



Dossiê

Estudos científicos independentes sobre a vida da Volta Grande do Xingu

Brasília, Outubro de 2025

ISBN 978-65-01-75123-8



NOTA TÉCNICA MATI-VGX

**ANÁLISE HIDROLÓGICA E PROPOSTA DE
UM HIDROGRAMA DE VAZÃO AMBIENTAL
PARA A VOLTA GRANDE DO XINGU**

SETEMBRO DE 2025

NOTA TÉCNICA MATI-VGX

**ANÁLISE HIDROLÓGICA E PROPOSTA DE
UM HIDROGRAMA DE VAZÃO AMBIENTAL
PARA A VOLTA GRANDE DO XINGU**



AUTORES

Renata Utsunomiya, Dra. *Universidade de São Paulo – USP / MATI*
 Adriano Costa Quaresma, Dr. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA / MATI*
 Ánay Juruna Jacinto Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba – MATI*
 Anderson Sampaio, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba – MATI*
 Andre Luis Klemer, *Rio das Pedras, Volta Grande do Xingu – MATI*
 André O. Sawakuchi, Dr. *Universidade de São Paulo – USP / MATI*
 André Ribeiro Martins, Dr. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
 Andresa Pereira da Silva Juruna, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
 Anne Moreira Costa, *Universidade Federal do Pará – UFPA*
 Camila C. Ribas, Dra. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA / MATI*
 Camila Duarte Ritter, Dra. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA / MATI*
 Clemerson Felix Juruna, *Aldeia Paquiçamba, TI Paquiçamba – MATI*
 Cristiane C. Carneiro, Dra. *Ministério Público Federal / MATI*
 Douglas Aviz Bastos, Dr. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA*
 Eder Mileno Silva De Paula, Dr. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
 Fabiano do Nascimento Pupim, Dr. *Universidade de São Paulo – USP*
 Gabriela Zuquim, Dra. *Universidade de Turku, Finlândia*
 Giliarde Juruna, *Associação Yudjá Miratu da Volta Grande do Xingu*
 Guilherme de Sousa Lobo, Dr. *Universidade Estadual de Campinas*
 Helena Palmquist, *Universidade Federal do Pará – UFPA / MATI*
 Helio Bezerra da Silva, *Nova Conquista, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Ingo D. Wahnfried, Dr. *Universidade Federal do Amazonas – UFAM / MATI*
 Janice Muriel-Cunha, Dra. *Universidade Federal do Pará – UFPA / MATI*
 Jansen Zuanon, Dr. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Aposentado) – INPA / MATI*
 Jayne Juruna, *Aldeia Paquiçamba, TI Paquiçamba – MATI*
 José Carlos Alves Ribeiro Xipayá, *Landi, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Josiel Juruna, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba – MATI (coordenador)*
 Juarez Pezzuti, Dr. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
 Kauyrê Juruna da Cruz Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
 Marlon Chumber, Me. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
 Micaeli Souza Santos, *Rio das Pedras, Volta Grande do Xingu*
 Nharapa Juruna da Cruz Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
 Ocimara Pereira Juruna, *Aldeia Pupekuri, TI Paquiçamba*
 Orcylene Barbosa dos Reis, *Bacajá, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Orlando Rodrigues Lima, *Ilha da Baleia, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Paulo dos Passos Ferreira, *Bacajá, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Raimundo da Cruz e Silva, *Goianinho, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Rosilene Sousa dos Santos, *Goianinho, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Ronald Txakui Juruna, *Aldeia Furo Seco, TI Paquiçamba – MATI*
 Sara Rodrigues Lima, *Ilha da Baleia, Volta Grande do Xingu*
 Sebastião Alves Ribeiro, *Praia Grande, Volta Grande do Xingu*
 Sebastião Bezerra Lima, *Ilha do Amor, Volta Grande do Xingu – MATI*
 Tarukawa Juruna da Cruz Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
 Thaís Mantovanelli, Dra. *Instituto Socioambiental – ISA / MATI*

Como citar: Utsunomiya, R. et al. Nota Técnica MATI-VGX: Análise hidrológica e proposta de um Hidrograma de vazão ambiental para a Volta Grande do Xingu. Monitoramento Ambiental Territorial Independente da Volta Grande do Xingu. p. 1-49, 2025.

SUMÁRIO

RESUMO EXECUTIVO Destaques e recomendações da Nota Técnica	5
RESUMO DAS RECOMENDAÇÕES	6
1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	8
2. RESULTADOS E DISCUSSÕES	11
2.1. Indicadores de alteração hidrológica	11
2.1.1. <i>Magnitude das vazões médias mensais</i>	11
2.1.2. <i>Magnitude das vazões mínimas e máximas dos períodos de cheia e seca</i>	15
2.1.3. <i>Reversões de vazão</i>	18
2.2. Indicadores de vazão ambiental	21
2.2.1. <i>Duração da cheia e seca e período ideal (timing)</i>	21
2.3. Análise dos pulsos de inundação pré- e pós-Belo Monte	26
2.3.1. <i>Coefficiente Pardé</i>	26
2.3.2. <i>Vazões médias mensais e porcentagem de redução</i>	27
2.3.3. <i>Distribuição das vazões médias mensais da série histórica</i>	28
3. SÍNTESE DAS ANÁLISES HIDROLÓGICAS E DE VAZÃO AMBIENTAL NO TVR	31
4. PARECER TÉCNICO N° 160/2022 E DESPACHO N° 24284135/2025-GABIN	34
5. RECOMENDAÇÕES PARA ADOÇÃO DE HIDROGRAMA DE VAZÃO ECOLÓGICA	35
6. CONCLUSÃO	42
7. REFERÊNCIAS	43
8. ANEXO	45

RESUMO EXECUTIVO

DESTAQUES E RECOMENDAÇÕES DA NOTA TÉCNICA

Os resultados das análises hidrológicas da presente nota técnica demonstram o cenário de estresse hídrico que vem afetando e comprometendo a resiliência do sistema socioecológico da Volta Grande do Xingu no Trecho de Vazão Reduzida (TVR) ao comparar os dados da série histórica com os anos após os desvios da vazão pela usina hidrelétrica (UHE) de Belo Monte. Demonstramos aqui os principais resultados:

- *Forte redução na magnitude, com vazões médias mensais que chegam a alcançar 89% de redução em comparação com a série histórica. A média máxima dos 90 dias de cheia apresentou reduções de até 74%;*
- *A duração da cheia acima de 14.000 m³/s reduziu de 80 dias para 9 em média, com 4 dos 9 ciclos analisados que nem alcançaram esse patamar. O atraso do alcance do período de cheia é de 25 dias em média. Já a duração da seca extrema (abaixo de 1.176m³/s) aumentou 132%: na série histórica durava 45 dias e após a UHE Belo Monte passou a durar em média 104 dias, com o ciclo de 2023-2024 alcançando 182 dias (ou seja, 6 meses contínuos de seca extrema). A duração e o timing (período ideal) foram dois parâmetros ignorados na formulação do “Hidrograma de Consenso”;*
- *O ciclo 2023-2024 teve influência de forte El Niño e as vazões médias mensais observadas foram semelhantes aos mínimos do Hidrograma de consenso B (HC-B), resultando em seca extrema de 6 meses e efeitos deletérios à resiliência do sistema socioecológico no TVR, levando a conclusão da necessidade de rejeitar o “Hidrograma de Consenso” (A e B);*

As diretrizes que orientaram as recomendações para adoção de um novo Hidrograma de Vazão Ecológica foram:

- *Conceito de vazão ecológica e arranjo de partilha de água que permita vazão necessária para sustentar os ecossistemas aquáticos e aluviais, o pulso de inundação sazonal, os modos de vida, o bem-estar humano e as atividades culturais das populações indígenas e ribeirinhas do TVR;*
- *Correção dos valores mínimos mensais de vazão do atual hidrograma de operação da UHE Belo Monte de forma a restaurar parcialmente o pulso de inundação no TVR, em termos da magnitude, duração, período ideal, taxas de mudança e amplitude;*
- *Incorporação de indicadores de duração e período das fases de enchente, cheia, vazante e seca para prover tempo necessário à ocorrência de processos ecológicos sazonais necessários à alimentação e reprodução da fauna aquática, semiaquática e terrestre, garantindo também a dispersão de sementes e, assim, os principais mecanismos de regeneração dos ecossistemas aluviais;*

RESUMO DAS RECOMENDAÇÕES



Recomendação 1: Rejeitar o Hidrograma de Consenso (as duas versões, A e B)



Recomendação 2: Proposta do Hidrograma Piracema e Hidrograma de Vazão Mínima Histórica com base em previsões do fenômeno climático ENOS ([El Niño-Oscilação Sul](#))

- *Proposta de novo Hidrograma, com a aplicação do Hidrograma Piracema (MPF, 2022) com validade já para o ciclo 2025-2026.*



Recomendação 3: Limitar o desvio de até 30% da vazão média mensal no TVR em relação à vazão afluente do reservatório Xingu

- *Medida para assemelhar a vazão no TVR com a variabilidade interanual do rio Xingu, restringindo reduções drásticas e permitindo maiores inundações em anos com maior disponibilidade hídrica*



Recomendação 4: Reavaliação da Outorga n.1.522/2024, com realização de seminário que incorpore estudos técnicos e a participação da população local, de forma a criar medidas de proteção para situações de emergência e novos parâmetros que assegurem importantes processos socioecológicos no TVR.

- *Realização de seminário para reavaliação dos critérios da Outorga n.1.522/2024 para garantir não apenas a resiliência do sistema socioecológico, mas também a segurança física dos moradores do TVR.*



Recomendação 5: Complementações da Outorga n. 1.522/2024 para limitação de reversões de vazão, medidas de contenção em eventos atípicos de liberação de vazão e outras medidas relacionadas ao período da piracema.

Adição de parágrafos no artigo 5º relacionado a eventos de rápida elevação do nível do rio durante o período de reprodução dos peixes, além de medidas para monitoramento em tempo hábil, com a seguinte redação:

- *Nos casos de rápida elevação do nível d'água entre os meses de dezembro e abril, com acréscimos que desrespeitem os parágrafos 6º, 8º e 9º do artigo 5º, não será permitido o rebaixamento do nível até o final do mês de abril. A taxa de variação da defluência média diária em Pimental registrada na estação Mangueiras deve ser igual à taxa de variação média diária na UHE Belo Monte Montante, com diferença máxima de 1% (para mais ou para menos).*
- *Monitoramento diário dos parâmetros que constam nos parágrafos 6º, 8º e 9º do artigo 5º, com disponibilização imediata das informações (até o dia seguinte) em plataforma pública e incluída na comunicação diária para os moradores do TVR.*



Recomendação 6: Consolidação de painel consultivo no formato de um comitê contínuo de caráter precaucionário para acompanhamento e indicações das vazões adequadas do sistema de operação de Belo Monte e cenários de emergência climática, conforme os critérios socioecológicos para proteção da Volta Grande, conforme previsto no Despacho nº 24284135/2025-Gabin, da presidência do Ibama.

- *Previsão expressa de participação do Monitoramento Territorial Ambiental Independente da Volta Grande do Xingu no painel consultivo requisitado pela presidência do Ibama, assim como de especialistas independentes, sem vínculo ainda que temporário com a concessionária ou empresas por ela contratadas, de reconhecida expertise que atuam na região.*
- *Criação de uma política de atendimento emergencial às comunidades, integrada ao sistema de resiliência da Volta Grande do Xingu e articulada ao modelo de operação da UHE Belo Monte, considerando o agravamento da crise climática.*

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

No âmbito da Usina Hidrelétrica (UHE) de Belo Monte, o “Hidrograma de Consenso” (HC) delimita valores mínimos mensais de vazão a serem escoados para o Trecho de Vazão Reduzida (TVR) da Volta Grande do Xingu (VGX) e visa garantir a transposição de água para geração de energia. O HC é regulamentado por pareceres da Agência Nacional das Águas (ANA) e envolve dois hidrogramas (A e B), os quais reduzem a magnitude, duração e a amplitude do pulso de inundação no TVR. O Hidrograma A (HC-A) permite vazão mínima mensal de apenas 4.000 m³/s para o TVR em abril (mês onde predominantemente ocorre o pico de vazão na cheia) e o Hidrograma B (HC-B) permite vazão mínima mensal de 8.000 m³/s no mês de abril (**Tabela 1**). Os Hidrogramas A e B são propostos para serem alternados a cada ano, sob o pressuposto de que a supressão mais severa do pulso de inundação pelo Hidrograma A seria compensada pelo Hidrograma B com maior vazão nos meses de março a julho. Esse hidrograma foi aprovado pela ANA pela Resolução n.48/2011 com ligeiras modificações posteriores pela Resolução n.911/2014. No entanto, ressalta-se que ambos hidrogramas impõem redução severa da vazão do TVR em comparação com as vazões naturais históricas (**Tabela 1**).

Tabela 1. “Hidrograma de Consenso” (HC-A e HC-B) da Usina Hidrelétrica de Belo Monte que estabelece vazões mínimas de médias mensais a serem liberadas para o Trecho de Vazão Reduzida. As vazões naturais históricas correspondem ao período entre os anos de 1971 e 2014 (estação Altamira) e a Vazão média do TVR corresponde ao período 2016 a 2024 (Estação Mangueiras). Fonte: ANA (2011).

	Vazão média mensal (m ³ /s)											
	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
HC-A	900	1.100	1.600	2.500	4.000	1.800	1.200	1.000	900	750	700	800
HC-B	900	1.100	1.600	4.000	8.000	4.000	2.000	1.200	900	750	700	800
Vazão média do TVR	1.289	3.043	5.359	9.655	11.750	6.770	2.191	1.237	884	712	682	854
Vazão natural histórica	4.218	8.958	14.120	18.900	19.480	14.770	6.948	3.115	1.713	1.155	1.229	1.980

O HC proposto pelo Estudo de Impacto Ambiental (EIA) visava garantir a sustentabilidade ecológica e social, a navegabilidade, o alagamento anual dos pedrais e o alagamento da floresta aluvial no TVR a cada dois anos (Leme, 2009). Porém, os critérios para a definição dos valores mínimos de vazão remanescente para a manutenção do pulso de inundação sazonal, que sustenta os ecossiste-

mas da VGX, apresentaram diversas incongruências, que foram apontadas pela análise do órgão ambiental à época (IBAMA, 2009). O próprio Diagnóstico do EIA, por exemplo, indica que são necessárias vazões da ordem de 15.000 m³/s para que ocorra algum pulso de inundação nas áreas aluviais. Desde os estudos iniciais de viabilidade técnica, que deram origem ao HC, já se considerava a implementação de vazões que respeitassem os processos ecológicos na VGX. Essa proposta baseava-se em princípios voltados à minimização do impacto ambiental e na manutenção de vazões capazes de reproduzir o pulso de inundação natural acoplado ao ciclo hidrológico amazônico (Fumeaux, 2005).

Diversos estudos realizados após o barramento do rio Xingu e operação plena da UHE Belo Monte têm demonstrado a ineficiência deste acordo de partilha de água em cumprir os objetivos propostos no EIA, resultando na contínua degradação dos ecossistemas da VGX, especialmente no TVR (Pezzuti et. al, 2018; Zuanon et al., 2020; Quaresma et al., 2024; Juruna et al., 2025; Utsunomiya et al., 2024). Os impactos ambientais e a deterioração dos ecossistemas aquáticos e aluviais do TVR também têm sido registrados e descritos em notas técnicas elaboradas pelo Monitoramento Ambiental Territorial Independente da Volta Grande do Xingu (MATI-VGX) e peritos do MPF (Juruna et al., 2025; MATI-VGX, 2025; MPF, 2025a; MPF, 2025b).

A UHE Belo Monte, em operação desde 2016 e com todas as turbinas da Casa de Força principal em funcionamento desde 2019, completou seis anos operando com sua capacidade total instalada sob o HC-B. O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), em seu parecer 133 de 2019, já havia reiterado a inviabilidade do HC-A. Assim, é fundamental que sejam realizadas análises de indicadores hidrológicos e de vazão ecológica para subsidiar a avaliação do IBAMA sobre a sustentabilidade da geração de energia com uso do HC-B e para elaborar proposta de hidrograma de vazão ecológica que garanta a resiliência do ecossistema único da VGX no TVR.

Assim, esta Nota Técnica tem como objetivos:

A. *A análise de indicadores de alteração hidrológica e de vazão ecológica, com comparação entre condições de vazão histórica e de vazão do TVR sob operação da UHE Belo Monte;*

B. *A comparação do pulso de inundação sazonal (magnitude, duração e amplitude) histórico (pré-barramento do rio Xingu) e da variação sazonal atual da vazão no TVR após início da transposição da maior parte da água do rio Xingu para operação da UHE Belo Monte;*

C. A elaboração de recomendações operacionais e de proposta de hidrogramas que garantam a resiliência dos ecossistemas aquáticos e aluviais do TVR, com vistas ao aperfeiçoamento da outorga de uso da água (n.1.522/2024) que possibilite uma vazão ecológica no TVR.

