas acadêmicas que abordam diferentes aspectos sobre a pesca artesanal em ambientes impactados por hidrelétricas é o foco do presente trabalho. Analisar o que dizem os estudos sobre esse tema é importante para orientar futuras agendas de pesquisas, considerando o papel da ciência, no sentido de influenciar tomadas de decisão que visem a uma gestão mais sustentável dos recursos pesqueiros (JÚNIOR et al., 2016; OSTROM, 2009; WINEMILLER et al., 2016). Sobretudo no cenário atual de expansão das barragens hidrelétricas em países emergentes como Brasil, China e Índia, onde a pesca é importante para

a sobrevivência de milhares de famílias em vulnerabilidade social (DORIA et al., 2017; FEARNSSIDE, 2014).

Apesar de a pesca ser uma atividade expressiva para as economias locais em parte do globo, envolvendo cerca de 56,6 milhões de pessoas no mundo todo (FAO, 2016), nas últimas décadas, cerca de 70% dos estoques pesqueiros mais importantes economicamente vêm sendo sobreexplorados (BERKES et al., 2001). Associada à sobrepesca, as hidrelétricas ameaçam um terço da diversidade ictiofaunística em bacias megadiversas como a Amazônica, do Congo e do Mekong, podendo comprometer o futuro da atividade (BÉNÉ; NEILAND, 2005; WINEMILLER et al., 2016).

Os efeitos do barramento dos rios nos peixes e no ecossistema aquático vêm sendo estudados por inúmeros autores nas últimas décadas (AGOSTINHO; GOMES, 2005; BEUX; ZANIBONI-FILHO; 2008; MEURER, 2010; NOVAES; CARVALHO, 2011a; OKADA et al., 1997). A interrupção do curso d'água muda a composição das espécies de peixes e promove um longo período de instabilidade nesse novo ambiente, podendo ocasionar a proliferação de espécies exóticas introduzidas e a redução de espécies nativas (AGOSTINHO et al., 2008; ARAYA; HIRT; FLORES., 2009;). Apesar do número expressivo de estudos sobre o tema, os aspectos biofísicos dos efeitos das hidrelétricas na pesca sobressaem-se aos aspectos socioeconômicos, comprometendo o real dimensionamento dos impactos sofridos e a proposição de medidas mitigatórias, segundo Petrere; Walter; Minte-Vera (2006) e Camargo; Okada; Petrere Jr. (2008).

Mesmo com todos os impactos negativos já descritos, a hidroeletricidade ainda é uma importante fonte de energia global, com projetos de expansão expressivos. Cerca de 16% da eletricidade gerada mundialmente vêm dessa fonte (BOSSHARD, 2014). No Brasil, no ano de 2016, 68% da energia elétrica foram geradas a partir das hidrelétricas (EPE, 2016). O Plano de Aceleração do Crescimento deste País previa, até 2050, a instalação de pelo menos 20 barragens hidrelétricas na bacia Amazônica (BRASIL-MME, 2011; FEARNSSIDE, 2014). Esse cenário alterou um pouco no plano decenal para 2016 e o planejamento de novas usinas reduziu (BRASIL-MME, 2017).

Pelo exposto, destaca-se que a pesquisa científica seja fundamental para indicar fontes energéticas alternativas menos danosas ao ambiente e prover argumentos para a necessidade de se repensar a matriz energética e a potencial construção de novas hidrelétricas (DA SILVA, 2018), ou mesmo para medir os impactos e influenciar as medidas mitigadoras das hidrelétricas em processo de instalação (WINEMILLER et al., 2016). Contudo, a produção científica

disciplinar vigente tem limitações para tratar da gestão dos recursos naturais devido à sua complexidade (OSTROM, 2009).

Segundo Buschbacker (2014), a perspectiva de uma determinada ciência disciplinar é insuficiente para lidar com os problemas socioambientais complexos, tornando necessária a criação de conceitos e ferramentas interdisciplinares, que permitam a análise do sistema como um todo, em sua integralidade. Lindoso (2017), por outro lado, afirma que nem sempre é possível romper as barreiras disciplinares e construir “pontes”, não havendo fórmula pronta e generalizável. Além de discutir sobre a aplicabilidade de ferramentas interdisciplinares na gestão pesqueira, o foco do presente estudo é analisar se os aspectos biofísicos e socioeconômicos que envolvem a atividade de pesca estão sendo contemplados nos estudos sobre o tema.

Por ser de natureza imprevisível e produzir resultados não lineares ao longo do tempo, a pesca tem sido estudada por alguns autores sob a perspectiva interdisciplinar dos Sistemas Socioecológicos (SSE) (BASURTO; GELCHI; OSTROM, 2013; BERKES, 2006, 2011; BUSCHBACKER, 2014; FOLKE et al., 2005; OSTROM, 2009). Segundo essa linha de pensamento, a constante interação entre as dimensões econômicas, ecológicas, sociais e políticas que afetam a pesca produzem resultados variáveis, demandam análises sistêmicas (BASURTO; GELCHI; OSTROM, 2013; BERKES, 2011; OSTROM, 2009; OVIEDO; BURSZTYN, 2016).

O desenvolvimento de pesquisas que tratem de questões socioambientais requer a combinação de métodos provenientes de diferentes disciplinas (POTEETE; JANSSEN; OSTROM, 2010). Nesse sentido, Ostrom (2009) propôs um arcabouço composto de variáveis para a análise e gestão de SSE baseado em aspectos sociais e ambientais, que foi recomendado por Binder et al. (2013). Basurto; Gelchi; Ostrom (2013) adaptaram este arcabouço para a governança da pesca de peixes bentônicos, e Oviedo; Burztyyn (2016) para a gestão compartilhada dos recursos pesqueiros na Amazônia.

Buscando contribuir com a discussão sobre a gestão sustentável da pesca em sistemas da pesca artesanal afetados direta ou indiretamente pela instalação de usinas hidrelétricas, o presente estudo levanta o modo como as dimensões sociais e ambientais têm sido abordadas nos estudos acadêmicos utilizando a revisão sistemática e a análise de conteúdo dos documentos levantados.

1.2 Material e Método

O levantamento de dados foi realizado por meio de revisão sistemática. A saber, esse tipo de revisão reúne estudos relevantes sobre um determinado tema, com intuito de se realizar uma revisão crítica e abrangente da literatura, servindo para nortear o desenvolvimento de projetos, apontando problemas/questões que necessitam de novos estudos e indicando novos rumos para futuras pesquisas. De natureza metódica, a revisão sistemática requer uma pergunta clara, a definição de uma estratégia de busca, o estabelecimento de critérios de inclusão e exclusão dos artigos e, acima de tudo, uma análise criteriosa da qualidade da literatura selecionada (CLARKE; HORTON, 2001).

Os estudos foram selecionados através de consultas às bases de dados: *ScienceDirect Elsevier* (<http://www.elsevier.com>); *ISI Web of Science* (<http://www.isiknowledge.com>); *Scientific Electronic Library Online Scielo* (www.scielo.br) e Scopus, por meio de palavras chaves definidas previamente (*strings* de busca). As palavras chave utilizadas foram: *fisher* and reservoir; fisher* and dam; fisher* and hydroelectric; fisher* and impoundment, fish harvest and reservoir; fish harvest and dam; fish harvest and hydroelectric; fish harvest and impoundment*.

As buscas foram feitas em duas etapas: entre dezembro de 2014 e março de 2015 (fase 1), e em junho de 2017 (fase 2). Cada base de dados foi estudada visando obter a melhor combinação entre palavras e conectores, a fim de tornar a busca mais eficaz. Em todas elas foi utilizada a opção “pesquisa avançada”, cujos critérios de seleção foram: artigos científicos; espaço temporal de período indeterminado até dezembro de 2014 (fase 1) e de janeiro de 2015 até maio de 2017 (fase 2); idiomas português e inglês; e áreas do conhecimento ciências ambientais e áreas afins.

Os critérios de classificação (inclusão) definidos para a seleção dos estudos foram: (a) estar relacionado ao tema “pesca em ambientes de barragens hidrelétricas”; (b) tratar de atividade de pesca artesanal, subsistência ou comercial ou pesquisa que subsidie informações para o manejo ou conservação dos recursos pesqueiros; (c) a área de estudo deve incluir obrigatoriamente, pelo menos um reservatório de usina hidrelétrica. Todos os três critérios eram obrigatórios.

Inicialmente foram encontrados 5.524 artigos. A primeira triagem foi feita por dois pesquisadores da área de informática, em que foram identificados artigos repetidos por base de dados e artigos que não obedeciam aos critérios de inclusão. Desta fase restaram 294 artigos para a etapa de avaliação crítica, feita por duas pesquisadoras da área de peixes e pesca, a partir

da leitura das palavras chave, título e *abstract*. Nessa segunda triagem foram escolhidos 110 artigos como adequados para a etapa de coleta de dados.

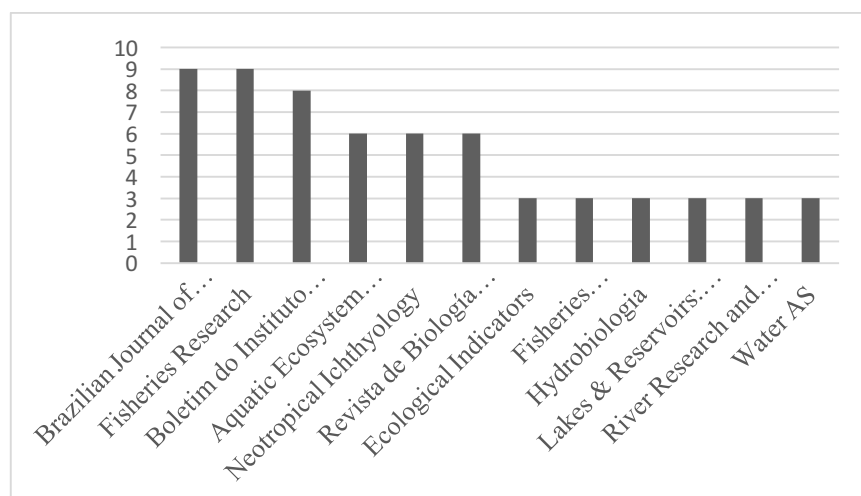
Os artigos selecionados foram lidos e sistematizados em uma tabela de Excel e analisados com o uso de tabela dinâmica e estatística descritiva. Os atributos observados foram: título do artigo, idioma, objetivo, palavras chave, área do conhecimento, método de pesquisa, escala temporal, características do reservatório, país, resultados, recomendações, ano de publicação e nome da revista científica. As etapas de interpretação e ajustes e aperfeiçoamento da revisão sistemática foram feitos a partir de tabelas e gráficos gerados e são apresentadas nos resultados e na discussão.

1.3 Resultados e Discussão

1.3.1 Características gerais dos estudos sobre pesca em barragens

Dentre os 110 artigos selecionados para sistematização e análise, 99 deles foram publicados em inglês, 10 em português e apenas um em espanhol. Estes artigos foram publicados em 56 revistas indexadas, sendo 40 delas com apenas um artigo, quatro com dois artigos e as 12 revistas restantes, com os demais 62 artigos. As revistas *Brazilian Journal of Biology e Fisheries Research* foram as que mais publicaram, seguidas do Boletim do Instituto de Pesca (figura 1).

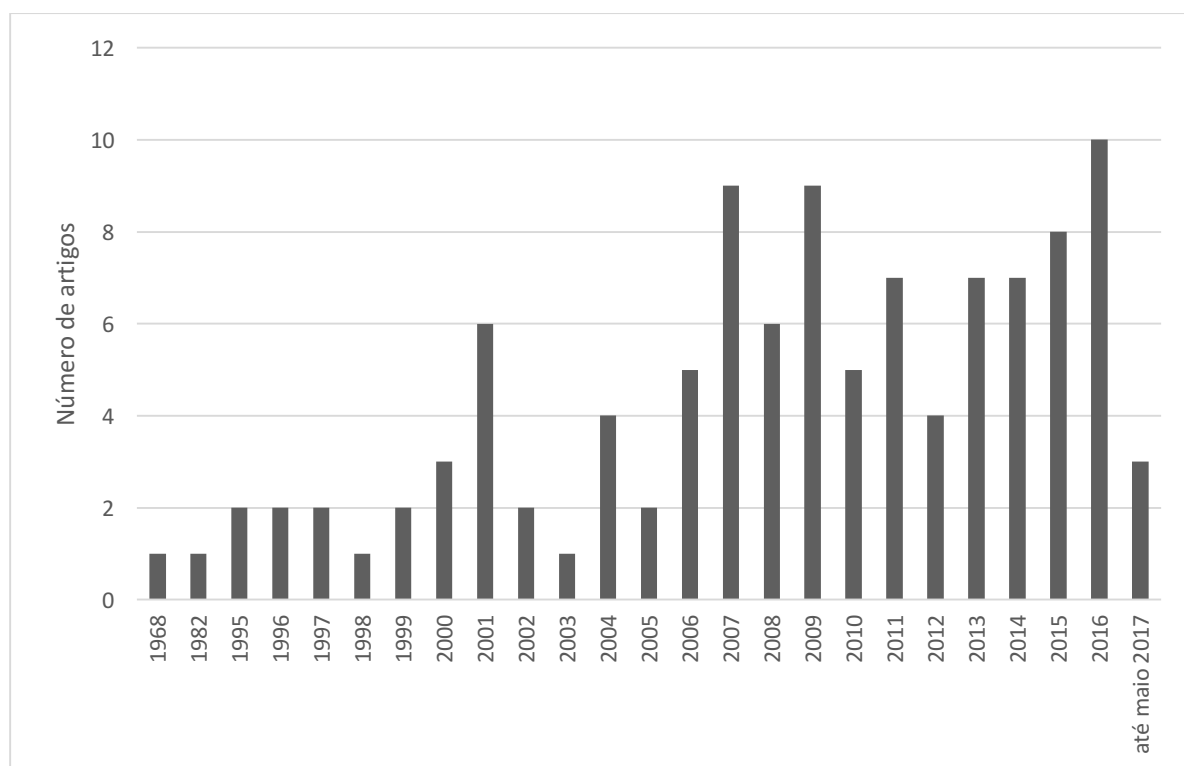
Figura 1 - Número de artigos publicados sobre o tema pesca em barragens hidrelétricas, em âmbito mundial, nas doze revistas científicas com o maior número publicações encontradas



Fonte: Elaboração própria

Ao se observar a data de publicação dos artigos analisados percebe-se que há uma maior produção científica associada ao tema da pesca em barragens nas últimas décadas (figura 2), provavelmente motivada pelos crescentes fóruns de discussão sobre a sustentabilidade das áreas afetadas pelas hidrelétricas, bem como a maior demanda por participação social e por instrumentos legais adequados para conduzir os processos de tomada de decisão. Sabe-se que cerca de 50.000 grandes barragens foram construídas desde 1800, fragmentando dois terços dos grandes rios do mundo (BOSSHARD, 2014). Mas foi a partir da década de 1990 que as hidrelétricas – antes consideradas símbolo de progresso, de baixo impacto ambiental se comparadas à energia nuclear – passaram a ser questionadas por movimentos anti-barragem devido aos impactos socioambientais negativos que causavam localmente (ASMAL, 2000; INTERNATIONAL RIVERS, 2010; MORAN, 2016). Isso impulsionou o desenvolvimento de protocolos com diretrizes para a sustentabilidade social e ambiental dos projetos de hidrelétricas, em projetos financiáveis por agências internacionais como o Banco mundial.

Figura 2 - Ano de publicação dos artigos abordando a pesca artesanal em áreas afetadas por hidrelétricas.



Fonte: Elaboração própria

Com relação à distribuição geográfica, cerca de 50% dos estudos foram realizados na América do Sul. A região do Rio Mekong (Ásia) e de alguns países africanos responderam por 29% e 11%, respectivamente. A América Central, América do Norte e Europa abarcaram 5%,

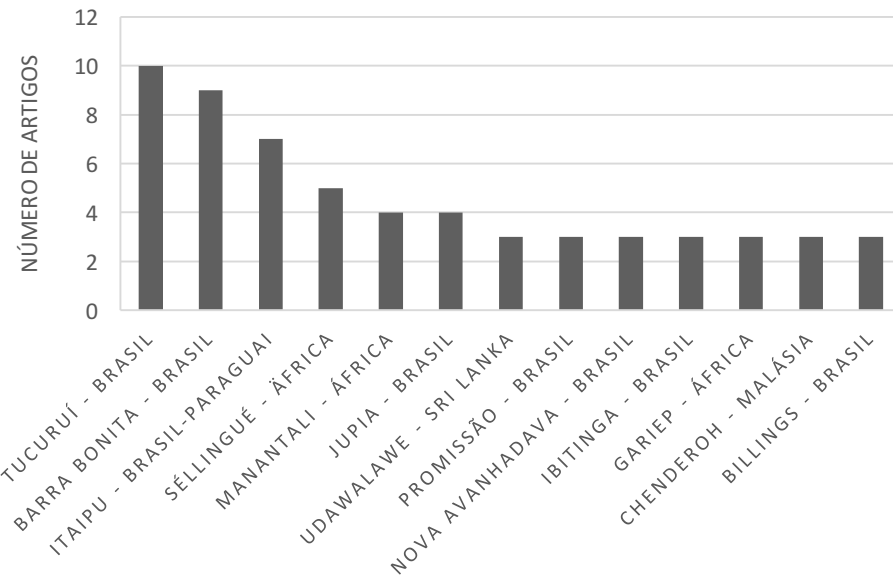
3% e 2% dos estudos, respectivamente. Na América do Sul, o Brasil foi responsável por 46% dos estudos, sendo 40% destes em hidrelétricas na Região Norte, 30% na Região Sudeste, 20% na Região Sul, 4% na Região Centro-Oeste e 6% na fronteira das Regiões Centro-Oeste e Sudeste.

As cinco hidrelétricas mais estudadas foram Tucuruí - Brasil (N=10), Barra Bonita - Brasil (N=9), Itaipu - Brasil / Paraguai (N=7), Sélingué - África (N=5) e Manantali - África (N=4). Dos 93 reservatórios de hidrelétricas abordados nos estudos, 79 foram citados por um ou dois artigos, apenas. A maior parte, cerca de 39% dos estudos, foi desenvolvida em 13 reservatórios (figura 3). Os rios Paraná e Tocantins foram os mais estudados nos artigos, dentre os nove mais citados e que abarcaram 47% dos estudos (Paraná, Tocantins, Tietê, Mekong, Niger, Senegal, Piracicaba, Madeira e Walawe). Do total de 59 rios citados, 50 deles aparecem em um e dois artigos, apenas.

Quando se analisa a distribuição geográfica das barragens hidrelétricas, tem-se que 2/3 delas estão localizadas em países em desenvolvimento, sendo mais da metade delas na China e na Índia. Em países desenvolvidos como Canadá e Estados Unidos, na última década, as barragens estão deixando de ser construídas, considerando seus impactos socioambientais e as novas formas alternativas de geração de energia (BOSSHARD, 2014). Razão essa que explicaria a predominância de estudos sobre hidrelétricas em países da América do Sul, Ásia e África, como mostra o presente estudo. Todavia, é preciso reconhecer as limitações das buscas por estudos nas bases de dados, considerando essas como ferramentas relativamente recentes que podem não apresentar todos os estudos existentes sobre o tema.

Com relação ao espaço temporal das pesquisas, 73% foram desenvolvidas em até dois anos, período considerado muito curto para estudos que avaliem impactos de grandes obras. Cerca de 14% das pesquisas foram realizadas ao longo de 3 e 7 anos. Entre 8 e 13 anos e entre 14 e 20 anos foram desenvolvidas 2% e 7% das pesquisas, respectivamente. Cerca de 5% dos estudos foram desenvolvidos por uma série histórica acima de 21 anos de dados. Comparando os estudos com espaço temporal de mais de dez anos (N = 10) temos que a maior parte deles apresenta abordagem exclusivamente quantitativa, com exceção de três (GOMES; MIRANDA, 2001; DORIA et al., 2012; BHAUMIK et al., 2017), com um intervalo de tempo de mais de uma década entre o primeiro e o segundo artigo, e como fonte, o uso de dados secundários. A maioria apresenta uma revisão para avaliar os impactos das barragens na pesca, peixes ou no ecossistema aquático. Três dos estudos apresentam modelagens (ANGELINI; AGOSTINHO; GOMES, 2006; CAMARGO; OKADA; PETRERE, 2008; DEINES et al., 2013).

Figura 3 - Relação dos 13 reservatórios mais estudados nos artigos sobre pesca em barragens hidrelétricas.



Fonte: Elaboração própria

Outro aspecto importante a ser analisado é com relação à amplitude das pesquisas. Somente três dos estudos se deram nos períodos pré e pós barragem (BAISRE; ARBOLEYA, 2006; BHAUMIK et. al., 2017; COSTA et al., 2012;). Dois se deram no período pré-barragem (DEJEN; ANTENEH; VIJVERBERG, 2017; DORIA et al., 2012) e os demais, no pós barragem. Isso demonstra a lacuna de informação sobre os reais impactos existentes, uma vez que são raros os estudos de longo prazo que abarcaram os dois períodos para comparações. Os estudos que abrangeram maior período de análise foram Górski et al. (2012) – 76 anos – Reservatório de Volgograd, Rússia; Avakyan; Litvinov; Riv’er. (2002) e Gerasimov; Strelnikov; Brazhnik (2013) – ambos com 60 anos de dados, no Reservatório Rybinsk, Rússia.

Com relação à fase do empreendimento, de modo geral apenas 5% dos estudos enfocou o período anterior à construção da barragem hidrelétrica. Cerca de 11 % enfocou antes e depois do barramento e a maior parte, 84%, enfocou suas análises no período pós barragem. Além disso, 67% se deram a montante e 14% à jusante. Cerca de 5% contemplaram a montante e jusante, e 15% se deram no rio (antes da barragem).

Os métodos de pesquisa mais utilizados nos estudos foram: levantamento ou *survey* (51%), revisão (20%) e estudo comparativo (18%). Cerca de 8% dos estudos contemplam modelos matemáticos. A maioria dos estudos analisados foi empírico, sendo que 63% dos estudos fizeram uso de dados primários, 26%, dados secundários e 10%, dados primários e secundários conjuntamente. A abordagem quantitativa foi a mais utilizada dentre os estudos

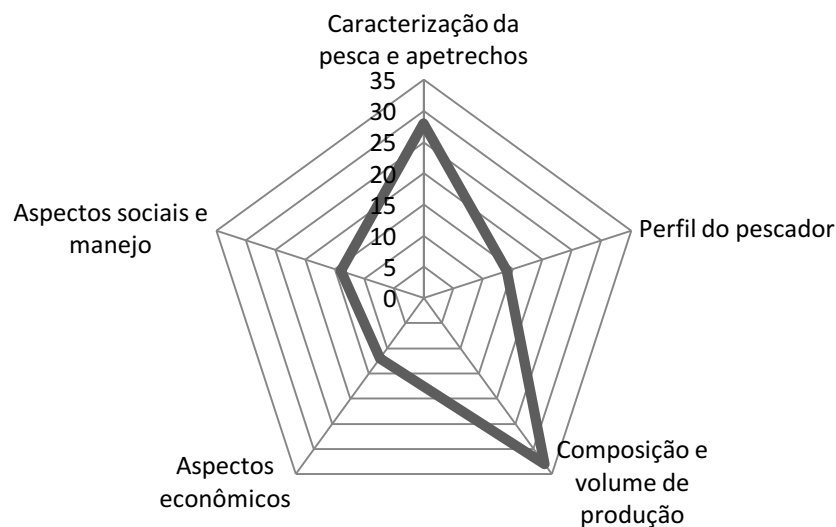
analisados (71%), seguido da qualitativa, em 19% dos estudos e uma combinação da quantitativa com a qualitativa (7%).

1.4 O que dizem os estudos sobre pesca em barragens?

Dos 110 artigos selecionados para análise 50% tratam especificamente sobre pesca. A outra metade engloba temas de conexão indireta com a pesca, como ecologia e biologia, dentre outras disciplinas como ciências ambientais, hidrologia e aquicultura. Alguns artigos abordavam a combinação de temas como ecologia e pesca ou biologia e pesca, por exemplo. A área de ecologia foi quase tão importante quanto a de pesca nos artigos analisados. Devido à grande diversidade entre os estudos, no que se refere aos métodos utilizados, período e local de realização das pesquisas, não foi possível agregar os resultados ou fazer comparações entre eles. Dessa forma, descreve-se a seguir uma síntese de seus conteúdos, úteis para orientar futuras perguntas de pesquisa.

Com relação à metade dos trabalhos enfocadas exclusivamente na pesca, os artigos foram agrupados em cinco categorias principais de acordo com seu conteúdo: Caracterização da pesca e apetrechos (28%); Perfil do pescador (14%); Composição e volume de produção (33%); Aspectos econômicos (12%) e Aspectos sociais e de manejo (14%) (figura 4).

Figura 4 - Representação da proporção dos artigos por categoria de resultados



Fonte: Elaboração própria

Somente um artigo descreveu ao longo de seu conteúdo aspectos das cinco categorias de resultados (HALLWASS et al.; 2011). Este estudo compara a pesca urbana e ribeirinha com relação a composição, o volume de produção e o esforço de pesca. Ao fazer isso, descreve brevemente sobre os pescadores e sua renda, bem como discute sobre a importância de informações básicas para a co-gestão de recursos pesqueiros em ambientes impactados por hidrelétricas.

O efeito das hidrelétricas nos peixes, na pesca e no ecossistema aquático foi tema de 27% dos estudos. Em geral, os impactos são considerados negativos tanto ambientalmente, quanto socialmente (AGOSTINHO et al., 2004; AGOSTINHO et al., 2007; ANGELINE; AGOSTINHO; GOMES, 2006; ARAYA et al., 2008; AVAKYAN; LITVINOV; RIV'ER., 2002; BAIRD; FLAHERTY; PHYLAVANH, 2004; BAISRE; ARBOLEYA, 2006; BARAN; MYSCHOWODA, 2009; BERKES, 1982; BHAUMIK et al., 2017; COOPER et al., 2016; COSTA et al., 2012; COSTA-PIERCE, 1997; DEINES et al., 2013; DORIA et al., 2012; DUPONCHELLE et al., 2016; GARAVELLO; GARAVELLO; OLIVEIRA, 2010; GÓRSKI et al., 2012; GREEN et al., 2016; JIMÉNEZ-BADILLO, 2006; KANO et al., 2016; KANTOUSSAN et al., 2010; ORR et al., 2012; QUARCOOPONE; AMEVENKU; OFORIDANSON, 2011; SANTOS; OLIVEIRA, 1999; SHORK et al., 2009; SILVANO; BEGOSSI, 1998; TORDECILHA-PETRO; SÁNCHEZ-BANDA; OLAYA-NIETO, 2005; UZUNOVA; HUBENOVA; GEORGIEVA, 2015).

No caso do Rio Tocantins, Garavello; Garavello; Oliveira (2010) encontraram uma redução qualitativa na ictiofauna provavelmente devido ao fechamento da barragem da hidrelétrica de Tucuruí, há vinte anos, e da formação dos reservatórios das hidrelétricas de Lajeado, Peixe Angical e Serra da Mesa, que transformaram a calha do Rio em uma cascata de reservatórios. Nesse mesmo Rio, com relação à pesca, Santana et al. (2014) afirmaram que a hidrelétrica de Tucuruí produziu efeitos negativos sobre o desempenho da atividade pesqueira, assim como perdas na quantidade e qualidade do pescado. Foram encontradas diferenças significativas na composição de espécies de peixes, assim como redução da riqueza no médio Rio Tocantins. Essa redução devia estar relacionada à falta de um mecanismo de transposição de peixes de jusante para montante. Esse tipo de alternativa não teria sido pensada como uma medida mitigadora de impacto, no passado.

