

TRADUÇÃO

Essa é uma tradução oferecida pelos autores do artigo Doria, Carolina Rodrigues da Costa, Simone Athayde, Elineide E. Marques, Maria Alice Leite Lima, Jynessa Dutka-Gianelli, Mauro Luis Ruffino, David Kaplan, Carlos E. C. Freitas, and Victoria N. Isaac. 2017. "The Invisibility of Fisheries in the Process of Hydropower Development across the Amazon." *Ambio*, December. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0994-7>.

A invisibilidade das pescarias no processo de implantação de hidrelétricas na Amazônia

Resumo

Foi analisado a invisibilidade das pescarias e a inadequação da participação dos pescadores no processo de desenvolvimento da energia hidrelétrica na Amazônia, com foco em lacunas entre os resultados legalmente exigidos e os reais. Usando os princípios da Ostrom para avaliar o gerenciamento de recursos comuns, foram selecionados cinco estudos de caso das bacias hidrográficas amazônicas brasileiras para realizar uma análise comparativa. Foram identificados problemas semelhantes nas bacias, incluindo: deficiências no processo de licenciamento de barragens; lacunas críticas de dados; participação inadequada das partes interessadas; violação ou negligência do conhecimento dos pescadores; falta de organização e representação dos grupos de pescadores; e falta de estrutura governamental e capacidade para gerenciar atividades de construção de barragens ou apoiar pescadores após a construção de barragens. Os pescadores geralmente foram marginalizados ou excluídos da tomada de decisão sobre planejamento, construção, mitigação, compensação e monitoramento dos impactos socioeconômicos das hidrelétricas. Abordar essas deficiências exigirá investimentos e esforços por promotores de barragens e agências governamentais, e a promoção do diálogo Inter setorial e do planejamento participativo e da tomada de decisões em escala transversal que inclua pescadores e suas associações.

Palavras chave: pescarias tropicais de interior, pescarias de água doce, Amazônia, hidrelétricas, governança, pescadores, políticas ambientais, barragens, licenças.

Introdução

As pescarias continentais nos trópicos apoiam a atividade socioeconômica local, regional e nacional e ajudam a sustentar os meios de subsistência tradicionais. Apesar de sua grande contribuição (> 40%) para a produção global de peixes, consumo de proteínas e a produção econômica (Isaac et al., 2015, Cooke et al., 2016, Lynch et al., 2016), essas pescarias têm sido em grande parte "subvalorizadas e negligenciadas" (Cooke et al., 2016) em políticas e programas de gestão. A sua sustentabilidade é ameaçada pela sobrepesca (Petreire et al., 2004), mudanças climáticas (Freitas et al., 2013) e a implementação de grandes projetos de desenvolvimento de infraestrutura (por exemplo, estradas, cais, hidrovias, mineração, extração de petróleo e hidrelétricas) (Castello e Macedo 2016; Winemiller et al., 2016). A associação entre a ineficiência de gestão das pescarias de

interior e a consequente vulnerabilidade das pescarias é exemplificada na bacia Amazônica, que representa cerca de 20% da diversidade mundial de peixes de água doce (13.000 espécies) (Lévêque et al., 2008). A Amazônia brasileira também agrega ~ 330.000 pescadores artesanais (MAPA, 2016), cujos meios de subsistência e bem-estar estão intimamente ligados aos sistemas de pesca, à biodiversidade e aos serviços ambientais fornecidos pelos ecossistemas amazônicos (Alho, et al., 2012; Isaac et al 2016). No entanto, os projetos de infra-estrutura atuais e futuros estão causando transformações irreversíveis em regiões com ecossistemas de água doce e os sistemas de pesca associados (Alho, et al., 2015, Castello e Macedo 2016).

Entre os projetos de infraestrutura, a construção de hidrelétricas tem impactos amplamente reconhecidos na geomorfologia, regime térmico, regime de fluxo e outras características físico-químicas e biológicas que dão forma ao habitat local e impulsionam a diversidade, composição, distribuição e abundância de peixes (Agostinho et al. 2008). Globalmente, o "boom" na expansão da energia hidrelétrica tropical ameaça um terço das espécies de peixes de água doce do mundo, devido às perdas de diversidade projetadas nas bacias Amazônicas, Congo e Mekong (Winemiller et al., 2016). Além das extinções e extirpações espécies, a implementação de barragens impacta o sustento e o bem-estar dos pescadores devido aos deslocamentos geográficos e ocupacionais, diminuição da renda e falta de emprego alternativo, ameaças à segurança alimentar e qualidade dos alimentos e mudanças no acesso físico aos recursos ou a demanda do mercado pesqueiro (WCD 2000; Marmulla 2001). As escalas espaciais e temporais dessas mudanças podem levar a impactos socioeconômicos significativos relacionados a mudanças na renda derivada da pesca e reorganização social (Marmulla, 2001).

No Brasil, a região amazônica tornou-se a última fronteira hidrelétrica do país devido ao esgotamento do potencial hidrelétrico em outras regiões. Atualmente, existem 154 grandes hidrelétricas (> 30 Megawatt, MW) em operação na bacia amazônica, com 14 em construção e 221 planejadas para serem concluídas nas próximas décadas (Castello e Macedo 2016). Enquanto alguns impactos socioeconômicos das barragens representam compromissos aceitáveis ou inevitáveis, muitos impactos são exacerbados por lacunas ou inconsistências no processo de governança e tomada de decisões. Por exemplo, a falta de informações adequadas antes da construção das barragens para apoiar o planejamento e a tomada de decisões, juntamente com a participação e retorno das partes interessadas no processo de licenciamento, limita a compreensão completa dos retornos por partes afetadas (Athayde et al., 2016 Kirchherr et al., 2016). Outro hiato crítico é a falta de conjuntos de dados confiáveis para realizar avaliações de estoque de pesca e fornecer uma linha de base para estratégias de gerenciamento e governança (Isaac et al., 1998, Batista et al., 2012). Finalmente, as estratégias de gestão das pescarias amazônicas ignoram em grande parte o conhecimento dos pescadores locais e indígenas, que pode ser um componente importante da avaliação e gestão das pescarias, principalmente em pescarias tropicais com escassez de dados (Doria et al., 2014; Villas-Bôas et al. 2015). Embora existam muitas políticas e leis nacionais e internacionais que exigem a participação das comunidades afetadas no processo de licenciamento ambiental (WCD 2000; Marmulla 2001), em geral, essas políticas são ignoradas, deixando as comunidades locais fora do processo de tomada de decisão (Jaichand e Sampaio 2013; Athayde 2014; Rezende 2009).

As pescarias são sistemas de recursos de propriedade comum regulados por regras formais e informais em uma variedade de atores e escalas (Basurto et al., 2013). A gestão da pesca amazônica é regida pelas regras da comunidade informal dos pescadores e também pelas designadas por autoridades governamentais. Com base no trabalho empírico com uma série de sistemas de recursos de propriedade comum (por exemplo, água, pescarias e florestas geridas comunalmente), Ostrom (1990; 2002) identificou um conjunto de princípios que caracterizam a configuração de regras que são utilizadas pelos atores que coletivamente usam e/ou gerenciam o recurso. Os princípios são definidos como um elemento ou condição "que ajuda a explicar o sucesso dessas organizações na manutenção do [recurso comum] e obter a conformidade de geração após geração de apropriadores com as regras em uso" (Ostrom 2002). A aplicação dos oito princípios de design de Ostrom (1990) às pescarias amazônicas incluiria: 1. Limites de sistemas de pesca claramente definidos; 2. Congruência, que inclui a eficácia do custo-benefício e as regras de apropriação que restringem o tempo, o lugar, a tecnologia e/ou a quantidade de pescado com base nas condições locais; 3. Os arranjos de escolha coletiva que garantem que a maioria dos indivíduos afetados pelas regras operacionais das pescas (isto é, pescadores de subsistência e grupos indígenas) possam participar de suas modificações; 4. Métodos e sistemas de monitoramento que asseguram a responsabilidade dos monitores e a disponibilidade de dados para os apropriadores ou usuários de recursos; 5. Sanções graduadas para os apropriadores que violam as regras operacionais (de outros usuários, organizações governamentais ou ambos); 6. Acesso a mecanismos de resolução de conflitos locais de baixo custo; 7. Reconhecimento dos direitos dos apropriadores para organizar e elaborar suas próprias organizações, que não são contestadas pelas autoridades governamentais; e 8. Organização de atividades de governança da pesca (por exemplo, empresas locais versus estatais versus federais, governo versus coletivo versus empresas privadas).