Para isso, as análises hidrológicas e de vazão ambiental previamente realizadas por Utsunomiya et al. (2024) foram atualizadas, com incorporação de dados mais recentes e condições climáticas extremas associadas a eventos de El Niño. Utilizou-se o software IHA - *Indicators of Hydrological Alterations* (TNC, 2009; Richter et al., 1996) para calcular indicadores de alteração hidrológica e vazão ambiental, com ampliação da série histórica até o ano de 2024. A análise de Utsunomiya et al. (2024) considerou dados de vazão média diária da série histórica representada pelo período 1971-2014, com exclusão dos anos de 2002, 2003, 2015 (com <80% dos dados) e por meio da utilização da base de dados de Siddiqui et al. (2021), da estação fluviométrica Altamira (código: 18850000). Para os dados correspondentes ao período posterior ao início da operação da UHE Belo Monte, Utsunomiya et al. (2024) analisaram o período 2016-2021, a partir de dados da estação Mangueiras (código: 18865003), localizada no início do TVR. As análises atualizadas apresentadas nesta Nota Técnica abrangem o período até 2024 e incluem anos com influência de El Niño forte. Considera-se que o pulso de inundação sazonal, com duração anual, inicia-se em dezembro e finaliza-se em novembro. Por exemplo, o pulso 2016-2017 inicia-se em dezembro de 2016 e finaliza-se em novembro de 2017. A análise hidrológica do período de operação da UHE Belo Monte foi atualizada com dados de vazão média diária disponibilizados na plataforma Hidroweb da ANA, disponível em:



Aponte a câmera
do seu celular
para o Qr-code



<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>

Além das análises realizadas por Utsunomiya et al. (2024), também foram acrescentados novos indicadores processados pelo software IHA, como as médias mínimas e máximas de 90 dias e a distribuição das vazões médias mensais da série histórica em percentis. Tais indicadores auxiliam a compreender os efeitos nas vazões extremas de seca e cheia e também compreender o comportamento do pulso de inundação sazonal do rio Xingu no período anterior à construção e

operação da UHE Belo Monte. Isto embasa a proposição de recomendações para adoção de um hidrograma que efetivamente incorpore a dimensão de vazão ecológica.

A consideração de extremos climáticos é de suma importância para a interpretação dos resultados. Os fenômenos El Niño Oscilação Sul (ENOS) e La Niña representam respectivamente anomalias quente e fria da temperatura da água superficial do Oceano Pacífico tropical, as quais alteram os padrões de precipitação da Monção da América do Sul, responsável pela precipitação e vazão dos rios da bacia amazônica. Na bacia do rio Xingu, a ocorrência de forte El Niño reduz a pluviosidade, enquanto que forte La Niña tende a aumentar a pluviosidade. Esses fenômenos têm ocorrência periódica histórica a cada 2-7 anos (NOAA, 2025).

2. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados estão separados em indicadores de alteração hidrológica e indicadores de vazão ambiental (*environmental flow components* - EFC) definidos com base no manual IHA versão 7.1 (TNC, 2009) e os conceitos propostos por Richter et al. (1996). Adicionalmente, foram realizadas análises de comparação entre os pulsos de inundação históricos, de anos anteriores ao barramento do rio Xingu, e do TVR sob operação da UHE Belo Monte. Por fim, são apresentadas recomendações para definição de um hidrograma de operação da UHE Belo Monte com base em uma vazão ambiental adequada no TVR.

2.1. Indicadores de alteração hidrológica

2.1.1. Magnitude das vazões médias mensais

A magnitude da vazão se refere ao volume de água em dado momento. Este parâmetro influencia a disponibilidade de habitats aquáticos, a extensão da área alagada, além de temperatura e oxigênio dissolvido na coluna d'água (TNC, 2009; Richter et al., 1996). Utilizou-se como indicador de magnitude a vazão média mensal, calculada a partir dos dados de vazão diária.

As vazões médias mensais do rio Xingu no TVR, antes e após o início da operação da UHE Belo Monte, indicam redução acentuada da magnitude das vazões durante o período de enchente e cheia, especialmente entre fevereiro e maio, o que caracteriza o achatamento do pulso de inundação (**Figura 1**). Essa alteração é ainda mais evidente quando os valores médios mensais observados nos anos de operação da UHE Belo Monte (2016–2024) são comparados com os limites de variação aceitável (RVA, *range of variability approach*) calculados a partir da série histórica de vazões pré-Belo Monte (1972–2014) (TNC, 2009). Isto demonstra que as vazões atuais frequentemente se encontram fora dos limites naturais de variação do sistema fluvial (**Figura 2**).

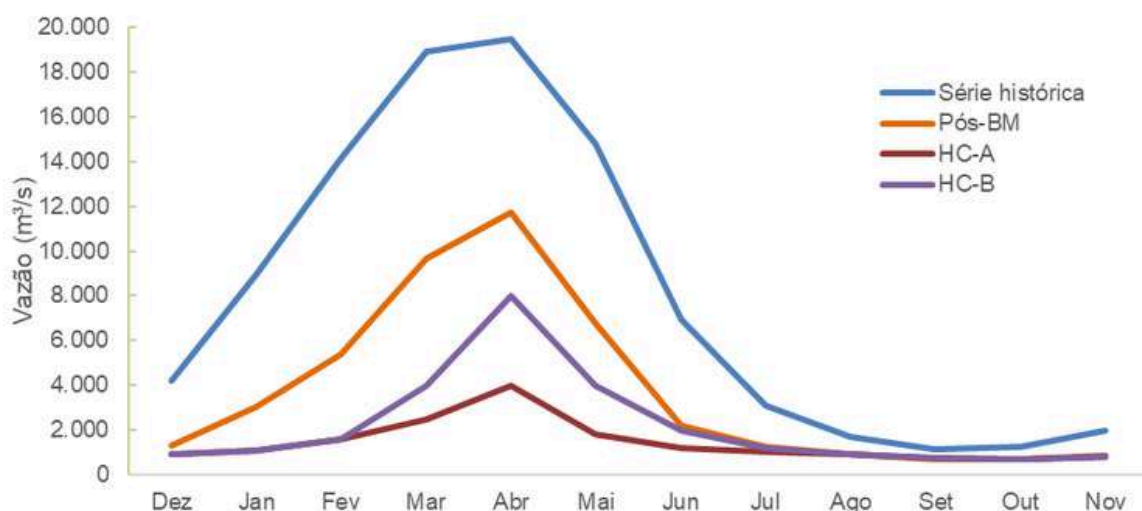


Figura 1. Vazões médias mensais da série histórica do período anterior à instalação da UHE Belo Monte (pré-BM, 1971-2014), do período posterior à instalação da UHE Belo Monte (pós-BM, 2016-2024) e os valores mínimos estabelecidos pelo Hidrograma de Consenso (HC-A e HC-B). Fontes: Utsunomiya et al. (2024), Siddiqui et al. (2021) e Hidroweb/ANA.

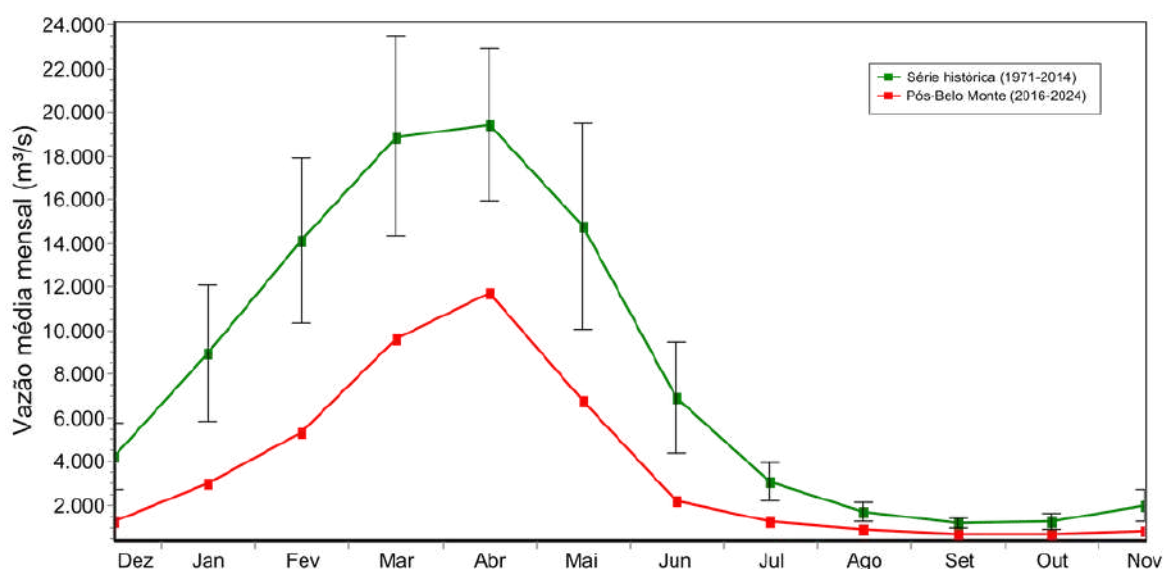


Figura 2. Vazões médias mensais no TVR em períodos anteriores (1972-2014) e posteriores (2016-2024) à instalação da UHE Belo Monte. Dados anteriores à operação da UHE Belo Monte (pré-BM) têm escala de variabilidade (barras de intervalo de variação) calculada a partir da mediana \pm percentil 17 (TNC, 2009).

O mês de janeiro destaca-se como um dos mais impactados pela redução da magnitude da vazão em relação à magnitude histórica (**Tabela 2**). As reduções de vazão em janeiro oscilam entre 38,31-69,45% e observa-se que metade dos meses do ano apresentam reduções maiores que 50%. Os meses com maiores reduções de vazão foram dezembro (69,5%), junho (68,5%), janeiro (66,0%), fevereiro (62,0%) e julho (60,3%).

Tabela 2. Comparação entre a vazão média mensal do período anterior à implantação da UHE Belo Monte (Pré-BM) e dos períodos posteriores à implantação da UHE Belo Monte (Pós-BM), período 2016-2024.

Mês	Vazão Média Mensal (m ³ /s)		Porcentagem de redução em relação à série histórica (%)
	Pré-BM	Pós-BM (2016-2024)	Pós-BM (2016-2024)
Dezembro	4.218	1.289	69,5
Janeiro	8.958	3.043	66,0
Fevereiro	14.120	5.359	62,0
Março	18.900	9.655	48,9
Abril	19.480	11.750	39,7
Maio	14.770	6.770	54,2
Junho	6.948	2.191	68,5
Julho	3.115	1.237	60,3
Agosto	1.713	887,9	48,2
Setembro	1.155	712,4	38,3
Outubro	1.229	681,9	44,5
Novembro	1.980	854,3	56,9

Os dados de vazão média mensal por fases do pulso de inundação (enchente, cheia, vazante e seca) também foram atualizados (**Tabela 3**) e demonstram como a redução da vazão média mensal atingiu patamares mais severos após o ano de 2021 (Utsunomiya et al., 2024), com redução de 89% em fevereiro de 2024 (de 14.120 m³/s para 1.556 m³/s). Também é possível observar como os meses de janeiro e fevereiro foram os que alcançaram as maiores reduções de vazão, com valores que superam 80%. Esses dados reforçam a gravidade do impacto sobre a reprodução dos peixes no TVR, sendo justamente nesse período que o MATI-VGX tem documentado eventos recorrentes de mortalidade de ovas em áreas de piracema (Juruna et al., 2025).

Tabela 3. Vazões médias mensais no TVR em períodos anteriores e posteriores à implantação da UHE Belo Monte. A vazão após o início da operação da UHE Belo Monte é representada em termos da redução percentual em relação à vazão média histórica. Reduções maiores que 80% são destacadas em negrito. Abreviações: vm = vazão média.

	Períodos Hidrológicos		Enchente			Cheia			Vazante			Seca		
	Anos	Meses:	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
Pré	1971-2014	vm (m ³ /s)	4.218	8.958	14.120	18.900	19.480	14.770	6.948	3.115	1.713	1.155	1.229	1.980
Pós	2016-2024	vm (m ³ /s)	1.289	3.043	5.359	9.655	11.750	6.770	2.191	1.237	888	712	682	854
		redução	69%	66%	62%	49%	40%	54%	68%	60%	48%	38%	45%	57%
	2015-2016	vm (m ³ /s)	876,7	1.474	5.474	7.204	9.378	5.027	1.705	1.254	806	580	680	883
		redução	79%	84%	61%	62%	52%	66%	75%	60%	53%	50%	45%	55%
	2016-2017	vm (m ³ /s)	2.167	4.613	12.600	19.600	16.410	7.905	2.674	1.394	1.008	761	584	888
		redução	49%	49%	11%	-4%	16%	46%	62%	55%	41%	34%	52%	55%
	2017-2018	vm (m ³ /s)	1.661	3.220	8.146	12.410	13.940	8.633	2.221	1.210	829	721	707	862
		redução	61%	64%	42%	34%	28%	42%	68%	61%	52%	38%	42%	56%
	2018-2019	vm (m ³ /s)	1.871	2.362	1.766	8.605	12.980	7.471	2.612	1.201	901	753	715	806
		redução	56%	74%	87%	54%	33%	49%	62%	61%	47%	35%	42%	59%
	2019-2020	vm (m ³ /s)	910	1.109	1.837	7.533	15.680	12.020	2.614	1.179	904	759	768	1.004
		redução	78%	88%	87%	60%	20%	19%	62%	62%	47%	34%	38%	49%
2020-2021	vm (m ³ /s)	1.218	3.162	3.632	8.198	8.224	5.142	2.018	1.326	933	749	742	897	
	redução	71%	65%	74%	57%	58%	65%	71%	57%	46%	35%	40%	55%	
2021-2022	vm (m ³ /s)	1.092	7.813	8.957	12.700	10.460	5.449	1.969	1.241	896	740	693	795	
	redução	74%	13%	37%	33%	46%	63%	72%	60%	48%	36%	44%	60%	
2022-2023	vm (m ³ /s)	895	2.552	4.264	7.083	11.610	5.707	2.010	1.211	892	733	713	807	
	redução	79%	72%	70%	63%	40%	61%	71%	61%	48%	37%	42%	59%	
2023-2024	vm (m ³ /s)	907	1.081	1.556	3.565	7.072	3.570	1.893	1.113	822	615	536	747	
	redução	78%	88%	89%	81%	64%	76%	73%	64%	52%	47%	56%	62%	

A redução relativa de vazão também concorda com os dados apresentados no item 2.2 desta Nota Técnica, o qual aponta maior redução de vazão nos meses de enchente e vazante, que resulta em drástica redução da duração da fase de cheia e aumento da duração da fase de seca.

2.1.2. Magnitude das vazões mínimas e máximas dos períodos de cheia e seca

Outro indicador que retrata as condições de disponibilidade de vazão (magnitude) é a média dos extremos de seca e de cheia, que pode ser expressa como as mínimas e máximas de 1-dia (pico), 3-dias, 7-dias, 30-dias, 90-dias. Esses indicadores representam o valor médio dos extremos do pulso do rio e auxiliam a interpretar estresses e distúrbios ao longo do ano. Foram analisados os indicadores com período de 90 dias, a fim de refletir como ocorreu a média sazonal das fases do pulso sazonal: secas e cheias (TNC, 2009; Richter et al., 1996). O período de 90 dias considerado pelo indicador não necessariamente coincide com os meses que foram convencionalmente classificados nos períodos hidrológicos de seca (setembro, outubro e novembro) e cheia (março, abril e maio), porém ocorrem próximo a esses meses. Por considerar o período de 90 dias a partir do menor e maior valor de vazão média diária, o indicador mostra como os extremos estão se comportando, mesmo que haja variações interanuais em relação ao *timing* (período que os picos de seca e cheia são atingidos em cada pulso anual). Como exemplo, há estudos que mostram que fenômenos climáticos como o El Niño podem atrasar a subida do nível das águas (Espinoza et al., 2024).

A média mínima reflete, portanto, a vazão média dos 90 dias de menor vazão e ao comparar a série histórica com o período pós-Belo Monte, a redução média é de 43% (1.279 para 725,1 m³/s) (**Tabela 4**).

Tabela 4. Médias mínimas e máximas de 90 dias antes e após Belo Monte.