Outro estudo realizado, após 25 anos de construção da hidrelétrica de Kpong Headpond, no Volta River – Ghana, indicou que a comunidade de peixes sofreu uma mudança na composição e abundância relativa de espécies importantes, famílias e grupos tróficos em termos de número e peso, mantendo-se ecologicamente equilibrado. O aparecimento de cinco espécies

e o desaparecimento de 25 outras indicaram uma reestruturação dinâmica da comunidade de peixes na área do reservatório (QUARCOOPOME; AMEVENKU; OFORI-DANSON, 2011).

Considerando os impactos das hidrelétricas em diferentes níveis, a falta de séries históricas e do monitoramento da atividade pesqueira foram apontadas como problemas estruturais por diversos estudos. Isso porque essas ferramentas são imprescindíveis para uma adequada avaliação do impacto, assim como para orientar tomadas de decisão (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004; AGOSTINHO et al., 2007; DORIA et al., 2012; HALLWASS et al., 2011; ISAAC et al., 2015; KANTOUSSAN et al., 2009; MARUYAMA; CASTRO; PAIVA, 2009; ODYUO et al., 2012; SCHORK; HERMES-SILVA; ZANIBONI-FILHO, 2009; SCHORK et al., 2013; SILVANO; BEGOSSI, 1998). Tratam também sobre a singularidade de cada sistema, requerendo estudos específicos e medidas adequadas ao contexto local. Os estudos de médio e longo prazos possibilitam um exame mais real das reduções e supressões de espécies de peixes. Os dados permitem ainda a revisão da atividade pesqueira, uma análise dos problemas futuros e o planejamento da gestão (GARAVELLO; GARAVELLO; OLIVEIRA, 2010).

Outro tema importante abordado em parte dos estudos foi a introdução / manutenção de espécies exóticas nos lagos dos reservatórios e seus efeitos nas espécies nativas (AGOSTINHO et al., 2004; DAVID et al., 2016; NOVAES; CARVALHO, 2011a; 2011b; 2013; SANTA-FÉ et al., 2016; SCHORK et al., 2013; UZUNOVA; HUBENOVA; GEORGIEVA, 2015). Aparentemente a alta produtividade de algumas espécies exóticas em reservatórios brasileiros, como a tilápia, está associada a uma alta produção primária, além de alto potencial reprodutivo (desova múltipla por ano, períodos reprodutivos prolongados), cuidado parental, capacidade de se alimentar de plâncton presente em reservatórios, tolerância a baixas concentrações de oxigênio e baixa pressão de predação. No caso de Barra Bonita, Novaes; Carvalho (2013) atribuem a essas características mencionadas acima o estabelecimento e a dominância da tilápia nos desembarques de pesca do reservatório.

Alguns estudos trataram sobre a ameaça que as barragens oferecem aos grandes bagres migradores que têm seu ambiente fragmentado, dificultando sua reprodução (BAIRD; FLAHERTY; PHYLAVANH, 2004; DORIA et al, 2012; DUPONCHELLE et al., 2016; HEGG; GIARRIZZO; KENNEDY, 2015; SIDDON; PEGG; KLEIN; 2017; SILVANO; BEGOSSI, 1998; TOS et al., 2009). No caso de Tucuruí, os grandes bagres migradores podem ter sido os mais prejudicados com a interrupção do fluxo migratório promovido pela barragem (GARAVELLO; GARAVELLO; OLIVEIRA, 2010).

Com relação à biologia e ecologia, os estudos focaram suas análises em aspectos de crescimento, mortalidade, reprodução, dinâmica alimentar, riqueza, diversidade, população, assembleia de peixes e distribuição (AGOSTINHO et al., 2007; AGOSTINHO et al., 2016; ALI, 1996; ALVAREZ et al., 2013; ARAYA; AGOSTINHO; BECHARA., 2008; CAMARGO; GIARRIZZO; ISAAC, 2015; COLL et al., 2007; DAVID et al., 2016; GARCIA-LIZARRAGA et al., 2011; GERASIMOV; STRELNIKOV; BRAZHNIK, 2013; GOMES; MIRANDA, 2001; HAMID; MANSOR, 2013; JIMÉNEZ-BADILLO, 2006; KANTOUSSAN et al., 2009; MAIA et al., 2007; MESSINA et al., 2010; NOVAES; CARVALHO, 2011a; 2012; QUARCOOPOME; AMEVENKU; OFORI-DANSON., 2011; SÁ-OLIVEIRA; ISAAC; FERRARI, 2015; TORDECILLA-PETRO; SÁNCHEZ-BANDA; OLAYA-NIETO, 2005; TOS et al., 2009; UZUNOVA; HUBENOVA; GEORGIEVA, 2015; ZHU; CHANG, 2008).

1.5 Quais as lacunas existentes nos estudos sobre pesca em ambientes barrados por hidrelétricas?

No intuito de levantar as lacunas que poderiam interferir negativamente na descrição do sistema e conseqüentemente comprometer a tomada de decisão, partimos de três pontos de análise: i. Acessibilidade dos estudos aos tomadores de decisão (meio de divulgação, linguagem); ii. Abrangência dos estudos no dimensionamento dos impactos (período amostral, abrangência espacial, abordagem metodológica) e iii. Enfoque sistêmico (arcabouço SSE).

O arcabouço dos SSE adaptado para pesca (BASURTO; GELCHI; OSTROM, 2013; OSTROM, 2009) foi utilizado como modelo ilustrativo, nos quais se observou a presença ou não de estudos sobre os aspectos sociais e ambientais. Esse arcabouço é conhecido por apresentar variáveis interdisciplinares multiníveis, importantes para se avaliar um determinado sistema. Sem entrar no mérito das variáveis individualmente, parte-se do pressuposto de que os aspectos sociais (sistemas de governança e de atores sociais) são tão relevantes quanto os aspectos biofísicos (sistemas de recurso e unidades de recurso), e devem estar contemplados nos estudos do sistema “pesca em ambientes impactados por hidrelétricas”.

Com relação ao acesso aos estudos, a maioria dos trabalhos foram escritos em inglês e encontram-se difusos em 56 revistas científicas de baixa circulação para os tomadores de decisão. Logo, as informações existentes encontram-se pouco acessíveis aos atores envolvidos na gestão da pesca, como técnicos do governo e pescadores. Segundo Júnior et al. (2016), o domínio da língua e cultura locais são requisitos importantes para a funcionalidade da pesquisa científica, no caso de orientar políticas públicas. Sobretudo nos países em desenvolvimento da

parte sul do globo, onde a pesca artesanal é importante no combate à pobreza. Mas os recursos financeiros para a realização de pesquisas nessas regiões são bem limitados e os pesquisadores não conseguem desenvolver estudos de ponta, que ajudariam na gestão pesqueira, como ocorre em países desenvolvidos (JÚNIOR et al., 2016). Tornar a linguagem das pesquisas mais acessíveis a esse público pode ser uma estratégia de reverter o quadro de falta de informação disponível.

Já com relação à abrangência, os estudos analisados mostraram períodos de análises muito curtos (65% dos estudos desenvolvidos em até dois anos), além de não contemplarem, em sua maioria, as fases pré e pós barragem. Isso inviabiliza o real dimensionamento do impacto das hidrelétricas na pesca. A escassez de séries históricas de dados, por outro lado, afeta a pesquisa de maneira sistemática, impossibilitando uma análise mais rigorosa da amplitude dos impactos. O monitoramento no longo prazo possibilitaria uma avaliação de como as espécies de peixes se adaptaram ao novo ambiente barrado, por exemplo, bem como dos estoques e da efetividade de medidas de manejo (DORIA et al., 2012; SCHORK; HERMES-SILVA; ZANIBONI-FILHO, 2013).

Outro aspecto importante a ser considerado, entretanto que foi pouco contemplado nos estudos, refere-se aos efeitos das hidrelétricas nas áreas a montante e a jusante das barragens. Dados de 40 anos após a construção do reservatório de Tucuruí, no Rio Tocantins, mostram uma situação pior para a pesca a jusante do que nos demais trechos do Rio (ELETRONORTE, 2011). Os dados de Santana et al. (2014) mostram também que no período de 2000 a 2010, os desembarques oriundos do reservatório e da região a montante foram cerca de 5 e 2 vezes maiores que os da jusante, respectivamente. Segundo Cintra (2014), a jusante costuma ser prejudicada pelo represamento do rio e, conseqüentemente, com alteração na qualidade da água e redução do espaço necessário para deslocamento e reprodução dos peixes. O reservatório (montante), por sua vez, costuma ser beneficiado pelo aumento da área de pesca e da produção primária, nos primeiros anos após a sua formação. Contudo a construção de reservatórios em cascata, dentro da mesma bacia, o cenário tende a mudar rapidamente. Os estudos de longa duração, com escala geográfica ampliada (em nível de bacia hidrográfica), poderiam auxiliar no dimensionamento dos efeitos das barragens nos diferentes ambientes e na proposição e acompanhamento de medidas mitigadoras desses impactos.

Com relação à abordagem metodológica, a concentração nas análises em métodos quantitativos e dados empíricos mostra limitação no entendimento do objeto de estudo, que segundo Ostrom (2009) e Poteete; Janssen; Ostrom (2010) deveria fazer uso de métodos interdisciplinares, considerando a complexidade dos problemas socioambientais.

Somados a isso, o fato de maior parte dos estudos sobre pesca estar relacionada ao volume de produção e à caracterização da pesca e apetrechos (informações mais gerais sobre o tema), pode ser um reflexo da formação dos pesquisadores, uma vez que 70% dos autores dos artigos são biólogos (OBESO, 2016). As equipes de pesquisadores que estudam a pesca costumam ser disciplinares, com pouca colaboração interinstitucional (AGOSTINHO et al., 2007; OBESO, 2016).

Informações sobre aspectos sociais, de manejo e conflitos foram bem menos presentes, assim como a integração entre as áreas do conhecimento. Isso reforça a ideia de que a literatura especializada foca em aspectos gerais das pescarias, assim como aspectos da biologia e ecologia de peixes. Nos estudos de Petrere; Walter; Minte-Vera. (2006) e Camargo; Okada; Petrere. (2008) foram apontadas lacunas com relação aos impactos de hidrelétricas nos âmbitos social e econômico. Questões de governança ou co-gestão foram pouco presentes nos estudos de Agostinho et al. (2004); Agostinho et al. (2007); Gutberlet et al. (2007); Jyotishi; Parthasarathy (2007); Odyuo et al. (2012); Silvano et al. (2014), sendo o tema central de pesquisa em apenas um deles, isto é, o estudo de Villamayor-Tomas et al. (2016).

1.6 Considerações Finais

Considerando o conhecimento científico a respeito da sustentabilidade da pesca artesanal diante das mudanças ocasionadas pela construção dos empreendimentos hidrelétricos, verificou-se que os estudos foram descontinuados e de curta duração, com enfoque disciplinar e majoritariamente quantitativos, sendo limitados para compreender a complexidade da pesca, assim como para contribuir efetivamente para mitigação dos impactos e para a gestão da pesca em ambientes afetados por barragens hidrelétricas.

Com relação ao enfoque das pesquisas, observou-se que metade dos estudos concentraram suas análises nos efeitos das barragens em aspectos biofísicos dos peixes. A outra metade que enfocou os aspectos da pesca propriamente dita, levantaram aspectos gerais do volume de produção e caracterização da atividade e apetrechos, havendo pouca contribuição para os aspectos socioeconômicos da pesca artesanal.

Entre as formas de lidar com esses déficits nas pesquisas, sugere-se promover uma colaboração entre instituições de pesquisa, agências de governo e organização de pescadores para planejar uma agenda de pesquisas que proponham períodos amostrais mais amplos, abrangência mais adequada aos impactos das hidrelétricas e o desenvolvimento de pesquisas

interdisciplinares, que contemplem a dimensão socioeconômica de forma integrada à dimensão biofísica.

1.7 Referências do Capítulo

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. In: **Interciencia**, v. 29, n. 6, p. 334-338, 2004.

_____.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. In: **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005.

_____ et al. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. In: **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 10, n. 2, p. 174-186, 2007.

_____; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. In: **Brazilian journal of biology**, v. 68, n. 4, 2008.

_____ et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. In: **Fisheries Research**, v. 173, 2016.

ALI, A. B. Chenderoh Reservoir, Malaysia: The conservation and wise use of fish biodiversity in a small flow- through tropical reservoir. In: **LAKES; Reservoirs. Research & Management**, v. 2, n. 1- 2, p. 17-30, 1996.

ALVAREZ, R. B. et al. Reproducción de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), en el embalse Gustavo Díaz Ordaz, Sinaloa, México. In: **Revista de Biología Tropical**, v. 61, n. 3, 2013.

ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool do evaluate fishing and stability. In: **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, 2006.

ARAYA, P. R.; AGOSTINHO, A. A.; BECHARA, J. A. Population structure, growth and fishery yield of *Leporinus acutidens* (Valenciennes, 1837) (Teleostei: Anostomidae) in Yacyretá Reservoir (Argentina). In: **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 1, 2008.

_____; HIRT, L.; FLORES, S. Some Aspects of the Artisanal Fisheries in the Influence Area of the Yacyreta Dam. Upper Parana River, Misiones, Argentina. In: **Boletim do Instituto de Pesca**. São Paulo, v. 35, n. 2, 2009.

ASMAL, K. Introduction: World commission on dams report, dams and development. *American University International Law Review*, v. 16, n. 6, 2000. Disponível em: <http://digitalcommons.wcl.american.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1252&context=auilr>>. Acesso em 02 de dez. 2017.

AVAKYAN, A. B.; LITVINOV, A. S.; RIV'ER, I. K. Sixty Year's Experience in Operating the Rybinsk Reservoir. In: **Water Resources**, v. 29, n. 1, 2002.

BAIRD, I. G.; FLAHERTY, M. S.; PHYLAVANH, B. Mekong River Pangasiidae catfish migrations and the Khone Falls wing trap fishery in southern Laos. In: **Natural History Bulletin of the Siam Society**, v. 52, n. 1, 2004.

BAISRE, J. A.; ARBOLEYA, Z. Going against the flow: Effects of river damming in Cuban fisheries. In: **Fisheries Research**, v. 81, n. 2-3, 2006.

BARAN, E.; MYSCHOWODA, C. Dams and fisheries in the Mekong Basin. In: **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 12, n. 3, 2009.

BASURTO, X.; GELCICH, S.; OSTROM, E. The social–ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. In: **Global Environmental Change**, v. 23, n. 6, 2013.

BÉNÉ, C.; NEILAND, A. E. 2005. From participation to governance: A critical review of governance, co-management and participation in natural resources management with particular reference to inland fisheries in developing countries. Report prepared for the Challenge Program on Water and Food. Disponível em <http://pubs.iclarm.net/resource_centre/GovernancePaper.pdf> Acesso em: 15 maio 2018.

BERKES, F. Preliminary impacts of the James Bay hydroelectric project, Quebec, on estuarine fish and fisheries. In: **Arctic**, 1982.

_____. **Managing small-scale fisheries: alternative directions and methods**. 1^a ed Ottawa: International Development Research Center, 2001.

_____. From community-based resource management to complex systems: The scale issue and marine commons. In: **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, 2006.

_____. Restoring Unity: The Concept of Marine Social- Ecological Systems. In: **World Fisheries: A Social- Ecological Analysis**, p. 9-28, 2011.

BEUX, L. F.; ZANIBONI-FILHO, E. Produção pesqueira do reservatório de Itá. Alto Rio Uruguai. In: ZANIBONI-FILHO, E.; NUÑER, A. (Org.). **Re-servatório de Itá: estudos ambientais. desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna**. Florianópolis: UFSC.

BHAUMIK, U. et al. A case study of the Narmada River system in India with particular reference to the impact of dams on its ecology and fisheries. In: **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 20, n. 1-2, p. 151-159, 2017.

BINDER, C. R. et al. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. In: **Ecology and Society**, v. 18, n. 4, 2013.

BOSSHARD, P. **Dez coisas que você deveria saber sobre barragens**. Disponível em <<https://www.internationalrivers.org/problems-with-big-dams>> Acesso em: 5 abr. 2018.

BRASIL, MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (MME). 2011. **Plano decenal de expansão de energia 2020**. Disponível em: <<http://www.provedor.nuca.ie.ufrj.br/eletrobras/estudos/epe26.pdf>> Acesso em: 15 mar. 2018.

_____. _____. 2017. **Plano decenal de expansão de energia 2026**. Disponível em: <<http://www.provedor.nuca.ie.ufrj.br/eletrobras/estudos/epe26.pdf>> Acesso em: 02 nov. 2018.

BUSCHBACHER, R. A Teoria da resiliência e os sistemas socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível? In: **Boletim regional, urbano e ambiental**, v. 09, n.1, 2014.

CAMARGO, S. A.F. de; OKADA, E. K.; PETRERE JR, M. A quantitative approach to subsidize the precautionary management of the small-scale fisheries in Itaipu reservoir, Brazil. In: **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 2, 2008.

CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T.; ISAAC, V. J. Population and biological parameters of selected fish species from the middle Xingu River, Amazon Basin. In: **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, 2015.

CINTRA, I. H. A. et al. A pesca no reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí, Amazônia, Brasil. In: **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 1, n. 1, p. 57-48, 2014.

CLARKE, Mike; HORTON, Richard. Bringing it all together: Lancet-Cochrane collaborate on systematic reviews. In: **The Lancet**, v. 357, n. 9270, 2001.

COLL, C. et al. Use and limits of three methods for assessing fish size spectra and fish abundance in two tropical man-made lakes. In: **Fisheries Research**, v. 83, n. 2-3, 2007.

COOPER, Arthur R. et al. Identifying indicators and quantifying large-scale effects of dams on fishes. In: **Ecological indicators**, v. 61, 2016.

COSTA-PIERCE, Barry. **From farmers to fishers: Developing reservoir aquaculture for people displaced by dams**. The World Bank, 1997. Disponível em: <<http://www.Scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-11344294048&partnerID=40&md5=fcd3d3ca1e0ed46309a57732d5a9cdc7>> Acesso em 25 jan. 2018.

COSTA, R. S. et al. Temporal variation in yield and composition of the upper Paraná river, PR- Brasil: Chronic effects of impoundments. In: **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 38, n. 3, 2012.

DA SILVA, R. L. M. et al. A busca da função social da propriedade na implantação de energias renováveis. In: **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 2, 2018.

DAVID, G. S. et al. Artes de pesca artesanal nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri: monitoramento pesqueiro na Bacia do Médio Rio Tietê. In: **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 42, n. 1, 2016.

- DEINES, A. M. et al. The potential trade-off between artisanal fisheries production and hydroelectricity generation on the Kafue River, Zambia. In: **Freshwater biology**, v. 58, n. 4, 2013.
- DEJEN, E.; ANTENEH, W.; VIJVERBERG, J. The decline of the Lake Tana (Ethiopia) fisheries: causes and possible solutions. In: **Land Degradation & Development**, v. 28, n.6, 2017.
- DORIA, C. R. C. et al. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. In: **Acta Amazônica**, v. 42, n. 1, 2012.
- DORIA, C. R. C. et al. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. In: **Ambio**, v. 47, n. 4, 2017.
- DUPONCHELLE, F. et al. Trans- Amazonian natal homing in giant catfish. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 5, 2016.
- ELETRONORTE. **Relatório de Sustentabilidade 2011**. Disponível em: < http://www.eletronorte.gov.br/opencms/opencms/imprensa/rio20/relatorio_sustentabilidade_2011_v4_web.pdf>. Acesso em 15 de mai. de 2018.
- EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2017**. Disponível em < https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2017.pdf> Acesso em: 25 abr. 2018.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. **Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos**. Roma. Disponível em: < <http://www.fao.org/3/a-i5555s.pdf>> . Acesso em: 02 fev. 2018.
- FEARNSIDE, P. M. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. In: **Environmental Science & Policy**, v. 38, 2014.
- FOLKE, C. et al. Adaptive governance of social-ecological systems. In: **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 30, 2005.
- GARAVELLO, J. C.; GARAVELLO, J. P.; OLIVEIRA, A. K. Ichthyofauna, fish supply and fishermen activities on the mid-Tocantins River, Maranhão State, Brazil. In: **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, 2010.
- GARCÍA-LIZÁRRAGA, M. A. et al. Population structure and reproductive behavior of Sinaloa cichlid *Cichlasoma beani* (Jordan, 1889) in a tropical reservoir. In: **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 593-599, 2011.
- GERASIMOV, Yu V.; STRELNIKOV, A. S.; BRAZHNIK, S. Yu. Dynamics and the state of fishery resources in the Rybinsk Reservoir from 1950–2010. In: **Journal of ichthyology**, v. 53, n. 7, 2013.
- GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. In: **Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management**, v. 17, n. 1, 2001.

GÓRSKI, K. et al. Post- damming flow regime development in a large lowland river (Volga, Russian Federation): implications for floodplain inundation and fisheries. In: **River Research and Applications**, v. 28, n. 8, 2012.

GREEN, D. J. et al. Historical and contemporary patterns of mercury in a hydroelectric reservoir and downstream fishery: Concentration decline in water and fishes. In: **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 71, n. 2, 2016.

GUTBERLET, J. et al. Resource conflicts: challenges to fisheries management at the São Francisco River, Brazil. In: **Human Ecology**, v. 35, n. 5, 2007.

HALLWASS, G. et al. Fishing effort and catch composition of urban market and rural villages in Brazilian Amazon. In: **Environmental management**, v. 47, n. 2, 2011.

HAMID, M. A.; MANSOR, M. The inland fisheries with special reference to Temengor and Bersia reservoirs, Perak. In: **Malaysian Applied Biology**, v. 42, n.1, 2013.

HEGG, J. C.; GIARRIZZO, T.; KENNEDY, B. P. Diverse early life-history strategies in migratory Amazonian catfish: implications for conservation and management. In: **PLoS One**, v. 10, n. 7, 2015.

INTERNATIONAL RIVERS. **Protección de Ríos y Derechos: Diez Años después del Informe de la Comisión Mundial de Represas**. 2010. Disponível em: <
<https://www.internationalrivers.org/es/resources/protección-de-r%C3%ADos-y-derechos-diez-años-después-del-informe-de-la-comisión-mundial-de>> Acesso em 25 abr. 2018.

ISAAC, V. J. et al. Artisanal fisheries of the Xingu River basin in Brazilian Amazon. In: **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, 2015.

JIMÉNEZ-BADILLO, L. Age-growth models for tilapia *Oreochromis aureus* (Perciformes, Cichlidae) of the Infiernillo reservoir, México and reproductive behaviour. In: **Revista de biología tropical**, v. 54, n. 2, 2006.

JÚNIOR, J. G. C.. Artisanal fisheries research: a need for globalization? In: **PloS one**, v. 11, n. 3, 2016.

JYOTISHI, A.; PARTHASARATHY, R. Reservoir Fisheries Management: Experience of Tawa in Madhya Pradesh. In: **Economic and Political Weekly**, 2007.

KANO, Y. et al. Impacts of dams and global warming on fish biodiversity in the Indo-Burma hotspot. In: **PloS one**, v. 11, n. 8, 2016.

KANTOUSSAN, J. et al. The relevance of size parameters as indicators of fishery exploitation in two West African reservoirs. In: **Aquatic ecology**, v. 43, n. 4, 2009.

_____. et al. Ecological indicators based on trophic spectrum as a tool to assess ecosystems fishing impacts. In: **Ecological Indicators**, v. 10, n. 5, 2010.

LINDOSO, D. P. Vulnerabilidade e Resiliência: Potenciais, Convergências e Limitações na Pesquisa Interdisciplinar. In: **Ambiente & Sociedade**. São Paulo v. XX, n. 4, out.-dez., 2017.

MAIA, B. P. et al. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. In: **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, 2007.

MARUYAMA, L. S.; CASTRO, P.M.G. de; PAIVA, P. de. Pesca artesanal no médio e baixo Tietê, São Paulo, Brasil: aspectos estruturais e socioeconômicos. In: **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 35, n. 1, 2009.

MEURER, S. **Implantação de barragens no alto rio Uruguai (Brasil):** influência sobre a assembleia e biologia das principais espécies de peixes. 2010. 106 f. Tese (Doutorado em Aquicultura). Programa de Pós-graduação em Aquicultura do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MESSINA, E. P. et al. Growth, mortality and reproduction of the blue tilapia *Oreochromis aureus* (Perciformes: Cichlidae) in the Aguamilpa Reservoir, Mexico. In: **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 4, 2010.

MORAN, E. F. Roads and dams: Infrastructure-driven transformations in the Brazilian amazon. In: **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 2, 2016.

NOVAES, J. L. C.; CARVALHO, E. D. Artisanal fisheries in a Brazilian hypereutrophic reservoir: Barra Bonita reservoir, middle Tietê river. In: **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 4, 2011a.

_____.; _____. Population structure and stock assessment of *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) caught by artisanal fishermen in river-reservoir transition area in Brazil. In: **Revista de Biología Tropical**, v. 59, n. 1, 2011b.

_____, _____. Reproduction, food dynamics and exploitation level of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) from artisanal fisheries in Barra Bonita Reservoir, Brazil. In **Revista de Biología Tropical**, v. 60, n. 2, 2012.

_____.; _____. D. Analysis of artisanal fisheries in two reservoirs of the upper Paraná River basin (Southeastern Brazil). **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, 2013.

OBESO, M. **Estudo de caso da pesca em reservatórios hidrelétricos através de dados bibliográficos digitais, utilizando ciénciometria e análise de redes.** 2016. 60 F. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente). Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2016.

ODYUO, N. S. et al. Fisheries and management status of Doyang Reservoir, Nagaland, north-east India. In: **Indian Journal of Fisheries**, v. 59, n. 2, 2012.

OKADA, E. K. et al. Diagnóstico da pesca profissional em dois reservatórios do rio Iguaçú. In: AGOSTINHO, AA e GOMES, LC. **Reservatório de Segredo:** bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997.

ORR, S. et al. Dams on the Mekong River: Lost fish protein and the implications for land and water resources. In: **Global Environmental Change**, v. 22, n. 4, 2012.

- OSTROM, E. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. In: **Science**, v. 325, n. 5939, 2009.
- OVIEDO, A. F. P.; BURSZTYN, M.. The fortune of the commons: Participatory evaluation of small-scale fisheries in the Brazilian Amazon. In: **Environmental management**, v. 57, n. 5, 2016.
- PETRETERE JR, M.; WALTER, T.; MINTE-VERA, C. V. Income evaluation of small-scale fishers in two Brazilian urban reservoirs: Represa Billings (SP) and Lago Paranoá (DF). In: **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 3, 2006.
- POTEETE, A. R.; JANSSEN, M. A.; OSTROM, E. **Working together**: collective action, the commons, and multiple methods in practice. 1st Ed. New Jersey: Princeton University Press, 2010.
- QUARCOOPOME, T.; AMEVENKU, F.; OFORI-DANSON, P. Changes in the fish community of the Kpong Headpond, lower Volta River, Ghana after 25 years of impoundment. In: **Revista de biologia tropical**, v. 59, n. 4, 2011.
- SANTA-FÉ, Ú. M. G. de; GUBIANI, E. A. Selectivity of gillnets for a non-native fish species in a neotropical reservoir, State of Paraná, Brazil. In: **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, n. 1, 2016.
- SANTANA, A. C. de et al. Influência da barragem de Tucuruí no desempenho da pesca artesanal, estado do Pará. In: **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 52, n. 2, 2014.
- SANTOS, G. M.; OLIVEIRA, A. B. A pesca no reservatório da hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). In: **Acta Amazônica**, v. 29, n. 1, 1999.
- SÁ-OLIVEIRA, J. C.; ISAAC, V. J.; FERRARI, S. F. Fish community structure as an indicator of the long-term effects of the damming of an Amazonian river. In: **Environmental biology of fishes**, v. 98, n. 1, 2015.
- SCHORK, G. et al. Diagnóstico da pesca artesanal na usina hidrelétrica de Machadinho, alto rio Uruguai-Brasil. In: **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 2, 2012.
- SCHORK, G.; HERMES-SILVA, S.; ZANIBONI-FILHO, E. Analysis of fishing activity in the Itá reservoir, Upper Uruguay River, in the period 2004-2009. In: **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, 2013.
- SIDDONS, S. F.; PEGG, M. A.; KLEIN, G. M. Borders and barriers: Challenges of fisheries management and conservation in open systems. In: **River Research and Applications**, v. 33, n. 4, 2017.
- SILVANO, R. A.; BEGOSSI, A. The artisanal fishery of the River Piracicaba (São Paulo, Brazil): fish landing composition and environmental alterations. In: **Italian journal of Zoology**, v. 65, n. S1, 1998.
- SILVANO, R. A. et al. Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. In: **Ecosystems**, v. 17, n. 2, 2014.