Neste artigo, foi analisado a invisibilidade das pescarias e a inadequação da participação dos pescadores no processo de desenvolvimento hidrelétrico na Amazônia, com foco em lacunas entre os resultados legalmente exigidos e reais. Foi adotado os princípios de design da Ostrom para analisar como a configuração e a conformidade das regras, bem como as relações de poder entre pescadores, desenvolvedores de barragens e agências governamentais, afetam a tomada de decisões em torno de dados de coleta, negociação, mitigação e procedimentos de compensação durante as diferentes fases da construção da barragem hidrelétrica na Amazônia (Ostrom 1990; McCormick 2007; Martínez e Castillo 2016). Foram selecionados cinco estudos de caso nas principais bacias hidrográficas da Amazônia, onde as hidrelétricas foram construídas a partir da década de 1970 até o presente momento, e para quais os dados relevantes estão disponíveis. Para cada estudo de caso, foram obtidas informações de agências governamentais, relatórios oficiais de licenciamento ambiental e outras publicações, e essas informações foram utilizadas para descrever aspectos relevantes das pescarias em cada barragem implementada. Em seguida, discutiu-se os problemas comuns relacionados à governança da pesca entre os estudos de caso e ao longo do ciclo do projeto da barragem. Concluiu-se com as lições aprendidas, *insights* e recomendações para melhorar as políticas públicas e o processo geral de tomada de decisão.

Diferentes barragens, mesmos problemas: estudos de caso das bacias amazônicas

A abordagem metodológica baseou-se em análises qualitativas comparativas de estudo de caso (Yin 2009). Foram selecionados cinco estudos de caso em diversas bacias hidrográficas amazônicas, com base nos seguintes critérios: a) experiência de pesquisa dos autores; b) diversidade temporal (ou seja, uma série cronológica) para entender se e como os processos de tomada de decisão e a participação dos pescadores mudaram ao longo do tempo; c) diversidade espacial (ou seja, através das bacias hidrográficas) para identificar processos específicos do contexto versus padrões globais; e d) informações disponíveis. Foi analisado cada estudo de caso com base em nossa própria experiência e informações publicadas quando disponíveis. Identificou-se elementos únicos e comuns em estudos de caso em relação aos princípios de design da Ostrom para governança bem-sucedida de recursos de propriedade comum (Ostrom 2002). Finalmente, os resultados foram organizados para ilustrar a abordagem de construção-explicação proposta por Yin (2009), em que cada caso adiciona informações sobre os principais tópicos considerados nesta síntese.

Os estudos de caso apresentados foram das barragens construídas nos rios Jamari, Uatumã, Tocantins, Madeira e Xingu de 1988 a 2016 (Fig. 1). A Tabela 1 resume informações disponíveis para cada estudo de caso. Embora esses estudos de caso tenham abrangido quase três décadas de avanços tecnológicos, ambientais e sociais ostensivos, eles compartilham deficiências consistentes em relação à compreensão, regulação, proteção e mitigação de danos aos sistemas de pesca.

Figura 1. Mapa da bacia amazônica, com a localização dos estudos de caso discutidos neste artigo.

Tabela 1. Compilação de dados existentes sobre espécies de peixes e número estimado de usuários de recursos afetados por usinas hidrelétricas em cinco bacias hidrográficas na Amazônia brasileira.

| Bacia | Usina Hidrelétrica | Fechou/ ano | Espécies de peixes | Número de pessoas realocadas (oficial) | Número de pessoas em áreas indígenas e protegidas | Número de pessoas em comunidades ribeirinhas | Número de pescadores |
|-----------|--------------------|-------------|--------------------|--|---|--|----------------------|
| Uatumã | Balbina | 1989 | 216 ^a | 1 | 1939 ^a | 3000 Não | 120 Não |
| Jamari | Samuel | 1988 | 122 ^b | 1290 ^c | Não disponível | disponível | disponível |
| Tocantins | Lajeado | 2002 | 343 ^d | 6483 ^e | 3017 ^f | 131316 ^e | 175 ^g |
| Madeira | Santo Antônio | 2011 | 1057 ^h | 1645 ^e | 3009 | 50563 | 1354 ⁱ |
| Xingu | Belo Monte | 2016 | 408 ^j | 27100 ^j | 19692 ^j | 320145 ^l | 2500 ^j |

Fontes¹: ^a Programa Waimiri-Atroari (<http://www.waimiriatroari.org.br>); ^b Santos (1995); ^c Observatório de Barragens (www.observabarragem.ippur.ufrj.br); ^d Lucinda et al. (2007); ^e THEMAG (1996); ^f Funasa (2010); ^g Lima et al. (2015); ^h Ohara et al. (2015); ⁱ Doria et al. (2009); ^j IBAMA relatório <http://licenciamento.ibama.gov.br/hidreletricas/Belomonte/>; ^l Villas-Bôas (2015).

A barragem de Samuel no rio Jamari foi construída durante a ditadura militar brasileira, antes da implementação de políticas que regulam o licenciamento ambiental

¹ Utilizamos a melhor informação disponível para esses casos. Referências adicionais sobre estes e outros sistemas amazônicos represados podem ser encontradas no site da Amazon Dams Network em: www.amazondamsnetwork.org.

no Brasil. O reservatório foi fechado em 1988, inundando 560 km². A barragem alterou o fluxo do rio Jamari, reduzindo sua conectividade com a planície de inundação do rio Madeira, resultando na diminuição da produtividade das pescarias, impactos nos meios de subsistência indígenas e tradicionais e outros impactos socioeconômicos (Santos, 1995). Cerca de 650 famílias ribeirinhas foram transferidas e ainda não foram financeiramente compensadas. Os programas de monitoramento de peixes foram de curta duração (<2 anos) e focados apenas nos impactos diretos na área do reservatório, resultando na perda de informações sobre os impactos nos recursos de peixes e nas variáveis socioeconômicas que qualificam os meios de subsistência dos pescadores, o que poderia de outra forma fornecer contribuições importantes para projetos futuros (Santos 1995).

A barragem de Balbina, construída no rio Uatumã em 1989, foi considerada um desastre ambiental devido ao baixo potencial de geração de energia em relação à sua enorme área inundada (Kahn et al., 2014) além do impacto no regime hidrológico (Timpe e Kaplan 2017). Antes do barramento do rio Uatumã, os assentamentos humanos e as atividades nos rios foram dominados pelo grupo indígena Waimiri-Atroari, que praticava a pesca de subsistência. Após a construção da barragem, desenvolveu-se uma pescaria comercial local, estimulada pelo aumento da abundância de tucunarés (*Cichla* spp.), uma espécie bem adaptada às novas condições ambientais (Santos e Oliveira, 1999). Consequentemente, pescadores comerciais e recreativos de outras partes da bacia migraram para o reservatório de Balbina, concorrendo com pescadores de subsistência locais e grupos indígenas e criando conflitos, que foram negligenciados pelas agências de gestão federais e estaduais (Freitas et al., 2006).