Período	Média mínima 90-dias (seca) (m ³ /s)	Média máxima 90-dias (cheia) (m ³ /s)
Pré-Belo Monte (1971-2014)	1.279	18.590
Pós-Belo Monte (2016-2024)	725,1	9.994
Redução (Pós x Pré)	43%	46%

É importante ressaltar que em 2015-2016 houve o enchimento dos reservatórios, em um contexto marcado por um evento de forte El Niño. Entre 2016 e 2019, as turbinas da casa de força Belo Monte foram gradualmente instaladas, o que torna essencial a análise individual de cada ciclo anual após o início da operação da usina.

A comparação deste indicador ao longo dos ciclos anuais após a operação da hidrelétrica revela que a redução oscilou entre 39-53%, com a maior redução em 2024 (**Tabela 5**).

Tabela 5. Médias mínimas e máximas de 90 dias após Belo Monte e redução em relação à série histórica.

Ciclo anual		Mínima 90-dias (seca)	Máxima 90-dias (cheia)
2015-2016	média (m ³ /s)	662	7.545
	redução	48%	59%
2016-2017	média (m ³ /s)	722	16.710
	redução	44%	10%
2017-2018	média (m ³ /s)	737	12.540
	redução	42%	33%
2018-2019	média (m ³ /s)	756	9.780
	redução	41%	47%
2019-2020	média (m ³ /s)	782	12.030
	redução	39%	35%
2020-2021	média (m ³ /s)	785	7.303
	redução	39%	61%
2021-2022	média (m ³ /s)	734	10.980
	redução	43%	41%
2022-2023	média (m ³ /s)	745	8.286
	redução	42%	55%
2023-2024	média (m ³ /s)	603	4.775
	redução	53%	74%

Em relação à média máxima mensal, ou seja, a média dos 90 dias com maior vazão, observa-se uma redução de 46% no período pós barragem, passando de 18.590 na série histórica para 9.994 m³/s (Tabela 4). Durante os anos de operação da hidrelétrica, essa redução variou de 10% (16.710 m³/s em 2017) a 74% (4.775 m³/s em 2024) (Tabela 5) Esses padrões também são evidenciados nos gráficos gerados pelo software IHA (Figura 3).

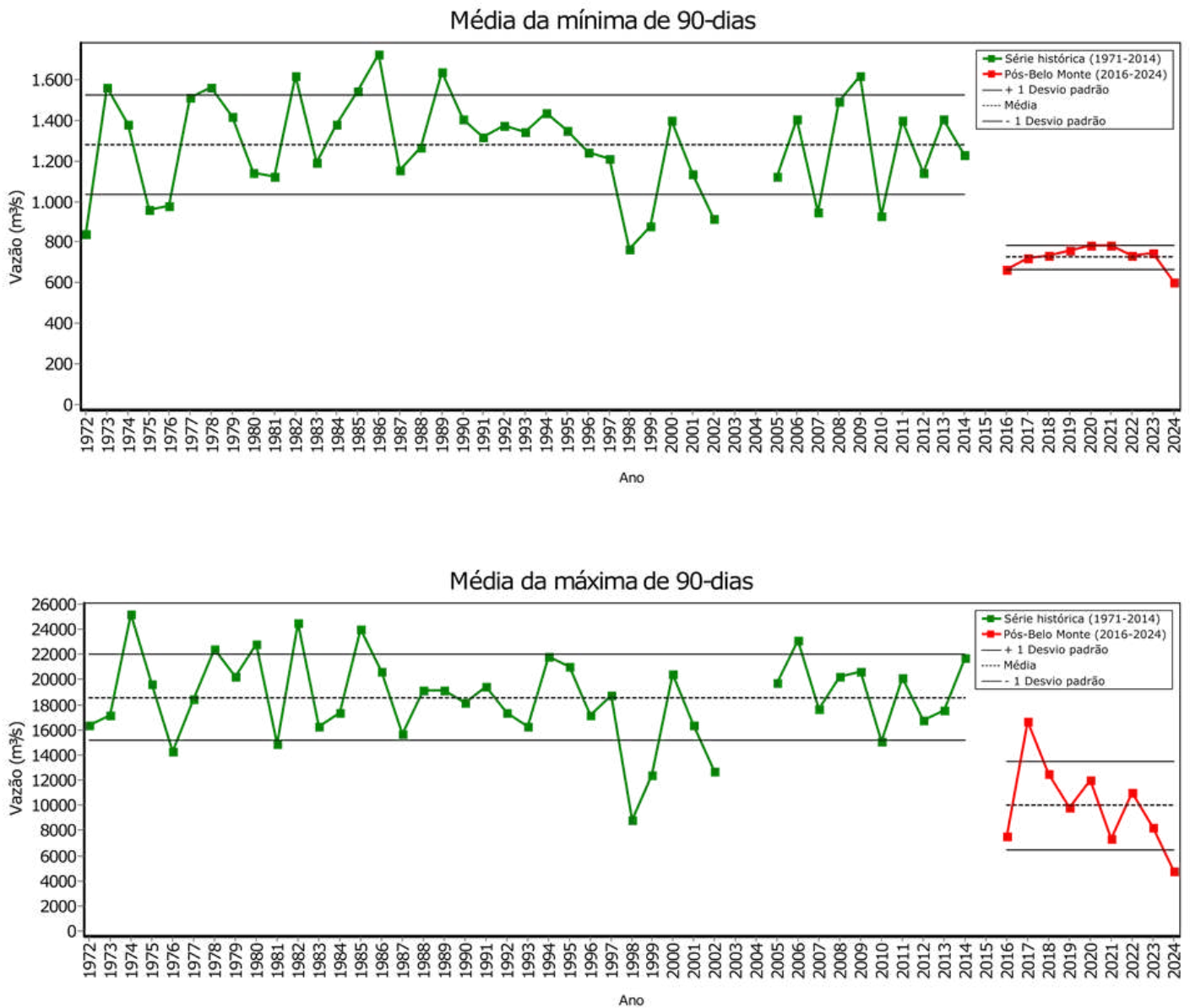


Figura 3. Gráficos das médias mínimas e máximas de 90 dias por ano, calculadas com uso do software IHA

A partir dos gráficos é possível observar que a média mínima de 90 dias possui um pequeno desvio padrão pós barragem, ainda assim, o ano de 2024 escapa desse padrão com menor valor de vazão. Na média máxima de 90 dias, observa-se uma maior variabilidade nos ciclos posteriores à implantação de Belo Monte, destacando-se novamente o ano de 2024, que apresenta uma redução drástica nos valores registrados. Esses resultados demonstram como o ano de 2024, sob efeito de forte El Niño e com a capacidade total instalada, alcançou redução extrema no período da cheia. Também é possível observar que apenas o ano de 2017 se assemelhou à média da série histórica da cheia, enquanto nos demais anos houve forte redução, e que em geral há fortes reduções que chegam a quase metade da série histórica.

2.1.3. Reversões de vazão

O número de reversões hidrológicas de vazão é calculado a partir do número de vezes em que há uma mudança na vazão entre períodos de subida e descida do nível d'água (e vice-versa) durante o ciclo anual (TNC, 2009). No caso dos rios amazônicos há um fenômeno natural conhecido em muitos locais por “repique” que ocorre devido à distribuição das chuvas na bacia, que podem criar picos momentâneos devido às chuvas localizadas em tributários. Esses fenômenos também diferem do que é definido como *hydropeaking*. Como descreve Utsunomiya et al. (2024):

“No trecho de vazão reduzida, os ciclos com reversões na vazão (alternância entre subida e descida do nível do rio, e vice-versa) estão ocorrendo com aproximadamente uma amplitude de uma semana (...). Esse padrão de repetição provavelmente está ligado à forma como a hidrelétrica de Belo Monte opera para atender à demanda de energia semanal/mensal estabelecida pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico. Eles podem ser visualmente notados como padrões zigue zagues no pulso de inundação do trecho de vazão reduzida (...), contrastando com as reversões que ocorrem no pulso natural do rio Xingu (chamadas de ‘repiquetes’), que não são tão acentuadas. Esses repiquetes costumavam ocorrer nos Períodos de enchente e cheia (...) e raramente ocorriam no período de vazante (...) antes de Belo Monte. Os padrões de reversão de vazão do trecho de vazão reduzida também são diferentes dos fenômenos de hidropico (no inglês hydropeaking, as reversões de vazão que ocorrem durante o dia devido à variação na demanda de energia) e é percebido a jusante das barragens hidrelétricas a fio d'água (Almeida et al. 2020). No caso de Belo Monte, as reversões são observadas no período de uma semana no trecho de vazão reduzida, e as variações de demanda de energia sub-diárias provavelmente se refletem em oscilações no nível do reservatório.” (Utsunomiya et al., 2024, p.85, tradução dos autores).

Na **Figura 4** há um exemplo das diferenças entre o repique natural e as reversões bruscas ocasionadas por Belo Monte no TVR.

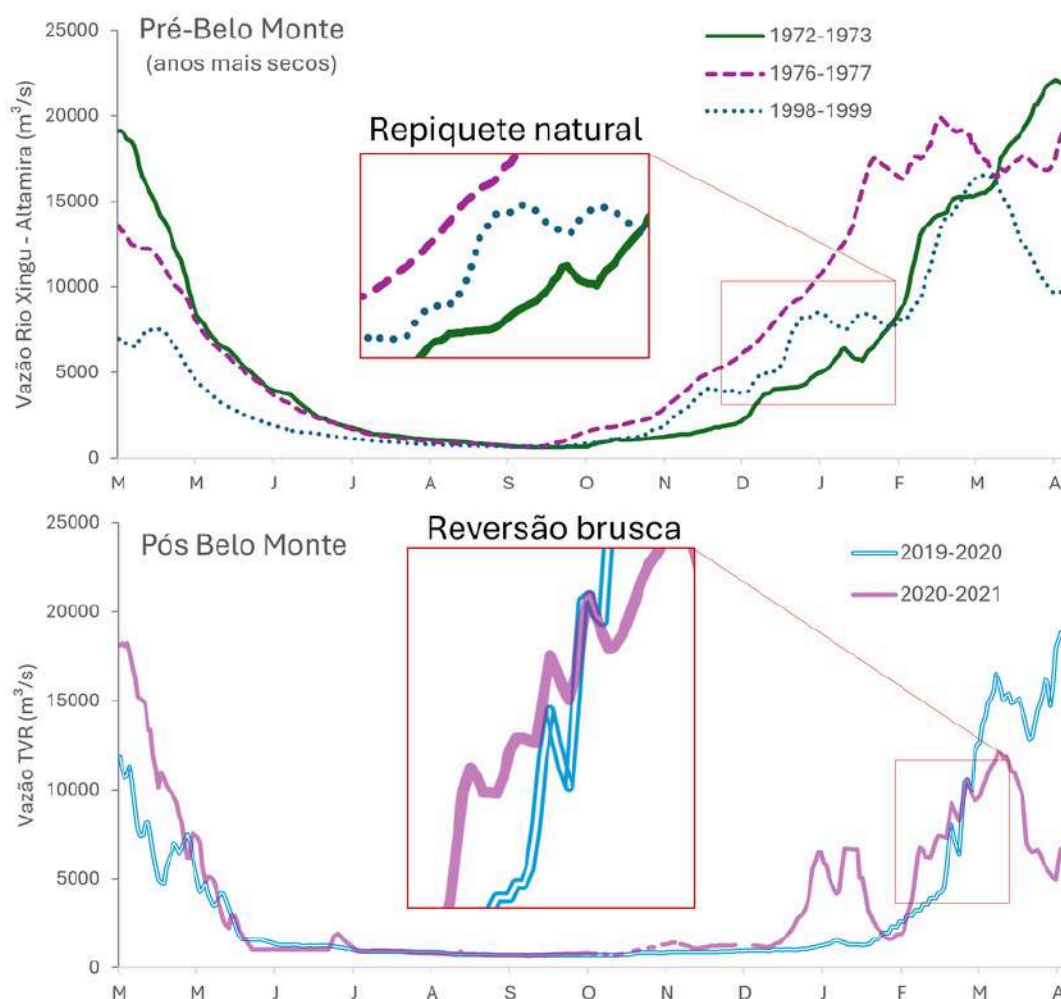


Figura 4. Demonstração da comparação entre repiquete natural do rio Xingu e reversões bruscas no TVR.

O número de reversões de vazão analisadas por Utsunomiya et al. (2024) tiveram um aumento de 287% (27,5 pré e 106,5 pós-barragem). Com a atualização dos dados até 2024, esse aumento muda para 264% (100,2 reversões no período 2016-2024), um patamar ainda muito alto para esse tipo de fenômeno. É importante ressaltar que, entre 2016-2019, a instalação gradual das turbinas demandou testes que pioraram tais indicadores, o que acarretou, à época, a morte de muitos peixes¹. Após 2019 era esperado uma atenuação dessas reversões. Porém, como pode ser visto na **Figura 5**, mesmo após 2019, entre 2020 e 2022 houve um aumento, seguido de redução, com o ano de 2024 com menor valor no período pós-Belo Monte. Ainda assim, a redução no último ciclo pode estar mais relacionada ao fato da baixa disponibilidade de vazão afluente (devido ao forte El Niño) que dificultou a própria geração de energia. Esta hipótese se baseia também no comportamento da vazão no TVR nos meses de maior estiagem pós-Belo Monte (julho a novembro, na **Figura 6**), em que a vazão permanece estável em baixos patamares.

A demanda de energia a ser cumprida pela UHE Belo Monte, definida pelo Operador Nacional do Sistema, está oscilando de acordo com a disponibilidade local e com a geração de outras fontes intermitentes, como a eólica (Norte Energia, 2023). Com isso, há uma variação na demanda que leva a uma operação com acionamento e desligamento das turbinas, com consequente oscilação e alternâncias entre subida e descida de nível no TVR. Este pode ser um dos principais fatores para o aumento das reversões, além de outros critérios da outorga de uso de água, como o cumprimento de valores mínimos a serem desviados para o Reservatório Intermediário (antes 300, agora 100 m³/s, a ser cumprido a cada 2 dias).

Na **Figura 6** é possível notar as diferenças dos repiquetes naturais da série histórica (com 3 exemplos de anos seco, médio e úmido) em relação às reversões de vazão que têm ocorrido após a operação da hidrelétrica.

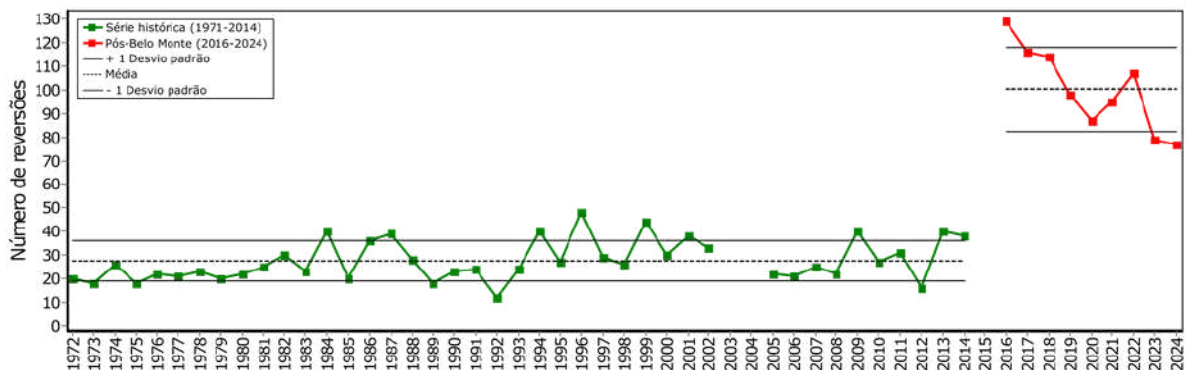


Figura 5. Gráfico com número de reversões por ano calculados com uso do software IHA. Fonte: ANA e Siddiqui et al. (2021)

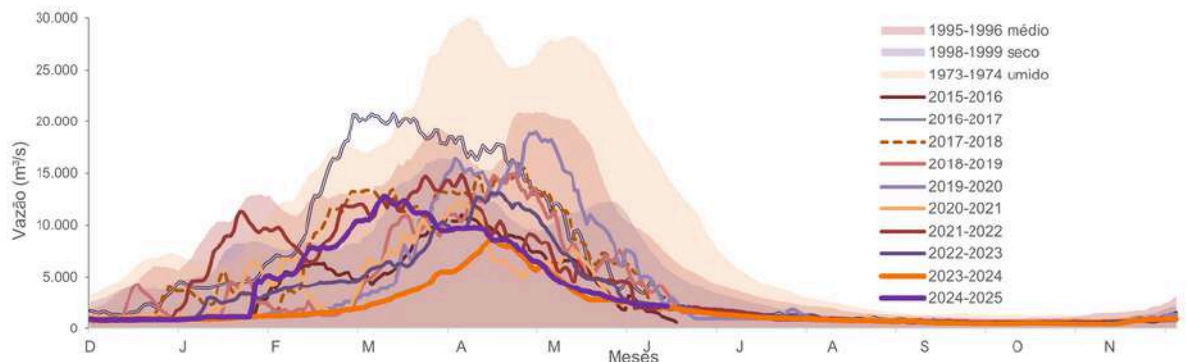


Figura 6. Vazões médias diárias pré- e pós-Belo Monte.