TORDECILLA-PETRO, G.; SÁNCHEZ-BANDA, S.; OLAYA-NIETO, C. Growth and mortality of moncholo (*hoplias malabaricus*) in the Ciénaga grande de Iorque, Colômbia. **Revista mvz córdoba**, v. 10, n. 2, 2005.

TOS, C. D. et al. Age, growth, mortality and yield per recruit of the dourado *Salminus brasiliensis*, Corumbá Reservoir, Goiás State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 2, 2009.

UZUNOVA, E.; HUBENOVA, T.; GEORGIEVA, M. Impact of fish resources management activities on the fish community structure in the dospat reservoir (Bulgaria). In: **Bulgarian Journal of Agricultural Science**, v. 21, n. 1, 2015.

VILLAMAYOR-TOMAS, S. et al. Hydropower vs. fisheries conservation: a test of institutional design principles for common-pool resource management in the lower Mekong basin social-ecological system. **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, 2016.

WINEMILLER, Kirk O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. In: **Science**, v. 351, n. 6269, , 2016.

ZANIBONI-FILHO, E. et al. **Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá** (Alto Rio Uruguai). Reservatório de Itá—estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Ed. da UFSC, Florianópolis, 2008.

ZHU, D.; CHANG, J. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, 2008.

Capítulo 2

CONTRIBUIÇÃO DA ABORDAGEM DOS SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS PARA A ANÁLISE DAS FERRAMENTAS DE GESTÃO DA PESCA EM HIDRELÉTRICAS NA AMAZÔNIA⁶.

Resumo

A instalação de hidrelétricas na Amazônia ameaça a sustentabilidade da pesca, podendo afetar a segurança alimentar de milhares de famílias em vulnerabilidade social. Apesar de obrigatória, a compensação pelos danos causados pelas barragens não tem surtido o efeito esperado. Os próprios estudos ambientais parecem ser insuficientes para uma avaliação sistêmica dos impactos das barragens na pesca artesanal. De forma a contribuir com essa questão, este estudo propõe uma ferramenta de avaliação da qualidade dos estudos de impactos ambientais sobre a pesca artesanal na Amazônia, a partir da adaptação do arcabouço de Sistemas Sócio-Ecológicos (SSE). A aplicação do novo arcabouço foi testada nos casos das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, demonstrando ser útil, de fácil manuseio e visualização. A ferramenta permitiu a identificação das informações faltantes ou que precisam ser aprofundadas nos documentos. Ficou evidente também as sérias lacunas de informação sobre o sistema pesqueiro nas duas hidrelétricas, o que pode comprometer a gestão sustentável da atividade. Assim, recomenda-se o uso do SSE adaptado para tomadas de decisão sobre a pesca em ambientes barrados por hidrelétricas na Amazônia. De forma a facilitar sua aplicação, um guia para implementação de cinco passos é sugerido ao final do artigo.

Palavras-chave: Pesca Artesanal. Sistemas Socioecológicos. Licenciamento Ambiental.

2.1 Introdução

A eminente diminuição de recursos como as matas ciliares, a água e os peixes, desencadeada pelo modelo de desenvolvimento econômico vigente é um dos principais problemas a serem enfrentados neste século (DUARTE; DIBO; SÁNCHEZ, 2017; OSTROM, 2009; WINEMILLER et al., 2016;). A conservação dos recursos pesqueiros, por exemplo, encontra-se ameaçada em razão do aumento de consumo humano e da alteração dos ambientes, seja devido à poluição de rios e mares, às mudanças climáticas ou aos projetos de infraestrutura (AGOSTINHO et al., 2016; BHAUMIK et al., 2017; COOPER et al., 2016; JÚNIOR et al., 2016; LITTLE, 2002; SANTOS; SANTOS, 2005; WINEMILLER et al., 2016). A

⁶ Este capítulo foi aceito para publicação - RAMOS, D., AMARAL, E., DORIA, C. R. C., LIMA, M. A. L., ROSSETE, A., ATHAYDE, S., MARQUES, E; ARAUJO, N.; BRASIL, W. O arcabouço dos Sistemas Socioecológicos como ferramenta para a análise dos impactos das barragens hidrelétricas no sistema da pesca artesanal na Amazônia. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, In press.

sustentabilidade da pesca de pequena escala na Amazônia tem sido desafiada pela implementação de grandes obras de desenvolvimento tais como portos, pontes, hidrovias e grandes empreendimentos hidrelétricos que impactam as bacias hidrográficas em toda sua extensão (CASTRO, 2012; FEARNSIDE, 2014; MORAN, 2016). Dentre os grandes projetos, as barragens hidrelétricas são as que causam maior distúrbio no ambiente, pois são, como afirma Oliver-Smith (2010), obras totalizantes que afetam os sistemas socioecológicos como um todo, podendo levá-los à sua desarticulação. Por impactarem a vida de milhares de famílias que dependem da pesca para sua sobrevivência (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004; DORIA et al., 2012), a busca por ferramentas para a mediação dos problemas em ambientes de hidrelétricas é urgente e será abordada no presente trabalho.

O movimento de ameaça à sustentabilidade dos recursos pesqueiros em hidrelétricas pode levar ao que Hardin (1968) descreveu como “tragédia dos comuns”. Sem atuação efetiva do Estado ou da iniciativa privada, o futuro dos recursos pesqueiros sob o controle dos próprios usuários seria a depleção completa. Essa teoria partiu da preocupação do autor com o aumento exponencial da população humana em um cenário de recursos naturais finitos. A principal opositora da “Tragédia” foi Elinor Ostrom. Além de questionar a privatização ou a estatização como mecanismo eficaz para impedir a sobre-exploração dos recursos naturais, a autora argumentou que os “comuns”, sob determinadas condições, poderiam sim ser capazes de contribuir para a conservação dos recursos naturais por meio da auto-organização. Para defender a Teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais (UCRN), Ostrom e seus colaboradores reuniram, ao longo de anos, evidências de milhares de casos de boa governança dos recursos naturais e propuseram uma lista de oito princípios presentes nos casos de sucesso observados. Por ter demonstrado que a participação dos usuários poderia levar à sustentabilidade, sua teoria ganhou o Prêmio Nobel de Ciências Econômicas em 2009 e tem influenciado a gestão dos recursos naturais no mundo todo, nas últimas décadas (BASURTO; GELCICH; OSTROM, 2013; BERKES, 2011; BUSCHBACHER, 2014; OSTROM, 1990; 2009; OVIEDO; BURSZTYN, 2016; POTEETE; JANSSEN; OSTROM, 2010).

Os princípios institucionais da UCRN de Ostrom (1990) receberam diversas críticas por serem generalistas e negligenciarem fatores importantes que afetariam um determinado sistema socioambiental. A teoria institucionalista da qual parte Ostrom leva a uma tentativa de universalização de certas regras que devem ser vistas com cuidado, pois estas não apenas mudam socialmente, mas têm sentidos e significados culturalmente distintos nos diversos sistemas que se deseja estudar (WALL, 2014). Já Agrawal (2001) alerta que o *boom* de estudos sobre *Commons* e a utilização de listas de condições propícias para a autoorganização dos

usuários pode ser falho e custar caro. Para o autor, os casos estudados costumam ser de comunidades bem pequenas e muito diferentes entre si. Mesmo assim, reconhece a importância dessa perspectiva para orientar tomadas de decisão e propõe um maior rigor metodológico nos estudos, assim como um maior aprofundamento quanto ao recurso em foco.

Nesse sentido, rumo a um aprofundamento teórico metodológico, Ostrom e colaboradores (BERKES, 2011; OSTROM, 1990; 2009; POTEETE; JANSSEN; OSTROM, 2010;) passaram a desenvolver um quadro de atributos e variáveis na busca de solução para os conflitos socioambientais, com abordagem interdisciplinar. Esse esforço culminou no arcabouço de Sistemas Socioecológicos (SSE) (OSTROM, 2009). Para a autora, todo uso de recurso natural pode ser compreendido como um sistema socioecológico, que envolve pelo menos quatro subsistemas: Sistemas de Recurso – SR (ex. Sistema Pesqueiro Amazônico); Unidade de Recurso – UR (ex. espécies de peixes de importância comercial); Sistema de Governança – G (regras e sanções aplicadas ao sistema, governo e outras organizações envolvidas com o gerenciamento da pesca); e Atores – A (diferentes atores sociais envolvidos na atividade). Estes subsistemas, ao mesmo tempo em que interagem entre si, sofrem influência de questões políticas, sociais e econômicas, produzindo diferentes resultados (Figura 5) (OSTROM, 2009).

Diversos estudos como Basurto; Gelcich; Ostrom (2013); Binder (2013); Cox (2014); Trimble; Berkes (2015); Oviedo; Bursztyn, (2016) aplicaram o SSE para analisar diferentes recursos de uso comum e têm demonstrado sua utilidade para lidar com questões ambientais de natureza complexa. O crescente uso da ferramenta pode estar relacionado à necessidade que pesquisadores e agentes públicos demandam de arcabouços para entender o funcionamento dos sistemas e compreender quais os impactos que determinado tipo de ação podem provocar no mesmo, seja na promoção da sustentabilidade ou no comprometimento dos recursos naturais (BASURTO; GELCICH; OSTROM, 2013).

Considerando a complexidade do sistema pesqueiro amazônico em contexto de grandes usinas hidrelétricas, o SSE pode ser uma ferramenta interessante para orientar tomadas de decisão com relação à gestão dos recursos pesqueiros. Isso porque o modelo vigente de gestão parece ineficiente e tem sido criticado por pesquisadores experientes no tema como Agostinho; Gomes; Latini (2004); Agostinho et al., (2016) e Doria et al. (2017). De modo geral, a gestão pesqueira no Brasil tem sido desafiadora historicamente. Sob a responsabilidade do Estado, o gerenciamento da pesca ainda se dá de forma centralizada e sofre com notável ausência de recursos humanos e financeiros, apesar de avanços no sentido de promover a participação dos usuários nas tomadas de decisão (SANTOS; SANTOS, 2005; KALIKOSKI et al., 2009). O

desinteresse das autoridades políticas no setor se justifica pela ineficiência no monitoramento da atividade, que subestima sua real importância para a economia e a segurança alimentar de inúmeras famílias de baixa renda no Brasil (DORIA et al., 2017; JÚNIOR, 2016).

Figura 5 - Adaptação do arcabouço dos Sistemas Socioecológicos (SSE), com os subsistemas Sistemas de Recurso - SR; Unidade de Recurso - UR; Sistema de Governança - G; Usuários - U e suas interações



Fonte: Ostrom (2009, p. 420)

Em reservatórios hidrelétricos na Amazônia, gerir a pesca parece ainda mais desafiador (AGOSTINHO et al., 2016). Agostinho; Gomes; Latini (2004) afirmam que, nas últimas décadas, as ações tomadas para o manejo da pesca em reservatórios brasileiros se resumem a monitoramento, estocagem e construção de escadas de peixe. E essas medidas não têm surtido o efeito esperado. Soma-se a isso a falta de interesse das próprias empresas detentoras da exploração da hidroeletricidade em resolver o problema. Sem a aplicação de medidas compensatórias ou mitigadoras adequadas para a sustentabilidade da pesca artesanal, os impactos das barragens se potencializam. Segundo Doria et al. (2017), a atual forma de gestão de reservatórios não permite uma análise abrangente dos impactos das barragens e negligencia os direitos dos pescadores durante o processo de licenciamento ambiental.

Nesse contexto, o presente estudo pressupõe que parte do problema da gestão da pesca artesanal em reservatórios de hidrelétricas na Amazônia esteja relacionada à falta de informação

suficiente para dimensionar os impactos ambientais. Se o levantamento dos impactos não se dá de forma sistêmica, as medidas compensatórias propostas tenderão a falhar, uma vez que não se conhece o conjunto de impactos sofridos pela pesca. Sem este conhecimento, como desenhar medidas de mitigação de impactos? Para abordar estas questões, o presente capítulo parte do arcabouço SSE de Ostrom, adaptado para a pesca de pequena escala por Basurto; Gelcich; Ostrom (2013), para propor uma ferramenta de avaliação da qualidade dos estudos de impactos ambientais sobre a pesca artesanal na Amazônia, servindo de suporte para a tomada de decisão. A aplicabilidade do novo arcabouço foi testada na avaliação dos estudos ambientais de duas hidrelétricas na Amazônia: Santo Antônio (RO) e Estreito (MA), possibilitando a análise de seus conteúdos do ponto de vista sistêmico. O objetivo do capítulo foi mostrar as lacunas de informações nos processos de licenciamento ambiental a partir do conjunto de variáveis SSE, considerado aqui como importante para a sustentabilidade do sistema. Ao final deste capítulo, sugere-se um guia de cinco passos para facilitar a aplicação do arcabouço SSE de sistemas pesqueiros amazônicos.

2.2 Material e Métodos

O presente trabalho tem como objetivo o desenvolvimento de uma ferramenta de avaliação da qualidade dos estudos ambientais de hidrelétricas na Amazônia, de forma a orientar tomadas de decisão com vistas à sustentabilidade. Para tal, considerando a necessidade de uma análise sistêmica dos impactos para a implementação adequada de medidas compensatórias, como prevê as resoluções CONAMA Nº 001-A (23 de janeiro de 1986) e CONAMA Nº 237 (19 de dezembro de 1997), foi escolhida a abordagem dos Sistemas Sócio-Ecológicos (OSTROM, 2009). O arcabouço de Sistemas Socioecológicos (SSE) foi desenvolvido para contribuir de forma prática com a busca de soluções relativos aos problemas socioambientais de natureza complexa (OSTROM, 2009), como o caso estudado por este artigo. Um dos principais desafios enfrentados pelos idealizadores da ferramenta foi superar as barreiras disciplinares, integrando os saberes de várias disciplinas científicas que tradicionalmente trabalharam isoladas (OSTROM, 1990; 2009). Além disso, o arcabouço deveria ser aplicável em diferentes casos e sistemas, englobando paritariamente estudos para a compreensão das dimensões sociais e ambientais, a fim de resolver questões socioambientais complexas. Para Basurto; Gelcich; Ostrom (2013), as causas do sucesso ou insucesso da gestão de um determinado recurso natural dificilmente podem ser atribuídas a uma única causa, e por isso mesmo, a único campo disciplinar, como tradicionalmente se fez. Somente por meio de

uma abordagem interdisciplinar é possível conhecer e lidar com os problemas de ordem complexa (OSTROM, 2009). A aplicação desse arcabouço permitiria uma análise abrangente de um determinado sistema podendo contribuir com tomadas de decisão para a gestão sustentável do mesmo.

O ponto de partida para o desenvolvimento da ferramenta de avaliação proposta por este estudo foi a adequação que Basurto; Gelcich; Ostrom (2013) fizeram do arcabouço original de Sistemas Socioecológicos (SSE) (OSTROM, 2009) para estudar a pesca de peixes bentônicos. Reconhecendo a pesca artesanal como um sistema sócioecológico complexo, os autores fizeram uma ampla revisão sistemática e criaram uma lista de variáveis chave para cada subsistema do SSE a ser analisado: Sistemas de Recursos (SR), Unidades de Recursos (UR), Atores (A) e Sistemas de Governança (G) (BASURTO; GELCICH; OSTROM, 2013). O estudo destacou a importância da hierarquização das variáveis, sendo de primeira a quinta ordem, considerando o nível de aprofundamento sobre determinado tema.

O primeiro passo para a adequação do arcabouço SSE para a pesca em ambiente tropical amazônico foi revisar as variáveis existentes no arcabouço de Basurto; Gelcich; Ostrom (2013) e fazer os ajustes necessários para sua adequação ao contexto estudado. Isso foi feito por uma equipe multidisciplinar de 9 pesquisadores das áreas de humanas e biofísicas, com experiência em pesca e peixes na Amazônia. Parte da equipe tem experiência de mais de 10 anos trabalhando em ambientes impactados por barragens, com domínio da natureza e conteúdo dos documentos em análise. Os subsistemas SR e UR foram analisados por pesquisadores das biofísicas e os subsistemas A e G por pesquisadores das humanas. As definições das variáveis foram traduzidas e ajustadas, quando necessário. As variáveis não pertinentes foram excluídas do arcabouço e as novas variáveis, consideradas relevantes para o estudo, foram inseridas (ver Anexo I). Após ampla discussão da equipe em reuniões presenciais ou virtuais, o novo arcabouço foi consolidado (Tabela 1). O resumo das definições das variáveis, os atributos que foram excluídos, inseridos ou redefinidos pelos autores, bem como a literatura que amparou essas modificações encontram-se no Anexo I.

Uma vez definidas as variáveis importantes para se medir os impactos de hidrelétricas na pesca amazônica, duas grandes UHE localizadas nas bacias dos rios Tocantins e Madeira foram selecionadas para ilustrar a aplicação do novo arcabouço e avaliar os atributos e as variáveis que medem a sustentabilidade da pesca na Amazônia. O critério para a seleção dos empreendimentos foi o fato de elas serem obras do Programa de Aceleração do Crescimento

(PAC)⁷. As usinas são a UHE de Estreito, no Rio Tocantins e a UHE de Santo Antônio, no Rio Madeira. A UHE de Estreito está situada no município de Estreito (MA) e de Aguiarnópolis (TO). A usina entrou em funcionamento no ano de 2011, com uma área alagada de 400km² e uma potência instalada para gerar 1.087 MW de energia (CESTE, 2018). A UHE de Santo Antônio, por sua vez, está localizada no município de Porto Velho (RO), com uma área alagada de 421km² e uma potência instalada de 2.424 MW. A usina entrou em funcionamento no ano de 2008. A escolha das mesmas levou em consideração a familiaridade dos autores com tais usinas, por realizar pesquisas na região.

Os documentos utilizados na aplicação do novo arcabouço foram os Estudos de Impactos Ambientais, os Relatórios de Impactos Ambientais e os Projetos Básicos Ambientais (PBA) de Estreito e Santo Antônio. A concessão das licenças ambientais de hidrelétricas (prévia-LP, de instalação-LI e de operação-LO) estão vinculadas à análise dos EIA, RIMA e PBA's, que estimam os impactos sofridos através de estudos técnicos e propõem medidas mitigadoras ou compensatórias dos impactos, sendo considerados instrumentos básicos para a gestão de reservatórios de hidrelétricas. Essas exigências constam na Política Nacional do Meio Ambiente de 1981 (Lei N. 6.938), e nas resoluções CONAMA N. 001-A (23 de janeiro de 1986) e N. 237 (19 de dezembro de 1997).

A Política Nacional do Meio Ambiente determina que obras de infraestrutura de grande impacto como as barragens hidrelétricas com potência superior a 10MW passem por processo de licenciamento ambiental. Depois do inventário e do estudo de viabilidade da obra, e após o leilão, o órgão licenciador elabora o termo de referência e solicita ao empreendedor a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) e dos Programas Básicos Ambientais (PBA). Esses documentos servirão de base para que órgão licenciador avalie sobre a viabilidade do empreendimento e emita ou não a licença ambiental. Neles, o empreendedor deve descrever os principais impactos causados ao meio ambiente e a população a ser afetada e propor programas para mitigação dos mesmos. As primeiras hidrelétricas na Amazônia como Tucuruí e Balbina não passaram por essa fase de licenciamento. Os empreendimentos passaram a elaborar esses documentos principalmente a partir da Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605/98), que prevê penalidades caso haja o descumprimento da norma.

⁷ O PAC (Programa de Aceleração do Crescimento) gestiona e executa obras de infraestrutura no País. Foi lançado no ano de 2007, como política pública de desenvolvimento do país. Na região Amazônica, um dos destaques do Programa é construção de Usinas Hidroelétricas como o Complexo Giral e Santo Antônio, em Rodônia, Estreito, em Tocantins, e Belo Monte, Pará. (MP, BRASIL, s/d).

São três as etapas do licenciamento ambiental: licença prévia (LP), licença de instalação (LI) e licença de operação (LO). Para a licença prévia devem ser levantadas informações sobre os impactos ambientais e sociais do empreendimento, além de avaliadas a magnitude e a abrangência desses impactos. Nessa fase são propostas também as medidas de compensação ou mitigatórias com o objetivo de eliminar ou atenuar os impactos. São ouvidos os órgãos e entidades setoriais a serem afetados, bem como a comunidade envolvida podendo ser por meio de audiências públicas (FEITOSA; LIMA; FAGUNDES, 2004). A Resolução Conama 09/87 prevê a realização de audiências públicas com o objetivo de expor a comunidade o conteúdo do EIA e RIMA. Ao emitir a licença prévia, o órgão licenciador estabelece medidas mitigadoras a serem contempladas no projeto de implantação. Somente após o cumprimento dessas medidas é que se solicita a licença de instalação. Dessa maneira, para conseguir a licença de instalação, o empreendedor deve apresentar planos, programas e projetos ambientais detalhados, assim como os cronogramas de implementação. Nessa fase, o empreendedor deve também implementar condicionantes determinadas com o intuito de prevenir os impactos durante a fase de construção da obra. Que por sua vez, são indispensáveis para a emissão da licença de operação, comprovando que cumpriu as condicionantes e implementou os programas de mitigação e compensação.

O EIA e RIMA são também instrumentos essenciais para a solicitação de financiamentos e obtenção de incentivos fiscais. A licença prévia é requerida também como pré-requisito para a celebração de possíveis convênios entre o empreendedor e a Administração Pública Federal (FEITOSA; LIMA; FAGUNDES, 2004).

Para a aplicação do arcabouço, a equipe se dividiu novamente ficando 4 pessoas responsáveis pela sistematização dos documentos das duas hidrelétricas. Foi feita uma varredura dos documentos para identificação das partes que tratavam da pesca e da ictiofauna, sua leitura e análise. A análise teve início com a sistematização das informações em duas tabelas para cada subsistema (SR, UR, A, G). A primeira tabela sintetizava as informações qualitativamente, sendo registradas o tipo de informação e sua localização (documento e página). A segunda tabela categorizava a variável analisada de acordo com a consistência da informação encontrada, podendo ser classificada como: Presente (P), com informação adequada ou suficiente para medir o impacto ambiental; Presente Parcialmente (PP), com informações relevantes, mas com necessidade de aprofundamento; Insuficiente (I), com informações superficiais e insuficientes para medir o impacto; e Ausente (A), quando não havia informação sobre aquela variável. Uma vez preenchidas as tabelas, elas foram revisadas pela parte mais

experiente da equipe, de acordo com cada área de atuação. Essa categorização foi estabelecida a partir do consenso entre os pesquisadores sobre as características da variável e a redação do conteúdo inerente à informação necessária para a caracterização, dentro do documento. Após essa etapa, foi feita uma análise de frequência nos resultados. Todo o processo de desenvolvimento e aplicação da ferramenta acontece entre os anos de 2015 e 2018, em cerca de 20 encontros da equipe (presenciais e virtuais).

As discussões e o aprendizado mútuo gerado foram fundamentais para o bom andamento do trabalho.

2.3 Resultados: Adaptando o Quadro de Atributos e Variáveis dos Sistemas Socioecológicos ao Contexto da Pesca na Amazônia

O arcabouço desenvolvido por Ostrom (2009) e adaptado por Basurto; Gelcich; Ostrom (2013) pode ser de grande utilidade para se avaliar a qualidade dos instrumentos EIA, RIMA e PBA's que medem os impactos, assim como embasam medidas mitigatórias dos impactos causados pelas barragens nos peixes e na pesca. Abaixo fornecemos um resumo das modificações feitas no quadro de variáveis de Basurto; Gelcich; Ostrom (2013), adequando-o à realidade da pesca na Amazônia. A estrutura das variáveis mínimas para medir a sustentabilidade em um determinado Sistema encontra-se na tabela 1.

De modo geral, foram inseridas nove variáveis novas, sendo quatro delas de segunda ordem, uma de terceira ordem, e quatro de quarta ordem. Foram redefinidas três variáveis de segunda ordem, cinco de terceira ordem, uma de quarta ordem e uma de quinta ordem. Apenas cinco variáveis do quadro de Basurto; Gelcich; Ostrom. (2013) foram excluídas, sendo uma de segunda ordem e quatro de terceira ordem, conforme exposto na Tabela 1. Essas alterações foram feitas no sentido de aprofundamento sobre os aspectos que influenciam a pesca em ambientes de barragens hidrelétricas.

2.3.1 Modificações detalhadas por subsistemas

No subsistema SR houve inserção das variáveis de segundo nível SR10 e SR11; e de quarto nível SR 4.2.1 e SR 4.2.2. Foram também redefinidas a variável de primeiro nível SR1

e as de segundo nível SR1.1 e SR3.1. Essas alterações aconteceram para se adequar a descrição delas ao sistema de pesca em ambientes barrados da Amazônia.

As variáveis de segundo e terceiro nível SR7 e SR7.1, por sua vez, foram excluídas por não se aplicarem ao sistema estudado. A definição de SR foi adequada ao contexto estudado.

Com relação ao subsistema UR, não houve inserção de variáveis novas. No entanto, foram redefinidas as variáveis de segundo nível UR1 e de terceiro nível UR3.2. Essas alterações foram feitas com relação a descrição do sistema. Três variáveis de terceiro nível UR6.2, UR7.1 e UR7.2 não se aplicam ao sistema estudado e foram excluídas. A definição de UR foi adaptada ao contexto estudado.

No que diz respeito aos atributos elencados por Basurto; Gelcich; Ostrom (2013) para o subsistema G, inserimos duas variáveis de segundo nível G11 e G12, e uma variável de quarto nível G4.1.2. Foram também redefinidas as variáveis de quinto e quarto nível G6.1.4.1 e G1.1.1. Essas alterações se deram no sentido de aprimorar a descrição do sistema.

Por fim, para o subsistema A foram inseridas as variáveis de terceiro nível A1.1 e quarto nível A8.1.1. As variáveis de segundo nível A7, de terceiro nível A8.1 e A8.2 foram redefinidas no sentido de aprimoramento conceitual e não de descrição do sistema.