A barragem de Lajeado foi construída no rio Tocantins em 2001, deslocando 6.483 habitantes de acordo com registros oficiais (THEMAG, 1996). Aproximadamente 175 pescadores e mais de 1.500 residentes de áreas indígenas não foram formalmente reconhecidos na avaliação de impacto ambiental (EIA) requerida no processo de licenciamento (Lima et al., 2015). Por conseguinte, estes pescadores não eram elegíveis para compensação, apesar dos impactos substanciais relacionados com as represas aos seus meios de subsistência (THEMAG, 1996).

A construção da barragem de Santo Antônio no rio Madeira foi concluída em 2011, levando ao reassentamento de mais de 1.600 pessoas (LEME 2005). Quando a avaliação de impacto ambiental foi realizada, nenhum pescador comercial foi considerado impactado pelo projeto, apesar de que 1.925 pescadores comerciais moravam próximo a cidade de Porto Velho naquele momento (Doria et al., 2012). Cinco anos após a construção da barragem, o número de "pescadores" autoidentificados dobrou, e atualmente ~ 6.000 pescadores apresentaram processos judiciais para obter indenização por perdas induzidas por barragens (presidente da Associação de Pescadores de Porto Velho, com. pessoal). Este número provavelmente inclui comunidades ribeirinhas que não foram inseridas no grupo de pescadores que, apesar de serem altamente dependentes de peixes, não foram originalmente afetados pelas barragens. Estima-se que, cerca de 5.000 famílias ribeirinhas e 3.000 indígenas e habitantes de áreas protegidas foram impactadas pela barragem de Santo Antônio, mas foram "esquecidas" no processo de mitigação e compensação.

Finalmente, a construção da barragem de Belo Monte, no rio Xingu, foi finalizada em 2016, reassentando mais de 27.100 pessoas. Belo Monte é um caso emblemático devido ao seu tamanho, à biodiversidade e vulnerabilidade do sistema de água doce e à diversidade de grupos sociais cujos meios de subsistência dependem do rio. Estudos de avaliação de impacto desenvolvidos através do processo de licenciamento foram considerados insuficientes quanto aos potenciais impactos socioambientais (Hernández e Magalhães 2011). Apesar da existência de aproximadamente 3.000 pescadores e de uma produção média de peixe de 1.000 toneladas por ano (Isaac et al. 2015), os dados coletados não foram suficientes para quantificar os impactos sociais e econômicos nos meios de subsistência dos pescadores. O componente socioeconômico do EIA, que não foi integrado aos dados sobre desembarques de pesca, concentrou-se apenas nos pescadores que vivem em torno da área inundada pelo reservatório, ignorando mais da metade dos pescadores registrados (Villas-Bôas et al., 2015).

Deficiências na governança das pescarias durante a implantação de hidrelétricas

O Brasil tem ampla legislação e os arranjos institucionais regulamenta a avaliação e monitoramento dos impactos socioambientais de grandes projetos de infraestrutura (Fiori 2005; Ferraz 2012). Mecanismos de licenciamento ambiental, que foram formulados como ferramentas para a mediação de conflitos, buscam orientar um diálogo consistente e documentado entre organizações setoriais e sociedade civil (Fiori, 2005). Na prática, no entanto, esses mecanismos geralmente existem apenas em papel e não são considerados como um fardo burocrático. Muitas das deficiências no processo de licenciamento ambiental decorrem de diálogo insuficiente entre as partes interessadas, burocracia excessiva no intercâmbio de informações, interpretações ideológicas e díspares dos resultados do estudo e corrupção generalizada (Fearnside 2016). Infelizmente, o planejamento e a execução da energia no Brasil foram muitas vezes controlados por interesses políticos ou estruturas de poder, que não respeitam necessariamente as diretrizes, marcos e políticas legais existentes, reduzindo severamente a capacidade de gerenciamento das agências governamentais (Fonseca 2014).

Desde 2007, as políticas de licenciamento ambiental de grandes usinas hidrelétricas no Brasil (> 30 MW) exigem três estágios de avaliação técnica: 1) a etapa de "Licença Prévia", que inclui a avaliação da viabilidade do projeto e a execução do EIA (necessária para aprovação pelas agências governamentais designadas); 2) o estágio "Licença de Instalação", que permite a construção começar, descrições pendentes de procedimentos e condições de mitigação e compensação (incluindo detalhes de um plano de monitoramento para impactos sociais e ambientais, que são sintetizados em um documento do "Plano Ambiental Básico", conhecido como PBA); e 3) a "Licença de Operação", que permite que o projeto comece e deve ser renovado a cada três e cinco anos. Vários inventários e estudos de monitoramento de impacto ambiental, incluindo ações de mitigação e/ou compensação de impactos, são realizadas durante estas três etapas, guiados por um "Termo de Referência", documento emitido pelas agências governamentais designadas.

Criticamente, as políticas brasileiras de licenciamento de barragens hidrelétricas e outros projetos de infraestrutura são ameaçadas por emendas constitucionais atualmente

consideradas pelo Senado. A principal alteração constitucional que propõe esta reforma legislativa institui um processo "acelerado" para a aprovação de projetos de mineração, hidrelétrica e outros, ignorando as audiências públicas obrigatórias e o processo atual de licenciamento em três etapas (Athayde et al., 2016; Fearnside, 2016). Se aprovado, essas políticas têm o potencial de aumentar o risco de desastres ambientais, intensificar a violação dos direitos das populações afetadas, exacerbar conflitos sociais e ambientais e aumentar a incerteza jurídica. Dentro deste contexto político, e com base nos princípios de design da Ostrom e nos estudos de caso descritos acima, foram identificadas cinco deficiências fundamentais na governança e gestão das pescarias relacionadas à construção de barragens hidrelétricas no Brasil.

1. Falta de transparência e independência para contratação e realização de estudos de impacto ambiental

A primeira crítica do atual sistema de licenciamento é que todas as ações que compõem as três etapas de licenciamento descritas acima são financiadas e executadas pelas empresas que gerenciarão a usina hidrelétrica ou seus empreiteiros. Para todos os casos de estudo, as equipes de pesquisa que trabalharam para coletar dados de monitoramento de linha de base foram selecionadas por consórcios de construção de barragens com base no cálculo do menor custo, com pouco controle pelas agências reguladoras. Esta situação leva a conflitos de interesses, uma vez que é do interesse financeiro dos consórcios empregar o seu considerável poder econômico e político para fazer qualquer providência necessária para obter as licenças o mais rápido possível. Outra deficiência refere-se à transparência no processo de disponibilização de informações e dados confiáveis para as partes interessadas e para a sociedade. Uma vez que os dados e as informações são controlados por consórcios de barragens, eles podem ser facilmente manipulados ou escondidos (Fearnside 2016), limitando a habilidade das partes externas para entender impactos e riscos e impedir a participação informada de grupos sociais afetados na tomada de decisões. Em relação aos princípios de design de Ostrom (1990), a falta de avaliação e monitoramento independente dos sistemas de pesca não cumprem os princípios 1 e 2; sem dados transparentes e acessíveis, não está claro se os limites das pescarias refletem os padrões geográficos dos usuários locais, consideram importantes interações socioeconômicas de escala transversal ou levam em consideração as regras de apropriação e as condições específicas do contexto.