Tais alterações bruscas nesse período podem ter diversas implicações para a fauna aquática, como desorientação de cardumes de peixes, que impacta diretamente a atividade dos pescadores, além de riscos de acidentes durante a navegação no TVR (Utsunomiya et al., 2024; Utsunomiya, 2024; Zuanon et al., 2020; Juruna et al., 2025).

Como descrito por Utsunomiya et al. (2024), alguns períodos demandam maior atenção para tal indicador, como o período da vazante, quando, antes da operação da UHE Belo Monte, quase não ocorriam repiquetes, e que no período 2016-2021 pós-Belo Monte teve aumento de 1.624% (1,6 pré, 27,3 pós-barragem). Esse período pode também impactar os ambientes de praias que começam a surgir na vazante, com impactos diretos para quelônios (como a tracajá, *Podocnemis unifilis*) que utilizam tais ambientes para a desova.

2.2. Indicadores de vazão ambiental

O conceito de vazão ambiental, também chamado de fluxo ou vazão ecológica, pode ser definido como:

“A quantidade, o período ideal e a qualidade dos fluxos de água necessários para sustentar ecossistemas de água doce e estuários, além dos modos de vida e o bem-estar humanos que dependem desses ecossistemas” (Arthington et al. 2018, p. 2).

Para a análise de indicadores relacionados à vazão ambiental, o software IHA realiza cálculos com estatísticas paramétricas (média/ desvio padrão) e não-paramétricas (percentis) para analisar indicadores como duração do período de cheia e seca, e período ideal (*timing*).

2.2.1. Duração da cheia e seca e período ideal (*timing*)

O pulso de inundação na região da Volta Grande do Xingu promove um alagamento progressivo de diferentes ambientes, reconhecidos e nomeados pelas comunidades locais. Durante a subida natural das águas, há um alagamento gradual de ambientes como pedrais e sarobais e, posteriormente em patamares mais altos, a inundação dos igapós (Utsunomiya et al., 2024; Utsunomiya, 2024, Quaresma et al., 2024). Embora o alagamento de pedrais e sarobais permita acesso a habitats para alimentação e reprodução da fauna aquática, o alagamento de igapós na planície aluvial (adentrando as margens da beira e das ilhas) é essencial para tal atividade. Assim, é importante notar que a complexidade do ecossistema na região traz uma maior dificuldade de definir valores de vazão que possam ser considerados como limiares para a inundação desses ambientes, uma vez que diferentes áreas são alagadas em diferentes períodos. Não à toa, os monitoramentos realizados pelo MATI-VGX têm classificado as piracemas em baixa, média e alta, de acordo com a fase da enchente e a vazão necessária para

alagá-las (Juruna et al. 2025). Ainda assim, a partir da série histórica é possível inferir algumas informações.

A proposta do HC estipulou os picos de cheia para o mês de abril com base na intenção de alagar pedrais (HC-A, pico de 4.000 m³/s) e, a cada dois anos, alagar a planície aluvial (HC-B, pico de 8.000 m³/s). Porém esses valores, sobretudo o relacionado ao HC-B, são contestados em diversos estudos que demonstram que tal valor mínimo não possibilita o alagamento de igapós. Como exemplo, os habitantes da Terra Indígena Arara da Volta Grande foram contundentes em afirmar que não há mais alagamento de igapós e, ao visitar uma área, chamada lagoa do Marajá, que permanecia sempre com água e se conectava com o leito do rio Xingu durante a cheia, antes da hidrelétrica, o entrevistado afirmou que, após operação da UHE Belo Monte, apenas um ano isto ocorreu (provavelmente em 2017) (Utsunomiya, 2024).

A partir dessa complexidade em estipular tais valores, foi exigido à Norte Energia, após o Seminário Técnico “ Hidrograma de Consenso da UHE Belo Monte”, promovido pela 4ª Câmara de Coordenação e Revisão - Meio Ambiente e Patrimônio Cultural (PGR) em maio de 2019, que fossem elaborados estudos complementares para compreender as manchas de inundação para diferentes valores de vazão, mostrando as áreas de alagamento (e a perda com a operação da hidrelétrica) das vegetações presentes nesses ambientes (pedrais, sarobais e igapós). Na **Tabela 6** é possível observar como o próprio estudo elaborado mostra a drástica redução da área inundada para tais ambientes, no qual o pico de 8000 m³/s do HC-B chega a resultar na redução de 82% do alagamento de florestas de igapós. Tais dados também reforçam a inviabilidade do HC-A.

Tabela 6. Redução da área inundada pelo Hidrograma de Consenso. Porcentagem de redução dos Hidrogramas A e B (HC-A e HC-B) do “Hidrograma de Consenso” proposto por Belo Monte, para cada tipo de etnoambiente (Juruna; Arara, 2018) e fitofisionomias associadas (IBGE, 2012) calculado usando dados de estudos complementares de modelagem hidrodinâmica (Norte Energia, 2022). As siglas Paas, Dbu e Abp são siglas da legenda de classificação do sistema de vegetação brasileira segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Fonte: Utsunomiya et al. (2024).

Etnoambiente	Fitofisionomia	Redução da área inundada pelo hidrograma de consenso	
		HC-A	HC-B
Pedral	Paas arbustivo: Vegetação com influência fluvial ou lacustre sem palmeiras	43%	35%
Sarobal	Paas arbóreo: Vegetação com influência fluvial ou lacustre sem palmeiras	69%	53%
Igapó	Dbu: + Abp Floresta ombrófila densa de terras baixas com dossel uniforme e variação de dossel emergente com palmeiras	91%	82%

Dessa forma, fica nítida a arbitrariedade de considerar a vazão de 8.000 m³/s como limiar para o alagamento da planície de inundação e reforça a necessidade de considerar outros parâmetros. Na proposta do Hidrograma Piracema (MPF, 2022) é considerada a vazão de 14.000 m³/s como tal limiar e, se observada a média da série histórica (**Tabela 3**), é possível notar que entre os meses de fevereiro e maio a vazão fica acima deste valor. Isso vai de encontro ao que é narrado pelas comunidades locais como historicamente o período de alagamento dos igapós e formação das “restingas”: as áreas de terra firme nas ilhas da Volta Grande do Xingu que são estreitadas durante a cheia e que provêm um ambiente perfeito para a “caçada de restinga” (Utsunomiya et al., 2024; Utsunomiya, 2024).

Assim, para a análise de indicadores da duração da cheia é utilizado o limiar de 14.000 m³/s. Na **Figura 7** é possível observar todos os ciclos desde 1971, onde se nota que apenas no ciclo 1997-1998 da série histórica a cheia não atingiu a vazão de 14.000 m³/s, devido à influência de um forte El Niño. Também fica nítido como as vazões de seca extrema não ocorriam todos os anos, mas que após 2016 passaram a ser regra e terem cada vez maior duração.

A duração é um indicador importante para representar o comportamento e a forma dos pulsos de inundação, e também auxilia na compreensão de períodos de estresse na vegetação das planícies de inundação e da disponibilidade de habitats durante tempo necessário para os ciclos de alimentação e reprodução da fauna aquática. Já o período ideal (*timing*) de ocorrência se refere ao tempo em que se iniciam condições extremas (secas e cheias) e é medido pela data do calendário Juliano. Tal indicador é importante para verificar a compatibilidade do pulso do rio com os ciclos de vida de organismos. Mudanças antropogênicas nesses indicadores podem levar a estresse, falha na reprodução e aumento da mortalidade de espécies (Richter et al., 1996; TNC, 2009). No caso do Xingu, podemos citar como exemplo o período ideal no qual os peixes que realizam migração lateral e entram nas piracemas; o tempo de frutificação das plantas do sarobal e do igapó, com nível d’água suficiente para que estas caiam na água e sirvam de alimento para os peixes e quelônios, entre outros (Quaresma et al. 2024, Utsunomiya et al. 2024). A duração e o período ideal da cheia foram calculados para o limiar estabelecido (14.000 m³/s) (**Tabela 7**), e na **Figura 8** é possível observar a brusca redução na duração das cheias a cada ano, com exceção do pico de cheia de 2017, único que alcançou valor próximo ao da série histórica. Os picos de cheia dos anos 2016, 2021, 2023 e 2024 não alcançaram essa vazão (**Figura 8**).

Em relação à seca, foi focado o período de secas extremas (*extreme low flows*) que acontecem quando o rio cai para níveis muito baixos que estressam organismos, aumentando a temperatura, diminuindo o oxigênio dissolvido, o que pode levar a condições de mortalidade de espécies (TNC, 2009). Para isso foi utilizado o parâmetro de limiar de vazão valores abaixo de 1.176 m³/s, calculado no software IHA².

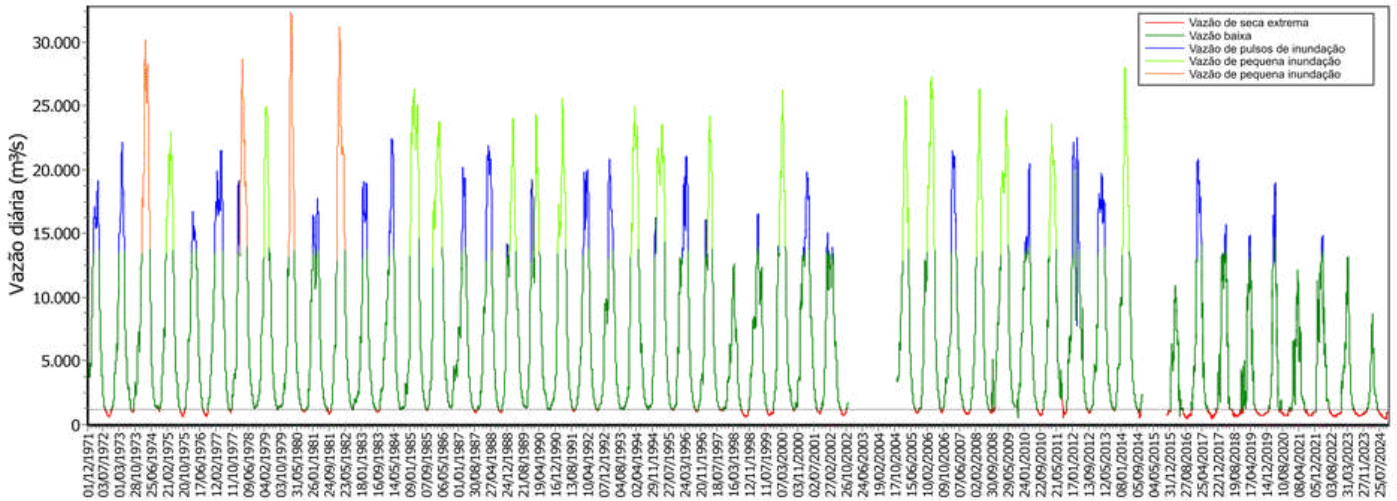


Figura 7. Componentes de vazão ambiental gerados no software IHA. Análise não paramétrica considerando vazões extremamente baixas (extreme low flows, em vermelho) como vazões abaixo de 1.176 m³/s (<10% das vazões diárias da série histórica) (TNC, 2009); Low flows (em verde) vazões acima de 1.176 m³/s e abaixo de 14.000 m³/s, fluxo do rio sustentado pela água subterrânea e período de enchente/vazante quando o nível de água não extravasa as margens (TNC 2009); Vazões de inundação (High flow pulses, em azul) – período de cheia com inundação que extravasa as margens, incluindo cheias extremas da série histórica (TNC 2009) utilizando o critério de acima de 14.000m³/s (MPF 2022).

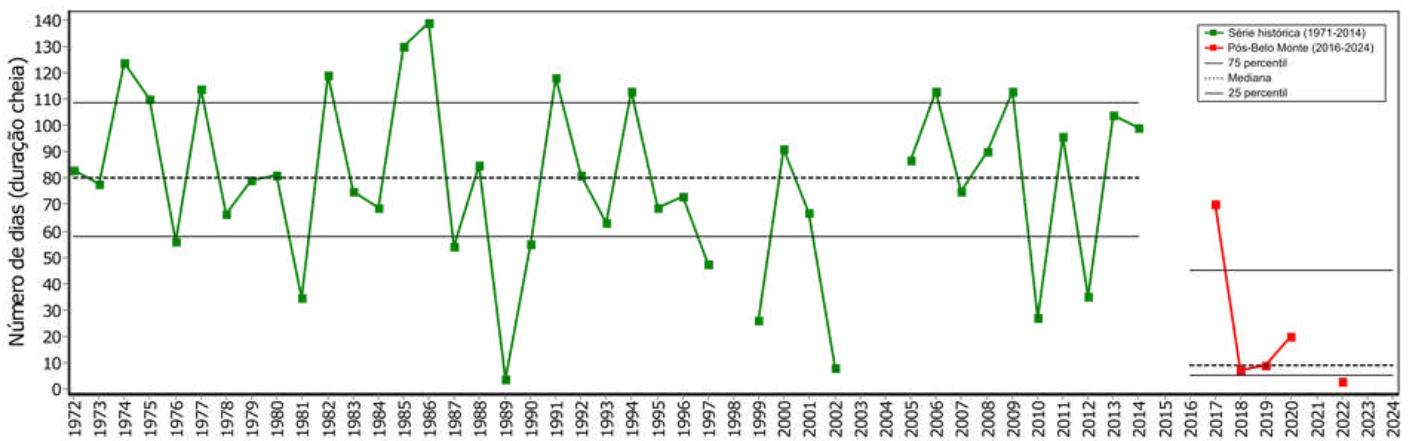


Figura 8. Duração da cheia. Gráfico com o número de dias com vazão acima de 14.000 m³/s

Tabela 7. Duração e período ideal da cheia.

Vazão limiar para início da cheia e HC-B (m³/s)	Duração cheia (# dias)			Período ideal (dia juliano)		
	Pré-BM	Pós-BM	redução (%)	Pré-BM	Pós-BM	atraso (# dias)
14.000	80	9	89%	81,5	106,5	25

A duração da seca extrema foi calculada para o intervalo 2016-2024 e comparada com dados de Utsunomiya et al. (2024) (**Tabela 8**). É possível observar um aumento 132,2% na duração da seca extrema (44,6 para 103,5 dias). Ao comparar com os dados do artigo, nota-se como os últimos anos de El Niño também influenciaram ainda mais a duração da forte estiagem. Na **Figura 9** também é possível observar os dados por ciclo anual, em que os últimos 3 ciclos apresentam longa duração da seca extrema (ciclo 2021-2022 com 174 dias, ciclo 2022-2023 com 182 dias, e ciclo 2023-2024 com 143 dias). Assim, uma seca extrema que ocorria em média durante 1 mês e meio antes de Belo Monte, após a operação da UHE Belo Monte chega a alcançar 6 meses.

Tabela 8. Duração da seca extrema (<1.176 m³/s) em dias antes (1971-2014) e após Belo Monte (2016-2021, Utsunomiya et al., 2024) e (2016-2024).

Duração da seca extrema (# dias)			Porcentagem de aumento em relação à série histórica (%)	
Pré-BM	Pós-BM (2016-2021)	Pós-BM (2016-2024)	Pós-BM (2016-2021)	Pós-BM (2016-2024)
44,6	71,0	103,5	59,1	132,2

Com base nesses indicadores, é notável a diminuição do período da cheia e o prolongamento da seca, que tem causado efeitos deletérios e preocupantes, e que podem continuar e até se agravar sob as condições decorrentes das mudanças climáticas em curso no planeta. É importante ressaltar que os indicadores de duração e período ideal foram completamente ignorados na concepção do HC que, ao estabelecer um limiar de valor de vazão para considerar a inundação, considerou-o como valor mínimo de apenas um mês do pico da cheia, sem considerar a duração necessária para prover importantes processos socioecológicos. Também não foram considerados limites para a duração de secas extremas que, além de efeitos no ecossistema, também têm afetado o nível do lençol freático e colocado em risco o abastecimento de água em poços artesanais (Utsunomiya, 2024).