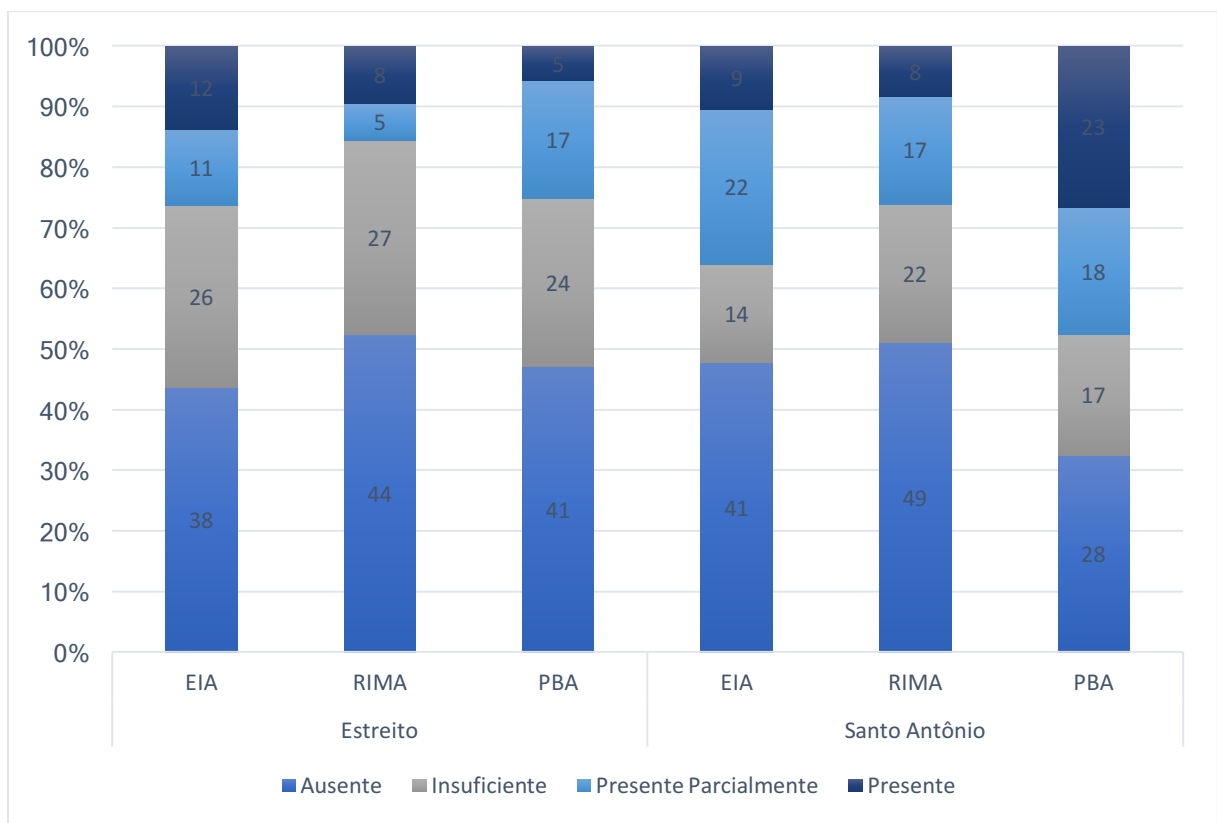
2.3.2 Aplicando o quadro de atributos e variáveis aos casos dos rios Madeira e Tocantins

Nos últimos 40 anos, as bacias hidrográficas estudadas foram fortemente impactadas por uma série de obras de desenvolvimento. As mais impactantes delas foram as oito usinas hidrelétricas construídas nas últimas duas décadas, sendo Serra da Mesa, Cana Brava, Lajeado, Peixe Angical, Estreito e São Salvador no Rio Tocantins; e Santo Antônio e Jirau no Rio Madeira. Das duas bacias estudadas, a do rio Tocantins foi a primeira a ser impactada pela construção de barragens. A hidrelétrica de Tucuruí foi finalizada ainda na década de 1982. Nas duas décadas seguintes, houve uma expansão da fronteira energética brasileira para a Amazônia com a construção de Serra da Mesa (1994) e Lajeado (2001). A partir de 2006, uma série de novas hidrelétricas foram projetadas e construídas: Jirau (2010) e Santo Antônio (2011) no Rio Madeira, e Estreito (2010) e Marabá (em fase inicial de construção) no Rio Tocantins. Essa nova política para o aproveitamento dos recursos hídricos amazônicos, mormente chamada de neo-extrativista (CASTRO, 2012; SEVÁ, 2008), tem impactado profundamente os recursos pesqueiros (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004; FEARNSSIDE, 2014). A maioria das hidrelétricas citadas foram construídas após a obrigatoriedade dos estudos de impactos ambientais.

Um segundo momento do trabalho foi testar a adaptação do novo arcabouço SSE para o ambiente a ser afetado por barragens a partir dos documentos do EIA, RIMA e PBA de Estreito e Santo Antônio. Ao se analisar o conteúdo desses documentos temos que um pouco menos de 50% das variáveis buscadas se encontraram ausentes. Dentre as informações constantes nos documentos, cerca de 25% delas se enquadram nas categorias de superficiais ou insuficientes. Somente entre 10% e 15% das variáveis analisadas encontraram-se plenamente contempladas nos documentos requeridos para emissão de licenças ambientais (Figura 6).

O quadro produzido mostra o quanto são defasados os documentos que deveriam conter os impactos produzidos pelas barragens. Além disso, o resultado sugere também que a interdisciplinaridade e a integração das áreas não se deram de maneira efetiva.

Figura 6 - Análise do conteúdo dos documentos EIA, RIMA e PBA das Hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio a partir das variáveis do arcabouço SSE



Fonte: Adaptado de Basurto; Gelcich; Ostrom (2013) para o Sistema pesqueiro amazônico, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente.

Ao se observar os documentos, analisando os subsistemas em separado, temos que o Sistema de Recurso (SR) e a Unidade de Recurso (UR) foram mais completos segundo o

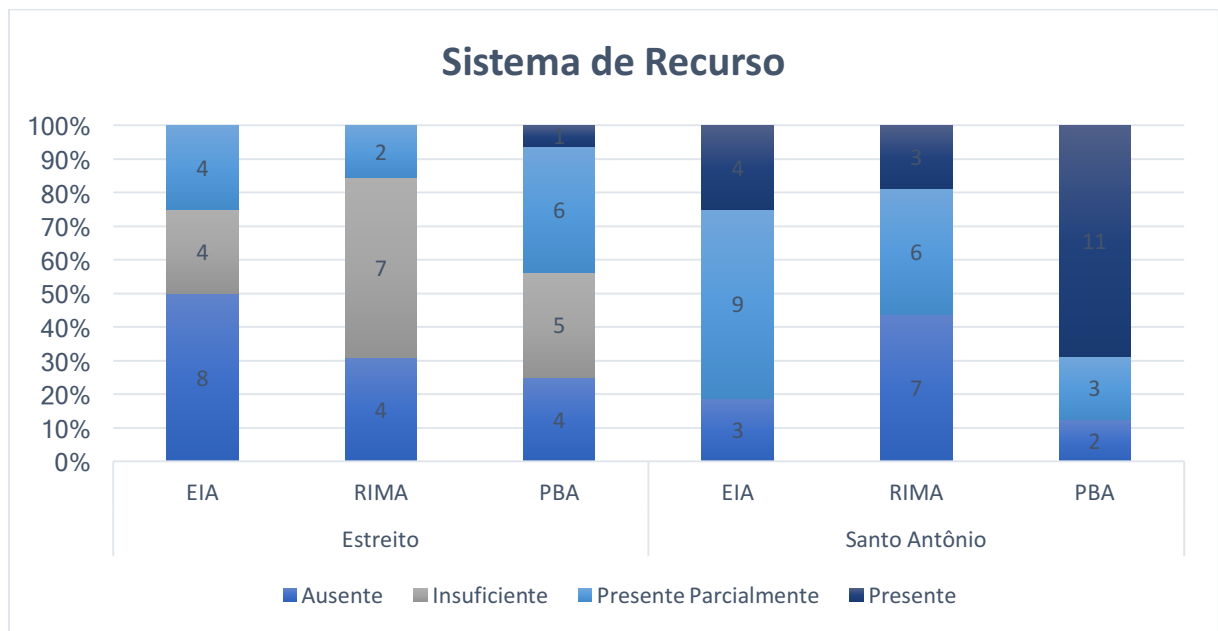
arcabouço do que Governança (G) e Atores (A). Isso corrobora com outros estudos que citam a importância de se conhecer mais sobre as pessoas e o modo de gestão do lugar (AGOSTINHO et al., 2007). Os documentos da hidrelétrica de Santo Antônio apresentaram-se mais completos do que os de Estreito, com relação a SR (Figura 7).

Os documentos EIA, de Estreito, e RIMA, de Santo Antônio são mais omissos quanto ao SR. Com relação aos PBA's, o de Santo Antônio mostrou-se mais completo do que o de Estreito. Este foi o subsistema melhor analisado para o caso de Santo Antônio (Figura 8).

Quanto a UR, as variáveis pareceram, em um panorama geral, mais deficitárias porque os percentuais de ausentes ou insuficientes são altos em metade dos documentos (Figura 9).

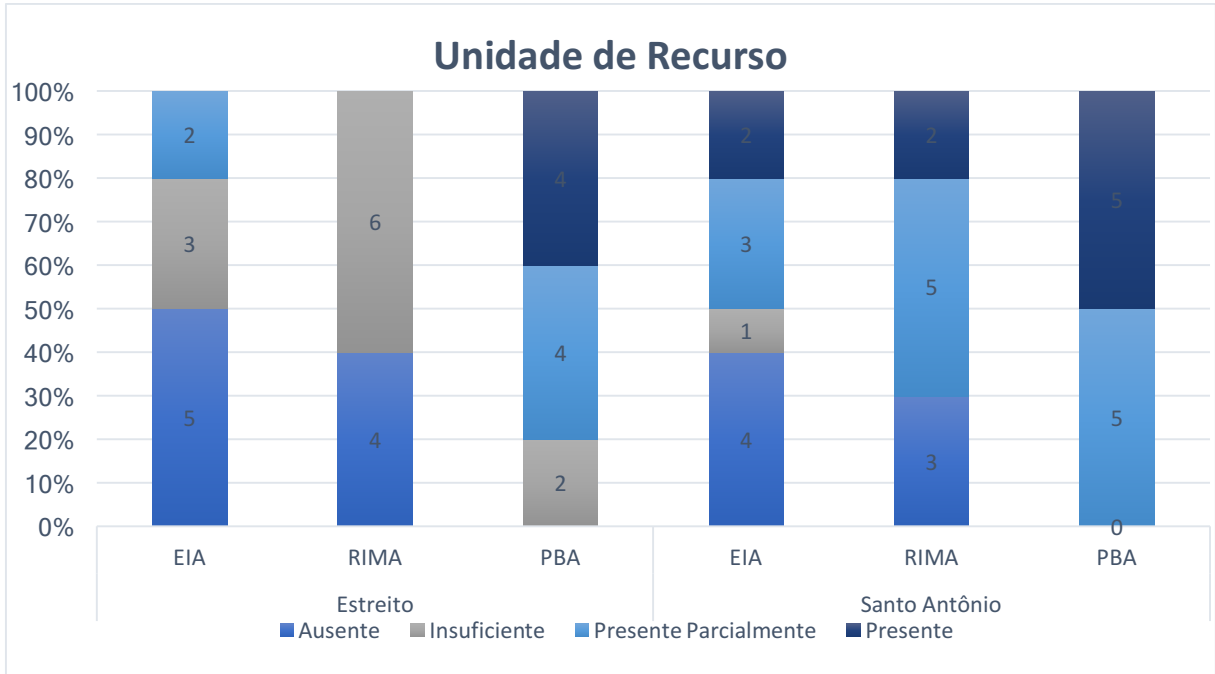
As variáveis do subsistema Governança foram as mais ausentes dos documentos (Figura 9), seguida das variáveis do subsistema Atores (Figura 10). Lembrando que esses subsistemas refletem a capacidade de governança e gestão das demandas para sustentabilidade do recurso, assim como participação dos atores no processo.

Figura 7 Comportamento das variáveis do subsistema Sistema de Recurso (SR) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente



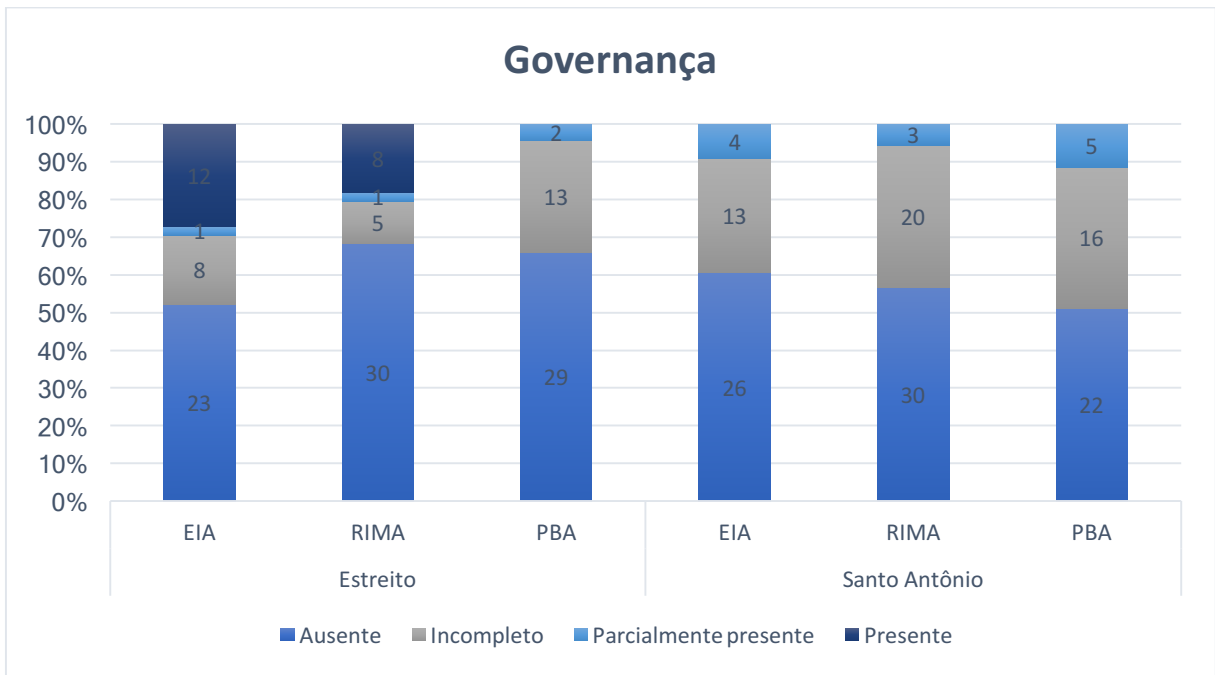
Fonte: Elaboração própria

Figura 8 - Comportamento das variáveis do subsistema Unidade de Recurso (UR) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente



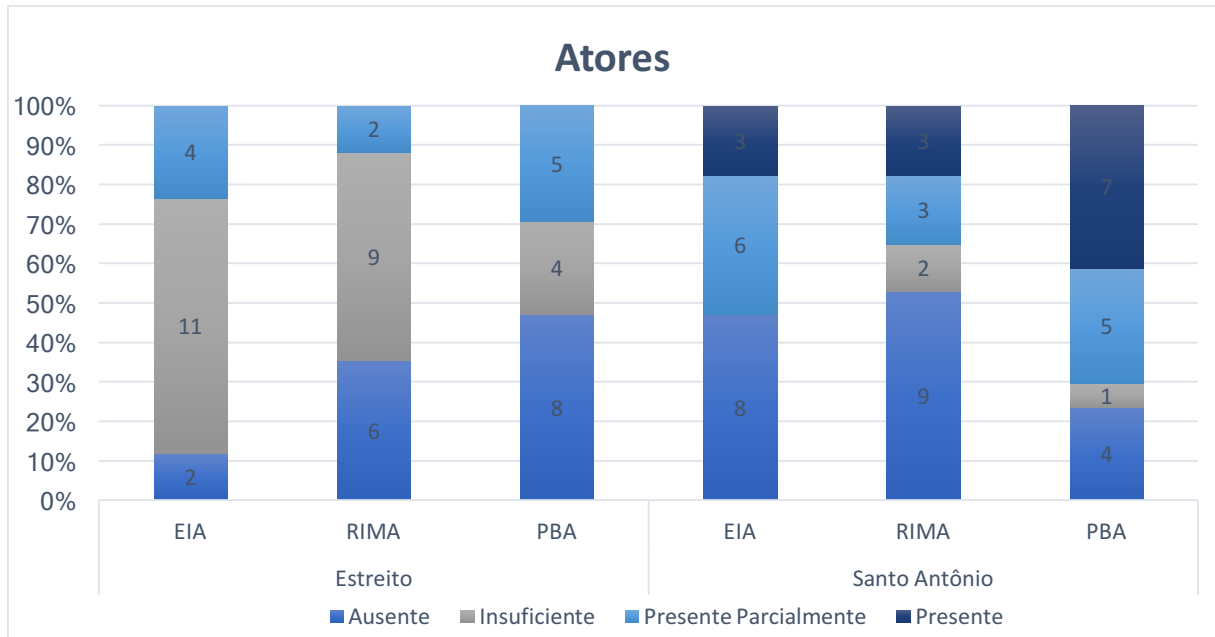
Fonte: Elaboração própria

Figura 9- Comportamento das variáveis do subsistema Governança (G) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente.



Fonte: Elaboração própria

Figura 10 - Comportamento das variáveis do subsistema Atores (A) presentes nos documentos de licenciamento ambiental das hidrelétricas de Estreito e Santo Antônio, segundo as categorias ausente, insuficiente, presente parcialmente e presente.



Fonte: Elaboração própria

2.4 Discussão

Para Duarte; Dibo; Sánchez (2017), era de se esperar que os estudos apresentados como requisito para emissão de licenças ambientais apresentassem padrão de alta qualidade para responder às demandas dos atores locais envolvidos, Governo e Organizações Não-governamentais (ONG). No entanto, ao revisar trabalhos dessa natureza os autores encontraram sérias deficiências no processo de Avaliação de Impacto Ambiental, evidenciando uma lacuna entre planejamento e execução. Mesmo assim, recentemente têm aparecido ataques políticos à obrigatoriedade do Licenciamento ambiental para empreendimentos hidrelétricos, materializados na PEC 65/2012, que mostra que os investidores e partes do Estado encontram nesse sistema um entrave para as obras. Hochstetler (2011) afirma que a legislação ambiental brasileira é percebida, por muitos investidores, como entrave porque encarece, alonga e cria instabilidade socioeconômica em torno das mesmas.

Na contramão disso, pesquisas científicas como esta, indicam a necessidade do aprimoramento do sistema de licenciamento e da atualização do arcabouço teórico que os orienta (AGOSTINHO et al., 2004; DORIA et al., 2017; FEARNSSIDE, 2014; WINEMILLER et al., 2016). As pesquisas de Ostrom e seguidores (BASURTO; GELCICH; OSTROM., 2013;

BINDER et al., 2013; COX, 2014; TRIMBLE; BERKES, 2015; OVIEDO; BURSZTYN, 2016), permitem afirmar também que a sustentabilidade de recursos de uso comum está ligada à possibilidade de sua gestão compartilhada (WALL, 2014). Os enunciados de Hardin (1968) de que as opções, em termos de gestão, para aqueles recursos eram a privatização ou a estatização foram sendo derrubados à luz dos mais de 100 casos bem-sucedidos de gestão coletiva de recursos, como água, peixes, florestas e pastagens estudados por Ostrom (1990). Esses recursos de uso comum, se geridos de forma coletiva (pela população usuária do recurso), e sob certas condições favoráveis à ação coletiva como a definição de fronteiras; a prestação de contas; a importância do recurso para o usuário entre os outros princípios institucionais (OSTROM, 1990), impediriam a sua depleção e garantiriam a sua manutenção para as gerações futuras.

Ainda segundo Wall (2014), o mundo passa atualmente por uma onda de fechamento (*enclosers*) dos comuns (por meio de privatização, principalmente) sem precedentes na história. Sendo Wall (2014) um estudioso dos “fechamentos” dos comuns na Inglaterra, no século XVII, que traça uma linha entre a expansão da economia de mercado e a privatização dos recursos de usos comuns (WALL, 2014). Nesse sentido, a sustentabilidade dos comuns, no mundo contemporâneo, passa pela possibilidade de resistir à expansão da economia de mercado sobre os recursos de uso comum. As referidas críticas ao sistema de licenciamento ambiental parecem estar ligadas à necessidade de barateamento dos custos dos empreendimentos e se orientam, assim, pela perspectiva de que a mercantilização dos recursos é a solução, cabendo ao Estado livrar os investidores dos entraves.

Como afirmam os autores Agrawal (2001) e Wall (2014), concorda-se que a falência de muitos destes sistemas de recursos estão ligadas não apenas aos problemas de gestão e às suas múltiplas relações. As pressões externas do mercado e do Estado têm contribuindo para a depleção de recursos de uso comum geridos, até a chegada desses atores externos, coletivamente. Nesse sentido, questões outras como o nível de impacto antrópico sofrido, a diversidade biológica entre outros fatores, podem contribuir para uma boa ou má gestão, da mesma maneira que as variáveis observadas no arcabouço do SSE. Com essa crítica em mente, foi preciso fortalecer as características sociais, econômicas e políticas na adaptação que propomos para o arcabouço de SSE, de modo a adequá-lo à realidade amazônica atual, que enfrenta um intenso processo de expansão da economia de mercado (CASTRO, 2012; MORAN, 2016). Existem evidências claras de que os espaços como “os rios” que até recentemente eram pouco afetados pelo modelo de produção capitalista, orientado para a privatização dos recursos de uso comum como água e pesca – estão passando por processo de

fechamento e semiprivatização. Por outro lado, como afirma Peter Linebaugh (2014), para uma visão realmente sistemática dos *commons*, precisamos reconhecer que:

The commons is not only “common-pool resources” no is the commons purely “the people.” In other words it is not a thing but a relationship (...) the commoner was the person who commoned in such lands, (...) In this struggle our landscapes were formed even our human “nature” as well as nature herself (LINEBAUGH, 2014, p. 18).

Assim, o arcabouço de Ostrom (2009) e Ostrom et al. (2012) torna-se muito útil para a análise dos arranjos de regime de propriedade e de gestão que emergiram na atualidade, em que Estado e companhias privadas fazem a gestão compartilhada dos recursos. Isso se dá, por exemplo, quando o Estado concede a exploração de recursos comuns para companhias privadas, como é o caso das parcerias público-privadas no setor elétrico brasileiro, ou para territórios em disputa entre o capital privado, o Estado e as populações locais, no caso dos rios amazônicos. Contudo, os novos arranjos parecem potencializar a força dos seus enunciados, vistos que essas novas formas de institucionalização da gestão dos recursos, é de fato a privatização da exploração e a estatização do regime de propriedade. E, como esse novo arranjo não é nem estatização pura nem privatização pura, vários atores, como os pescadores, são afastados da discussão sobre os recursos e o uso. Ou são, como os pescadores artesanais, afetados diretamente (DORIA; LIMA; 2015).

Nesse sentido, é preciso reconhecer que os *commons* são, como defende Wall (2015), uma cultura e uma forma de organização política. No caso da Amazônia, existem as especificidades dos recursos, motivada pelas características próprias desse ecossistema, como as comunidades foram construindo esse ambiente ao longo do tempo, modificando-o e se modificando nesse processo (HECKENBERGER, 2004). Assim, as comunidades ou os comunais, como afirma Linebaugh (2014), possuem um conhecimento sofisticado sobre o sistema ecológico elaborado na sua relação de longa data com os recursos que precisam ser conhecidos e considerados (ESCOBAR, 2008).

Ainda como pontuam Dardot e Laval (2015), os comuns são um princípio político de gestão dos recursos que não apenas existe em comunidades tradicionais, mas têm sido “*la reivindicacion (...) en la luchas sociales y culturales contra el orden capitalista y el Estado empresarial*” (DARDOT; LAVAL, 2015, p. 21). Isso pode ser visto, por exemplo, nos discursos dos movimentos sociais amazônicos como o Movimento dos Atingidos por Barragens (MAB) quando afirmam “água e energia não são mercadorias”. O reconhecimento dos *commons* como um sistema de propriedade e uso, baseado em um tipo de pensamento político, ajuda a reconhecer o projeto político dos grupos tradicionais e a empoderá-los, de forma a diminuir a

falta de equidade na tomada de decisões sobre os destinos dos rios, peixes e outros recursos de uso comum amazônicos.

Além das características do subsistema social amazônico, no qual se enfatizou o conhecimento tradicional sobre os recursos e o contexto histórico de avanço do mercado sobre os recursos de uso comum na região, foi preciso dar nova ênfase às características do subsistema ecológico. O regime hidrológico e as características da iciofauna amazônica, principalmente aquela de valor comercial, levou à necessidade de pensar os atributos desse subsistema de forma diferenciada. Um exemplo, são os grandes bagres migradores, que têm como nicho praticamente o tamanho exato das bacias fluviais onde vivem – e, às vezes, interconectam-se a bacias próximas (DUPONCHELLE et al., 2016; HEGG; GIARRIZZO; KENNEDY, 2015). Nesse sentido, para exemplo, foi preciso considerar os atributos específicos do ambiente aquático tropical amazônico no esforço de teorizar os atributos do sistema ao adaptar para ele o arcabouço proposto por Ostrom.

As mediações contextuais, os arranjos institucionais atuais e o processo de impacto historicamente construído sobre os sistemas ecológicos amazônicos pelas de desenvolvimento requerem a adaptação dos atributos e das variáveis à realidade amazônica. Esses ajustes e o fato de lidar com as críticas ao arcabouço de Ostrom (2009), mostram, por um lado, a necessidade de continuar estudando os impactos sobre os sistemas sociocológicos amazônicos e, por outro, indicam a pertinência da adaptação do arcabouço para o sistema estudado na condução da realização dos estudos de Licenciamento, no que diz respeito ao sistema pesqueiro. As evidências, conforme apontam os resultados de que os estudos não alcançam o conhecimento aprofundado do sistema está colocado pelo fato de que nos EIA, RIMA's e PBA's estudados, os atributos e as variáveis chaves do sistema estão ausentes ou parcialmente presentes.

2.5 Conclusão

Ao identificar uma série de variáveis-chave que permitam a descrição do Sistema Pesqueiro Amazônico (SPA) de forma integrativa, em ambientes afetados por grandes barragens hidrelétricas, o presente trabalho mostra a pertinência da adaptação do arcabouço de Sistemas Socioecológicos (SSE) de Ostrom (2009) e Basurto; Gelcich; Ostrom (2013) para embasar tomadas de decisão no contexto estudado. Contudo, no que diz respeito às múltiplas relações entre os diversos atributos, as variáveis e as escalas do SPA, o arcabouço novo demonstra também as lacunas de informações existentes nos estudos de impactos ambientais que comprometem a implementação de medidas compensatórias ou mitigadoras dos impactos.