2. Escassez de dados

A conservação de peixes de água doce em toda a bacia requer dados confiáveis e monitoramento adequado dos estoques de peixes, dinâmica dos ecossistemas e parâmetros socioambientais (Lorenzen et al., 2016). Globalmente, a falta de dados de peixes e a ausência de programas de monitoramento das pescarias prejudicaram a sustentabilidade das pescas continentais e muitas vezes resultaram em estratégias de gestão baseadas em dados científicos inexistentes (ou incompletos) (Beard et al., 2011). No caso de projetos hidrelétricos, a falta de dados suficientes e confiáveis sobre pescarias, aliada à participação limitada dos interessados e à coordenação interinstitucional, levou a erros nas estimativas de impactos socioeconômicos. Este problema é ampliado em pontos de acesso à biodiversidade, como a bacia amazônica, onde os dados da pesca são escassos ou não estão disponíveis para apoiar os processos de tomada de decisão. Criticamente,

entre as 2.500 espécies de peixes estimadas descritas para esta região, apenas um pequeno número foi estudado, e informações sobre as características biológicas e ecológicas das espécies estão gravemente ausentes (Junk e Soares 2001).

Para os cinco estudos de caso apresentados nesta análise, a estimativa da riqueza de espécies antes e durante a avaliação de impacto ambiental (Tabela 1) geralmente foi baseada em pequenos esforços de amostragem. Conseqüentemente, as diferenças na riqueza de espécies documentadas podem ser atribuídas a diferenças na intensidade dos esforços de amostragem (por exemplo, Winemiller et al., 2016) e provavelmente riqueza subrepresentada (Alho, et al., 2015). Isso é geralmente aceito quando esforços de amostragem mais intensos produzem maiores estimativas de riqueza de peixes (para a bacia do Madeira, ver Ohara et al., 2015). Além disso, a composição e a abundância de estoques de peixes, juntamente com a contribuição das pescarias para os meios de subsistência e as economias locais, são amplamente subestimados para a Amazônia brasileira (Isaac et al., 1998). Diante desses desafios, os dados disponíveis de EIA para projetos de energia hidrelétrica que devem informar medidas para tomada de decisão, mitigação e compensação geralmente são inadequados. Da mesma forma, estimativas incorretas sobre o número de pescadores podem ser causadas por deficiências no escopo da coleta de dados, deficiências em métodos de amostragem ou esforço e má gestão de dados por autoridades designadas (Ferraz 2012). Esse contexto leva a incertezas e inconsistências na definição e monitoramento de regras formais (políticas de pesca) pelas autoridades governamentais, que não conseguem alcançar os princípios 2 e 4 da Ostrom (congruência e monitoramento).

Infelizmente, dados confiáveis sobre pescarias amazônicas estão atualmente indisponíveis ou incompletos, tanto em áreas potencialmente afetadas por barragens quanto em outras regiões, devido à falta de investimento financeiro para implementar pesquisa e gerenciamento de dados. A pesquisa mais recente de produção pesqueira na Amazônia brasileira foi realizada em 2007 (Batista et al., 2012), e os poucos conjuntos de dados disponíveis estão desatualizados ou em escala espacial limitada. A responsabilidade pela coleta de dados de peixe e pesca é compartilhada em diferentes organizações, incluindo o Ministério da Agricultura e Pesca, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a Agência Federal de Assuntos Indígenas (FUNAI), várias agências ambientais federais e estaduais e até organizações locais sociais de pescadores e outras listadas na Tabela 1.

As estimativas da população humana diretamente afetada pelas usinas hidrelétricas e, portanto, têm direito a receber benefícios de compensação, geralmente se concentra naqueles que serão deslocados devido a inundações de reservatórios. Esta abordagem subestima gravemente a população dos pescadores afetados, uma vez que não inclui as pessoas que vivem em áreas a jusante, que terão seus meios de subsistência alterados pelo barramento do rio e mudanças hidrológicas. O contraste entre estimativas oficiais de pessoas das barragens e análises independentes em relação ao número de pescadores afetados e pessoas que vivem em áreas protegidas, terras indígenas e comunidades ribeirinhas é destacado na Tabela 1. Os resultados desses estudos de caso estão em concordância com grandes diferenças entre contagens oficiais e independentes de pessoas "afetadas" encontradas por Martínez e Castillo (2016) em sua revisão de 30 projetos de desenvolvimento de infraestrutura da América Latina, destacando a falta de

limites claramente definidos para o sistema de pesca afetado por barragens, conforme estabelecido pelo princípio 1 de Ostrom.

A compilação dos poucos dados disponíveis sobre o número e a diversidade de famílias e grupos sociais (por exemplo, comunidades ribeirinhas e povos indígenas) envolvidos em pescarias afetadas por projetos hidrelétricos na Amazônia continua sendo um desafio. No Brasil, esta escassez de dados confiáveis sobre os pescadores é agravada por abordagens de governança fracas e inconsistentes na gestão da pesca. Enquanto alguns pescadores são negligenciados no processo de implantação da barragem, outros chamados "pescadores" podem acessar as compensações financeiras do governo de forma inadequada. Um bom exemplo é o aumento observado no número de pescadores registrados para receber benefícios financeiros do governo durante a temporada de "defeso" das espécies, quando a pesca é proibida. Revisões recentes mostraram um aumento de 250% no número de pescadores que receberam pagamentos de temporada fechada de 2003 a 2014 (Campos e Chaves 2014). Esses autores encontraram discrepâncias no número de pescadores e beneficiários do seguro nessa temporada, apontando para ilegalidades e irregularidades no programa, o que compromete seus objetivos sociais e ambientais.

Outro problema crítico que enfraquece a disponibilidade e a confiabilidade dos dados da pesca é a falta de protocolos e diretrizes de pesquisa para a coleta e monitoramento de dados durante os estágios da implementação da barragem. Cada documento do termo de referência é diferente e as agências governamentais responsáveis pela aprovação desses termos não possuem conhecimentos técnicos suficientes para analisá-los criticamente. Além disso, os protocolos de amostragem e análise geralmente não são modificados para atender às realidades ou necessidades locais. Por exemplo, os países em desenvolvimento geralmente seguem os modelos de gestão europeus ou norte-americanos (Marmulla 2001), que não são adequados para abordar a enorme diversidade social e biológica da bacia amazônica. Enquanto as diretrizes federais no Brasil prescrevem métodos de coleta de dados para organismos alvo específicos, eles são insuficientes para informar o objetivo da conservação da biodiversidade (Ferraz 2012). Além disso, essas diretrizes não incluem interações entre fatores biológicos e socioeconômicos para informar a gestão integrada e os procedimentos de mitigação. Em resumo, as diretrizes nacionais e internacionais precisam ser melhor adaptadas às realidades locais (Marmulla, 2001).

Finalmente, os sistemas atuais para gerenciamento de dados, armazenamento de dados e acesso de dados pelo público são deficientes e inadequados. Em todos os casos estudados, pesquisadores e consultores envolvidos no processo de licenciamento geraram um número impressionante de relatórios, no entanto muitos são de rigor científico questionável, escrito em linguagem técnica difícil para os pescadores locais compreenderem e incluem dados primários que não estão devidamente armazenados ou facilmente acessível ao público. Mesmo que esses documentos sejam colocados na internet por agências ambientais, é improvável que residentes, pescadores e outras partes interessadas possam ler esse material exaustivo. Os resumos apresentados ao público durante as audiências públicas geralmente estão escritos em jargão técnico e não contêm os detalhes necessários para permitir que a população avalie impactos e retornos relevantes para eles.