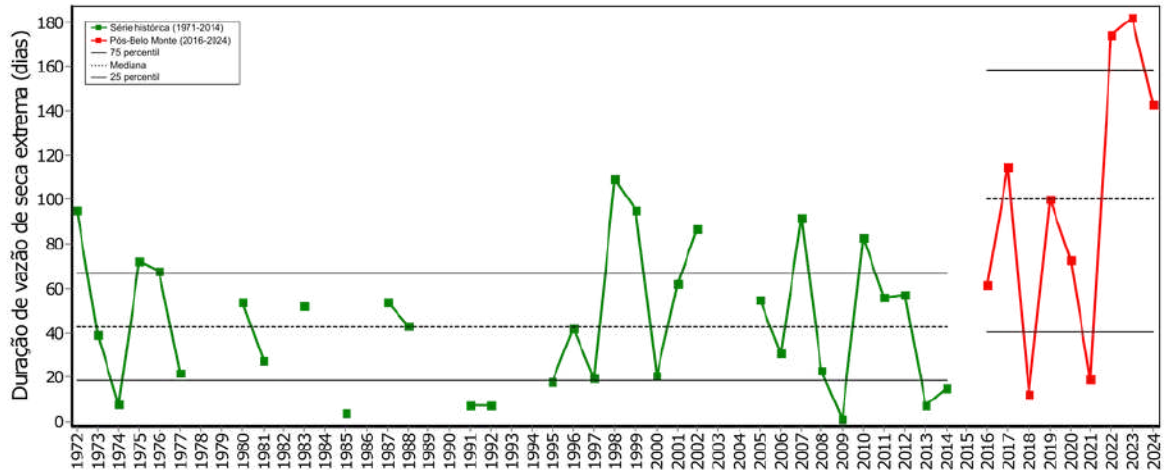


Figura 9. Gráfico de duração da seca extrema (<1.176 m³/s) em dias por ciclo anual.

2.3. Análise dos pulsos de inundação pré- e pós-Belo Monte

Os resultados apresentados a seguir têm como objetivo comparar os pulsos de inundação antes e após a operação da hidrelétrica de Belo Monte, corroborados pelos indicadores acima apresentados.

2.3.1. Coeficiente Pardé

O coeficiente Pardé é um indicador normalizado calculado pela vazão média mensal dividida pela média anual, e visa demonstrar a distribuição da vazão ao longo do ano (Meile et al., 2011). Na comparação entre os períodos pré- e pós-Belo Monte (**Figura 10**) é nítido como há redução nos períodos de enchente e vazante, o que demonstra o encurtamento da duração da cheia e prolongamento da estiagem, como já evidenciado pelo indicador de duração.

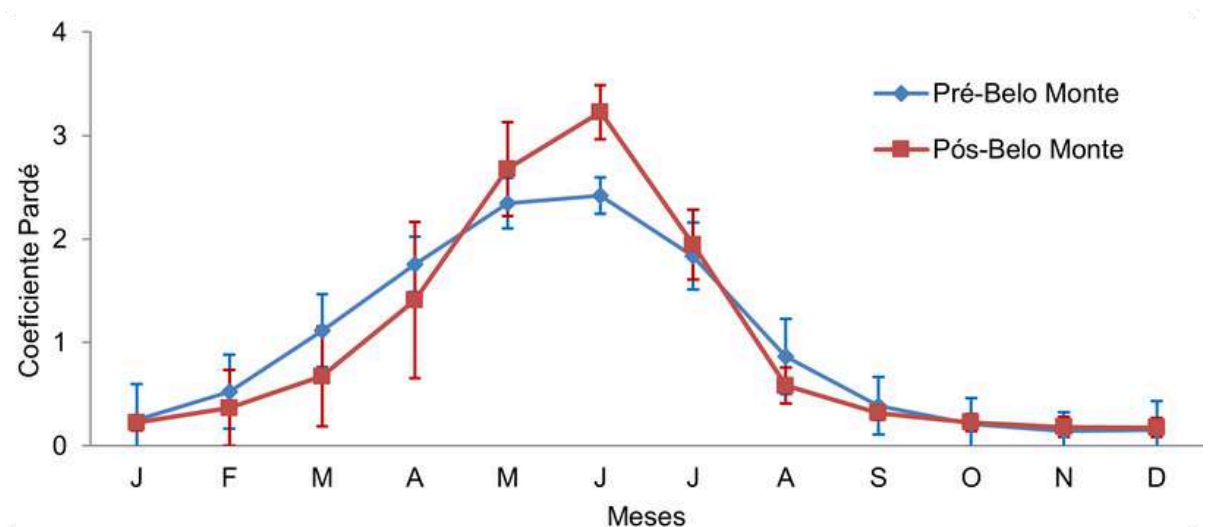


Figura 10. Coeficiente Pardé. Fonte: Utsunomiya et al. (2024) e Meile et al. (2011).

2.3.2. Vazões médias mensais e porcentagem de redução

A **Figura 11** demonstra as vazões médias mensais antes de Belo Monte, os ciclos anuais após operação da hidrelétrica e os valores mínimos do HC-B, onde fica nítida a proximidade entre estes valores mínimos e o ciclo 2023-2024. Na **Tabela 9** há uma comparação dessas informações, evidenciando como as vazões mínimas não foram respeitadas em todos os meses, com exceção de dezembro de 2023.

Tabela 9. Comparação entre as vazões médias mensais do ciclo anual 2023-2024 e as vazões mínimas mensais do Hidrograma de Consenso B (m³/s).

	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
Ciclo 2023-2024	907	1.081	1.556	3.565	7.072	3.570	1.893	1.113	822,4	614,8	536,1	747,2
Mínima HC-B	900	1.100	1.600	4.000	8.000	4.000	2.000	1.200	900	750	700	800

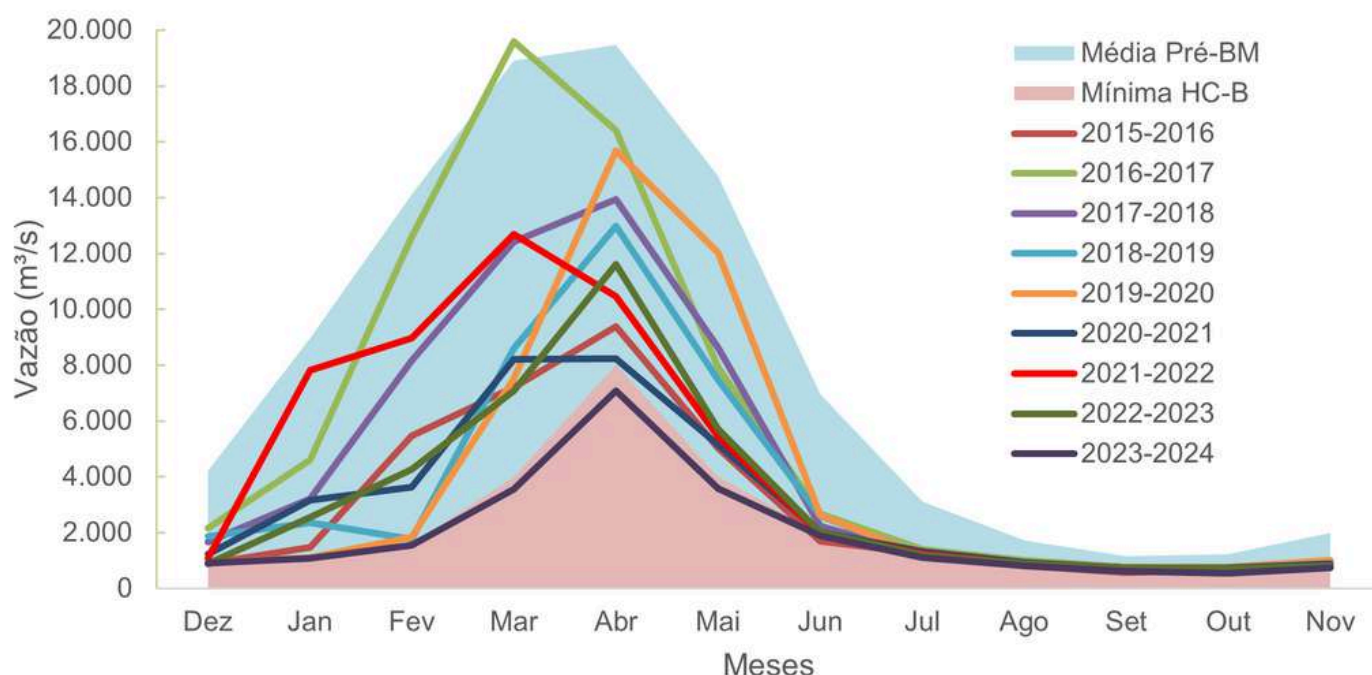


Figura 11. Vazões médias mensais antes (média) e ciclos anuais após Belo Monte, em comparação com o Hidrograma de Consenso B.

Na seção 2.1.1. foram apresentadas as porcentagens de redução da vazão média mensal entre os períodos pré- e pós-Belo Monte. Apresentamos a seguir a porcentagem de redução para o HC (A e B) em relação à série histórica. Também é apresentada na **Tabela 10** a porcentagem de redução para as vazões mínimas mensais propostas para o Hidrograma Piracema (MPF, 2022).

Tabela 10. Diferença entre série histórica, período pós-Belo Monte (pós-BM) e hidrogramas (HC e Piracema) em números absolutos e porcentagem de redução.

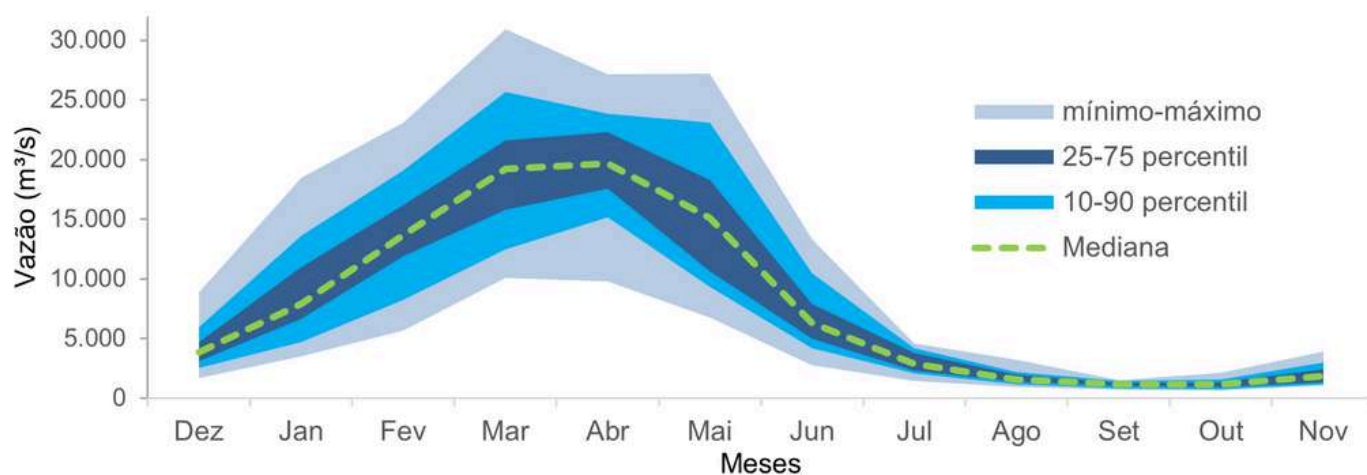
Mês	Pré x Pós			HC-A x Pré		HC-B x Pré		Piracema x Pré	
	média histórica (m ³ /s)	média pós-BM (m ³ /s)	% redução pós	HC-A (m ³ /s)	% redução HC-A	HC-B (m ³ /s)	% redução HC-B	Hidrog. Piracema (m ³ /s)	% redução Piracema
Dez	4.218	1.289	69,4%	900	78,7%	900	78,7%	3.000	28,9%
Jan	8.958	3.043	66,0%	1.100	87,7%	1.100	87,7%	6.200	30,8%
Fev	14.120	5.359	62,0%	1.600	88,7%	1.600	88,7%	10.000	29,2%
Mar	18.900	9.655	48,9%	2.500	86,8%	4.000	78,8%	13.500	28,6%
Abr	19.480	11.750	39,7%	4.000	79,5%	8.000	58,9%	14.000	28,1%
Mai	14.770	6.770	54,2%	1.800	87,8%	4.000	72,9%	10.500	28,9%
Jun	6.948	2.191	68,5%	1.200	82,7%	2.000	71,2%	5.000	28,0%
Jul	3.115	1.237	60,3%	1.000	67,9%	1.200	61,5%	2.500	19,7%
Ago	1.713	887,9	48,2%	900	47,5%	900	47,5%	1.200	29,9%
Set	1.155	712,4	38,3%	750	35,1%	750	35,1%	800	30,7%
Out	1.229	681,9	44,5%	700	43,0%	700	43,0%	850	30,8%
Nov	1.980	854,3	56,9%	800	59,6%	800	59,6%	1.500	24,2%

2.3.3. Distribuição das vazões médias mensais da série histórica

Por fim, para compreender como os ciclos anuais ocorriam antes da operação de Belo Monte, foram calculadas as distribuições das vazões médias mensais da série histórica (1971-2014) com o software IHA, permitindo chegar aos valores de vazão média mensal: mínimos, percentis 10-90, percentis 25-75, máxima e mediana (**Figura 12** e **Tabela 11**). Essas informações auxiliam a compreender a forma do pulso e a distribuição das vazões para, assim, contrapor com os dados dos ciclos após a operação da UHE Belo Monte.

Tabela 11. Distribuição das vazões médias mensais da série histórica.

	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
Máximo	8.864	18.450	23.090	30.930	27.140	27.230	13.330	4.586	3.216	1.506	2.121	3.918
Percentil 90	5.967	13.640	19.070	25.690	23.850	23.090	10.500	4.217	2.215	1.434	1.543	2.976
Percentil 75	4.697	11.000	16.160	21.610	22.290	18.300	7.897	3.769	1.961	1.295	1.363	2.437
Mediana	3.850	7.895	13.660	19.210	19.660	15.100	6.327	2.900	1.588	1.142	1.168	1.828
Percentil 25	3.111	6.674	11.890	15.780	17.570	10.640	4.983	2.310	1.380	1.032	944	1.359
Percentil 10	2.535	4.685	8.263	12.470	15.180	9.309	4.214	2.060	1.183	817	784	1.179
Mínima	1.650	3.488	5.680	10.080	9.800	6.740	2.749	1.431	910	694	632	1.048

**Figura 12.** Distribuição das vazões médias mensais da série histórica do TVR do rio Xingu.

Assim, na **Figura 13** é apresentada uma comparação entre a distribuição da série histórica e os ciclos anuais após a operação da hidrelétrica, onde é possível interpretar alguns resultados que emergiram dos indicadores anteriores, inclusive para cada ciclo hidrológico.

Primeiro, nota-se que entre junho e novembro todos os ciclos estiveram muito próximos do mínimo da série histórica, ou seja, cinco meses do ano estiveram sempre nesse patamar baixo, resultando em estiagens prolongadas. Ao observar o período hidrológico da enchente (dezembro-fevereiro), 6 dos 9 ciclos anuais permaneceram abaixo dos valores mínimos da série histórica e apenas os ciclos 2016-2017, 2017-2018 e 2021-2022 ficaram acima, o que mostra como tal período vem sendo severamente afetado. Os meses de janeiro e fevereiro foram os que tiveram maior variação entre os ciclos, o que também aparece na variabilidade do coeficiente Pardé (**Figura 10**); os ciclos 2018-2019, 2019-2020 e 2023-2024 foram os que tiveram maior redução, atrasando o início da subida das águas para o mês de março.

Por fim, o único ciclo que alcançou patamares próximos à mediana e ao percentil 25-75 durante a enchente e vazante foi 2016-2017; entretanto, a partir de abril desse ciclo a vazão passou a ficar abaixo das referências, com uma descida do nível antecipada em relação ao pulso natural, o que ocorreu em todos os ciclos pós-Belo Monte.