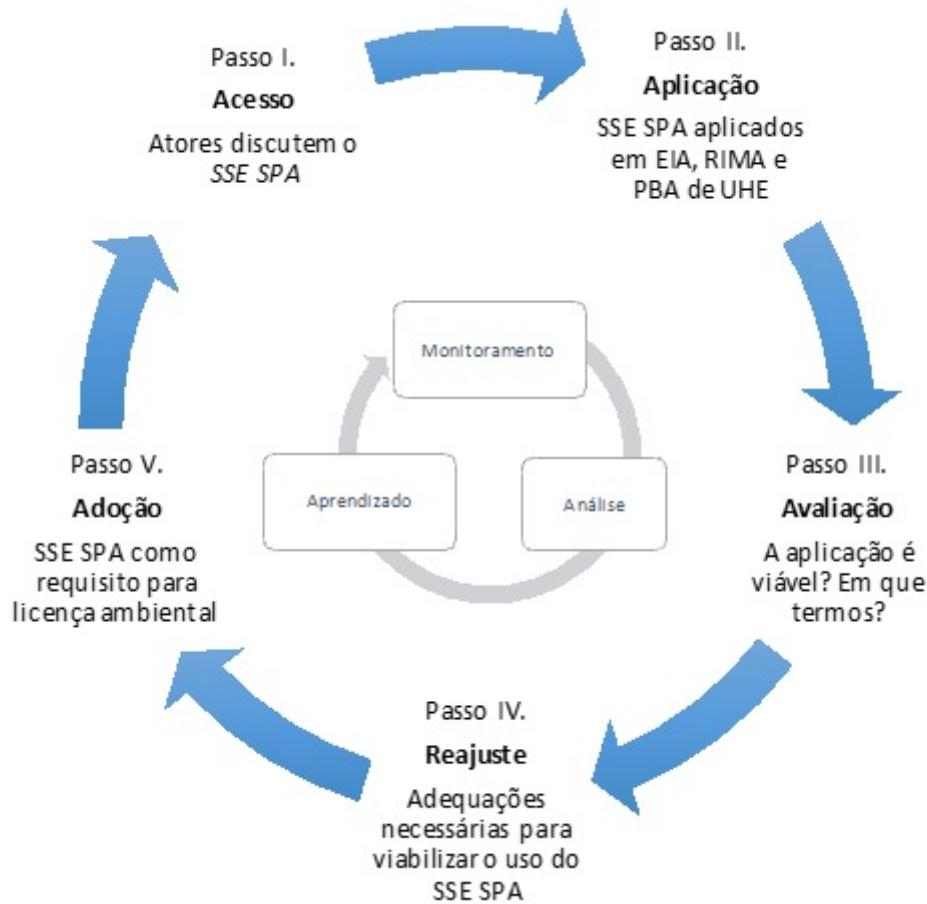
Isso porque os documentos para a emissão de licenças ambientais de hidrelétricas têm conseguido produzir dados mínimos sobre a configuração desses sistemas.

Segundo a revisão feita a partir desse estudo, o modelo vigente de gestão da pesca em hidrelétricas na Amazônia parece inadequado e impróprio para a promoção da sustentabilidade dos recursos pesqueiros. Mesmo assim, os modelos de EIA, RIMA e PBA's têm sido replicados e até considerados como longos, dispendiosos e passíveis de serem flexibilizados. Combatendo este argumento, o presente trabalho reafirma a necessidade de maior aprofundamento dos estudos sobre os recursos pesqueiros de modo a embasar tomadas de decisão mais efetivas. Para tal, propõe um quadro orientador com cinco passos para a aplicação do arcabouço de Sistemas Socioecológicos do Sistema Pesqueiro Amazônico (SSE SPA) (Figura 7). O passo I refere-se ao acesso à informação. Nessa primeira etapa, representantes dos atores envolvidos no processo (pescadores, Organizações governamentais e não governamentais, empresa, academia, etc.) discutem o *checklist* de variáveis aqui proposto. A partir dessa discussão, adapta-se o SSE SPA para ser aplicado em EIA, RIMA e PBA, de forma experimental (passo II).

Após a aplicação, faz-se uma avaliação do cumprimento do *checklist* e da viabilidade de sua aplicação (passo III). A partir disso, fazem-se reajustes necessários (passo IV), reeditando o SSE SPA e o adotando no processo de licenciamento ambiental, no que se refere ao impacto das barragens na pesca. As ações de monitoramento, análise e aprendizado devem se dar de forma contínua, ao longo de todo o processo de implementação (Figura 11). Considerando o nível de aprofundamento requerido para estudos que avaliem o real impacto das barragens na pesca e nos peixes, análises dessa natureza se efetivam em médio e longo prazos.

Mesmo sendo uma medida que requer tempo para a análise, reforçamos a necessidade da tomada de medidas adequadas e urgentes para evitar o colapso dos recursos pesqueiros nesses ambientes, impactando ainda mais a vida de milhares de família de baixa renda, que dependem da pesca para sua sobrevivência.

Figura 11 - Cinco passos (Acesso, Aplicação, Avaliação, Reajuste e Adoção) para a legitimação do arcabouço de Sistemas Socioecológicos do Sistema Pesqueiro Amazônico (SSE SPA), como requisito para emissão de licença ambiental de hidrelétricas na Amazônia



.Fonte: Elaboração própria

2.6 Referências do Capítulo

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. In: **Interciencia**, v. 29, n. 6, 2004.

_____. et al. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. In: **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 10, n. 2, 2007.

_____. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. In: **Fisheries Research**, v. 173, 2016.

AGRAWAL, A. Common property institutions and sustainable governance of resources. In: **World development**, v. 29, n. 10, 2001.

BASURTO, X.; GELCICH, S.; OSTROM, E. The social–ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. In: **Global Environmental Change**, v. 23, n. 6, 2013.

BERKES, F. Restoring Unity: The Concept of Marine Social- Ecological Systems. In: **World Fisheries: A Social- Ecological Analysis**, 2011.

_____. **Coasts for people: Interdisciplinary approaches to coastal and marine resource management**. Routledge, 2015.

BHAUMIK, U. et al. A case study of the Narmada River system in India with particular reference to the impact of dams on its ecology and fisheries. In: **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 20, n. 1-2, 2017.

BINDER, C. R. et al. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. In: **Ecology and Society**, v. 18, n. 4, 2013.

BRASIL, MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO. **Programa de Aceleração do Crescimento**. Disponível em: < <http://www.pac.gov.br/>> Acesso em 22 ago. 2018.

_____. **Lei 6938 de 31 de agosto de 1981**. Política Nacional do Meio Ambiental. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em 22 ago. 2018.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Conama nº 001, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre uso das atribuições que lhe confere o artigo 48 do Decreto nº 88.351, de 1º de junho de 1983. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em 22 ago. 2018.

_____. _____. **Resolução Conama nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=237>>. Acesso em 22 ago. 2018.

BUSCHBACHER, R. A Teoria da resiliência e os sistemas socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível? In: **Boletim regional, urbano e ambiental**, V. 09, n.1, 2014.

CASTRO, E. Expansão da fronteira, megaprojetos de infraestrutura e integração sul-americana. In: **Caderno CRH**, v. 25, n. 64, 2012.

CESTE. Consórcio Estreito Energia. **Usina Hidrelétrica Estreito**. Disponível em: <<http://uhe-estreiro.com.br/institucional/historico.html>> Acesso em: 02 nov. 2018.

COOPER, Arthur R. et al. Identifying indicators and quantifying large-scale effects of dams on fishes. In: **Ecological indicators**, v. 61, 2016.

COX, M. Applying a social-ecological system framework to the study of the Taos Valley irrigation system. In: **Human Ecology**, v. 42, n. 2, 2014.

DARDOT, P.; LAVAL, C. Propriedade, apropriação social e instituição do comum. In: **Tempo Social**, v. 27, n. 1, 2015.

DORIA, C. R. C et al.. Monitoramento da Ictiofauna do Rio Madeira. In: **Ação Ambiental** (UFV), v. 1, 2012.

_____; LIMA, M. A. L (Org). **Rio Madeira: seus peixes sua pesca**. Editoras: Edufro e Rima. Porto Velho - RO, 2015.

_____. et al. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. In: **Ambio**, v. 47, n. 4, 2017.

DUARTE, C. G.; DIBO, A. P. A.; SÁNCHEZ, L. E. What does the academic research say about impact assessment and environmental licensing in Brazil? In: **Ambiente & Sociedade**, v. 20, n. 1, 2017.

DUPONCHELLE, F. et al. Trans- Amazonian natal homing in giant catfish. In: **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 5, p. 1511-1520, 2016.

ESCOBAR, A. **Territories of difference: place, movements, life, redes**. Durham: Duke University Press, 2008.

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

FEITOSA, I. R; LIMA, S; FAGUNDES, R. L. Manual de Licenciamento ambiental. 2004.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. In: **Science**, v.162, 1968.

HECKENBERGER, M. J. **The ecology of power: culture, place and personhood in the southern Amazon, AD 1000–2000**: Routledge, 2004.

HEGG, J. C.; GIARRIZZO, T.; KENNEDY, B. P. Diverse early life-history strategies in migratory Amazonian catfish: implications for conservation and management. In: **PLoS One**, v. 10, n. 7, 2015.

HOCHSTETLER, K. The politics of environmental licensing: Energy projects of the past and future in Brazil. In: **Studies in Comparative International Development**, v. 46, n. 4, 2011.

JÚNIOR, J. G. C. O. et al. Artisanal fisheries research: a need for globalization? In: **PloS one**, v. 11, n. 3, 2016.

KALIKOSKI, D. C. et al. Gestão compartilhada e comunitária da pesca no Brasil: avanços e desafios. **Ambiente & Sociedade**, v. 12, n. 1, p. 151-172, 2009.

LIMA, M. A. L.; BRASIL, S. T. S.; DORIA, C. R. C. A pesca nas comunidades ribeirinhas a jusante do trecho de corredeiras do Rio Madeira. In: LIMA, M. A. L (Org). **Rio Madeira: seus peixes sua pesca**. Editoras: Edufro e Rima. Porto Velho - RO, 2015.

LINEBAUGH, P. **Stop, thief!**: The commons, enclosures, and resistance. Oakland:PM Press, 2014.

LITTLE, P. E. **Territórios sociais e povos tradicionais no Brasil**: por uma antropologia da territorialidade. Brasília: UNB. 2002.

MORAN, E. F. Roads and dams: Infrastructure-driven transformations in the Brazilian amazon. In: **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 2, 2016.

OLIVER-SMITH, A. **Defying displacement**: Grassroots resistance and the critique of development. University of Texas Press, 2010.

OSTROM, E. **Governing the commons**: the evolution of institutions for collective action. London: Cambridge University Press, 1990.

_____. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. In: **Science**, v. 325, n. 5939, 2009.

_____. et al. The Future of the Commons-Beyond Market Failure and Government Regulation, In: Institute of Economic Affairs Monographs, 2012; Indiana University, **Bloomington School of Public & Environmental Affairs, 2012.**

OVIEDO, A. F. P; BURSZTYN, M. The fortune of the commons: Participatory evaluation of small-scale fisheries in the Brazilian Amazon. In: **Environmental management**, v. 57, n. 5, 2016.

POTEETE, A. R.; JANSSEN, M. A.; OSTROM, E. **Working together**: collective action, the commons, and multiple methods in practice. 1. Ed. New Jersey: Princeton University Press, 2010.

SANTOS, G. M. dos; SANTOS, A. C. M. dos. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. In: **Estudos avançados**, v. 19, n. 54, 2005.

SEVÁ, O. Estranhas Catedrais. Notas sobre o capital hidrelétrico, a natureza e a sociedade. In: **Ciência e Cultura**, v. 60, n. 3, 2008.

TRIMBLE, M.; BERKES, F. Towards adaptive co-management of small-scale fisheries in Uruguay and Brazil: lessons from using Ostrom's design principles. In: **Maritime Studies**, v. 14, n. 1, 2015.

WALL, D. **The commons in History**. Cambridge: The MIT Press, 2014.

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

Capítulo 3

O ESTADO DA CO-GESTÃO PESQUEIRA NO BRASIL: ELEMENTOS PARA A GOVERNANÇA DA PESCA EM HIDRELÉTRICAS NA AMAZÔNIA

Resumo

A pesca artesanal é uma importante fonte geradora de renda e catalizadora do desenvolvimento rural, contribuindo substancialmente para as economias locais em países em desenvolvimento como o Brasil. As barragens hidrelétricas têm se apresentado como a principal ameaça a pesca, pois alteram tanto a ecologia do rio quanto o acesso ao pescado, impactando grandes áreas e atingindo a bacia como um todo. O grau de envolvimento dos pescadores na gestão da pesca pode variar desde uma mera consulta pelo Governo sobre os interesses e as propostas feitas pelos usuários, até o manejo totalmente comunitário, ou seja, sob a responsabilidade de um grupo sem a interferência do Governo. Nesse sentido, considerando a importância da inclusão dos pescadores nas tomadas de decisão para enfrentar as ameaças, o presente capítulo visa abordar a questão da co-gestão no Brasil, levantando e caracterizando o estado da arte, identificando as experiências existentes e discutindo sobre o aprendizado gerado e as lacunas existentes até então. Além disso, buscou-se refletir sobre os elementos úteis dessa análise para uma possível implementação da co-gestão em ambientes barrados por hidrelétricas na Amazônia. Os resultados permitiram verificar que a governança da pesca artesanal no Brasil varia desde formas mais centralizadas, passando pelos mecanismos de governança em que atuam participação, transparência e responsabilização, até uma gestão compartilhada (descentralizada), com amplas transferências de poder do Estado para os usuários como os casos de co-gestão e co-manejo. Mesmo em casos em que a co-gestão não é possível devido à falta de condições propícias, algumas experiências mal sucedidas de acordos de pesca demonstraram resultados positivos com relação à aprendizagem social com o processo. Os diferentes estágios de governança podem trazer benefícios ao coletivo em maior ou menor grau. Qualquer nível de governança, no entanto, é melhor do que a não ação, uma vez que os pescadores já estão sofrendo as drásticas consequências dos barramentos dos rios.

Palavras-chave: Gestão Compartilhada. Pesca de Pequena Escala. Barragens Hidrelétricas.

3.1 Introdução

A pesca artesanal é uma importante fonte geradora de renda e catalizadora do desenvolvimento rural, contribuindo substancialmente para as economias locais em países em desenvolvimento como o Brasil (BENÉ; NEILAND, 2006). São centenas de milhares de pescadores que utilizam corpos d'água de diferentes tipos e trabalham das mais diferentes formas, sendo alguns com dedicação integral ou sazonal, em associação com outras formas de geração de renda ou não (FAO 2012; 2014). As formas de trabalho costumam ser com equipamentos de baixa tecnologia, trabalhando sozinhos ou em equipe, empregados ou em

regime de produção familiar (FAO 2012; 2014). Para Bené; Neiland (2006), a contribuição da pesca frequentemente gera mais dinheiro do que atividades como a criação de gado e a agricultura. Em casos de extrema pobreza e quando outras atividades econômicas locais estão em declínio, a pesca também costuma oferecer uma rede de segurança para a população em situação de vulnerabilidade econômica, por ser o último recurso de acesso relativamente fácil em áreas rurais mais isoladas, sendo muitas vezes a única fonte de proteína acessível (FAO, 1995).

Apesar dessa importância para milhões de pessoas no mundo todo, a sustentabilidade da pesca artesanal encontra-se comprometida (CASTELLO; MACEDO; 2016; DORIA et al., 2017; WINEMILLER et al., 2016). A depleção dos estoques pesqueiros tem sido atribuída a diversos fatores como a sobre-exploração de espécies de importância comercial, as alterações sofridas pelos ecossistemas aquáticos causados por atividades agrícolas, a perda da qualidade da água como resultado do desmatamento ou de poluição provocada pelos projetos de irrigação, etc. (DIAS NETO; 2015; SANTOS; SANTOS; 2005;). Ultimamente, as barragens hidrelétricas têm se apresentado como a principal ameaça, pois alteram tanto a ecologia do rio quanto o acesso ao pescado, impactando grandes áreas e atingindo a bacia como um todo (CASTELLO; MACEDO; 2016; LATRUBESSE et al., 2017; WINEMILLER et al., 2016).

No caso da bacia Amazônica, são 140 barragens hidrelétricas em funcionamento ou em construção, ademais são outras 428 planejadas. Mesmo que apenas uma parte das que estão planejadas sejam construídas, os impactos destas são de difícil dimensionamento, segundo o estudo de Castello; Macedo (2016). Para Latrubesse et al. (2017), as barragens alteraram o curso do rio, retendo a maior parte dos sedimentos e nutrientes fluviais vitais para a produtividade das áreas alagadas na Amazônia. As barragens interrompem ainda a conectividade hidrológica que regula a estrutura e a função dos ecossistemas de água doce da Amazônia e o provisionamento de serviços que sustentam as populações locais (CASTELLO; MACEDO; 2016).

Apesar de cada empreendimento hidrelétrico ser obrigado a apresentar estudos de impactos ambientais (EIA-RIMA) para conseguir o licenciamento, o impacto regional de todas as barragens construídas e planejadas ainda não foram estudados possuem estudos, até então, e infere-se que o impacto seja irreversível (LATRUBESSE, et al., 2017).

Segundo Doria et al. (2018), um dos maiores problemas enfrentados pela pesca, 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). Essa falha de gestão pode ser atribuída

à forma tradicional de ordenamento pesqueiro baseada em modelos matemáticos (CASTELLO, 2008; CASTELLO; MACEDO, 2016). Para esses autores, o componente humano precisa ser incorporado à gestão, para se tornar mais efetiva. Nesse sentido, a descentralização da gestão da pesca tem avançado no País, bem como incorporado às políticas públicas nos últimos 20 anos (RUFFINO, 2016).

O grau de envolvimento dos pescadores na gestão da pesca pode variar, desde uma mera consulta pelo Governo sobre os interesses e as propostas feitas pelos usuários, até o manejo totalmente comunitário, ou seja, sob a responsabilidade de um grupo sem a interferência do Governo (BERKES, 2001; SEIXAS; KALIKOSKI, 2009). No trabalho sobre formas de gestão pesqueira, Sen e Nielsen (1996) sintetizam cinco formas de arranjos institucionais que descrevem o envolvimento de usuários na gestão da pesca, sendo: 1. Gestão Instrutiva, na qual há pouca troca de informação entre Governo e usuários, e o Governo apenas informa os usuários das decisões que pretende tomar; 2. Gestão Consultiva: nessa existem mecanismos para o Governo consultar a opinião dos usuários, porém todas as decisões são tomadas pelo Governo; 3. Gestão Cooperativa ou Compartilhada, na qual as decisões são tomadas em cooperação entre Governo e usuários; 4. Gestão de Aconselhamento, nessa os usuários aconselham o Governo das decisões a serem tomadas, e o Governo, de maneira geral, aprova tais decisões; e 5. Gestão Informativa, esse formato o governo delega as tomadas de decisões aos usuários, que são responsáveis por informá-lo o governo das decisões tomadas.

Segundo Seixa; Kalikoski (2009), o nível cinco de gestão parece não existir no Brasil. Porém, observa-se uma visão crescente, entre os pesquisadores da área, de que o processo de gestão participativa seria mais eficaz do que o processo de gestão centralizada da pesca, sendo essa última vigente na maior parte do Brasil. As autoras apontam ainda que, para o reduzido número de estudos que abordam a questão, de forma a avaliar como os diferentes arranjos institucionais, legais ou não, de gestão participativa da pesca influenciam a conservação dos recursos pesqueiros e os modos e a qualidade de vida. Sobretudo, em ambientes impactados por hidrelétricas, nos quais os pescadores têm sido marginalizados nos processos de implementação das barragens.

Nesse sentido, o presente capítulo visa abordar a questão da co-gestão no Brasil, levantando e caracterizando o estado da arte, identificando as experiências existentes e discutindo sobre o aprendizado gerado e as lacunas existentes até então. Além disso, buscou-se refletir sobre os elementos úteis dessa análise para uma possível implementação da co-gestão em ambientes barrados por hidrelétricas na Amazônia. De forma a atender seu objetivo, o presente documento está dividido em quatro partes além dessa introdução, na qual são

apresentados os métodos utilizados, os resultados alcançados, a discussão de tais resultados e as considerações finais.

3.2 Material e Método

O levantamento de dados foi realizado por meio de uma revisão sistemática. A saber esse tipo de revisão reúne estudos relevantes sobre um determinado tema, com intuito de se realizar uma revisão crítica e abrangente da literatura, servindo para nortear o desenvolvimento de projetos, apontando problemas/questões que necessitam de novos estudos e indicando novos rumos para futuras pesquisas. De natureza metódica, a revisão sistemática requer uma pergunta clara, a definição de uma estratégia de busca, o estabelecimento de critérios de inclusão e a exclusão dos artigos e, acima de tudo, uma análise criteriosa da qualidade da literatura selecionada (CLARKE; HORTON, 2001).

Os estudos foram selecionados através da consulta à base de dados Scopus. No estudo do capítulo um dessa tese, essa base se mostrou suficiente para os estudos sobre o tema de interesse. As palavras chave utilizadas foram: *Participatory management and fish**; *Participatory management and small scale fisheries*; *Participatory management and artisanal fisheries*; *Co-management and fish**; *Co-management and small scale fisheries*; *Co-management and artisanal fisheries*. As buscas foram feitas em abril de 2018, na opção “pesquisa avançada” e, como critérios de seleção: artigos científicos; Brasil; espaço temporal: de período indeterminado até março de 2018; idioma: português e inglês; área do conhecimento: ciências ambientais e áreas afins. Os critérios de classificação (inclusão) definidos para a seleção dos estudos foram: (a) estar relacionado ao tema “gestão participativa dos recursos pesqueiros” e (b) estar localizado no Brasil.

Inicialmente foram encontrados 169 artigos, dos quais 50 foram selecionados para leitura e 47 considerados viáveis para a análise. Os artigos selecionados foram lidos e sistematizados em uma tabela de Excel e analisados com o uso de tabela dinâmica e estatística descritiva. Os atributos observados foram: Título do Artigo; Objetivo; Ano; Revista; Conceito de co-gestão (termo utilizado e definição); Método (tipo e abordagem); Tipo de pesca; Regime de Propriedade; Categoria de estudo; Fase da co-gestão; Escala (âmbito e região); Ambiente; Teoria (tipo e variáveis); resultados e recomendações. As etapas de revisão sistemática foram feitas a partir das tabelas e gráficos gerados e são apresentadas nos resultados e na discussão.

As informações encontradas foram analisadas e sistematizadas em tabelas e gráficos apresentados nos resultados, nas últimas etapas de uma revisão sistemática que são interpretação e ajustes e aperfeiçoamento.

Além disso, considerando que a presente tese parte do pressuposto de que a co-gestão pode contribuir para a sustentabilidade da pesca em ambientes sob o efeito de hidrelétricas na Amazônia, alguns dos estudos foram analisados buscando elementos para contribuir com a base teórica e metodológica de estudos futuros, que avaliarão a viabilidade da implementação da co-gestão nesses contextos. O critério de escolha dos estudos foi a utilidade das informações para o fim a que se destina. A sistematização deles está descrita no item ‘Destrinchando os estudos sobre a co-gestão da pesca artesanal no Brasil’, nos resultados.

3.3 Resultados

3.3.1 Caracterizando o estado da arte sobre a co-gestão da pesca artesanal no Brasil

Dentre os 47 artigos selecionados para sistematização e análise, 40 deles foram publicados em inglês, e apenas 7, em português. Estes artigos foram publicados em 23 revistas indexadas, sendo 13 delas com apenas um artigo. *Marine Policy, Ocean & Coastal Management e Ambiente e Sociedade* foram as revistas com maior número de publicações, com sete, seis e cinco artigos, respectivamente (quadro 1).

As revistas científicas citadas no estudo publicaram três artigos sobre co-gestão da pesca por ano, em média. Os anos com maior número de publicações foram 2013 e 2015, com seis artigos cada, conforme figura 12.

Com relação à abordagem teórico metodológica utilizada os estudos apresentaram uma grande diversidade. Cerca de 36% usaram como base a teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais (UCRN) e da Participação social (Tabela 2). Outra abordagem que se destacou em 13% dos estudos foi a da descentralização dos recursos pesqueiros (gestão compartilhada, governança, etc). Conceitos como Segurança alimentar, Comportamento de conformidade, Economia verde e representatividade de gênero apareceram em apenas um artigo (Tabela 2).

Já em relação ao termo de co-gestão mais utilizado pelos estudos foram: ‘co-gestão’ apareceu em 39% dos estudos, seguido de ‘co-manejo’ e ‘gestão compartilhada’, com 18% e 7%, respectivamente. Os demais termos como co-gestão adaptativa, manejo participativo, etc. apareceram com menor frequência (Tabela 2).

Quadro 1 - Relação do número de artigos analisados por revista indexada, com destaque para *Marine Policy, Ocean & Coastal Management e Ambiente e Sociedade*.

Nº	Revistas	Artigos	%
1	Acta Amazônica	1	2
2	Ambiente e Sociedade	5	11
3	Ambio	2	4
4	Boletim do Instituto de Pesca	3	7
5	Brazilian Journal of Biology	2	4
6	Coastal manegement	1	2
7	Ecological Economics	2	4
8	Ecology of freshwater fish	1	2
9	Ecosystems	1	2
10	Environment, Development and Sustainability	1	2
11	Environmental Management	2	4
12	Fisheries Management and Ecology	1	2
13	Human Ecology Review	1	2
14	Hydrobiologia	2	4
15	Journal of Environmental Management	1	2
16	Journal of Environmental Planning and Management	1	2
17	Journal of ethnobiology and ethnomedicine	2	4
18	Marine Policy	7	15
19	Maritime Sdudies	1	2
20	Neotropical Ictiology	1	2
21	Ocean & Coastal Management	6	13
22	Regional Environmental Change	1	2
23	Society & Natural Resources	1	2
TOTAL		46	100

Fonte: Elaboração própria

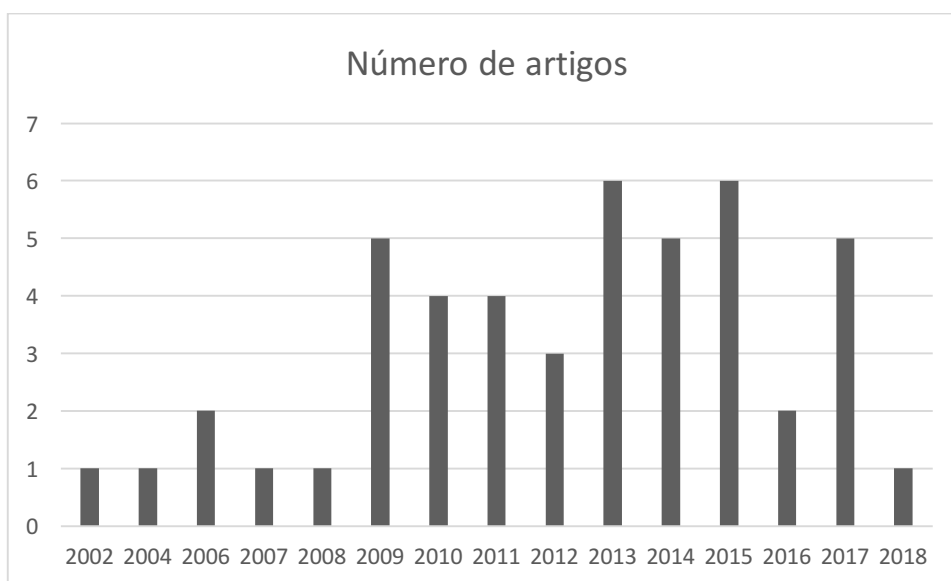
Sobre o método cerca de 68% dos estudos são de estudos de caso, seguido de levantamento/*survey* (19%) e revisão (13%). A abordagem mais utilizada foi a quantitativa (47%), seguida da qualitativa (30%) e quali-quantitativa (23%).

Especificamente sobre o tipo de pesca abordado nos estudos; 58% trata da pesca marinha, 36% sobre pesca continental e 7% dos estudos abordaram os dois tipos de pescarias.