3. Participação dos atores e consideração do conhecimento local

Globalmente, os pescadores de interior são muitas vezes excluídos ou ignorados pelas discussões de políticas regionais e globais sobre a gestão integrada dos recursos naturais e a alteração do habitat por grandes projetos, como as barragens (Cooke et al., 2016) (Fig.2). A exclusão desses atores gera conflitos entre empresas, governos e comunidades, exacerbando impactos e gerando descontentamento social (Araújo e Moret 2016, Martínez e Castillo 2016). No Brasil, as comunidades tradicionais, incluindo pescadores artesanais, povos indígenas e outras comunidades ribeirinhas são reconhecidas como minorias culturais com direitos especiais pela legislação nacional. As políticas nacionais e internacionais incluem processos de consulta pública e específica para avaliação de EIAs e direcionando procedimentos de mitigação e compensação quando necessário. Para os povos indígenas, a Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT), ratificada pelo Brasil, exige o consentimento livre, prévio e informado das comunidades indígenas para projetos que afetam seu bem-estar (Athayde et al., 2016). No entanto, os processos de consulta são muitas vezes superficiais ou inexistentes, resultando na violação dos direitos humanos (Martínez e Castillo 2016). Esta situação é contrária ao princípio 7 (reconhecimento mínimo de direitos aos pescadores para organizar e desenvolver suas próprias organizações) (Ostrom 1990; 2002), uma vez que essas organizações são ignoradas e/ou negligenciadas por desenvolvedores de barragens e organizações governamentais durante a tomada de decisões processo.

Figura 2. Pesca artesanal praticada na Cahoeira do Teotônio no rio Madeira, Porto Velho, Brasil. Essas cachoeiras foram inundadas pela represa hidrelétrica de Santo Antônio em 2011, e esse sistema de pesca já não existe. Foto: Gislene Torrente-Vilara (2009).

Por exemplo, as consultas públicas organizadas para as represas do rio Madeira e Xingu não alcançaram seus objetivos, o que, em teoria, deveria ter considerado as necessidades e demandas das pessoas afetadas. Na realidade, essas reuniões se tornaram fóruns políticos com fraca participação das partes interessadas (Hernández e Magalhães 2011). Para otimizar os custos, as reuniões incluíram um grande número de pessoas, limitando a participação pública efetiva e completa. Pescadores e outros grupos sociais locais que têm dificuldades em entender o jargão técnico e expressar publicamente sua opinião, compartilharam o palco com políticos locais, que buscavam popularidade e a aprovação dos eleitores. Muitas vezes, essas reuniões eram confusas e improdutivas, não possuíam análises aprofundadas da viabilidade do projeto e não conseguiram abordar procedimentos e alternativas de mitigação e compensação.

Outro aspecto crítico nas etapas de planejamento, construção e monitoramento da implantação da barragem é a negligência do conhecimento dos pescadores, que pode ser usado para melhorar o manejo da pesca (Berkes e Folke 2002, Doria et al., 2014). Os pescadores indígenas e artesanais possuem conhecimento de ocorrências de espécies e parâmetros ecológicos associados, usos naturais da flora e fauna nativas, níveis de colheita sustentáveis, interações ecológicas e dinâmica dos ecossistemas (Berkes e Folke,

2002). A incorporação destas informações em EIAs e programas de monitoramento podem informar os procedimentos de mitigação e gerenciamento para aumentar a capacidade dos pescadores de se adaptarem às novas condições naturais impostas pelo barramento dos rios. O conhecimento local geralmente não é considerado em EIAs e PBAs, que se concentram principalmente em parâmetros socioeconômicos. Por exemplo, o conhecimento indígena não foi considerado no desenvolvimento de planos de mitigação para a perda de diversidade de peixes na barragem de Belo Monte no rio Xingu, apesar do conhecimento experimental a longo prazo que esses pescadores têm sobre diversidade de peixes, ecologia e distribuição geográfica em relação ao regime hidrológico e à variação do fluxo (Villas-Bôas et al., 2015). Em muitas regiões, o conhecimento tradicional realizado por pescadores e pessoas tradicionais pode ajudar a preencher lacunas de conhecimento cruciais para promover a conservação da biodiversidade, mas essa fonte de informação raramente é incorporada nas avaliações ou gestão ambiental (Doria et al., 2014).

4. Falta de organização e representação de pescadores

A tarefa de estabelecer procedimentos para a gestão das pescarias é da competência do Estado, no entanto, existem outros atores não-governamentais que possuem um papel fundamental no sucesso ou na falha dessas medidas. Trabalhar com essas partes interessadas é um pré-requisito para o planejamento e gerenciamento eficiente da pesca de forma compatível com os requisitos sócio-culturais e ambientais da região amazônica (Ruffino 2005). No Brasil, os pescadores frequentemente estão sujeitos a relações de dependência e clientelismo com diversas organizações, como o mercado, as associações de pescadores e até mesmo com algumas agências governamentais que não promovem participação efetiva (Haimovici et al., 2014). Enquanto as federações, colônias e associações de pescadores representam um grande número de trabalhadores, eles são em grande parte desorganizados e têm pouca influência na formulação e implementação de políticas, o que contradiz o princípio 3 de Ostrom, descrevendo acordos robustos de escolha coletiva. Em vez de unir forças para fortalecer seu papel, essas organizações estão cada vez mais divididas e difusas devido a disputas internas e conflitos de interesses (Ruffino 2005). Por exemplo, na área de influência da barragem de Santo Antônio, alguns pescadores são representados pela liderança da associação de pescadores, outros pelo sindicato de pescadores, outros pela federação de pescadores, outros por líderes comunitários e outros que não se sentem representados por nenhum desses grupos. Além disso, os grupos de pescadores são frequentemente representados por líderes que usam as associações para interesses pessoais ou políticos (Ramalho 2014), e isso não tem legitimidade, ou por organizações não governamentais cujos interesses não se alinham necessariamente com a maioria dos pescadores.

A ausência de organizações fortes e legítimas que representam os pescadores na Amazônia complica o diálogo entre as organizações e os afetados pelos projetos (Ruffino 2005). Este problema é refletido na perda da contabilidade (por associações de pescadores) das pessoas envolvidas na pesca e outras operações de rotina ligadas à pesca (por exemplo, processamento de peixe e vendas). Por outro lado, as experiências passadas mostram que uma boa articulação do movimento social dos pescadores forçou a empresa da barragem de Tucuruí a promover ações compensatórias sociais e ambientais e assistência técnica para fortalecer redes cooperativas e associações comunitárias

(Cardoso et al., 2005); o planejamento melhorado e a gestão das pescas em outras bacias afetadas por barragens exigirão uma exibição igualmente forte por parte das organizações de pescadores.

Apesar do sentimento geral de "falhas" capturadas pelas histórias compiladas aqui, reconhecemos avanços importantes na participação pública e na negociação de poder na tomada de decisões em torno de barragens amazônicas, incluindo o fortalecimento dos movimentos sociais, o desenvolvimento de coalizões entre grupos de atores sociais (como o "movimento Xingu vivo para sempre"), o papel desempenhado pelos promotores públicos e o Ministério Público brasileiro em defesa dos direitos das minorias sociais (MPF); bem como a articulação de alianças estratégicas e parcerias entre grupos locais, sociedade nacional e até mesmo fóruns internacionais (especialmente no caso de Belo Monte) (Forline e Assis 2004; McCormick 2006). No caso dos movimentos sociais indígenas, o papel das alianças locais e extra regionais na promoção de processos de negociação, compensação e mitigação não pode ser ignorado. No caso da barragem de Belo Monte, por exemplo, recursos e conhecimento fornecidos por alianças com Ong's, universidades e participação em fóruns locais, regionais e internacionais equiparam o povo Juruna para negociar melhor e lutar por projetos de compensação que eram inadequados (Laufer et al., 2017). Ao se envolver com esses processos e redes de multi escalas, as comunidades estão melhor preparadas para se auto organizar e negociar planos de compensação e mitigação, inclusive, no caso do povo Apinajé da bacia hidrográfica do Tocantins, onde a associação local foi responsável pela execução do Plano Ambiental Básico (PBA), que abrangeu diversos subprogramas de compensação e mitigação (Laufer et al., 2017).