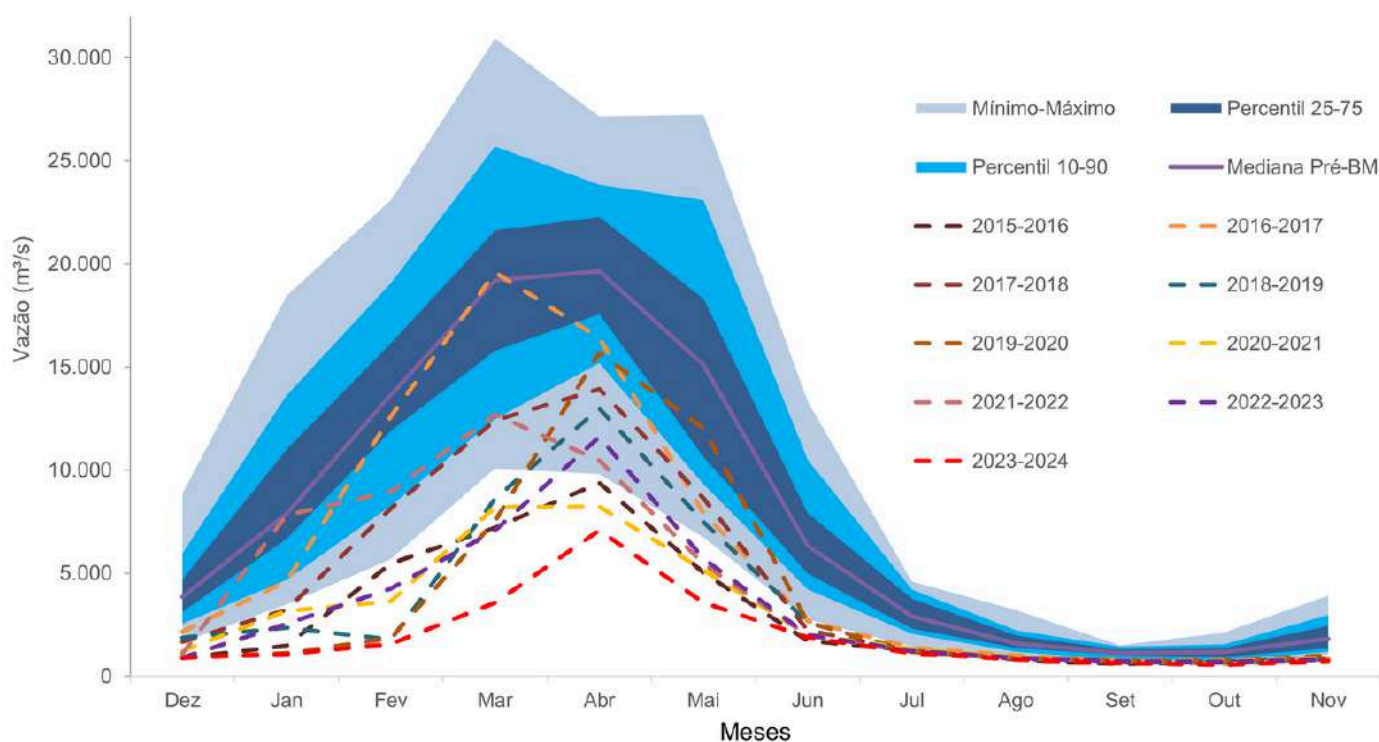


Figura 13. Distribuição das vazões médias mensais em percentis (1971-2014) e ciclos pós-Belo Monte.

3. SÍNTESE DAS ANÁLISES HIDROLÓGICAS E DE VAZÃO AMBIENTAL NO TVR

Os indicadores analisados evidenciam um cenário de estresse hídrico que vem afetando a resiliência do ecossistema da Volta Grande do Xingu no TVR, ao comparar os dados da série histórica com os anos após os desvios da vazão pela hidrelétrica de Belo Monte. Há uma forte redução na magnitude, com vazões médias mensais na ordem de 38,31-69,45%, que chegaram a alcançar 89% em fevereiro de 2024.

As vazões médias, mínimas e máximas (período de 90 dias) reduziram 43 e 46% respectivamente, com a máxima chegando a 74% de redução em 2024. A duração da cheia acima de 14.000 m³/s teve uma redução média de 80 dias para apenas 9 dias sendo que os picos de cheia dos anos 2016, 2021, 2023 e 2024 não alcançaram essa vazão. A média dos ciclos pós-Belo Monte tiveram um atraso de quase um mês (25 dias). Já a duração da seca extrema teve um aumento de 132%, passando de cerca de 1,5 mês para 3,5 meses (44,6 para 103,5 dias), com os últimos 3 ciclos anuais atingindo durações de 143 a 182 dias, ou seja, chegando a alcançar 6 meses de seca extrema.

O ciclo anual de dezembro de 2016 até novembro de 2017 foi o único que alcançou vazões médias mensais mais próximas à mediana da série histórica em relação aos meses de cheia, embora os períodos hidrológicos de vazante e seca tenham ficado próximos ou abaixo dos mínimos da série histórica. Os ciclos pós-Belo Monte mais secos foram 2015-2016, 2020-2021 e 2023-2024, com este último alcançando valores similares ao HC-B, chegando a desrespeitar os valores mínimos do HC.

Com maior duração da estiagem e encurtamento (às vezes inexistência) de vazões mais altas da cheia, há uma redução drástica no alagamento das planícies aluviais, sobretudo dos igapós, o que já foi apontado por estudo complementar no âmbito do licenciamento ambiental. Na comparação entre as médias mensais de vazão ao longo dos anos, é possível notar que, após Belo Monte, os pulsos de inundação não seguiram mais o comportamento, de forma a “imitar a curva” do pulso natural, e houve variações ao longo dos anos.

A forma como o HC foi concebido, focando apenas no pico da cheia e desconsiderando a duração e período ideal, tem proporcionado um recorrente atraso na subida das águas, com os meses de enchente quase sempre apresentando vazões abaixo do mínimo da série histórica, o que constitui um dos principais problemas que julgamos necessário corrigir. Estabelecer um valor de pico da cheia e adotar uma vazão média mínima apenas para um mês não é suficiente para que seja possível completar o ciclo de vida das espécies vegetais e da fauna aquática. Isso porque não há tempo suficiente de alagamento para

permitir, por exemplo, a alimentação e reprodução de peixes, ou o processo de floração e frutificação da vegetação nas áreas alagáveis. O atraso da subida das águas tem reflexos diretos na migração lateral dos peixes, pois não há o alagamento das piracemas no tempo ideal de ocorrência desses importantes locais de reprodução da ictiofauna, que antes abrangia desde dezembro até março, e também afeta a sincronia com os ciclos de frutificação da vegetação de sarobais e igapós. Além disso, as vazões médias mensais estabelecidas para o auge da cheia no HC (4.000 e 8.000 m³/s no mês de abril) são muito baixas e não proporcionam o alagamento dos igapós.

A influência de fortes eventos de El Niño em 2016 e 2024 mostra como o fenômeno climático piora a disponibilidade de vazão afluyente natural; porém, ainda assim, é importante ressaltar que o HC-B tem valores baixos mesmo em contextos sem a ocorrência do fenômeno. Dessa forma, o HC-B deve ser rejeitado, principalmente com relação aos meses da enchente, pois é incapaz de prover as condições necessárias para a ocorrência de processos ecológicos fundamentais nesse período (piracema e acesso a habitats de alimentação, berçário e refúgio pela fauna aquática), mesmo que isso ocorra em topografias mais baixas das planícies de inundação. Nesse sentido, é necessário estabelecer medidas para diminuir a duração e intensidade das secas extremas decorrentes da atual subtração da vazão no TVR (e pioradas em anos de secas extremas), como a que ocorreu entre 2023-2024, visto que nesse ano as vazões médias mensais ficaram próximas do HC-B e que comprometem a resiliência do sistema socioecológico local. Isso porque ficou comprovado que o HC-B resulta em 6 meses de seca extrema, o que traz efeitos deletérios graves para a garantia da vida na região.

Assim, a duração e período ideal (*timing*) como indicadores ignorados desde a concepção do HC, precisam ser considerados para a revisão do hidrograma aplicado ao TVR, com foco em diminuir as estiagens artificialmente prolongadas e aumentar a duração da cheia para sincronizar com o pulso natural/histórico do rio Xingu, de forma a permitir que os ciclos de vida da fauna e da flora se completem e o sistema socioecológico local seja mantido.

Também é importante considerar o indicador reversões de vazão e outros indicadores, como taxas de mudança, subida e descida do nível d'água (*rise/fall rates*, TNC, 2009), para compreender oscilações e mudanças bruscas na vazão. À exemplo do que ocorreu no final de janeiro de 2025, com a queda de torres da Linha de Transmissão Xingu-Terminal Rio, e que levou ao desligamento de turbinas e rápida liberação de água no TVR, com elevação de 1,67 metros em apenas dois dias, em análise realizada por peritos do MPF (Nota Técnica 01/2025/GABPRM1-TSCS) (MPF, 2025a). Este incidente ocorrido levou ao descumprimento da outorga de uso de água (n. 1522/2024) e demonstra como o arranjo do projeto de engenharia da hidrelétrica de Belo Monte não contempla dispositivos adequados

para lidar com certas situações de emergência que colocam em risco todo um sistema socioecológico. Assim, as populações a jusante de ambas barragens (Pimental e Belo Monte) estão suscetíveis ao risco de liberação (ou retenção) brusca de água que ameaça não apenas a sobrevivência da fauna e flora, mas também gera riscos à integridade física dos moradores (como riscos na navegação no TVR e na vida social que ocorre nos portos, ilhas e margens), além de perdas materiais que já vêm ocorrendo (como perda de canoas e voadeiras, tanques de piscicultura e outros bens materiais).

Na Nota Técnica 01/2025/GABPRM1-TSC foi calculado o indicador HPI, que utiliza dados de vazão horária para analisar as taxas de mudança de vazão no TVR. Este indicador é complementar ao indicador de reversão hidrológica apresentado no item 2.1.3, pois o indicador reversão calculado no software IHA utiliza como base vazões médias diárias. As reversões e taxas de mudanças são indicadores que têm como base dados de vazão média diária, diferente dos valores mínimos para o HC que consideram médias mensais. Assim, esses fenômenos precisam ser endereçados claramente na outorga, de forma a reger a operação com parâmetros que evitem e diminuam esses riscos citados, ainda que possam ter diretrizes na proposição de um novo HC revisado pelo órgão ambiental competente. Tal regramento é ainda mais importante quando se verifica que o despacho da energia solicitada à UHE Belo Monte pelo ONS está vinculado a oscilações de fornecimento de outras fontes intermitentes, como a eólica, o que tem levado à operação da hidrelétrica com ciclos de acionamento e desligamento de turbinas, criando essas oscilações em todos os trechos impactados (reservatórios a montante, TVR, e trecho a jusante de Belo Monte), o que traz prejuízos ao ecossistema e à atividade pesqueira (Utsunomiya, 2024).

A análise desses indicadores deve ser aprofundada, incluindo, por exemplo, as taxas de subida e descida do nível d'água, a fim de criar novas regras e complementar a Outorga n.1522/2022, visando incluir critérios de operação da UHE Belo Monte que reduzam riscos ao sistema socioecológico, e eliminem ou reduzam significativamente a possibilidade de lançamentos ou retenções abruptas de água no TVR. Tais análises devem considerar alguns temas já levantados em estudos anteriores como evitar reversões bruscas em períodos cruciais para o ecossistema local e regional como, por exemplo, durante o período da piracema (como ocorreu em janeiro de 2025) (MPF, 2025a); nas faixas de vazão em que pedrais são alagados, de forma a evitar acidentes de navegação (Utsunomiya, 2024); e em períodos de desova de quelônios, para evitar inundação de ninhos e mortalidade dos embriões. Consideramos urgente e necessária a realização de análises, como as mencionadas acima, em uma robusta revisão das regras de operação na Outorga n. 1522/2022 (art. 5º). Neste sentido, apontamos preliminarmente algumas recomendações, com base em uma estratégia precaucionária, prevista na legislação ambiental de licenciamento de obras de infraestrutura (Lei nº 15.190/2025).

4. PARECER TÉCNICO Nº 160/2022-COHID/CGTEF/DILIC E DESPACHO Nº 24284135/2025-GABIN

Após quase três anos, a Presidência do IBAMA avaliou o Parecer Técnico nº 160/2022, datado de 24/11/2022, que analisou os resultados dos Estudos Complementares (EC) do TVR. Naquela ocasião, a equipe técnica do IBAMA solicitou à Norte Energia a apresentação de um “hidrograma de mitigação a ser executado a cada intervalo (intercalado com o hidrograma B) de forma a possibilitar a inundação periódica de floresta aluvial e de formações pioneiras com influência fluvial existentes nos diferentes setores da VGX”.

No entanto, considerando o significativo período transcorrido desde a elaboração do parecer, as novas informações provenientes do MATI-VGX, as vistorias interinstitucionais realizadas, os pareceres de análises dos monitoramentos executados no âmbito do Plano Básico Ambiental, bem como o parecer que avaliou o cumprimento do TCA nº 03/2021/GABIN, a Presidência do Ibama, através do Despacho nº 24284135/2025-Gabin, determinou as seguintes diretrizes:

- a) a emissão do Parecer Técnico nº 160/2022 para que a empresa proponha novo ciclo de hidrogramas, visando atender às recomendações técnicas contidas no referido Parecer. Os impactos crescentes e o conteúdo dos Relatórios de Vistoria apresentam evidências de que a aplicação do hidrograma B requer reformulações para atender às necessidades de água no período de **dezembro a março**. Além disso, deve haver vedação à aplicação do hidrograma A.*
- b) que a empresa considere na formulação do novo ciclo de hidrogramas, além das necessidades estabelecidas nos pareceres do Ibama, as recomendações apresentadas pela equipe de pesquisadores do MATI-VGX no citado relatório. A equipe técnica do Ibama vem incluindo em suas análises os resultados de estudos apresentados pela sociedade e cabe à empresa incluir ou refutar tecnicamente os dados que levaram à sua formulação.*
- c) que se estabeleça o prazo de 4 meses para apresentação de nova proposta pela empresa.*
- d) que as discussões para as reformulações no hidrograma considerem aspectos ambientais e de segurança energética do país.*
- e) que se possa constituir um painel consultivo independente e de alta reputação para atuar na questão, onde sejam envolvidos órgãos afetos à matéria, tais como a ANA, ONS, MME, MMA, dentre outros.*

Em seu despacho, a presidência do Ibama destacou que, “após uma década de operação do empreendimento e realização de diversos estudos, ainda não foi possível estipular um ciclo de vazões que permita assegurar a manutenção dos ecossistemas naturais, os modos de vida das comunidades residentes e a compatibilização com a geração de energia”. As propostas apresentadas aqui vão de encontro às necessidades elencadas pela presidência do Ibama, alinhando-se com os dados coligidos tanto pelo órgão licenciador quanto pelas comunidades ribeirinhas e indígenas, dotadas de conhecimento e notório saber sobre os ciclos hidrológicos e ecossistêmicos do rio Xingu.

5. RECOMENDAÇÕES PARA ADOÇÃO DE HIDROGRAMA DE VAZÃO ECOLÓGICA

As seguintes recomendações para a revisão do Hidrograma de Consenso (HC-A e HC-B) foram baseadas nos resultados apresentados nesta Nota Técnica, bem como em impactos negativos em processos ecológicos monitorados pelo MATI-VGX, notas técnicas já publicadas (MATI-VGX, 2025; MPF, 2025a; MPF, 2025b; MPF, 2022) e outros estudos publicados sobre a Volta Grande do Xingu (Juruna et al., 2025; Utsunomiya et al., 2024; Utsunomiya, 2024; Quaresma et al., 2024). As diretrizes que orientaram as recomendações para adoção de um novo hidrograma foram:

- *Conceito de vazão ecológica e arranjo de partilha de água que permita vazão necessária para sustentar os ecossistemas aquáticos e de inundação sazonal, os modos de vida, o bem-estar humano e atividades culturais das populações indígenas e ribeirinhas do TVR;*
- *Correção dos valores mínimos mensais de vazão do atual hidrograma de operação da UHE Belo Monte, de forma a restaurar (mesmo que parcialmente) o pulso de inundação no TVR, em termos dos indicadores hidrológicos e de vazão ambiental: magnitude, duração, período ideal (timing), taxas de mudança e amplitude, a fim de garantir ao menos os valores mínimos mensais registradas na série histórica de vazão do rio Xingu (Estação Altamira);*
- *Incorporação de indicadores de duração e período das fases de enchente, cheia, vazante e seca para prover tempo necessário para a ocorrência de processos ecológicos sazonais essenciais à alimentação e reprodução da fauna aquática, semiaquática e terrestre;*

As recomendações propostas a seguir são complementares e alinhadas às recomendações apresentadas em Utsunomiya et al. (2024, Material Suplementar) e Utsunomiya (2024, Apêndice A), e contêm descrição e justificativa específicas voltadas para revisão da Outorga 1.522/2024, sobretudo no artigo 5º, e visam garantir a conservação dos ecossistemas e os modos de vida das populações indígenas e ribeirinhas do TVR da VGX.

Recomendação 1: Rejeitar o “Hidrograma de Consenso” (A e B).