Com relação ao regime de propriedade, a maior parte dos estudos relatavam sobre pesca em áreas protegidas (propriedade estatal ou comunitária) e 44% em áreas de livre acesso. Maior

parte dos estudos apresentaram experiências sem co-gestão (56%), ou seja, com demanda para implementação desta. Com relação a escala, 51% das experiências se deram em escala local, seguido de 40% em escala nacional, e, 9% em escala regional. Sobre a região, 34% dos estudos se deram na Região Norte, seguido da Região Sudeste (30%) e Região Sul (23%), conforme Tabela 2.

Figura 12 - Ano de publicação dos artigos abordando a co-gestão da pesca artesanal no Brasil.



Fonte: Elaboração própria

3.3.2 Destrinchando os estudos sobre a co-gestão da pesca artesanal no Brasil

Em seu estudo sobre governança da pesca em ambientes sob o efeito de barragens hidrelétricas na Amazônia, Doria et. al. (2018) avaliam o sistema de gestão a partir de cinco estudos de casos: Belo Monte, Samuel, Lajeado, Balbina e Santo Antônio. Com base nos princípios de Ostrom (1990) e no contexto político vivido na construção das hidrelétricas, o estudo identificou cinco principais deficiências na governança da pesca nos casos estudados:

1. Falta de transparência e independência para contratar e conduzir estudos de impacto ambiental – os construtores são quem contratam as pesquisas de avaliação de impacto com baixo controle do órgão ambiental. Esses estudos apresentam-se tendenciosos. Na prática, a ordem é reduzir custos ao máximo e de certa forma, encobrir os reais impactos de maneira a reduzir os possíveis custos de indenização.

Tabela 2 - Contexto atual da literatura sobre co-gestão da pesca no Brasil (adaptado de plummer et al. 2012)

Aspecto contextual		N de estudos	%
A. Abordagem teórico metodológica			
	Ciência pesqueira (CPUE, produção, artefatos, etc)	5	9
	Comportamento de conformidade (Berkes)	1	2
	Conhecimento ecológico local, conhecimento tradicional	5	9
	Descetralização, gestão compartilhada, governança, co-manejo adaptativo	7	13
	Ecologia (abundância, composição, diversidade, etc)	2	4
	Ecologia Humana e Desenvolvimento e Meio Ambiente	1	2
	Economia verde e certificação de origem	1	2
	Participação social, desenvolvimento inclusivo	10	18
	Percepção	4	7
	Política pública e gestão pesqueira	5	9
	Representatividade de gênero	1	2
	Resiliência socioecológica	2	4
	Segurança alimentar	1	2
	Teoria do Uso Comum dos RNs e dos Sistemas Socioecológicos Complexos (Ostrom)	10	18
	Total	55	100
Termo utilizado para co-gestão			
	Co-gerenciamento	3	5
	Co-gestão	24	39
	Co-gestão adaptativa	1	2
	Co-manejo	11	18
	Co-manejo adaptativo	3	5
	Descentralização da pesca	1	2
	Gestão coletiva ou colaborativa	2	3
	Gestão compartilhada	4	7
	Gestão integrada e descentralizada	1	2
	Gestão participativa	3	5
	Governança	2	3
	Manejo comunitário	2	3
	Manejo local	1	2
	Manejo participativo	3	5
	Total	61	100
Método			
	Estudo de caso	32	68
	Revisão	6	13
	Survey / levantamento	9	19
	Total	47	100
Abordagem			
	Qualitativa	14	30
	Quantitativa	22	47
	Quali-Quanti	11	23
	Total	47	100
B. Características gerais			
Tipo de pesca artesanal			
	continental	16	36
	marinha	26	58
	continental e marinha	3	7
	Total	45	100
Regime de propriedade			
	Livre acesso	22	44
	Area protegida	28	56
	Total	50	100
Fase da co-gestão			
	Com co-gestão	22	44
	Sem co-gestão	28	56
	Total	50	100
Escala espacial			
	Local	24	51
	Regional	4	9
	Nacional	19	40
	Internacional	0	0
	Total	47	100
Região			
	Região norte	15	34
	Região Sul	10	23
	Região Centro-oeste	0	0
	Região Nordeste	6	14
	Região Sudeste	13	30
	Total	44	100

Fonte: Elaboração própria

2. Lacuna de dados – a lacuna constante de dados sobre peixes e monitoramento de pesca, assim como dos pescadores impactados promove um manejo sem base científica em nível global. Os autores dizem que a falta de dados sistemáticos associados a pouca participação das partes interessadas nas tomadas de decisão tem conduzido a erros no levantamento dos impactos socioecológicos das UHE's. Ou seja, os dados usados para tomada de decisão, para estabelecer medidas mitigadoras e compensatórias são normalmente inadequados.
3. Fraca participação das partes interessadas (principalmente da ponta fraca), e falta de consideração do saber tradicional dos usuários. Para as autoras, os termos técnicos utilizados limitam a participação dos pescadores nas tomadas de decisão. Além disso, o saber ecológico local poderia ser bastante útil nos estudos de levantamento de impactos, assim como nos sistemas de monitoramento e avaliação, por terem profundo conhecimento do sistema em questão.
4. Deficiência nas organizações de representação dos pescadores.
5. Falta de estrutura governamental e capacidade de gerenciar atividades de construção de barragens, assim como apoio aos pescadores pós construção de barragens.

Segundo o estudo, os pescadores têm sido excluídos de todos os processos, por que passam a implantação de uma hidrelétrica. E para solucionar essas deficiências recomendam investimentos de forma a ampliar o diálogo entre os envolvidos, tanto por parte dos empreiteiros, quanto do Estado e da sociedade civil.

O processo de avaliação dos impactos ambientais das barragens também aparece como uma questão a ser melhorada, com a necessidade de se tornar independente e isento, assim como disponibilizar as informações em linguagem acessível, de modo a viabilizar a participação dos diferentes grupos de usuários no processo. Outra necessidade apontada foi a de criar sistemas de monitoramentos mais completos, com desenhos de pesquisa mais rigorosos e interdisciplinares de forma a se conhecer a situação real da pesca naquele local.

Com relação às organizações representativas de pescadores, o estudo recomenda que tenham participação nas tomadas de decisão e planejamento. Além de tomar parte nas decisões, o estímulo à participação dos pescadores em fóruns de discussão em diferentes níveis é sugerido como importante para o conhecimento dos fatos e a troca de informações. Todas essas medidas são denominadas pelos autores como partes de uma gestão participativa, as quais devem ser implementadas para melhorar as condições de trabalho dos pescadores. Além disso, o

desenvolvimento de políticas públicas locais que reconheçam a co-gestão também são necessárias para legitimar as experiências que necessitam ser criadas, monitoradas e avaliadas.

O estudo de De Araujo et al. (2017), por sua vez, avalia a governança da pesca em Paraty com foco em três inovações institucionais lançadas pelo Governo para promover a participação dos pescadores nas tomadas de decisão: acordos de pesca, termos de acordo e conselho de gestão de áreas protegidas. Segundo os autores, para se melhorar a governança costeira são necessários processos experienciais que promovam uma participação efetiva dos grupos de pescadores, assim como instrumentos e práticas que favoreçam o balanceamento das relações de poder.

O modelo de desenvolvimento inclusivo que norteia o estudo segue a linha da provisão de espaços para interação, mobilização e construção de saberes entre os diferentes atores. De certa forma, a política da pesca, de 2009, deu suporte a diversas iniciativas de gestão participativa da pesca e inclusão dos pescadores nas tomadas de decisão. Entretanto, os autores chamam a atenção para a complexidade envolta dos processos de participação e interação entre atores de múltiplos níveis, além das leis ambientais restritivas. O objetivo do artigo foi determinar: i) Até que ponto os mecanismos institucionais para promover a participação melhoram o engajamento dos pescadores de pequena escala e de seus representantes?; ii) Quais os problemas institucionais estruturais que permanecem como desafios para a implementação efetiva desses mecanismos de participação?, e (iii) Como lidar com essas questões de engajamento dos pescadores e dos problemas estruturais remanescentes para melhorar a participação com o intuito de aumentar a inclusão social de pessoas menos poderosas como pescadores de pequena escala?

No caso dos acordos de pesca, a participação foi estimulada a partir de reuniões, *workshops*, cursos de capacitação em co-manejo e a criação de um conselho consultivo. A partir desses fóruns de discussão os pescadores artesanais puderam dar voz a suas demandas, segundo o estudo, compartilhando problemas para conseguir licenças ou tornar efetiva a fiscalização por parte do órgão ambiental. Com relação ao engajamento, verificou-se que houve consulta aos pescadores mas estes participaram somente parcialmente de tomadas de decisão. Ademais, eles não conseguiram pressionar o Ministério da Pesca para implementar os acordos de pesca.

Com relação aos problemas estruturais, foram pontuados o conflito entre o Ministério da Pesca e a Agência Nacional de Áreas Protegidas, Agência Nacional do Meio Ambiente, bem como a instabilidade do Ministério da Pesca, com recursos humanos e financeiros limitados para acompanhar os processos de inclusão dos pescadores. Com relação ao conselho consultivo, os pescadores participaram dando informação para avaliação da pesca. Mas, o chefe do parque

não reconheceu a avaliação feita pelo conselho gestor. Finalmente com relação ao termo de acordo, houve participação no processo de tomada de decisão com relação a regras e ao monitoramento. Entretanto, os pescadores não conseguiram a assinatura do presidente da Agência Nacional de Áreas Protegidas. O problema estruturante encontrado foi a obstrução do processo por um membro de áreas protegidas e a recentralização do processo por parte do Governo.

Os autores reforçam que embora a participação na governança ambiental tenha sido aceita em princípio pelo Estado nacional, a forma como o Governo aborda a participação é geralmente estreita e fundamentada em uma lógica tecnocrática. Essa capacidade institucional limitada frequentemente leva à implementação incompleta de iniciativas, o que pode criar mal-entendidos e frustrações, como atrapalhar iniciativas potencialmente bem sucedidas. Esse novo cenário político fortaleceu as tradições das comunidades de falar e votar nos processos de tomada de decisão. Contudo, muitas dessas iniciativas foram gradualmente enfraquecidas devido à capacidade limitada das agências estatais e à tecnocratização dos mecanismos de participação. As três inovações estudadas criaram espaços para o exercício de cidadania e inclusão de pescadores artesanais. A falta de recursos financeiros de longo prazo e o desequilíbrio de poder limitaram a implementação do programa inclusivo, por sua vez foram fatores limitantes levando a descontinuidade. De Araújo et al. (2017) diferencia os casos de Paraty com os acordos de pesca desenvolvidos na Amazônia tanto em termos de diversidade de instituições, atores, problemas, quanto com relação aos conflitos que afetam a pesca de pequena escala. Para eles, nos casos da Amazônia, as assimetrias de poder são menos pronunciadas, o capital social é relativamente alto, e os problemas socioambientais são mais localizados e menos diversificados. Em Paraty, embora todos os três mecanismos estudados tenham permitido alguma entrada dos pescadores, o nível de participação não foi suficiente para mudanças necessárias. Porém, realça também como positivo o processo de aprendizagem institucional, uma vez que as experiências incrementaram a participação dos pescadores na tomada de decisão e levaram a uma aprendizagem social e as trocas entre os diferentes atores que participaram do processo.

O estudo de Oviedo; Bursztyn (2016) trata da descentralização como estratégia para tornar a pesca sustentável. Os autores consideram a co-gestão como uma forma de descentralização democrática, ou seja, a transferência descendente de poder sobre a gestão da pesca a instituições locais. No estudo foi avaliado o grau em que o poder de decisão das instituições locais e os direitos de propriedade que lhes são transferidos constituem a descentralização democrática das pescarias. Dessa forma, o estudo se propõe a avaliar até que

ponto a descentralização está sendo implementada na gestão e tomada de decisão da pesca a partir de estudos de caso na Amazônia Brasileira.

Para os autores, enquanto o Governo mantém um controle significativo sobre os recursos pesqueiros, por meio da regulamentação (ver mais detalhes na introdução geral da tese, no item gestão da pesca no Brasil), as instituições locais têm um controle crescente sobre as decisões do manejo de pesca.

De forma sucinta, o estudo associa a descentralização da pesca na Amazônia à criação de comitês locais com relação direta com o Governo federal e estadual. Segundo os autores, esses comitês são constituídos para tomar decisões em nome do povo local ou simplesmente administrar decisões do Governo. Um problema comum é que os comitês não implementam sistemas de monitoramento ou compartilham informações com a população local.

Os casos estudados envolveram instituições locais formais, sindicatos de pescadores municipais e agências de governo. A maioria dos planos de manejo e acordos de pesca contava com uma longa história de interação, assim como o acúmulo de conhecimento e confiança que levaram ao surgimento de regras mais formais. Esse contexto ajuda a produzir uma descentralização duradoura, conforme Oviedo; Bursztyn (2016)

O estudo conclui que a presença de reconhecidos direitos de gestão de recursos naturais contribui para a sustentabilidade em propostas descentralizadas. Segundo o estudo, o pacote adequado de direitos de propriedade só existe no caso de Projetos de Assentamento Agroestrativistas (PAEs) e áreas protegidas. No entanto, alerta para o fato de que o poder de decisão transferido para instituições locais sem a transferência de poderes para monitorá-los e aplicá-los pode ser ineficaz, uma vez que a tomada de decisão e a execução são complementares.

Para os autores, os acordos costumam ser bons para a tomada de decisão, todavia falhos na execução. O estudo é finalizado afirmando que a descentralização democrática e a gestão participativa explicitam a conexão entre as políticas públicas e a gestão dos recursos naturais, buscando canalizar a dinâmica política que acompanha a tomada de decisão regulatória nos arranjos institucionais. Isso proporcionaria maior eficiência nas políticas públicas (OVIEDO; BURSZTYN, 2016.)

O estudo de Santos et al. (2017) faz uma avaliação socioecológica para caracterizar a importância do uso de recursos pesqueiros de mangue pelas populações humanas do estuário do rio Francisco, e suas percepções sobre as mudanças ambientais e na pesca de mangue que aconteceram durante a última década. Os autores afirmam que a percepção dos usuários com relação as mudanças ambientais são valiosas para reconstruir a história de uso e o impacto nos

manguesais e servir como suporte para os esforços de manejo e conservação. Por isso, recomendam a implementação de medidas de co-gestão considerando o componente humano como fundamental para o desenvolvimento da atividade.

Em outro de seus estudos, Oviedo; Bursztyn (2016) afirmam que lidar com as ameaças à sustentabilidade a partir da interação entre disciplinas das áreas humanas e biofísicas seja um dos principais desafios científicos atuais para o tema da gestão. Do ponto de vista metodológico, os autores concordam com a inadequação das abordagens de panaceias como aborda Ostrom et al. (2007). No entanto, um "esquema expansível e adaptável" usando abordagens participativas para a avaliação de variáveis dos Sistemas Socioecológicos (SSE) como o *framework* desenvolvido por Ostrom (2009)⁸ pode ser útil para os gestores e formuladores de políticas, até que estudos acadêmicos interdisciplinares mais completos estejam disponíveis. Por essa razão, para os autores, o uso do arcabouço de SSE por meio das variáveis, permite entender interações não medidas entre usuários e recursos naturais. Segundo os autores, essa abordagem serve para fins de monitoramento e avaliação do sistema em questão, de maneira útil para o gerenciamento dos recursos naturais e de intervenções de políticas, já que são um instrumento poderoso para a tomada de decisões e a formulação de políticas.

No estudo de Trimble; Berkes (2015), a literatura sobre bens comuns estabeleceu a validade e o significado dos princípios institucionais de Elinor Ostrom (1990) para a ação coletiva. Segundo os autores, esses princípios podem ser usados para orientar políticas públicas e iniciativas em direção a co-gestão adaptativa. Essa ideia foi analisada a partir de dois estudos de caso: Piriápolis (Uruguai) e Paraty (Brasil). Ambos os casos são de pesca de pequena escala e têm experimentado uma crise socioecológica em um contexto de gestão governamental centralizado. No entanto, os autores dizem haver sinais de que as políticas governamentais estão caminhando para uma governança participativa.

Assim, o objetivo desse estudo foi identificar oportunidades e barreiras relativas ao manejo adaptativo da pesca de pequena escala no Uruguai e no Brasil, usando os princípios de *design* de Ostrom para orientação (Trimble; Berkes, 2015). Ambos estudos de caso atenderam parcialmente a sete dos onze princípios institucionais, mas não cumprem quatro deles.

Ainda conforme os autores, a análise das pescarias usando os princípios de Ostrom lança luz sobre as oportunidades e barreiras à co-gestão adaptativa em três categorias: sistema de recursos, usuários de recursos e sistema de governança. As barreiras incluem conflitos de longa data entre pescadores de pequena escala e as agências governamentais, e entre os setores de

⁸ Ver mais detalhes sobre o SSE no capítulo 2 dessa tese.

pesca de pequena e grande escala. No entanto, as novas iniciativas envolvendo abordagens participativas de pesquisa e gestão mostram potencial para melhorar a conformidade dos princípios ausentes. Os autores apontam ainda para duas fraquezas no uso dos princípios de Ostrom para a análise dos casos: a falta de atenção ao aprendizado social e a exclusão de fatores externos.

Seixas; Kalikoski (2009), em seu estudo, buscaram identificar as formas e a localização dos arranjos institucionais de gestão participativa da pesca no Brasil, além de entender como têm sido documentados. A análise partiu de 97 documentos relacionados à gestão participativa da pesca no País. Os arranjos encontrados no Brasil foram comparados com a classificação proposta por Sen e Nielsen (1996) (ver a introdução dessa tese), com o objetivo de avaliar a possibilidade de alcance do nível três de gestão compartilhada.

Nessa análise, as autoras identificaram enormes diferenças regionais, com implicações para políticas pesqueiras e políticas de fomento à pesquisa sobre o assunto. O estudo aponta para as lacunas de informação, uma vez que são muitas as experiências existentes, mas pouco registro sobre o aprendizado gerado ou as lacunas que precisam ser preenchidas. Foi observado ainda que existem áreas nas quais, de acordo com a legislação vigente, deveria ocorrer apenas a gestão instrutiva, mas, na prática, estão ocorrendo processos mais participativos, como no caso das experiências em Unidades de Conservação de Proteção Integral. Isso porque esse tipo de área protegida foi instalada em locais onde previamente viviam populações humanas consideradas tradicionais. Com relação às Unidades de Conservação de Uso Sustentável, foi observado que em alguns casos como as Florestas Nacionais, a gestão deveria ser consultiva, mas nos casos das Reservas Extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável, o modo mais indicado é a gestão compartilhada. Todavia, na análise das autoras identificou-se que os instrumentos de gestão consultiva como os Conselhos Consultivos, assim como de gestão compartilhada, no caso dos Conselhos Deliberativos, essas iniciativas ainda são embrionárias na maioria das experiências documentadas.

O nível de gestão por aconselhamento é verificado nos Acordos de Pesca, de acordo com Seixas; Kalikoski (2009), e o nível “gestão informativa” não foi encontrado no Brasil. Sendo que a maior parte dos estudos e projetos de implementação de processos de gestão participativa da pesca se dão na Região Norte, em particular no Estado do Amazonas e na região de Santarém, Pará.

De forma complementar ao estudo anterior, em Seixas et al. (2011) é apresentada uma análise de uma oficina realizada em 2006, em Tamandaré (PE), com o objetivo de discutir os elementos para a construção de um programa nacional em gestão compartilhada do uso de

recursos pesqueiros no Brasil. A oficina reuniu 30 pesquisadores, de diversas regiões do Brasil, para discutir sobre as oportunidades e limitações enfrentadas pela gestão compartilhada, assim como linhas de pesquisa e ações para subsidiar a construção do programa.

3.3.3 Análise dos estudos com a co-gestão implementada

Dentre os artigos selecionados para análise, 44% deles estudaram experiências com a co-gestão já implantada (Tabela 2). Esses estudos foram analisados de forma separada com o intuito de buscar elementos importantes para se considerar na discussão sobre a co-gestão da pesca em ambientes impactados por barragens Amazônicas.

Com relação às abordagens teórico-metodológicas utilizadas, também houve destaque para a teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais, da Gestão compartilhada ou co-gestão e da Participação social, com 20%, 20% e 17%, respectivamente (Tabela 3). Diferente da tabela 2, a quarta e a quinta abordagem mais utilizadas foram políticas públicas e gestão pesqueira e ciência pesqueira, com 13% e 10% respectivamente. As demais abordagens apareceram de forma menos frequente (Tabela 3).

Com relação ao termo de co-gestão mais utilizado pelos estudos, ‘co-gestão’ e ‘co-manejo’ também foram os mais usados, com 40% e 17%, respectivamente. Outros termos como co-gestão adaptativa, manejo participativo, etc. apareceram com menor frequência (Tabela 3).

Sobre os métodos utilizados cerca de 68% dos estudos tratavam-se de estudos de caso, seguido de levantamento/*survey* (18%) e revisão (14%). Diferente do estudo geral (Tabela 2), a abordagem mais utilizada foi a qualitativa (41%), seguida da quantitativa (36%) e quali-quantitativa (23%).

O tipo de pesca abordado nos estudos também foi diferente do estudo geral (Tabela 2), sendo que 57% tratava de pesca continental, 29% sobre pesca marinha e 14% dos estudos abordaram os dois tipos de pescarias (Tabela 3).

Com relação ao regime de propriedade, repetindo o padrão do estudo geral (Tabela 2), a maior parte dos estudos relatavam sobre pesca em áreas protegidas (propriedade estatal ou comunitária) (65%) e 35% em áreas de livre acesso. Já com relação a escala 50% das experiências se deram em escala local, seguido de 41% em escala regional, e, 9% em escala nacional. Sobre essa escala, a diferença para o estudo geral foi um maior número de estudos regionamente do que nacionalmente. Houve diferença também com relação à região, em que 58% dos estudos se deram na Região Norte, seguido da Região Sul (21%) e Regiões Nordeste e Sudeste (11% cada), conforme Tabela 2.

Tabela 3 - Características dos estudos com co-gestão da pesca no Brasil

Aspecto contextual		N de estudos	%
A. Abordagem teórico metodológica			
	Ciência pesqueira (CPUe, produção, artefatos, etc)	3	10
	Descetralização, gestão compartilhada, governança, co-manejo adaptativo	6	20
	Ecologia (abundância, composição, diversidade, etc)	2	7
	Ecologia Humana e Desenvolvimento e Meio Ambiente	1	3
	Economia verde e certificação de origem	1	3
	Participação social	5	17
	Percepção	1	3
	Política pública e gestão pesqueira	4	13
	Resiliência socioecológica	1	3
	Teoria do Uso Comum dos RNs e dos Sistemas Socioecológicos Complexos (Ostrom)	6	20
	Total	30	100
Termo utilizado para co-gestão			
	Co-gestão	3	7
	Co-gestão adaptativa	17	40
	Co-manejo	1	2
	Co-manejo adaptativo	7	17
	Descentralização da pesca	2	5
	Gestão compartilhada	1	2
	Gestão integrada e descentralizada	3	7
	Gestão participativa	1	2
	Governança	2	5
	Manejo comunitário	2	5
	Manejo participativo	2	5
	Total	42	100
Método			
	Estudo de caso	15	68
	Revisão	4	18
	Survey / levantamento	3	14
	Total	22	100
Abordagem			
	Qualitativa	9	41
	Quantitativa	8	36
	Quali-Quanti	5	23
	Total	22	100
B. Características gerais			
Tipo de pesca artesanal			
	continental	12	57
	marinha	6	29
	continental e marinha	3	14
	Total	21	100
Regime de propriedade			
	Livre acesso	9	35
	Area protegida	17	65
	Total	26	100
Escala espacial			
	Local	11	50
	Regional	9	41
	Nacional	2	9
	Total	22	100
Região			
	Região norte	11	58
	Região Sul	4	21
	Região Centro-oeste	0	0
	Região Nordeste	2	11
	Região Sudeste	2	11
	Total	19	100

Fonte: Adaptado de Plummer et al. (2012)

3.4 Discussão

Nessa sessão serão discutidos os principais resultados alcançados no subtítulo anterior com foco na busca de elementos que contribuam para a implementação da co-gestão da pesca em ambientes barrados por hidrelétricas na Amazônia.

3.4.1 Aspectos gerais dos resultados encontrados

Dentre as linhas teóricas que embasaram os estudos analisados, as três que mais se destacaram foram a teoria do Uso Comum dos Recursos Naturais (UCRN), Participação social e Gestão Compartilhada. A UCRN aborda a capacidade dos grupos de usuários em gerirem os recursos naturais de que dependem de forma sustentável (ver mais detalhes na Introdução e no Capítulo 2 dessa tese), ao contrário do que previa a “tragédia dos comuns” (HARDIN, 1968). Hardin lançou essa publicação bastante polêmica, ao defender que a superpopulação humana e a finitude dos recursos naturais seria um problema sem solução técnica. E que, por essa razão, as formas de se evitar a depleção dos recursos naturais seria o estabelecimento do controle por parte do Estado ou a privatização. Ao reunir centenas de casos de boa governança de recursos naturais em diversas partes do mundo, Ostrom (1990) elencou uma série de princípios como fronteiras bem definidas, regras estabelecidas de acordo com a realidade local, reconhecimento por parte do Governo, sanções, monitoramento entre outros, os quais estavam presentes nas experiências bem sucedidas. A autora chegou a ganhar o Prêmio Nobel de Ciências Econômicas, em 2009, por ter demonstrado que a participação dos usuários nas tomadas de decisão poderia levar à sustentabilidade (OVIEDO; BURSZTYN, 2016).

Desde a década de 1990, a UCRN tem sido bastante utilizada e influencia experiências de gestão coletiva de recursos naturais no mundo todo (BASURTO; GELCICH; OSTROM, 2013; BERKES et al., 2006; BERKES, 2011; BUSCHBACHER, 2014; BERKES, 1989; JENTOFT, 1989; LIPIETZ, 1995; OAKERSON, 1992; OSTROM, 1990; 2007; 2009;; OVIEDO; BURSZTYN, 2016; POMEROY, 1991; 1995; 2001; POTEETE; JANSSEN; OSTROM, 2010; VIEIRA, BERKES; SEIXAS, 2005) .

A teoria da UCRN recebe diversas críticas também por ser generalista e por negligenciar fatores importantes para a análise de um sistema, sendo viáveis muitas vezes em comunidades pequenas (AGRAWAL, 2001; WALL, 2014;). Os autores acreditam que seja preciso haver um controle metodológico mais rigoroso para tais estudos, assim como maior aprofundamento sobre o recurso em questão, considerando a sua importância para orientar tomadas de decisão.

Participação social também é um termo bastante usado nas Ciências Sociais (Antropologia, Ciências Sociais e Ciências Políticas). Segundo Vasconcellos; Vasconcellos (2009), o conceito evoluiu em três fases distintas, a partir da década de 1970. Inicialmente como estratégia de planejamento para o desenvolvimento rural como condição fundamental para obter informações das comunidades para os projetos de intervenção social financiado por agências internacionais. A segunda fase se deu na década de 1980, quando as Organizações Não Governamentais (ONG) incorporaram o conceito em seus projetos para alívio de pobreza na América latina, África e Ásia. A terceira fase se deu na década de 1990, quando o conceito parte da esfera de ação dos projetos de intervenção comunitária para as esferas da vida social, econômica e política.

Autores como Cooke e Kothari (2001) têm criticado a utilização do termo de forma inadequada, às vezes até reforçando os interesses dos que têm mais poder. Tandler (1997), por sua vez, considera a participação como um importante mecanismo de governança, estando relacionado ao aprimoramento da democracia. A preocupação de Vasconcellos; Vasconcellos (2009) é sobre o fato de a participação ser utilizada de forma instrumentalista, com grande parte das demandas das comunidades não priorizadas.