5. Falta de estrutura e capacidade governamental para gerenciar atividades de construção de barragens e auxiliar pescadores após a construção de barragens

As agências que gerenciam o processo de licenciamento de barragens não estão adequadamente habilitadas para inspecionar, monitorar e exigir o cumprimento dos consórcios de construção de barragens. A falta de pessoal (em número e qualificações) resulta em deficiências nas análises de documentos de avaliação ambiental durante o processo de licenciamento. Além disso, a pressão econômica e política para aprovar grandes projetos de infraestrutura é forte, comprometendo a neutralidade e independência do processo de tomada de decisão (Fearnside 2015, Zhouri e Oliveira 2007). Essa falta de capacidade e coordenação governamental se traduz em falta de apoio aos grupos de partes interessadas que procuram negociar com consórcios de construção de barragens e responsabilizá-los pelo processo de licenciamento e mitigação, enfraquecendo assim o princípio 4 de Ostrom (responsabilização de monitores ou sistema de monitoramento para apropriadores ou usuários de recursos; Ostrom 1990). A situação resultante é caótica; as agências estão paralisadas para regular, inspecionar e exigir conformidade das empresas, uma vez que não estão habilitadas no processo e não têm informações sobre a magnitude dos impactos socioambientais.

Considerações finais e recomendações

O desenvolvimento hidrelétrico agrega complexidade e vulnerabilidade ao problema existente de má gestão da pesca que historicamente caracterizou a Amazônia brasileira. Nos estudos de caso analisados, a organização social-política já fraca dos pescadores antes da instalação de usinas hidrelétricas é ainda mais complicada por novos (e muitas vezes impostas) fronteiras de recursos (princípio 1) e distribuição de poucos benefícios após a construção da barragem (princípio 2). Além disso, os indivíduos afetados pelas regras operacionais (ou seja, os pescadores) geralmente não podem participar nas regras de modificação (princípio 3), enquanto os projetos de monitoramento são muitas vezes desenvolvidos sem sua plena participação e falta de responsabilidade (princípio 4). A falta de capacidade governamental para estabelecer e aplicar sanções, juntamente com a existência de relacionamentos de corrupção ou clientelismo, nubla ainda mais a confiabilidade e a adesão às políticas ambientais (princípio 5). Em geral, existem poucos mecanismos efetivos de resolução de conflitos (princípio 6), e os direitos dos pescadores não são valorizados ou reconhecidos no processo (o "fenômeno da invisibilidade", princípio 7). Finalmente, o cenário entre as escalas (ou seja, aninhados) onde o gerenciamento ocorre e as decisões são desconectadas, muitas vezes existe confusão sobre os conflitos de interesses e jurisdições entre atores e organizações envolvidas na pesquisa, tomada de decisão e avaliação de conformidade de mitigação e procedimentos de compensação.

Dado os dados limitados da pesca para análise abrangente dos impactos das represas e diretrizes insuficientes para garantir os direitos dos pescadores ao longo do processo de licenciamento, os mesmos processos insuficientes são repetidos à medida que a energia hidrelétrica se expande através das bacias amazônicas. Situações semelhantes foram descritas para outras partes do Brasil, outros países da América Latina e em todo o mundo em desenvolvimento. Em todos os sistemas, esse resultado é impulsionado por uma desconexão entre políticas energéticas e ambientais e setores sociais e culturais, e é comumente caracterizada pela falta de informação e diálogo (Fonseca 2014, Martínez e Castillo 2016). Dirigir-se a essas deficiências exigirá investimentos e esforços concertados por uma diversidade de órgãos governamentais, juntamente com o diálogo intersetorial ampliado e a promoção de planejamento participativo local e regional e tomada de decisões que inclua pescadores e suas associações (Fonseca 2014). As questões básicas, as deficiências e as recomendações para melhorar a governança das pescarias através do processo de planejamento, construção e operação de represas na Amazônia estão resumidas na Tabela 2. Essas mudanças serão difíceis de implementar todas de uma vez, mas o progresso pode ser feito passo a passo. Embora não tenhamos o objetivo de apresentar soluções conclusivas para o problema multifacetado da invisibilidade das pescas diante do desenvolvimento da energia hidrelétrica na Amazônia brasileira, acreditamos que essas soluções podem surgir da discussão e um processo participativo de diálogo envolvendo múltiplos públicos de interesse. Este artigo em perspectiva é uma contribuição para gerar diálogo e reflexão sobre esse tema, visando apoiar a sustentabilidade de um dos sistemas de rios mais produtivos e sócio-biodiverso do mundo.

Tabela 2. Problemas centrais e recomendações para melhoria da governança das pescarias em relação à implementação da energia hidrelétrica na região amazônica.

| Questões | Recomendações |
|--|--|
| <p>1. Falta de transparência e independência para a realização de avaliações de impacto ambiental (EIAs) e planos ambientais básicos (PBAs) por consórcios de barragens</p> | <p>Promover o controle governamental e avaliações independentes para estudos e dados estratégicos. Os desenvolvedores de barragens devem transferir dados e recursos financeiros para criar capacidade de universidades e governos locais para gerenciar adequadamente os estudos.</p> <hr/> <p>Promover a divulgação, publicação e discussão de dados produzidos a partir de EIAs e programas de monitoramento (desenvolvidos sob PBAs). Sintetizar e divulgar os dados existentes em diferentes formatos, disponibilizando-os para diversas partes interessadas.</p> |
| <p>2 Ausência de dados</p> | <p>Promover a implementação de programas independentes e participativos de monitoramento de pescarias de subsistência e comercial (rendimento, esforço e ecologia e biologia dos peixes) em bacias amazônicas por agências estatais e entidades de pesquisa antes da construção de barragens.</p> <hr/> <p>Melhorar o projeto de pesquisa para mapear pescadores e definir atores que dependem da atividade pesqueira e precisam ser incluídos no planejamento, compensação e processos de mitigação. Desenvolver bases de dados que contenham informações socioeconômicas suficientes para apoiar estratégias de monitoramento e mitigação.</p> |
| <p>3 Participação dos atores</p> | <p>As organizações de pescadores devem ter o direito de ser representadas em qualquer fórum de discussão ou tomada de decisão relacionado à atividade de pesca. O governo deve garantir essa participação, considerando: i) o "peso" e o tamanho de cada uma dessas organizações; ii) se a organização representa legitimamente os interesses do setor; e iii) a medida em que a organização reflete os interesses do grupo que representa (Ruffino 2005).</p> |
| <p>- Audiências públicas com pouca participação das partes interessadas</p> | <p>Permitir e expandir a participação de atores nas audiências públicas através da criação de fóruns locais menores que facilitam o empoderamento e participação efetiva dos pescadores antes das audiências oficiais.</p> |
| <p>- Falta de fóruns de discussão sobre o setor pesqueiro, incluindo informações sobre mudanças e impactos, bem como procedimentos de mitigação e alternativas</p> | <p>Promover fóruns de pesca para a organização setorial antes e depois da construção da hidrelétrica. Implementar planejamento colaborativo e participativo e gerenciamento de pescaria com base na comunidade. Formar plataformas multipartes interessadas, composta de representantes da sociedade civil e do governo, em colaboração com pesquisadores e atores relevantes, para propor e implementar políticas para melhorar a aprendizagem social e a tomada de decisões.</p> <hr/> <p>Expandir a participação dos pescadores e a integração do conhecimento local e indígena ao longo de todo o ciclo do projeto, desde a elaboração até a discussão dos resultados.</p> |
| <p>4 Falta de organização e representação de pescadores</p> | <p>Desenvolver políticas locais para fortalecer a organização social dos pescadores durante o processo de licenciamento para assegurar sua participação no processo.</p> <hr/> <p>Melhorar a capacidade do governo e as políticas públicas direcionadas para gerenciar o processo de planejamento, construção e operação de barragens. Melhorar as orientações e critérios existentes para considerar realidades locais.</p> |
| <p>5 Falta de estrutura e capacidade governamental para gerenciar as atividades de construção de barragens e apoiar os pescadores após a construção da barragem</p> | <p>Fortalecer as entidades governamentais responsáveis pela gestão do setor pesqueiro, garantindo o apoio das instituições de pesquisa, conforme necessário, bem como a melhoria da capacidade técnica dos grupos ou comissões de gestão.</p> <hr/> <p>Implementar as salvaguardas existentes e os mecanismos fiscais para pessoas ribeirinhas ou pescadores para mitigar os impactos das represas nas pescarias e fortalecer a capacidade da governança local para fazê-lo. Exemplo: Compensação financeira para a utilização de recursos hídricos para geração elétrica, "Bolsa verde".</p> |