Descrição: Descartar o uso do Hidrograma de Consenso A e B (HC-A e HC-B)

Justificativa: Foi demonstrado que o HC-B em vigor já vem proporcionando acentuados efeitos deletérios, sobretudo ao aumentar a duração de vazões equivalentes às que ocorrem durante secas extremas, como ocorreu em 2023-2024 (182 dias). Outro fator que corrobora a inviabilidade do HC-B é que este atribui valores mínimos mensais abaixo das vazões mínimas mensais da série histórica que consideramos como os valores mínimos para a resiliência do sistema socioecológico, considerando que anos com restrição hídrica ocorriam poucas vezes antes da operação da hidrelétrica (como nos anos 1975-1076 e 1998-1999) o que possibilitava uma recuperação do sistema socioecológico nos anos posteriores. Esta comparação é apresentada na **Tabela 12**, com o cálculo de porcentagem de redução, no qual é possível observar a redução maior que 50% para os meses de janeiro a março. Assim, o HC-A, por ser um hidrograma mais restritivo que o HC-B, resulta em maior redução da amplitude e duração do pulso de inundação, inviabiliza os processos ecológicos dos ecossistemas aquáticos e de inundação sazonal e intensifica a fragmentação dos ambientes aquáticos da VGX. Considera-se que o HC-A impõe riscos extremamente elevados à conservação da sociobiodiversidade e à segurança das populações humanas do TVR, mesmo que seja aplicado de forma alternada com o HC-B, tal como consta na proposta original, como já foi sinalizado pelo IBAMA.

Tabela 12. Comparação entre o Hidrograma de Consenso B (HC-B) e as vazões mínimas mensais da série histórica (1971-2014) considerada como valores mínimos para garantir a resiliência do sistema socioecológico.

	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
Vazões mínimas da série histórica (m³/s)	1.650	3.488	5.680	10.080	9.800	6.740	2.749	1.431	910	694	632	1.048
HC-B (m³/s)	900	1.100	1.600	4.000	8.000	4.000	2.000	1.200	900	750	700	800
Redução da vazão (%)	45%	68%	72%	60%	18%	41%	27%	16%	1%	-	-	24%

Recomendação 2: Proposta do Hidrograma Piracema como arranjo de partilha de água que garante uma vazão ambiental no TVR e aplicação imediata até que se efetive a mudança na Outorga 1522/2024.

Descrição: Para substituição do HC-A e HC-B, é proposto o Hidrograma Piracema, já proposto em notas técnicas anteriores (MPF, 2022) com base nos estudos realizados pelo MATI-VGX (**Tabela 13 e Figura 15**). Além disso, o hidrograma também deve prever uma redução máxima da vazão média mensal em até 30% em relação à vazão afluente no reservatório (vide Recomendação 3). **A aplicação do Hidrograma Piracema deve ser imediata** de forma a possibilitar a recuperação do sistema socioecológico após anos de restrição hídrica e evitar a morte da vegetação aluvial, de forma provisória, até que se regule no texto final da Outorga 1522/2024.

Justificativa: Os resultados das análises apontam que o valor de vazão estabelecido como pico da cheia (8.000 m³/s) no HC inviabiliza o alagamento dos igapós, essenciais para a alimentação e reprodução da fauna aquática e dispersão das espécies vegetais. Os novos valores mínimos mensais também irão restabelecer a duração das fases de enchente, vazante e cheia do pulso de inundação e permitir níveis mais elevados de inundação no pico da cheia. Isto é essencial para a manutenção dos habitats de inundação sazonal, em sincronia (*timing*) com os ciclos ecológicos de flora e fauna.

A alternância por revezamento entre hidrogramas a cada ano como proposta no HC não é apropriada, visto que é de conhecimento que há grande variação interanual na vazão do rio Xingu e que essas variações têm influência de fenômenos climáticos minimamente conhecidos e com indicadores preditivos, considerando as incertezas inerentes às projeções climáticas.

Assim, o Hidrograma Piracema poderá permitir uma melhoria da resiliência do sistema socioecológico com inundação de igapós, considerando duração e período ideal de inundação apropriados para a ocorrência de processos ecológicos. Na **Figura 14**, é possível observar como este hidrograma mantém boa parte dos intervalos de vazão acima do percentil 10 e 25 da série histórica, ou seja, é uma régua para garantir a forma do pulso de inundação próxima ao natural, com valores mínimos que não degradam vastas áreas de ambientes alagáveis.

Adicionado a recomendação 3 de limitar até 30% da vazão do Xingu, o novo arranjo de partilha da água permitirá reproduzir de forma mais próxima o pulso natural do rio Xingu. Assim, em anos de maior disponibilidade hídrica, como os marcados por forte La Niña, o TVR também refletirá esse aumento, ampliando a área de alagamento dos igapós e favorecendo a recuperação do sistema socioecológico, evitando a morte de ecossistemas nos patamares mais altos das áreas inundáveis.

No caso de anos com maior restrição hídrica devido à menor pluviosidade (como anos de forte El Niño), o artigo 5º, §1º da Outorga 1522/2024 já prevê que: “Caso, em dado mês, a vazão afluyente ao reservatório do rio Xingu for inferior à prescrita no Anexo III, deve ser mantida vazão igual à afluyente no TVR”. Portanto a mudança dos valores mínimos do Hidrograma de Consenso (que constam no Anexo III da Outorga) para os valores do Hidrograma Piracema (**Tabela 13**) são operacionalizáveis, mesmo em condições de vazão afluyente menor que os mínimos estabelecidos.

Tabela 13. Proposta de Hidrograma Piracema: vazões mínimas mensais.

	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
Hidrograma Piracema (m³/s)	3.000	6.200	10.000	13.500	14.000	10.500	5.000	2.500	1.200	800	850	1.500

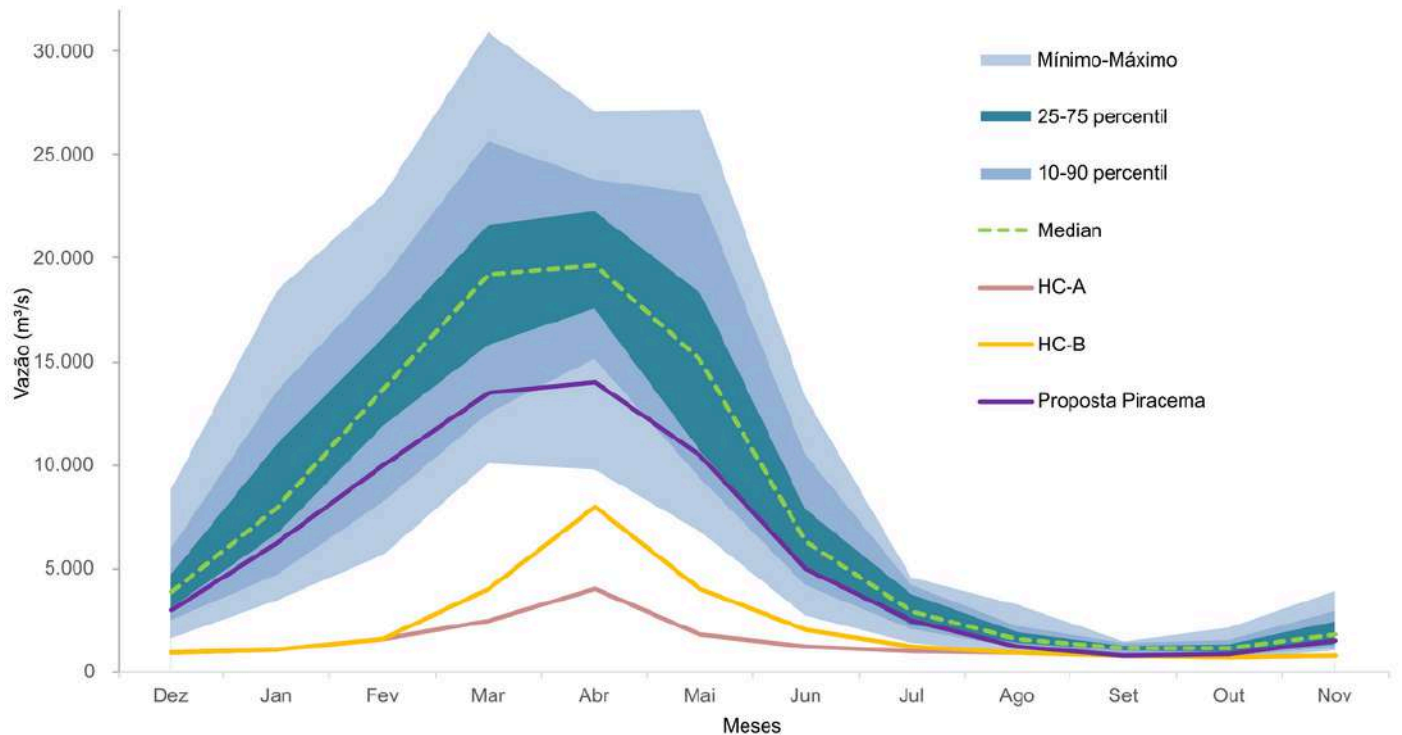


Figura 14. Propostas de novos Hidrogramas para estabelecer vazões mínimas médias mensais: Hidrograma Piracema e Hidrograma Vazão Mínima Histórica, com distribuição das vazões da série histórica e percentis e valores mínimos do Hidrograma de Consenso (A e B).

Recomendação 3: Limitar o desvio de até 30% da vazão média mensal no TVR em relação à vazão afluyente do reservatório Xingu.

Descrição: Além de respeitar as vazões mínimas mensais dos hidrogramas propostos, ao final de cada mês, a vazão média mensal defluente para o TVR, aferido na estação telemetria Mangueiras, não pode ser menor que 70% da vazão afluyente no reservatório Xingu, medido na estação UHE Belo Monte Montante. Tal regra teve como base os cálculos realizados no capítulo 2.3.2 e deveria ser incluída no texto da Outorga 1522/2024.

Justificativa: Além dos ajustes propostos nos hidrogramas Piracema e Vazão Mínima Histórica, tal medida é necessária devido à variabilidade interanual da vazão do rio Xingu, de forma a limitar porcentagem máxima de desvio de águas e proporcionar ciclos anuais com maior inundaçã, como anos com influência de La Niña que aumentam a pluviosidade na bacia hidrográfica. Além disso, também evita reduções drásticas como ocorreram em anos anteriores (sobretudo em 2024, quando chegou a alcançar 89%).

Recomendação 4: Reavaliação da Outorga n.1522/2024, com organização de seminário com estudos e participação de comunidades da Volta Grande do Xingu, de forma a criar medidas de proteção para emergências e incluir novos parâmetros para garantir a sustentabilidade de processos socioecológicos no TVR.

Descrição: Realização de seminário para reavaliar e propor novos critérios para definição das vazões do hidrograma de operação da UHE Belo Monte. Isto deve ser orientado por estudos aprofundados sobre ecologia, riscos sociais e ambientais, além da necessidade de revisão de um Plano de Ação Emergencial e de melhorias no sistema de comunicação no TVR. Tal processo deve ser realizado com ampla participação de órgãos competentes, especialistas e também da população local do TVR.

Justificativa: É importante ressaltar que houve avanços desde a Outorga original até a versão atual 1522/2024, sobretudo em relação a regras de operação (Artigo 5º). Ainda assim, há necessidade de complementação do texto para garantir não apenas a resiliência do sistema socioecológico, mas também a segurança física dos moradores do TVR. Assim, foram elaboradas **medidas provisórias a serem incluídas na Outorga n.1522/2024 (Recomendação 6)**, de forma a complementar o texto atual, enquanto não é realizado o estudo aprofundado.

Além das recomendações relacionadas aos hidrogramas, tais medidas são necessárias e estão relacionadas à manutenção de uma vazão ambiental necessária para garantir processos ecológicos vitais para a fauna aquática e semiaquática, como a reprodução e alimentação de peixes e quelônios.

É importante pontuar que algumas medidas já estão contempladas no artigo 5º, §6º e §8º da Outorga:

§ 6º A taxa de variação da defluência média diária do reservatório do rio Xingu na UHE Pimental, em condição normal, não deve ser superior à taxa de variação diária de vazão verificada no posto fluviométrico UHE Belo Monte Montante (código 18821000);

(...)

§ 8º Adicionalmente, a taxa de variação da defluência média diária do reservatório do rio Xingu na UHE Pimental, em condição normal, poderá ser de até 4% no período úmido do ano;

Como demonstrado pela NOTA TÉCNICA Nº 1/2025/CFISP/SFI-SEI da Agência Nacional das Águas (ANA, 2025), entre 23/01/2025 e 13/02/2025 os dois critérios mencionados foram desrespeitados em 15 dos 22 dias analisados. Porém tal manifestação ocorreu em 25/02/2025, decorrido um mês do evento de queda das torres da linha de transmissão Xingu - Terminal Rio (que ocorreu da 22/01/2025). Tal fato coloca como urgente um arranjo de monitoramento da aplicação das regras de operação da vazão previstas nos § 6º, 8º e 9 do art. 5º em frequência diária, visto que são gerados dados horários disponíveis na plataforma Hidroweb/ANA. Além disso, torna-se imprescindível a pronta identificação de situações emergenciais, como a que ocorreu em janeiro de 2025, para permitir ações rápidas capazes de reduzir riscos à vida e evitar ou mitigar perdas materiais e para os ecossistemas.

Recomendação 5: Complementações da Outorga n. 1522/2024 para limitação de reversões de vazão, medidas de contenção em eventos atípicos de liberação de vazão, e outras medidas relacionadas ao período da piracema.

Descrição: Adição de parágrafos no artigo 5º da Outorga, relacionado a eventos de rápida elevação do nível do rio durante o período de reprodução dos peixes, além de medidas para monitoramento em tempo hábil, com a seguinte redação:

- *Nos casos de rápida elevação do nível d'água entre os meses de dezembro e abril, com acréscimos que desrespeitem os parágrafos 6º, 8º e 9º do artigo 5º, não será permitida a alteração de vazão que ocasione o rebaixamento do nível d'água até o final do mês de abril. A taxa de variação da defluência média diária em Pimental registrada na estação Mangueiras deve ser igual à taxa de variação média diária na UHE Belo Monte Montante, com diferença máxima de 1% (para mais ou para menos).*
- *Monitoramento diário dos parâmetros que constam nos parágrafos 6º, 8º e 9º do artigo 5º, com disponibilização imediata das informações em plataforma pública.*

Justificativa: A partir do evento que ocorreu no final de janeiro de 2025 com a queda de torres de transmissão e a rápida elevação do nível d'água no TVR (1,67 m em dois dias), seguido de rebaixamento (24 cm no terceiro dia), foi comprovada uma perda de ovas de peixes já em processo de desenvolvimento (MPF, 2025a). Assim, há necessidade de estabelecer regramentos na outorga como medidas precaucionais para evitar grandes contingentes de perdas de ovas de peixes e insucessos do ciclo reprodutivo das espécies.

Como exemplo, na referida nota técnica da ANA a taxa de variação da vazão na estação Mangueiras nos dias 24 e 25/01/2025 atingiu valores de 44,91% e 49,73%, mais de dez vezes acima do limite de 4% da outorga (artigo 5º, §8º). Porém o rebaixamento no terceiro dia não descumpriu parâmetros da outorga, o que reforça a necessidade de incluir critérios relacionados a eventos atípicos, tais como o decorrente da queda das torres de transmissão. A extensão do período de cheia até final de abril reforça a importância de manter as características naturais (duração e sincronia climática) do pulso de inundação do rio Xingu, de modo a evitar rebaixamentos de nível d'água no TVR desacoplados da vazão afluente (natural) e permitir fase de cheia com duração suficiente para que os ciclos de reprodução e alimentação da fauna aquática sejam completados. O acoplamento da taxa de variação média diária com a vazão afluente no reservatório Xingu (com variação máxima de 1%) também visa assemelhar ao máximo ao pulso de inundação natural do rio Xingu e manter a temporalidade climática, para que não ocorram oscilações bruscas e artificiais devido à operação da UHE Belo Monte.

Recomendação 6: Consolidação de painel consultivo no formato de um comitê contínuo de caráter precaucionário para acompanhamento e indicações das vazões adequadas do sistema de operação de Belo Monte e cenários de emergência climática, conforme os critérios socioecológicos para proteção da Volta Grande, conforme previsto no Despacho nº 24284135/2025-Gabin, da presidência do Ibama.

Descrição: Previsão expressa de participação do Monitoramento Territorial Ambiental Independente da Volta Grande do Xingu no painel consultivo requisitado pela presidência do Ibama, assim como de especialistas independentes, em vínculo ainda que temporário com a concessionária ou empresas por ela contratadas, de reconhecida expertise que atuam na região.

Criação de uma política de atendimento emergencial às comunidades, integrada ao sistema de resiliência da Volta Grande do Xingu e articulada ao modelo de operação da UHE Belo Monte, considerando o agravamento da crise climática.