A terceira linha teórica da gestão compartilhada está intrinsecamente relacionada a essas primeiras e será analisada mais adiante, ao se discutir sobre o termo mais utilizado para co-gestão, nos estudos. Todas essas mostraram-se importantes e úteis para o estudo da co-gestão da pesca artesanal, por tratar como relevante a inclusão dos usuários nas tomadas de decisão sobre o recurso com vistas à sustentabilidade, ainda que nelas hajam falhas e que recebam diversas críticas.

Com relação aos termos usados nos estudos para se referir à co-gestão, apesar da diversidade apresentada, os mais utilizados foram co-gestão, co-manejo e gestão compartilhada, cujos significados estavam relacionados à inclusão dos usuários e demais atores envolvidos no processo nas tomadas de decisão.

Segundo Seixas; Kalikoski (2009), a gestão participativa da pesca pode ser entendida como o envolvimento dos usuários diretos dos recursos, isto é, os pescadores, nos processos de planejamento, implementação e monitoramento/avaliação de planos de manejo dos recursos pesqueiros. As autoras também citam sobre os diferentes termos utilizados, no Brasil, para descrever diferentes arranjos de gestão participativa, como: gestão compartilhada, co-gestão, manejo comunitário, manejo participativo, manejo local, co-manejo e co-gerenciamento, mas não chegam a diferenciá-los, considerando-os quase sinônimos.

Seixas et al. (2011), ao referir-se aos diferentes termos para gestão compartilhada, considera que ora eles representem sinônimas, ora níveis distintos de compartilhamento na tomada de decisão. Da mesma forma, essas diferenças não são explicitadas. Os autores, no entanto, reforçam que não há um único modelo de gestão compartilhada do uso de recursos pesqueiros, mas que em geral está relacionada a um processo que envolve participação dos usuários dos recursos nas tomadas de decisão regulatórias, compartilhamento de poder e responsabilidades, e parcerias entre representantes de grupos de usuários, agências governamentais, instituições de pesquisa, e outros atores sociais (JENTOFT, 2003).

O termo co-gestão frequentemente é tratado como sinônimo de governança da pesca (BENÉ; NEILAND, 2006).

No estudo de Vasconcellos; Vasconcellos (2009), governança corresponde às formas de administração que melhor atendam aos anseios da maioria da população que fazem parte de um determinado sistema, gerando uma gestão participativa do desenvolvimento. Segundo os autores, o ideário de governança surgiu com a crise de governabilidade, nos planos locais e internacional, relacionada às perdas de credibilidade da instância estatal e da diminuição da eficiência da ação pública, em grande parte relacionada à corrupção.

Para Jessop (1998), o termo governança pode ser usado por muitas pessoas para significar coisas diferentes. No entendimento do autor o termo foi inicialmente um conceito bastante técnico, com dois significados estreitamente relacionados: qualquer modo de coordenação de atividades interdependentes e auto-organização. Ainda segundo Jessop (1998), governança no sentido de auto-organização pode ser encontrada em três níveis diferentes: interpessoal, interorganizacional e intersistêmica, sendo mais usual o interorganizacional. Essa definição se refere, em um sentido mais amplo, ao modo de conduta de instituições e organizações específicas com múltiplos atores e outros tipos de alianças estratégicas entre organizações autônomas, mas interdependentes.

Zhour (2008) reforça que o conceito de governança tem sido apontado como um novo modelo político que estimula o envolvimento de diferentes atores na busca por soluções aos problemas atuais, em novos arranjos societários. No tema da gestão dos recursos naturais, no entanto, são incontáveis os desafios para sua operacionalização, uma vez que seja preciso reduzir a distância entre os arranjos institucionais e sua implementação, atualmente frágil (SEIXAS et al., 2011).

Para Nakagawa; Favareto (2012), existem pelo menos dois tipos de governança. Um é do tipo *top-down*, nesse as decisões estão centralizadas no Estado e a outra é *bottom up*, na qual a sociedade é parte decisiva. No caso do primeiro, podem atuar diversos em variados níveis os

três pilares da boa governança como os mecanismos de participação, transparência e responsabilização, mesmo o Estado sendo soberano nas tomadas de decisão. No segundo caso, se dá uma reforma de governança, por meio da alteração da distribuição do poder (descentralização), que também pode acontecer em diversos níveis. Todavia, nesse caso, é condição *sinequanon* a participação em tomadas de decisão (BÉNÉ; NEILAND, 2006; NAKAGAWA; FAVARETO, 2012)

A teoria de Uso Comum dos Recursos Naturais (Ostrom, 2003), o termo governança também é usado para a resolução do dilema da ação coletiva. De forma geral, o termo está relacionado ao processo pelo qual regras, normas e estratégias que orientam o comportamento dentro de um determinado domínio de interações são formadas, aplicadas, interpretadas e reformuladas. Em complemento, para Elinor Ostrom (2003), governança diz respeito à autoorganização de comunidades e, até certa medida, dispensa, mas não exclui, as intervenções dos atores de mercado e do Estado. Nessa linha, a governança, na visão da Escola de Indiana, configura-se como a capacidade de as comunidades se organizarem em diferentes locais e momentos, para gerir um bem comum, em condições que o torne mais efetivo, eficiente e estável evitando, assim, sua escassez (MCGINNINS, 2011).

A governança, segundo Ostrom (1990), estaria ligada à descentralização, mecanismo pelo qual o Governo cede os direitos de tomada de decisão sobre os recursos a instituições locais como governos municipais, instituições locais que representem os pescadores e outras organizações da sociedade civil. Se por um lado isso é positivo considerando a capacidade dessas instituições de mediar conflitos mais rapidamente e criar normas mais adequadas ao contexto local, existem críticos que dizem que essas medidas podem agravar os conflitos sociais se as elites locais usarem o poder cedido em benefício próprio (DE ARAÚJO et al., 2017).

Com relação ao tipo de pesca, quando a análise abordou estudos com e sem co-gestão, a maior participação foi da pesca marinha. Entretanto, quando se refinou a análise para os estudos com co-gestão, a maior parte das pescas estudadas eram continental e na Região Norte. Esses resultados combinam com a análise realizada por Seixas; Kalikoski (2009), pois de acordo com este estudo a maior parte das iniciativas estão na Região Norte. O estudo De Araújo et al. (2017), por sua vez, pondera que os acordos de pesca em ambientes marinhos podem ser mais complexos do que os casos da Amazônia considerando a complexidade deles.

Com relação ao regime de propriedade, tanto na análise dos artigos agrupados quanto na análise dos estudos com co-gestão, a maior parte dos trabalhos se deu dentro de áreas protegidas. Considerando o pescado como bem de uso difuso e os corpos d'água de livre acesso

para qualquer cidadão, o controle da pesca torna-se difícil em áreas de livre acesso (SANTOS; SANTOS, 2005).

3.4.2 Proposta de categorização da co-gestão da pesca no Brasil com base nas experiências analisadas e na literatura sobre o tema

Apesar da frequente utilização dos termos co-gestão e governança como sinônimos, Bené; Neiland (2006); Jessop (1998), alertam para a necessidade de se definir as diferenças conceituais e teóricas entre eles. Segundo Bené; Neiland (2006), enquanto gestão tem a ver com ação/execução de regras e normas para um determinado objetivo, implementação, planejamento ou avaliação; governança apresenta-se em uma instância mais ampla, estando relacionada ao compartilhamento de poder e responsabilidades, à definição de processos de implementação de ações de gestão. Enquanto os indicadores de gestão seriam sustentabilidade, biodiversidade e alívio de pobreza, os indicadores que melhor representariam a governança seriam participação, transparência e responsabilização. Os resultados positivos da governança não necessariamente levariam à sustentabilidade, como o exemplo de um grupo com forte organização e participação poderiam se autoorganizar para explorar os recursos naturais, em vez de protegê-los (BENÉ; NEILAND, 2006).

Ao se pensar no avanço das iniciativas de co-gestão no Brasil e na demanda por gestão participativa da pesca em ambientes impactados por hidrelétricas, considera-se essa distinção muito importante, pois se referirá à instância de determinada ação. As expectativas de resultados deverão ser diferentes para ambas. Por essa razão, considerando as experiências analisadas no presente estudo, propõe-se uma categorização dos termos de governança e co-gestão considerando suas características e escalas de atuação no Brasil, usando como base os estudos de Kalikoski; Seixas; Almudi (2009), e Bené; Neilnd (2006), conforme figuras 12 e 13. Acredita-se que essa categorização será útil às propostas de co-gestão da pesca em hidrelétrica uma vez que leva em conta a situação do local.

Considerando os níveis de gerenciamento da pesca artesanal no Brasil, temos o modelo de tomada de decisão centralizado, denominado ‘gestão da pesca’, que é o mais geral e engloba os demais, como governança da pesca, que também engloba os outros dois: co-gestão e manejo (Figura 14).

Tratando os termos em separado, Bené; Neiland (2006) diferenciam os dois tipos de governança: mecanismos de governança e reforma de governança. O primeiro se dá mesmo quando não há transferência de poder para os usuários, mas vê-se presença de indicadores como

participação, transparência e responsabilização. Com relação à reforma de governança, esta se dá quando há transferência de poder para os usuários. Esse processo é proposto aqui como a co-gestão.

A co-gestão pode se dar tanto em escala internacional, como nacional, regional ou local. E pode tratar de regras para um determinado ambiente ou espécie de pescado ou influenciar políticas públicas para a pesca no geral. A figura 14 apresenta os estágios de governança da pesca artesanal.

Os estágios de um a quatro combinam com os estágios de gestão propostos por Sen; Nielsen (1996), sendo: 1. Gestão instrutiva, na qual há pouca troca de informação entre Governo e usuários, e o Governo apenas informa os usuários das decisões que pretende tomar; 2. Gestão consultiva: nessa existem mecanismos para o Governo consultar a opinião dos usuários, porém todas as decisões são tomadas por ele mesmo; 3. Gestão cooperativa ou compartilhada: na qual as decisões são tomadas em cooperação entre Governo e usuários (Figura 14).

O estágio um está relacionado à gestão instrutiva, muito frequente no Brasil, na qual se opera baixo nível de governança e pode se dar nas esferas nacional, regional e local. Exemplo desse estágio é a definição da legislação sobre petrechos de pesca. O estágio dois, por sua vez, é um avanço a mais no sentido da inclusão dos usuários no processo sem transferência de poder. Esse estágio combina com a gestão consultiva e nele está presente o nível de governança moderado. E também pode se dar nas escalas nacional, regional e local. Exemplo desse estágio foi a elaboração participativa da Política Nacional da Pesca e Aquicultura que ocorreu em 2009, em Brasília, reunindo atores ligados direta e indiretamente para a discussão.

Os estágios três e quatro se enquadram na gestão compartilhada de Sen; Nielsen (1996), no qual os usuários compartilham poderes com o estado na tomada de decisão. Esses estágios enquadram-se na descentralização. Ambos apresentam níveis de governança bons. A diferença entre eles está na escala: enquanto o estágio três pode se dar nas escalas regionais e locais e tratam de questões mais amplas, no que Bené; Neiland (2006) denominam de governança, o estágio quatro, co-manejo, atua em escala local, gerindo um determinado recurso em um determinado local. Os fóruns e comitês de pesca são exemplos do estágio três. E os acordos de pesca e manejo participativo de pirarucu são exemplos do estágio quatro.

Os resultados diretos obtidos com a co-gestão são distintos dos que podem trazer o co-manejo. Neste último, os benefícios como aumento nos estoques de peixes e na renda dos pescadores são mais fáceis de visualizar do que os benefícios indiretos devido à influência em políticas públicas que vão contribuir para a melhoria da pesca, de modo geral. Isso quer dizer

que o estágio de governança a ser implementado em um determinado local dependerá do conjunto de fatores a que aquele sistema está submetido. No caso de sistemas com alta presença de conflitos, degradação ambiental, fraca mobilização dos pescadores, etc, o estágio de governança moderado poderia ser mais eficiente do que um co-manejo, necessitando de avaliação prévia das condições. A implementação correta do tipo de governança pode fortalecer e empoderar o grupo evitando frustrações e falsas expectativas com relação aos resultados.

No caso das hidrelétricas na Amazônia, diversos estudos recomendam a implementação da co-gestão, ainda que se reconheça a complexidade existente nesses ambientes Agostinho; Gomes; Latini (2004); Agostinho et al. (2007); Castello; Macedo (2016); Dos Santos (2008); Gomes; Fernandes; Luiz (2004); Gutberlet et al. (2007); Jyotishi; Parthasarathy (2007); Latrubesse et al. (2017); Odyuo et al. (2012); Silvano et al. (2014); Villamayor-Tomas et al. (2016).

Alguns estudos apresentaram exemplos de co-gestão da pesca bem sucedidos em ambientes impactados por hidrelétricas que se deram por meio de acordos de pesca e comitês de co-gestão, no baixo Tocantins, como experiências que têm contribuído para a sustentabilidade da pesca (ALVES; BARTHEM; 2008; BORDALO; CRUZ; 2011; FLEXA; SILVA; CINTRA; 2016; SILVANO et al., 2014, SIMOES et al.; 2014; TAVARES; DIAS; 2014). Porém, estudos como De Bessa; Pereira; Zitzke (2011) e De Lima et al., (2015) criticam a atuação pouco efetiva dos comitês de co-gestão no processo de implantação de hidrelétricas.

Assim, mais estudos precisam ser realizados a fim de avaliar os níveis de governança nos ambientes impactados por hidrelétricas na Amazônia e as implicações das aplicações dos estágios propostos aqui.

O tipo de estágio de governança, por exemplo, pode ser escolhido a partir do diagnóstico do local com o auxílio da verificação dos princípios de Ostrom (1990) e do *framework* de Sistemas Socioecológicos (OSTROM, 2009). Ambas ferramentas foram bastante utilizadas nos estudos analisados e são recomendados.

3.5 Considerações Finais

A análise dos estudos permitiu uma visão geral do estado da arte das pesquisas realizadas sobre a co-gestão dos recursos pesqueiros no Brasil, ainda que se reconheça que a ferramenta utilizada não tenha abarcado todas as experiências existentes. Mesmo assim, o retrato levantado possibilitou uma análise do cenário atual e permitiu uma reflexão sobre os elementos para uma futura implementação de processos de governança da pesca em ambientes

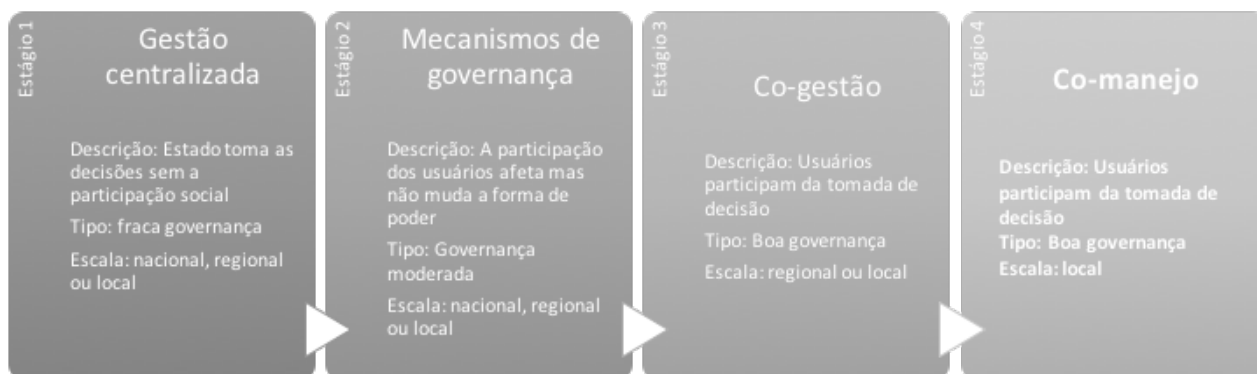
sob o efeito de hidrelétricas na Amazônia.

Figura 13 Aninhamento dos estágios de gestão da pesca partindo da forma mais centralizada gestão para a forma com maior nível de descentralização da tomada de poder



Fonte: Elaboração própria

Figura 14 - Estágios da governança da pesca artesanal no Brasil



Fonte: Elaborado a partir dos estudos analisados e nos estudos de Bené; Neiland (2006) e Seixas et al., (2009).

Ao levantar as principais abordagens teóricas e metodológicas utilizadas nos estudos, os resultados dessa pesquisa podem ajudar no desenvolvimento de instrumentos de política e pesquisas para o aprofundamento sobre a gestão da pesca no Brasil e em outros países em desenvolvimento.

Os resultados permitiram verificar também que a governança da pesca artesanal no Brasil varia desde formas mais centralizadas, passando pelos mecanismos de governança, nos quais atuam participação, transparência e responsabilização, até uma gestão compartilhada (descentralizada) com amplas transferências de poder do Estado para os usuários como os casos de co-gestão e co-manejo. A diferenciação proposta para os termos de governança, co-gestão e co-manejo que outrora foram considerados como sinônimos se deu devido a diferença que apresentam em termos de escala, assim como com relação aos resultados que podem produzir. Defende-se que este detalhamento é importante para o aprofundamento dos estudos sobre o tema e fundamental para não gerar falsas expectativas de resultados seja por parte dos tomadores de decisão ou dos usuários. Algumas experiências de acordos de pesca malsucedidas demonstraram resultados positivos com relação à aprendizagem social com o processo. Isso quer dizer que, mesmo em casos nos quais a co-gestão não é possível de ser aplicada, devido a falta de condições propícias para seu estabelecimento, a implementação de mecanismos de governança como o estímulo a participação pode ser importante para reverter o quadro de insustentabilidade da pesca.

Catello; Macedo; 2016 citam que as maiores ameaças (*drivers*) ao ecossistema aquático amazônico são a construção de barragens, mineração, mudanças na cobertura da terra e mudanças climáticas globais. Cada região, no entanto, de acordo com o mix de *drivers* presentes, apresenta um grau de vulnerabilidade. Segundo os autores, a vulnerabilidade de uma determinada área aumenta, na medida em que aumenta a presença dos *drivers*. Analogamente, o nível de governança da pesca também será influenciado pelo mix de *drivers* presentes em determinado local. *Drivers* como número de atores/usuários envolvidos, situação dos estoques, tipos de conflitos sociais, poluição causada por projetos de pecuária, agricultura, desmatamento, etc., têm influência direta no nível de governança que determinado grupo pode atingir. Ao se levantar isso é possível verificar qual o tipo de governança mais apropriada para a gestão participativa de um determinado local.

Já existem exemplos de co-gestão descentralizada em hidrelétricas que têm dado certo (ALVES; BARTHEM; 2008; BORDALO; CRUZ; 2011; FLEXA; SILVA; CINTRA; 2016; SILVANO et al. 2014, SIMOES et al.; 2014; TAVARES; DIAS, 2014). Essas experiências funcionam como acordos de pesca onde se têm regras definidas para os usuários, controle de

acesso, monitoramento e reconhecimento por parte do Estado. Esses elementos corroboram com os princípios institucionais de Ostrom (1990). Segundo a autora, tratam de elementos chave para atrair os pescadores para participar da gestão. O interesse do pescador em participar da gestão do recurso perpassa pela importância que esse recurso tem a ele, por exemplo, assim como o investimento de tempo necessário para se produzir resultados (OSTROM, 2009).

Os diferentes estágios de governança podem trazer benefícios ao coletivo em maior ou menor grau. Para um melhor resultado da conservação dos recursos pesqueiros, tornam-se necessárias abordagens mais sistemáticas e estruturas abrangentes para facilitar a seleção da estratégia mais apropriada para a gestão de um determinado local.

3.6 Referências do Capítulo

ALVES, M. C. B.; BARTHEM, R. B. A pesca comercial dos “tucunarés” *Cichla* spp.(Perciformes, Cichlidae) no reservatório da UHE-Tucuruí, rio Tocantins, PA. In: **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 4, 2008.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. In: **Interciencia**, v. 29, n. 6, 2004.

_____. et al. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. In: **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 10, n. 2, 2007.

AGRAWAL, A. Common property institutions and sustainable governance of resources. In: **World development**, v. 29, n. 10, 2001.

BASURTO, X.; GELCICH, S.; OSTROM, E. The social–ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. In: **Global Environmental Change**, v. 23, n. 6, 2013.

BÉNÉ, C; NEILAND, A. E. From participation to governance. A critical review of governance, co-management and participation in natural resources management. In: **Policy, Economics and Social Science Discussion Paper Series**, v. 74, 2006.

BERKES, F.. **Common property resources. Ecology and community-based sustainable development**. Belhaven Press with the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1989.

_____. **Managing small-scale fisheries: alternative directions and methods**. In: **IDRC**, 2001.

_____ et al. Globalization, roving bandits, and marine resources. **Science**, n.311, v., 2006.

_____. Restoring Unity: The Concept of Marine Social-Ecological Systems. In: **World Fisheries: A Social-Ecological Analysis**, 2011.

_____. **Coasts for people: Interdisciplinary approaches to coastal and marine resource management.** Routledge, 2015.

BORDALO, C. A. L; CRUZ, M. N. Territorialidade e Gestão dos Recursos de Uso Comum no Baixo Tocantins: o caso dos acordos de pesca em jaracuera grande–cametá/Pa. In: **Pesca e territorialidades: contribuições para análise espacial da atividade pesqueira**, 2011.

BUSCHBACHER, R. A Teoria da resiliência e os sistemas socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível? In: **Boletim regional, urbano e ambiental**, V. 09, n.1, 2014.

CASTELLO, L.. Re-pensando o estudo e o manejo da pesca no Brasil. In: **Panam J Aquat Sci**, v. 3, 2008.

_____.; MACEDO, M. N. Large- scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. In: **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, 2016.

CLARKE, M.; HORTON, R.. Bringing it all together: Lancet-Cochrane collaborate on systematic reviews. In: **The Lancet**, v. 357, n. 9270, 2001.

COOKE, B.; KOTHARI, U. **The case for participation as tyranny.** Zed Books, 2001.

DE ARAUJO, L. G. et al. Struggles for inclusive development in small-scale fisheries in Paraty, Southeastern Coast of Brazil. In: **Ocean & Coastal Management**, v. 150, 2017.

DE BESSA, N. G. G; PEREIRA, A. G.; ZITZKE, V. A. . Foro de Negociação e Comitês de Co-gestão em empreendimentos hidrelétricos no Brasil: uma análise sob a perspectiva da governança, do controle social e da participação cidadã. In: **Sustentabilidade em Debate**, v. 2, n. 2, 2011.

DE LIMA, A. M. T. et al. Os Rios Amazônicos Convertidos em Gigawatts: Participação Social no Processo de Implantação de Usinas Hidrelétricas. In: **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 7, n. 2, 2015.

DIAS-NETO, J.; DIAS, F. **O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca.** Brasília: Ibama, 2015.

DORIA, C. R. C et al. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. In: **Ambio**, v. 47, n. 4, 2017.

DOS SANTOS TIBÉRIO, F. C. et al. Gestão Participativa e Conflitos em Comunidades Pesqueiras: um estudo no alto/médio São Francisco (MG). In: **Questões ambientais e sociabilidades**, 2008.

FAO (ROMA). **Code of conduct for responsible fisheries.** Food & Agriculture Org., 1995.

_____. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura: oportunidades e desafios.** Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura. Roma, 2012.

_____. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura: oportunidades e desafios.** Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura. Roma, 2014.

- FLEXA, C. E.; SILVA, K. C. A.; CINTRA, I. H. A.. Pescadores artesanais à jusante da usina hidrelétrica de Tucuruí, Amazônia, Brasil. In: **Bol. Inst. Pesca, São Paulo**, v. 42, n. 1, 2016.
- GOMES, L. C.; FERNANDES, R.; LUIZ, E. A.. Development of reservoir fisheries management in Brazil based on imported paradigms. In: **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 26, n. 3, p. 309-315, 2004.
- GUTBERLET, J. et al. Resource conflicts: challenges to fisheries management at the São Francisco River, Brazil. In: **Human Ecology**, v. 35, n. 5, 2007.
- HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. In: **Science**, v.162, 1968.
- JENTOFT, S. Co-management-the way forward. In: Fish an Fisheries Series, v. 26, 2003.
- JESSOP, R. The rise of governance and the risks of failure: The case of economic development. In: **International Social Science Journal**, v. 50, n. 155, 1998
- JYOTISHI, A.; PARTHASARATHY, R. Reservoir Fisheries Management: Experience of Tawa in Madhya Pradesh. In: **Economic and Political Weekly**, 2007.
- KALIKOSKI, D. C.; SEIXAS, C. S.; ALMUDI, T. Gestão compartilhada e comunitária da pesca no Brasil: avanços e desafios. In: **Ambiente e Sociedade**, v. 12, 2009.
- LATRUBESSE, E. M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. In: **Nature**, n. 546, v 7658, 2017.
- LIPIETZ, Alain. Enclosing the Global Commons: Global Environmental Negotiation in a North-South Conflictual Approach. In: **The North, the South and the Environment**, 1995.
- NAKAGAWA, L.; Silva Favareto, A. da. Governança e Mercados na Elaboração de Políticas Socioambientais em Iniciativas Multi-Stakeholder: a Emergência da Governança Não-Estatal. In **VI Encontro Nacional da ANPPAS**, 18 a 21 de setembro de 2012, Belém (PA) Brasil, 2012.
- MCGINNINS, M. An Introduction to IAD and the language of the Ostrom workshop: a simple guide to a complex framework. In: **Policy Studies Journal**, v. 39, n. 1, 2011
- OAKERSON, R. J. Analyzing the commons. A framework. In: BROMLEY, D. A. et al., **Making the commons work: theory, practice and policy**. San Francisco: ICS Press. 1992.
- ODYUO, N. S. et al. Fisheries and management status of Doyang Reservoir, Nagaland, north-east India. In: **Indian Journal of Fisheries**, v. 59, n. 2, 2012.
- OSTROM, E. **Governing the commons: the evolution of institutions for collective action**. London: Cambridge University Press, 1990.
- _____. How types of goods and property rights jointly affect collective action. In: **Journal of Theoretical Politics**, v. 15, n. 3, 2003.

_____. A diagnostic approach for going beyond panaceas. In: **Proceedings of the national Academy of sciences**, v. 104, n. 39, 2007.

_____. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. In: **Science**, v. 325, n. 5939, 2009.

OVIEDO, A. F. P; BURSZTYN, M. The fortune of the commons: Participatory evaluation of small-scale fisheries in the Brazilian Amazon. In: **Environmental management**, v. 57, n. 5, 2016.

POMEROY, R. S. Small-scale fisheries management and development: towards a community-based approach. In: **Marine Policy**, v. 15, n. 1, 1991.

_____. Community-based and co-management institutions for sustainable coastal management in Southeast Asia. In: **Ocean and Coastal Management**, n. 27, n. 3, 1995

_____. **Devolution and fisheries co-management**. Collective Action, Property Rights and Devolution of Natural Resource Management–Exchange of Knowledge and Implications for Policy. Zentralstelle für Ernährung und Landwirtschaft, Feldafing, Germany, 2001.

POTEETE, A. R.; JANSSEN, M. A.; OSTROM, E. **Working together**. Princeton, NY: Princeton University Press, 2010.

PLUMMER, R. et al.. Adaptive comanagement: a systematic review and analysis. In: **Ecology and Society**, n. 17, v. 3, 2012.

RUDDLE; K. HICKEY, F. R. Accounting for the mismanagement of tropical nearshore fisheries. In: *Environment, Development and Sustainability*, v. 10, n. 5, 2008.

RUFFINO, M. L.. **Gestão do uso dos recursos pesqueiros na Amazônia**. ProVárzea; IBAMA, MMA, 2005.