- Diretrizes insuficientes ou inadequadas para gerar informações efetivas para orientar processos de gestão e mitigação

Melhorar a orientação, os critérios e o delineamento das pesquisas para os EIAs e PBAs com consideração das condições locais. Definir diretrizes para a realização de pesquisas através das diferentes fases da implementação da barragem, com regras claras para gerenciamento e monitoramento.

Referências

- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, & L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology* 68: 1119–32.
- Alho, C. J. R. 2012. Importance of biodiversity for the human health: an ecological perspective. *Estudos Avançados* 26: 151–165.
- Alho, C. J. R., R. E. Reis & P. P. U. Aquino. 2015. Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries. *Ambio*, 44(5): 412–425. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0610-z>.
- Araújo, N. C., & A. S. Moret. 2016. Direitos humanos e hidrelétricas: uma análise dos impactos socioambientais e econômicos gerados em Rondônia. *Veredas do Direito* 13: 167–194. doi:10.18623/rvd.v13i26.622.
- Athayde, S. 2014. Introduction : Indigenous Peoples , Dams and Resistance in Brazilian Amazonia. *Tipiti: Journal of the Society for the Anthropology of Lowland South America* 12: 80–92.
- Athayde, S., P. F. Moreira, & M. Heckenberger. 2016. Public feedback at risk in Brazil. *Science* 353: 1217–1217.
- Basurto, X., S. Gelcich, & E. Ostrom. 2013. The social-ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. *Global Environmental Change* 23. Elsevier Ltd: 1366–1380. doi:10.1016/j.gloenvcha.2013.08.001.
- Batista, V. S., V. J. Isaac, N. M. Fabr e, O. T. Almeida, J. C. A. Gonzalez, M. L. Ruffino, & C. O. Silva. 2012. O Estado da Pesca na Amazônia. In *Peixes e Pesca Solim es-Amazonas*, ed. V. S. Batista and V. J. Isaac, 13–29.
- Beard, T. D., R. Arlinghaus, S. J. Cooke, P. B. McIntyre, S. De Silva, D. Bartley, & I. G. Cowx. 2011. Ecosystem approach to inland fisheries: Research needs and implementation strategies. *Biology letter* 7: 481–483. doi:10.1098/rsbl.2011.0046.
- Berkes, F., & C. Folke. 2002. Back to the future: ecosystem dynamics and local knowledge. In *Panarchy. Understanding transformations in human and natural systems*, ed. L. H. Gunderson and C. S. Holling, 121–146. Washington: Island Press.
- Campos, A. G., & J. V. Chaves. 2014. Seguro defeso: diagnóstico dos problemas

enfrentados pelo programa. *IPEA*: 67.

- Cardoso, A. C. D., A. E. Reymão, A. P. V. Bastos, A. J. O. Castro, C. F. Szlafsztein, J. J. F. Lima, M. C. F. Silva, & M. I. T. Côrtes. 2005. Concepção integrada de Planos Diretores Municipais e Plano de Desenvolvimento Regional: o caso do baixo Tocantins/PA. In *XI Encontro Nacional da Associação Nacional de pós-graduação e pesquisa em planejamento urbano e regional - ANPUR.*, 21. Salvador, Bahia.
- Castello, L., & M. N. Macedo. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology* 22. doi:10.1111/gcb.13173.
- Cooke, S. J., E. H. Allison, T. D. Beard, R. Arlinghaus, A. H. Arthington, D. M. Bartley, I. G. Cowx, C. Fuentesvilla, et al. 2016. On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten. *Ambio*. doi:10.1007/s13280-016-0787-4.
- Doria, C. R. D. C., M. L. Ruffino, N. C. Hijazi, & R. L. Da Cruz. 2012. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. *Acta Amazonica* 42: 29–40. doi:10.1590/S0044-59672012000100004.
- Doria, C. R. C., M. A. L. Lima, A. R. Santos, S. T. B. Souza, M. O. A. R. Simão, & A. R. Carvalho. 2014. O uso do conhecimento ecológico tradicional de pescadores no diagnóstico dos recursos pesqueiros em áreas de implantação de grandes empreendimentos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 30: 89–108. doi:10.5380/dma.v30i0.34196.
- Fearnside, P. M. 2015. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio* 44: 426–439. doi:10.1007/s13280-015-0642-z.
- Fearnside, P. M. 2016. Tropical dams: to build or not to build? *Science* 351. doi:10.1126/science.
- Ferraz, G. 2012. Twelve guidelines for biological sampling in environmental licensing studies. *Natureza e Conservação* 10: 20–26. doi:10.4322/natcon.2012.004.
- Fiori, A. M. 2005. *Licenciamento ambiental: um desafio que exige apenas o velho e necessário bom senso.*
- Fonseca, I. F. 2014. Capacidades estatais e políticas ambientais: uma análise comprada dos processos de coordenação intragovernamental para o licenciamento ambiental de grandes barragens (Brasil, China, Índia) In *Capacidades Estatais em Países Emergentes: o Brasil em perspectiva comparada.* IPEA: Brasília.
- Forline, L., & E. Assis. 2004. Dams and Social Movements in Brazil: Quiet Victories on the Xingu. *Practicing Anthropology* 26: 21–15.
- Freitas, C. E. C., A. A. F. Rivas, F. A. Nascimento, F. K. Siqueira-Souza, & I. L. A. Santos. 2006. The effects of sport fishing growth on behavior of commercial fishermen in Balbina reservoir, Amazon, Brazil. *Environment, Development and Sustainability* 10: 157–165. doi:10.1007/s10668-006-9043-6.
- Freitas, C. E. C., F. K. Siqueira-Souza, R. Humston, & L. E. Hurd. 2013. An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. *Hydrobiologia* 705: 159–171. doi:10.1007/s10750-012-1394-4.