_____. A gestão dos recursos pesqueiros no Brasil. In: ARAÚJO, M. A. R.. **Repensando a gestão ambiental pública no Brasil: uma contribuição para o debate na reconstrução nacional**. E-book) Conselho Regional de Biologia 4ª Região. Belo Horizonte, 2016.

SANTOS, G. M. dos; SANTOS, A. C. M. dos. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. In: **Estudos avançados**, v. 19, n. 54, 2005.

SANTOS, Luciana Cavalcanti Maia et al. Socio-ecological assessment for environmental planning in coastal fishery areas: a case study in Brazilian mangroves. In: **Ocean & coastal management**, v. 138, p. 60-69, 2017.

SEIXAS, C. S; KALIKOSKI, D. C.. Gestão participativa da pesca no Brasil: levantamento das iniciativas e documentação dos processos. In: **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 20, 2009.

_____. et al. Gestão compartilhada do uso de recursos pesqueiros no Brasil: elementos para um programa nacional. In: **Ambiente & Sociedade**, n.14, v. 1, 2011.

SEN, S.; NIELSEN, J. R.. Fisheries co-management: a comparative analysis. In: **Marine policy**, v. 20, n. 5, 1996.

SILVANO, R. A. et al. Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. In: **Ecosystems**, v. 17, n. 2, 2014.

SIMOES, A. et al. Gestão dos recursos naturais na região do Baixo Tocantins através de acordos de pesca. In: **Amazônica-Revista de Antropologia**. V.6, n.1, 2014.

TAVARES, F. B. ; DIAS, S. C.. Conflitos Em Torno Da Emergência De Inovações Sócio-Organizacionais: o caso do acordo de pesca na comunidade ribeirinha de pacuí de baixo (carnetá-pa). In: **Agricultura Familiar: Pesquisa, Formação e Desenvolvimento**, n. 10, 2014.

TENDLER, J. et al. **Good government in the tropics**. Johns Hopkins University Press, 1997.

TRIMBLE, M.; BERKES, F. Towards adaptive co-management of small-scale fisheries in Uruguay and Brazil: lessons from using Ostrom's design principles. In: **Maritime Studies**, v. 14, n. 1, 2015

VASCONCELLOS, M.; VASCONCELLOS, A. M. D. A.. Participação e Desenvolvimento Territorial: reflexões a partir do Programa Proambiente. In: Rocha, G. M; Magalhães; S. B. Teisserenc, P. (Eds.). **Territórios de Desenvolvimento e Ações Públicas**. Belém: EDUFPA, 2009.

VILLAMAYOR-TOMAS, S. et al. Hydropower vs. fisheries conservation: a test of institutional design principles for common-pool resource management in the lower Mekong basin social-ecological system. In: **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, 2016.

WALL, D. **The commons in History**. Cambridge: The MIT Press, 2014.

WINEMILLER, Kirk O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. In: **Science**, v. 351, n. 6269, 2016.

ZHOURI, A.. Justiça ambiental, diversidade cultural e accountability. Desafios para a governança ambiental. In: **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 23, n. 68, 2008.

CONCLUSÃO defender q existem varios niveis de governance mas que a co-gestao é a mais ideal – é onde se almeja chegar

A pesca artesanal tem mostrado sua importância no alívio da pobreza e segurança alimentar para populações pobres em países em desenvolvimento. No entanto, esses países também têm em comum a falha nos mecanismos de gestão e governança, assim como padecem das constantes ameaças à sustentabilidade da atividade devido a degradação dos ecossistemas aquáticos. Estes sistemas carem também de informação científica qualificada para orientar as tomadas de decisão, como demonstrado na presente tese.

No caso da Amazônia, as centenas de barragens planejadas para a bacia preocupam pescadores e a comunidade científica devido o nível de comprometimento do ecossistema aquático, afetando diretamente os recursos pesqueiros. Essa problemática associada ao reduzido número de estudos sobre governança e participação social na pesca, suscitaram a pergunta central da tese: que arranjos de governança promoveriam uma maior sustentabilidade da pesca nesses ambientes? A questão foi desenhada partindo-se da hipótese de que a gestão atual da pesca artesanal em ambientes barrados por hidrelétricas está fadada ao fracasso da forma como é conduzida atualmente, uma vez que não existem informações suficientes sobre os impactos causados à pesca para se planejar as medidas de mitigação.

A trajetória seguida pelo presente estudo foi guiada pelas recomendações da lei da pesca, lei nº 11.959 (BRASIL, 2009), para a gestão adequada da pesca como: por políticas públicas adequadas (leis, normas e programas), embasamento científico para o gerenciamento adequado e participação social. Sem intenção de abordar cada uma dessas linhas em sua integridade, a tese se apoiou nelas no sentido de buscar alternativas de gestão para pesca em ambientes barrados por hidrelétricas na Amazônia. Essa busca foi embasada nas experiências já existentes de co-gestão no Brasil e na literatura acadêmica especializada, uma vez que existem pouquíssimos estudos sobre o tema em ambientes barrados.

Os três capítulos da tese possibilitaram o esclarecimento da questão chave para embasar um projeto de implementação da governança da pesca em ambientes barrados por hidrelétricas na Amazônia. De forma particular, o capítulo um apresentou uma revisão sistemática e análise do nível do conhecimento científico disponível sobre pesca em ambientes impactados por hidrelétricas, considerando a informação científica como fundamental para tomadas de decisão. Nele ficou claro o tipo de lacuna existente sobre o tema.

O capítulo 2, por sua vez, desenvolveu e testou uma ferramenta para avaliar a qualidade dos estudos ambientais, identificando e propondo questões a serem investigadas ou melhoradas.

Segundo a revisão feita a partir desse estudo, o modelo vigente de gestão da pesca em hidrelétricas na Amazônia tendo como base os documentos para o licenciamento demonstra-se inadequado e impróprio para a promoção da sustentabilidade dos recursos pesqueiros, uma vez que não apresenta informações mínimas sobre o sistema da pesca afetado por barragens.

Na sequencia, a fim de responder a questão da tese, o capítulo 3 buscou na literatura sobre gestão participativa da pesca, as bases teóricas e metodológicas das experiências existentes no Brasil, identificando e refletindo sobre as oportunidades e obstáculos para sua implementação no contexto de barragens hidrelétricas. A análise dos estudos permitiu uma visão geral do estado da arte sobre a co-gestão dos recursos pesqueiros no Brasil, ainda que se reconheça que a ferramenta utilizada não tenha abarcado todas as experiências existentes. Mesmo assim, o retrato levantado possibilitou uma análise do cenário atual e permitiu uma reflexão acerca de elementos para uma futura implementação de processos de governança da pesca em ambientes sob o efeito de hidrelétricas na Amazônia.

Como peças integrantes, complementares e em diálogo transversal, os capítulos da tese permitiram identificar as principais lacunas sobre pesca em estudos de pesca em barragens hidrelétricas, propor ferramenta para análise da qualidade dos estudos ambientais e identificar as abordagens teórico-metodológicas das experiências sobre gestão compartilhada da pesca no Brasil. A partir deles foi possível identificar os arranjos de governança que podem contribuir para a sustentabilidade da pesca em ambientes barrados podendo variar de mecanismos de governança a experiências de co-gestão. A co-gestão é o sistema de governança ideal, uma vez que permite a descentralização da tomada de poder e dá autonomia ao grupo de usuários dos recursos. Pontos fundamentais para se alcançar a sustentabilidade dos recursos.

Posto isso, a presente tese propõe um novo olhar para a governança da pesca no Brasil, ao redefinir os conceitos de governança, co-gestão e manejo participativo. Isso porque, o manejo participativo não seria replicável a qualquer ambiente, dependendo das características do local. Ao se fazer a diferença nos termos citados, é possível trabalhar melhor com as expectativas com relação as ações de gestão e produzir resultados mais realistas evitando frustrações.

Apesar de a co-gestão ser a situação ideal, a falta de condições propícias para sua implementação pode ser um sinal para a implementação dos mecanismos de governança como a participação, por exemplo. Defende-se que qualquer estágio de governança, desde que englobe níveis de participação dos pescadores nas tomadas de decisão, devem ser considerados como um primeiro passo, e melhor alternativa do que a não ação, posto que os pescadores já estão sofrendo as drásticas consequências dos barramentos de hidrelétricas. Resta a comunidade

científica, as organizações governamentais e não governamentais, bem como aos pescadores desenvolver formas de implementá-las.

ANEXO

Anexo I – Tabela de atributos do sistema de pesca amazônica.

Actors

BASURTO et al., 2013	COOPI	Referência
<p>Actors - Defined as the characteristics of the individual or corporate users of the common-pool resource</p> <p>A1 – Number of relevant actors number of actors affecting decision-making processes related to harvesting in the fishery</p> <p>A2 – Socioeconomic attributes Characteristics of actors related to social and economic dimensions affecting fishing dynamics</p> <p>A3 – History or past experiences Past interactions that affect current actor's behavior and fisheries dynamics</p> <p>A3.1 – Crisis Current use patterns triggered by a human or biophysically caused off-patterned event</p> <p>A3.2 – Duration Determined as the length of time the resource has been in use</p> <p>A4 – Location Physical place where the actors are in relation to the resource itself and the market</p> <p>A5 – Leadership/entrepreneurship Actors who have skills useful to organize collective action and are followed by their peers</p> <p>A6 – Social capital Degree by which one or several individuals can draw upon or rely on others</p>	<p>Atores – Os indivíduos ou organização de atores de recurso de uso comum</p> <p>A1 – Número de atores relevantes número de atores que afetam os processos de decisões relacionados a pesca</p> <p>A1.1 – <u>Número de pessoas que exploram o sistema</u> pescadores ou atravessadores que obtêm ganho econômico por meio da pesca</p> <p>A2 – Atributos socioeconômicas Características dos atores relacionados em dimensões sociais e econômicas afetando a dinâmica pesqueira</p> <p>A3 – Histórias ou experiências do passado Interações anteriores que afetaram o comportamento atual dos atores e a dinâmica pesqueira</p> <p>A3.1 – Crise Os padrões atuais de uso foram desencadeados por eventos extraordinários humanos ou biofísicos anteriores</p> <p>A3.2 – Duração Determinar o período de tempo no qual o recurso vem sendo usado</p> <p>A4 – Localização Lugar físico onde os atores se encontram em relação ao recurso e ao mercado</p> <p>A5 – Liderança/empreendedorismo Atores que têm liderança ou habilidades úteis para organizar a ação coletiva e são seguidos por seus pares</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>ISAAC <i>et al.</i>, 2009;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BENTES <i>et al.</i>, 2012;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>INGOLD, 2000;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>

<p>for support or assistance in times of need</p> <p>A6.1 – Trust and reciprocity Trust is a measure of the extent to which members of a community feel confident that other members will live up to their agreements even if doing so may not be in their immediate interest. Reciprocity is a symmetrical response to a previous cooperative or defective action by a member of the community</p> <p>A7 – Knowledge of SES/mental models Degree to which stakeholders understand and make sense of the characteristics and/or dynamics of the SES</p> <p>A7.1 – Mechanism to share knowledge about the fishery Actors' fishing practices allow them to learn characteristics of the resource at sufficiently rapid rates leading to behaviors affecting the state of the resource</p> <p>A8 – Importance of resource</p> <p>A8.1 – Economic dependence The resource constitutes a source of monetary income and plays a major role in fishers' ability to sustain their livelihoods</p> <p>A8.2 – Cultural dependences The resource constitutes a source of cultural values, practices, and services, and plays a major role in the fishers' ability to sustain their livelihoods</p> <p>A9 – Technologies available</p> <p>A9.1 – Ownership of technology by fishers Degree of fishing gear used by fishers owned by those same fishers</p> <p>A9.2 – Homogeneity Degree by which fishers use the same harvesting technology</p>	<p>A6 – Capital social Grau pelo qual um ou vários indivíduos podem recorrer ou depender dos outros para apoio ou assistência em tempos de necessidade</p> <p>A6.1 Confiança e reciprocidade Confiança é a medida a partir da qual os membros de uma comunidade sentem confiança de que os demais membros irão respeitar os acordos coletivos mesmo que isso não seja de seu interesse imediato. Reciprocidade é a resposta simétrica a uma ação de cooperação ou não-cooperação de um membro da comunidade</p> <p>A7 – Conhecimento do SES/modelos mentais Grau em que as partes interessadas entendem e percebem as características e/ou dinâmica do SES</p> <p>A7.1 – Mecanismo de compartilhamento de conhecimento sobre a pesca Prática de pesca que permitam aos atores aprender características do recurso suficientemente rápido que levam a comportamentos que afetam o estado do recurso</p> <p>A8 – Importância do recurso o recurso possui relevância econômica, cultural ou territorial para os atores</p> <p>A8.1 – Dependência econômica O recurso constitui uma fonte de renda monetária e desempenha um papel importante na capacidade dos pescadores para sustentar seus meios de subsistência</p> <p>A8.1.1 – Número de espécie alvo de captura Diversidade de espécies alvo presentes nos desembarques pesqueiros e sua produção relativa</p> <p>A8.2 – Dependência cultural O recurso constitui uma fonte de valores culturais, práticas e serviços, e desempenha um papel importante na capacidade dos</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>SAUTCHUK, 2009;</p> <p>ISAAC <i>et al.</i>, 2009;</p> <p>SAUTCHUK, 2009;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
--	--	---

	<p>pescadores para sustentar seus meios de subsistência e seus modos de vida</p> <p>A9 – Tecnologia disponível</p> <p>A9.1 – Propriedade da tecnologia de pesca Grau de artes de pesca utilizadas pelos pescadores e pertencentes aos mesmos</p> <p>A9.2 – Homogeneidade Grau pelo qual os pescadores usam a mesma tecnologia para pesca</p>	
--	---	--

Governance systems

BASURTO <i>et al.</i> , 2013	COOPI	Referência
<p>Governance Systems - The prevailing set of processes or institutions through which the rules shaping the behavior of the actors are set and revised</p>	<p>Sistema de Governança – O conjunto predominante de processos ou instituições através do qual as regras que moldam o comportamento dos atores são definidas e revisadas</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
<p>GS1 – Policy Area Rule systems tailored for a particular area of knowledge, geography, or time</p>	<p>GS1 – Área política Sistemas de regras sob medida para uma determinada área do conhecimento, geografia ou tempo (diferentes regras de uso: as do Estados e as das comunidades locais)</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
<p>GS1.1 – Environment Rule systems tailored to managing and governing human and biophysical interactions usually around common-pool resources</p>	<p>GS1.1 – Meio Ambiente Sistemas de regras adaptadas para gerir e governar as interações humanas e biofísicas</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
<p>GS1.1.1 – Benthic marine Rule systems tailored to managing and governing human and biophysical interactions of common-pool resources in the marine benthos</p>	<p>GS 1.1.1 – Pescarias Sistemas de regras adaptadas para gerir e governar as interações humanas e biofísicas de recursos comuns</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013; DORIA, s/d;</p>
<p>GS2 – Geographic range Spatial area where the rule system has effect or jurisdiction</p>	<p>GS2 – Alcance geográfico Área espacial onde o sistema de regras tem efeito ou jurisdição</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
<p>GS3 – Population Population of actors on which the rule system has effect or jurisdiction</p>	<p>GS3 – População População de atores em que o sistema de regras tem efeito ou jurisdição (quantidade e características da população)</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
<p>GS4 Regime type</p>	<p>GS4 – Tipo de Regime Regime político e os graus de presença do Estado - acesso aos direitos e garantia dos direitos, fiscalização. As instituições são fortes o suficiente a ponto de efetivar o regime democrático de direito</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
<p>GS4.1 – Democratic Actors with authority to make decisions on behalf of the entire group of stakeholders and elected to these positions through free voting processes</p>	<p>GS4.1 – Democrático Atores com autoridade para tomar decisões em nome de todo o grupo de partes interessadas e eleitos para esses cargos por meio de processos de voto gratuitos (níveis de participação democrática)</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
<p>GS4.2 – Autocratic Actors with authority to make decisions on behalf of the entire group of stakeholders are not elected by them</p>	<p>GS4.1.2 – Representação indireta Atores tem pouco controle sobre os processos de tomada de decisão apesar dos representantes políticos terem sido eleitos</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>
	<p>GS4.2 – Autocrático Atores com autoridade para tomar decisões em nome de todo o grupo de partes interessadas não são eleitos por eles (Decisões externas e impostas por alguns autores a outros)</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>

<p>GS8 – Network structure The connections among the rule-making organizations and the population subject to these rules</p> <p>GS8.1 – Horizontal Link actors with each other to act collectively for a common purpose</p> <p>GS8.2 – Vertical Link actors with other organizations or the state across levels Marin et al. (2012)</p> <p>GS9 – Monitoring Local actors or those legitimized by them are responsible to observe and report changes in the SES</p> <p>GS9.1 – Social Local actors, or outsiders legitimized by them, observe that other actors comply with agreed-upon behavior in the use of the resource system and units</p> <p>GS9.2 – Biophysical Local actors, or outsiders legitimized by them, observe the condition of the resource system and units</p> <p>GS10 – Sanctions</p> <p>GS10.1 – Graduated sanctions Actors who violate operational rules are given a sanction coherent with its seriousness and the times the offense has been committed</p> <p>GS10.2 – Grim trigger strategies Drastic sanctions that might withdraw all forms of cooperation with rule breaker</p>	<p>GS8.2 Vertical Fazer a ligação entre atores e outras organizações ou do estado entre diferentes níveis</p> <p>GS9 – Monitoramento Os agentes locais ou aqueles legitimados por eles são responsáveis por observar e relatar mudanças na SES</p> <p>GS9.1 – Social Local atores ou pessoas externas legitimadas por eles, observam que outros atores cumprem com o comportamento acordado no uso do sistema de recursos e unidades</p> <p>GS9.2 – Biofísico Local atores ou pessoas externas legitimadas por eles, observam as condições do sistema e unidades de recursos</p> <p>GS10 – Sanções</p> <p>GS10.1 – Sanções Graduadas Atores que violam as regras operacionais recebem uma sanção coerente com a gravidade da mesma e as vezes que a infração foi cometida</p> <p>GS10.2 – Estratégias de gatilho Sanções drásticas que possam retirar todas as formas de cooperação com o desrespeitador de regras</p> <p>GS11 – Estratégias de mitigação implementadas Ações estabelecidas e implementadas com intuito de mitigar os impactos na pesca causados pela barragem hidrelétrica</p> <p>GS12 – Estratégias de comunicação e convencimento Estratégias planejadas e implementadas para comunicar sobre a implantação do empreendimento</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>ELETROBRAS, 2004;</p> <p>AGOSTINHO <i>et al.</i>, 2007;</p>
--	---	--

Resource units

BASURTO <i>et al.</i> , 2013	COOPI	Referência
<p>Resource Units – Defined as the characteristics of the units extracted from a resource system that can then be consumed or used as an input in production or exchanged for other goods or services</p> <p>RU1 – Resource unit mobility Sessile or slow moving for all or parts of benthic resources' life cycle when interactions with fishers can take place</p> <p>RU2 – Growth or replacement rate Absolute or relative descriptions of changes in quantities of resource units over time</p> <p>RU3 – Interaction among resource units Interactions among resource units during different life stages affecting the future structure of the population</p> <p>RU3.1 – Reproduction Chemical or biophysical signals cue resource units for gamete release</p> <p>RU3.2 – Settlement Chemical or biophysical signals cue larvae to move out of the water column and into the benthos</p> <p>RU4 – Economic Value Value of resource units in relation to the portfolio of resources available to actors</p> <p>RU5 – Number of units Number of resource units harvested or that could be potentially harvested</p> <p>RU6 – Distinctive Characteristics Markings and/or behavioral patterns that can be identified in resource units and affect actors' behavior toward them</p> <p>RU6.1 – Hatchery Actors can identify markings linking resource units to particular production areas</p> <p>RU6.2 – Wild Actors can identify markings linking resource units to their wild origin</p> <p>RU7 – Spatial and temporal distribution Allocation patterns of resource units across a geographic area in a particular time period Cudney-Bueno and Basurto (2009)</p>	<p>Unidade de Recurso - Peixes capturados pelos pescadores artesanais e de subsistência</p> <p>RU1 – Mobilidade da unidade de recurso Sésil ou lento na totalidade ou em parte do ciclo de vida dos recursos pesqueiros quando há interações com os pescadores</p> <p>RU2 – Taxa de crescimento e renovação Descrições absolutas ou relativas de mudanças nas quantidades de unidades de recursos ao longo do tempo (produção do pescado desembarcado)</p> <p>RU3 – Interação entre as unidades de recurso Interações entre unidades de recursos durante as diferentes fases da vida que afetam a futura estrutura da população</p> <p>RU3.1 – Reprodução Unidades químicas ou de recursos com sinais biofísicos para a liberação de gametas</p> <p>RU3.2 – Estabelecimento Sinais biofísicos ou químicos para locomoção das larvas para fora da coluna de água e também para as espécies comerciais</p> <p>RU4 – Valor econômico Valor das unidades de recursos em relação à disponibilidade de recursos para os atores</p> <p>RU5 – Número de unidades Número de unidades de recursos capturados ou que poderiam ser potencialmente capturados</p> <p>RU6 – Características distintivas Padrões de comportamento identificados em unidades de recursos e que afetam o comportamento dos atores para a captura</p> <p>RU6.1 – Captura Os atores podem identificar padrões que ligam unidades de recursos a determinadas zonas de produção</p> <p>RU6.2 Selvagem Os atores podem identificar marcações que ligam unidades de recursos à sua origem</p>	<p>SMITH, 1979;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>CARDOSO; FREITAS, 2007;</p>

<p>RU7.1 – Patchy Non-homogeneous spatial and temporal distribution of the resource units Prescott and Cudney-Bueno (2008)</p> <p>RU7.2 – Random Homogeneous spatial and temporal distribution of the resource units</p>	<p>RU7 – Distribuição espacial e temporal Padrões de alocação de unidades de recursos em uma área geográfica por um determinado período de tempo</p> <p>RU7.1 – Distribuição Desigual Distribuição espacial e temporal não homogênea das unidades de recursos</p> <p>RU7.2 – Distribuição Aleatória Distribuição espacial e temporal homogênea das unidades de recursos</p>	
--	--	--

Resource systems

BASURTO <i>et al.</i> , 2013	COOPI	Referência
<p>Resource Systems – The biophysical system from which resource units are extracted and through which natural dynamic processes regenerate the levels of the focal resource</p> <p>RS1 – Sector Characteristic(s) of a resource system that distinguishes it from other resource systems</p> <p>RS1.1 – Marine benthos Sessile or mobile shellfish or mollusks harvested by humans through diving or gathering in shallow areas</p> <p>RS2 – Clarity of system boundaries Biophysical characteristics that make feasible for actors to determine where the resource system starts or ends</p> <p>RS3 – Size of resource system Absolute or relative descriptions of the spatial extent of a resource system</p> <p>RS3.1 – Carrying capacity The maximum number of resource units that the biophysical setting can sustain indefinitely</p> <p>RS4 – Productivity of system Rate of generation of units of biomass determined by production-consumption rates per unit of time, surface, or volume</p>	<p>Recursos do sistema - Setor da pesca de pequena escala em bacias sob influência de UHEs</p> <p>RS1 – Setor Áreas pesqueiras das bacias dos rios Madeira e Tocantins afetadas pela implantação de Empreendimentos Hidrelétricos e suas características específicas</p> <p>RS1.1 – Espécies de peixes capturados pelos pescadores artesanais nas Bacias dos rios Madeira e Tocantins Peixes comerciais dos rios nas bacias dos rios Madeira e Tocantins</p> <p>RS2 – Clareza da fronteira dos Sistemas Determinação de zonas/áreas de pesca a partir de caracterização biofísica e zoneamento estabelecido</p> <p>RS2.1 – Áreas de captura pesqueira de acordo com barreiras geográficas, por exemplo, presença de corredeiras</p> <p>RS3 Tamanho do sistema de recurso Estimativa do tamanho do sistema de recurso</p> <p>RS3.1 Capacidade de suporte Número máximo de indivíduos que poderia sobreviver em determinado ambiente sem degradá-lo, considerando diversos aspectos, como alimento, ciclo de vida, competição, predação. Capacidade de suporte do ambiente</p> <p>RS4 – Produtividade do sistema Taxas de produção de unidades de biomassa determinadas por produção-consumo, unidade de tempo, superfície ou volume</p>	<p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013; DORIA; LIMA, 2015</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013; DORIA; LIMA, 2015</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013; MACHADO, 1999;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013; BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p>

<p>RS4.1 – Stock status Rate of generation of units of biomass as determined by production in a given year</p> <p>RS4.2 – Biophysical factors Upwelling, biogeographic or geomorphological factors affecting the generation of units of biomass Johnson et al. (2012)</p> <p>RS5 – Equilibrium properties Characterization of the type of attractor of a resource system along a range from one to multiple (chaotic) attractors</p> <p>RS6 – Predictability of system dynamics Degree to which actors are able to forecast or identify patterns in environmentally driven variability on recruitment</p> <p>RS7 – Storage characteristics Degree to which the resource units can be held captive until harvested</p> <p>RS7.1 – Storage in their natural habitat Degree to which actors can leave resource units in their natural habitat, assuring a later harvest</p> <p>RS7.2 – Storage in a human-designed facility Degree to which actors can store (e.g. artificial enclosure in land or cold storage) resource units outside of their natural habitat for later harvesting</p> <p>RS8 – Connectivity Gene flow between different populations of resource units</p> <p>RS9 – Location Spatial and temporal extent where resource units are found by actors</p>	<p>- quantidade de matéria viva produzida durante a unidade de tempo por um nível trófico ou para um de seus constituintes</p> <p>RS4.1 – Status do estoque pesqueiro Taxas de produção de biomassa, tal como determinado pela produção por ano</p> <p>RS4.2 – Fatores biofísicos Fatores biogeográficos ou geomorfológicos que afetam a produção de biomassa.</p> <p>RS4.2.1 – Corredeiras Padrão de distribuição das espécies comerciais nos diferentes trechos</p> <p>RS4.2.2 – Presença ou não de tributários Padrão de distribuição de espécies comerciais em diferentes tributários</p> <p>RS5 – Propriedades de equilíbrio Caracterização do tipo de atrator de um sistema de recurso ao longo de um intervalo entre um a vários (caóticos) atratores</p> <p>RS6 – Previsibilidade da dinâmica do sistema Grau em que os atores são capazes de prever ou identificar padrões ambientalmente impulsionados pela variabilidade do recrutamento</p> <p>RS7 – Armazenamento Grau em que as unidades de recursos podem ser mantidas em cativeiro até a captura</p> <p>RS7.1 – Armazenamento em seu habitat natural Grau que atores podem deixar as unidades de recursos em seu habitat natural, assegurando uma captura posterior</p> <p>RS7.2 – Armazenamento facilitados por humanos Capacidade de armazenamento visando melhor captura e comercialização</p> <p>RS8 – Conectividade Fluxo de genes entre diferentes unidades de recursos</p> <p>RS9 – Localização Extensão espacial e temporal onde a unidade de recurso é encontrada pelos atores.</p> <p>RS10 – Paisagem Cobertura vegetal retirada ao longo do tempo</p> <p>RS11 – Hidrodinâmica Mudanças nas variáveis físico-químicas dos rios</p>	<p>DORIA; LIMA, 2015</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>DORIA; LIMA, 2015</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>BASURTO <i>et al.</i>, 2013;</p> <p>SANCHEZ, 2006.</p> <p>SANCHEZ, 2006.</p>
--	---	---

Legenda: Atributos que foram excluídos pelos autores; Atributos que foram inseridos pelos autores; Atributos que foram redefinidos pelos autores.