- Haimovici, M., J. M. Andriguetto Filho, P. S. Sunye, & A. S. Martins. 2014. Padrões das dinâmicas de transformação em pescarias marinhas e estuarinas do Brasil (1960-2010). In *A pesca marinha e estuarina no Brasil: estudos de caso multidisciplinares*, ed. M. Haimovici, J. M. Andriguetto Filho, and P. S. Sunye, FURG, 181–191. Rio Grande - RS.
- Hernández, F. M., & S. B. Magalhães. 2011. Ciência, cientistas e democracia desfigurada: o caso Belo Monte. *Novos Cadernos NAEA* 14: 79–96.
- Isaac, V. J., M. L. Ruffino, & D. McGrath. 1998. In search of a new approach to fisheries management in the middle Amazon region. *Fishery Stock Assessment Models*: 889–902. doi:10.4027.
- Isaac, V. J., M. C. Almeida, T. Giarrizzo, C. P. Deus, R. Vale, G. Klein, & A. Begossi. 2015. Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87: 2229–2242. doi:10.1590/0001-3765201520140250.
- Isaac, V. J., L. Castello, P. R. B. Santos, & M. L. Ruffino. 2016. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. *Fisheries Research* 183. doi:10.1016/j.fishres.2016.06.017.
- Jaichand, V., & A. A. Sampaio. 2013. Dam and Be Damned: The Adverse Impacts of Belo Monte on Indigenous Peoples in Brazil. *Human Rights Quarterly* 35: 408–447. doi:10.1353/hrq.2013.0023.
- Junk, W. J., & M. G. M. Soares. 2001. Freshwater Fish Habitats in Amazonia: State of Knowledge , Management , and Protection. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 4: 437–451.
- Kahn, J. R., C. E. Freitas, & M. Petreire. 2014. False shades of green: The case of Brazilian Amazonian hydropower. *Energies* 7: 6063–6082. doi:10.3390/en7096063.
- Kirchherr, J., H. Pohlner, & K. J. Charles. 2016. Cleaning up the big muddy: A meta-synthesis of the research on the social impact of dams. *Environmental Impact Assessment Review* 60. Elsevier Inc.: 115–125. doi:10.1016/j.eiar.2016.02.007.
- Laufer, J., S. Athayde, E. E. Marques, S. Setúbal, & L. R. Soares. 2017. Projeto de Pesquisa: Gestão Participativa da Biodiversidade em Terras Indígenas afetadas por Barragens Hidrelétricas na Amazônia Brasileira. Relatório Técnico n. 4. Universidade Federal do Tocantins e Universidade da Flórida, Palmas e Gainesville, agosto de 2017.
- LEME Engenharia S.A., 2005. Estudo de Impacto Ambiental dos Aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, Rio Madeira - RO. Capítulo IV - Área de Influência Direta dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio, Tomo B, Volume 5/8, Diagnóstico Ambiental da Área de Influência Direta, Meio Biótico, Ictiofauna e Recursos Pesqueiros. Relatório 6315 - RTG90 - 001. Maio/2005. Páginas IV-755 a IV-916.
- Lévêque, C., T. Oberdorff, D. Paugy, M. L. J. Stiassny, & P. A. Tedesco. 2008. Global

- diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 545–567. doi:10.1007/s10750-007-9034-0.
- Lima, A. M. T., E. E. Marques, M. H. Ertzogue, D. T. A. M. Ferreira, & J. D. Lima. 2015. Os Rios Amazônicos Convertidos em Gigawatts: Participação Social no Processo de Implantação de Usinas Hidrelétricas. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia* 7: 136–158. doi:10.18361/2176-8366/rara.v7n2p136-158.
- Lorenzen, K., I. G. Cowx, R. E. M. Entsua-Mensah, N. P. Lester, J. D. Koehn, R. G. Randall, N. So, S. A. Bonar, et al. 2016. Stock assessment in inland fisheries: a foundation for sustainable use and conservation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. doi:10.1007/s11160-016-9435-0.
- Lynch, A. J., S. J. Cooke, A. M. Deines, S. D. Bower, D. B. Bunnell, I. G. Cowx, V. M. Nguyen, J. Nohner, et al. 2016. The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environmental Reviews* 24: 115–121. doi:10.1139/er-2015-0064.
- MAPA, 2016. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. <http://www.agricultura.gov.br/aquicultura-pesca>
- Marmulla, G. 2001. Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution. FAO Fisheries, Technical paper 419, Rome, Italy.
- Martínez, V., & O. L. Castillo. 2016. The political ecology of hydropower: Social justice and conflict in Colombian hydroelectricity development. *Energy Research and Social Science* 22. Elsevier Ltd: 69–78. doi:10.1016/j.erss.2016.08.023.
- McCormick, S. 2006. The Brazilian Anti-Dam Movement: Knowledge Contestation as Communicative Action. *Organization & Environment* 19: 321–346. doi:10.1177/1086026606292494.
- McCormick, S. 2007. The Governance of Hydro-electric Dams in Brazil. *Journal of Latin American Studies* 39: 227. doi:10.1017/S0022216X07002374.
- Ohara, W. M., L. J. De Queiroz, J. Zuanon, G. Torrente-Vilara, F. G. Vieira, & C. D. C. Doria. 2015. Fish collection of the Universidade Federal de Rondônia: its importance to the knowledge of Amazonian fish diversity. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 37: 251. doi:10.4025/actascibiolsci.v37i2.26920.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. New York: Cambridge University Press.
- Ostrom, E. 2002. Reformulating the Commons. *Ambiente & Sociedade* 10: 1-21.
- Petrere, M., R. B. Barthem, E. A. Córdoba, & B. C. Gómez. 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 403–414. doi:10.1007/s11160-004-8362-7.
- Ramalho, C. W. N. 2014. Estado, pescadores e desenvolvimento nacional. Da reserva naval à aquícola. *Ruris* 8: 31–62.

- Rezende, R. R. 2009. Navigating the Turbulent Waters of Public Participation in Brazil : A Case Study of the Santo Antônio and Jirau Hydroelectric Dams.
- Ruffino, M. L. 2005. *Gestão do uso dos Recursos Pesqueiros na Amazônia*. Edited by IBAMA. Manaus: ProVárzea. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- Santos, G. M. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica* 25: 247–280.
- Santos, G. M., & A. B. Oliveira. 1999. A pesca no reservatório da hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). *Acta Amazonica* 29: 145–163.
- Tan-Mullins, M. 2007. The state and its agencies in coastal resources management: the political ecology of fisheries management in Pattani, southern Thailand. *Singapore Journal of Tropical Geography* 28: 348-361.
- THEMAG. 1996. Engenharia e Gerenciamento Ltda. Usina Hidrelétrica Lajeado: Estudo de Impactos Ambiental – EIA/diagnóstico ambiental – socioeconomia; v.2, tomo c.
- Timpe, K. & D. Kaplan. 2017. The changing hydrology of a dammed Amazon. *Science Advances* 3: 1-13. DOI: 10.1126/sciadv.1700611.
- Villas-Bôas, A., B. R. Garzón, C. Reis, L. Amorim, and L. Leite. 2015. *Belo Monte: Não há condições para a Licença de Operação*. São Paulo.
- WCD. 2000. *Dams and Development: A new framework for decision-making*. London. doi:10.1097/GCO.0b013e3283432017.
- Winemiller, K. O., P. B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I. G. Baird, W. Darwall, et al. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351. American Association for the Advancement of Science: 128–129. doi:10.1126/science.aac7082.
- Yin, R. K. 2009. *Case study research: Design and methods*. Thousand Oaks, CA: Sage.
- Zhour, A., & R. Oliveira. 2007. Desenvolvimento, conflitos sociais e violência no Brasil rural: o caso das usinas hidrelétricas. *Ambiente & sociedade* 10: 119–135. doi:10.1590/S1414-753X2007000200008.