Justificativa: A consolidação de um painel consultivo permanente é fundamental para garantir transparência, participação social e embasamento técnico contínuo no acompanhamento da operação da UHE Belo Monte. Um comitê de caráter precaucionário permite integrar critérios socioecológicos ao processo decisório, assegurando que as vazões praticadas no TVR sejam compatíveis tanto com a manutenção dos ecossistemas quanto com os modos de vida das comunidades ribeirinhas e indígenas. A participação do MATI-VGX nesse comitê é fundamental, pois trata-se das populações indígenas e ribeirinhas que vivem cotidianamente os impactos da redução da vazão. Seu conhecimento, aliado ao acompanhamento técnico-científico, garante maior precisão na avaliação das condições reais do TVR. Além disso, diante do agravamento da crise climática e da imprevisibilidade hidrológica associada a eventos extremos (El Niño/La Niña), o comitê é essencial para recomendar ajustes rápidos e efetivos em cenários emergenciais, em consonância com as diretrizes estabelecidas no Despacho nº 24284135/2025-Gabin do Ibama.

6. CONCLUSÕES

Com base em todas as análises apresentadas, podemos afirmar que a atual lógica de operação da UHE Belo Monte, sustentada pelo Hidrograma de Consenso, é incompatível com a manutenção dos processos ecológicos e dos modos de vida na Volta Grande do Xingu. A substituição imediata por um hidrograma mais próximo da dinâmica natural, como o Hidrograma Piracema, associada a limites de desvio de vazão de até 30%, mecanismos de monitoramento em tempo real, protocolos de resposta emergencial e a participação efetiva do MATI-VGX em um painel consultivo contínuo, constitui um caminho viável e necessário. Essas medidas combinam critérios técnicos, científicos e tradicionais, fortalecendo a resiliência socioecológica do Trecho de Vazão Reduzida e criando condições para compatibilizar a geração de energia com a proteção da sociobiodiversidade e da segurança das populações ribeirinhas e indígenas. Em um contexto de crise climática crescente, adotar um modelo de gestão precaucionário, inclusivo e adaptativo não é apenas desejável, mas indispensável para assegurar o futuro da Volta Grande do Xingu.

7. REFERÊNCIAS

- Almeida RM, Hamilton SK, Rosi EJ, Barros N, Doria CRC, et al.** Hydropeaking Operations of Two Run-of-River Mega-Dams Alter Downstream Hydrology of the Largest Amazon Tributary. *Frontiers in Environmental Science* 8:1-11, 2020. doi: 10.3389/fenvs.2020.00120
- ANA** – Agência Nacional de Águas. Manifestação ANA - Nota Técnica n.1/2025/CFISP/SFI-SEI - Análise sobre o cumprimento dos parâmetros previstos na Outorga ANA n° 1.522/2024. Brasília: ANA, 2025.
- Arthington AH, Bhaduri A, Bunn SE, Jackson SE, Tharme RE, et al.** The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows. *Frontiers in Environmental Science* 6(JUL):1-15, 2018. doi: 10.3389/fenvs.2018.00045
- Espinoza, JC., Jimenez, J.C., Marengo, J.A. et al.** The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. *Sci Rep* 14, 8107, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58782-5>
- Esselman PC, Opperman JJ.** Overcoming information limitations for the prescription of an environmental flow regime for a central American river. *Ecology and Society*. 15(1):6, 2010. doi: 10.5751/ES-03058-150106
- Fumeaux I.** Informe sobre a “Vazão ecológica” determinada para a Volta Grande do rio Xingu. In: SEVÁ FILHO, O. (Org.). Tenotã-mô : Alertas sobre as consequências dos projetos hidrelétricos do rio Xingu. Ed. Glenn Switkes. *International Rivers*, 2005.
- IBGE** – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. IBGE: Rio de Janeiro, 2012.
- Juruna:** Arara. Plano de gestão territorial e Ambiental Volta Grande do Xingu: Terras indígenas Paquiçamba, Arara da Volta Grande do Xingu e Área Indígena Juruna do Km 17. Altamira: Verthic, 2018, 95 pgs.
- Juruna JJP, da Cruz e Silva R, dos Reis OB, et al.** Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant as revealed by Indigenous and ribeirinho monitoring. *Conservation Biology*, 39, e70043, 2025. <https://doi.org/10.1111/cobi.70043>
- Leme Engenharia.** Apresentação, Caracterização do empreendedor e do empreendimento. Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte. v.1, 2009. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidretricas/Belo%20Monte/EIA/Volume%2001%20%20Caracteriza%e7%e3o%20do%20Empreendimento/TEXT0/EIA%20-%20Cap%edtulo%201.2.3%20e%204.pdf>. (Acesso em: 24 abr. 2018).
- MATI-VGX** – Monitoramento Ambiental Territorial Independente da Volta Grande do Xingu. Nota Técnica Impactos Ambientais da UHE Belo Monte: Monitoramento dos socioecossistemas da Volta Grande do Xingu impactados pelo desvio parcial do Rio Xingu para geração de energia na UHE Belo Monte. Altamira: MATI-VGX, 2025..
- Meile T, Boillat JL, Schleiss AJ.** Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquat Sci* 73:171-182, 2011. doi: 10.1007/s00027-010-0154-7
- MPF** - Ministério Público Federal. Parecer Técnico 02/2022. Altamira: MPF-PA, 2022. <https://ox.socioambiental.org/sites/default/files/ficha-tecnica/node/202/edit/2022-08/Of%C3%ADcio%20n%C2%BA%201473-2022GABPRM1-TSCS-PRM-ATM-PA-00009246.2022.pdf>. (Acesso 20 jan 2023).
- MPF** - Ministério Público Federal. Nota Técnica 01/2025/GABPRM1-TSCS. Altamira: MPF-PA, 2025a.
- MPF** - Ministério Público Federal. Nota Técnica 02/2025/GABPRM1-TSCS. Altamira: MPF-PA, 2025b.
- NOAA** – National Oceanic and Atmospheric Administration. Climate monitoring ENSO. Disponível em: <https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/ens/>. Acesso 20 jun 2025.
- Norte Energia.** Nota Técnica – NT-DOM-085/2023-RO Proposição de melhorias na outorga ANA 1815/2020. Altamira: NESAs, 2023.
- Norte Energia.** Estudos Complementares do Trecho de Vazão Reduzida – Modelagem Matemática Hidrodinâmica Bidimensional da UHE Belo Monte. Altamira: NESAs, 2022. http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidretricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/CE%200354-2022-SSA-IBAMA%20-%20Resp%20OF%20112-IBAMA/. (Acesso 3 dez 2022).
- Pezzuti, J. et al.** Xingu: O rio que pulsa em nós: Monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu. Altamira: Instituto Socioambiental, 2018. 46p
- Quaresma A, Zuquim, G, Demarchi, LO et al.** Belo Monte Dam impacts: Protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in Amazonian flooded vegetation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 23(1): 39-50, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.05.001>

Richter BD, **Baumgartner** JV, **Powell** J, **Braunt** DP. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* 10(4):1163-1174, 1996. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x

Siddiqui SF, **Zapata-Rios** X, **Torres-Paguay** S, **Encalada** AC, **Anderson** EP, et al. Classifying flow regimes of the Amazon basin. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31(5):1005-1028, 2021. doi: 10.1002/aqc.3582

TNC - The Nature Conservancy. Indicators of Hydrologic Alteration Version 7.1 User's Manual, 2009.

Utsunomiya, R.; **Beveridge**, C.; **Lobo**, G.; **Assahira**, C.; **Moretto**, E.; **Athayde**, S. Dewatering the Xingu River: hydrological alterations and biocultural connections among the Arara Indigenous People in the Volta Grande region, Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, [s. l.], v. 24, n. 2, 2024.

Utsunomiya, R. Povos Indígenas e Hidrelétricas na Amazônia brasileira: Arara da Volta Grande do Xingu e a barragem de Belo Monte. 2024. 460 f. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) – Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

Zuanon J, **Sawakuchi** A, **Camargo** M, **Wahnfried** I, **Sousa** L, et al. Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *Papers do NAEA*, 28(2): 20-62, 2020. <http://dx.doi.org/10.18542/papersnaea.v28i2.8106>.

8. ANEXO

Tabela. Resultado do software IHA com cálculo paramétrico (em inglês)

IHA Parametric Scorecard								
Análise pré e pós Belo Monte (até 2024)								
Pre-impact period: 1972-2014 (41 years)				Post-impact period: 2016-2024 (9 years)				
NormalizationFactor	1			1				
Mean annual flow	8,010			3,686				
Non-Normalized Mean Flow	8,010			3,686				
Annual C. V.	0.92			1.19				
Flow predictability	0.71			0.74				
Constancy/predictability	0.44			0.46				
% of floods in 60d period	0.85			0.94				
Flood-free season	199			287				
	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
Parameter Group #1								
December	4,218	1,289	0.356	0.3788	-2,929	-69.45	0.02288	6.428
January	8,958	3,043	0.3517	0.6973	-5,915	-66.03	0.3457	98.28
February	14,120	5,359	0.2662	0.714	-8,760	-62.04	0.4478	168.2
March	18,900	9,655	0.2441	0.482	-9,249	-48.93	0.2379	97.44

Tabela. Continuação

April	19,480	11,750	0.1783	0.2776	-7,731	-39.68	0.09925	55.65
May	14,770	6,770	0.3211	0.3754	-8,005	-54.18	0.05424	16.89
June	6,948	2,191	0.3643	0.1636	-4,757	-68.47	-0.2007	-55.08
July	3,115	1,237	0.2783	0.06663	-1,879	-60.3	-0.2116	-76.06
August	1,713	887.9	0.2493	0.07055	-824.7	-48.16	-0.1788	-71.7
September	1,155	712.4	0.1807	0.09401	-442.5	-38.31	-0.08673	-47.99
October	1,229	681.9	0.2822	0.1096	-547.1	-44.51	-0.1726	-61.17
November	1,980	854.3	0.3495	0.08847	-1,126	-56.86	-0.2611	-74.69
Mean % change						54.7		69.1
Parameter Group #2								
1-day minimum	969.2	620.3	0.2382	0.1733	-348.9	-36	-0.0649	-27.25
3-day minimum	1,005	624.7	0.2167	0.1663	-379.9	-37.81	-0.05035	-23.24
7-day minimum	1,015	632	0.2152	0.1593	-382.9	-37.73	-0.05592	-25.98
30-day minimum	1,068	659.9	0.202	0.1221	-408.5	-38.23	-0.0799	-39.55
90-day minimum	1,279	725.1	0.1899	0.08068	-554.2	-43.32	-0.1092	-57.51
1-day maximum	22,930	14,460	0.1843	0.262	-8,466	-36.93	0.07768	42.15
3-day maximum	22,870	14,310	0.1844	0.2651	-8,562	-37.43	0.08065	43.74
7-day maximum	22,740	14,040	0.1845	0.2687	-8,698	-38.26	0.08414	45.6
30-day maximum	21,490	12,800	0.1874	0.2919	-8,694	-40.45	0.1045	55.76

Tabela. Continuação

90-day maximum	18,590	9,994	0.1832	0.354	-8,601	-46.26	0.1707	93.2
Number of zero days	0	0	0	0				
Base flow index	0.1283	0.1837	0.1882	0.2659	0.05539	43.15	0.07763	41.25
Mean % change						39.6		45
Parameter Group #3								
Date of minimum	274.8	278.3	0.03802	0.05259	3.528	1.928	0.01457	38.33
Date of maximum	92.46	101.8	0.05858	0.03978	9.314	5.09	-0.0188	-32.1
Mean % change						3.5		35.2
Parameter Group #4								
Low pulse count	0.09756	0.7778	3.839	1.545	0.6802	697.2	-2.293	-59.74
Low pulse duration	1.167	14.89	0.2474	0.7708	13.72	1176	0.5234	211.5
High pulse count	1.268	0.5556	0.4327	1.825	-0.7127	-56.2	1.392	321.7
High pulse duration	66.83	24.67	0.4531	1.383	-42.17	-63.09	0.9303	205.3
Low Pulse Threshold	603.3							
High Pulse Threshold	15.420							
Mean % change						498.2		199.6

Tabela. Continuação

Parameter Group #5								
Rise rate	206.8	167.9	0.2399	0.3646	-38.93	-18.82	0.1247	51.97
Fall rate	-151.8	-148.1	-0.1608	-0.3911	3.647	-2.403	-0.2303	143.2
Number of reversals	27.54	100.2	0.3103	0.1767	72.69	264	-0.1336	-43.05



FINANCIADORES



ARTE: @GNATA @MON_ARTE_PENSAMENTO

IMPACTOS AMBIENTAIS DA UHE BELO MONTE

JUNHO DE 2025



Monitoramento dos socioecossistemas da Volta Grande do Xingu impactados pelo desvio parcial do Rio Xingu para geração de energia na UHE Belo Monte

Os ecossistemas da Volta Grande do Xingu (VGX) são fundamentais para os modos de vida das populações indígenas e ribeirinhas locais, sustentando sua segurança alimentar, práticas culturais e relações atuais e ancestrais com o território. A relação de interconexão e coexistência entre modos de vida das populações tradicionais e a paisagem ecossistêmica endêmica e diversa da VGX está diretamente associada ao pulso de inundação anual do rio Xingu: o tempo da enchente com a chegada da chuva nas cabeceiras do Xingu e das águas novas, quando se inicia o alagamento dos pedrais, praias, sarobais e das piracemas; o tempo da cheia com o alagamento máximo das florestas de igapó nas margens e nas ilhas; o tempo da vazante com a emersão progressiva das praias e dos pedrais e o tempo da seca com praias e pedrais amplos e margeados por canais, quando ocorre a desova dos tracajás. O pulso de inundação mantém a vida em sua qualidade ambiental, cultural, social, econômica (Zuanon et al., 2019; Jackson et al., 2022). Para além disso, o rio Xingu é fundamental na transmissão de conhecimentos ecossistêmicos e culturais através das gerações, mantendo a identidade e integridade das populações locais.

SOBRE O MATI-VGX

O Monitoramento Ambiental Territorial Independente da Volta Grande do Xingu (MATI-VGX) inclui uma ampla rede de pesquisadoras e pesquisadores indígenas e ribeirinhos locais e de diversas instituições de pesquisa federais e estaduais.



O sistema socioecológico da Volta Grande do Xingu também provê serviços ecossistêmicos fundamentais, em conformidade com a Lei 14.119/2021 que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos, incluindo manutenção dos estoques pesqueiros, sequestro de carbono, purificação do ar, moderação de eventos climáticos extremos, manutenção do equilíbrio hidrológico, ciclagem de nutrientes e decomposição de resíduos, controle de populações de potenciais pragas e de vetores de doenças humanas.

A biodiversidade única e endêmica e o sistema socioecológico da VGX dependem diretamente do pulso de inundação anual do rio Xingu e das suas fases hidrológicas, em sincronia com o clima da Amazônia

A interconexão ecossistêmica, social e cultural que caracteriza a VGX não foi adequadamente considerada durante a concepção e implementação da Usina Hidrelétrica (UHE) Belo Monte (**Figura 1**), cuja operação tem resultado em impactos socioecológicos severos. Esses impactos têm sido sistematicamente minimizados, relativizados, omitidos e mesmo negados pelos programas oficiais de monitoramento ambiental conduzidos pela concessionária Norte Energia S.A. Isto tem aprofundado a desconfiança das comunidades locais e promovido graves fragilidades sociais no território.

Desde 2013, o povo Juruna/Yudjá da aldeia Miratu, Terra Indígena Paquiçamba, por meio da Associação Yudja Miratu da Volta Grande do Xingu (AYMIX), estabeleceu parceria com a Universidade Federal do Pará (UFPA) e o Instituto Socioambiental (ISA) para realizar um programa de monitoramento independente com o objetivo de registrar, analisar e visibilizar os impactos da UHE Belo Monte na VGX. Fundamentada em abordagem colaborativa, essa iniciativa foi ampliada para outras três aldeias da Terra Indígena Paquiçamba e para sete comunidades ribeirinhas.

O Monitoramento Ambiental Territorial Independente da Volta Grande do Xingu (MATI-VGX) - inclui hoje uma ampla rede de pesquisadoras e pesquisadores indígenas e ribeirinhos locais e de diversas instituições de pesquisa federais e estaduais.

Através da coleta padronizada de dados hidrológicos e ecológicos com frequência temporal e representatividade espacial alinhadas com a complexidade ambiental da VGX, o MATI-VGX tem registrado de forma colaborativa e integrada os impactos causados pela UHE Belo Monte na região.

Os dados do MATI-VGX estão disponíveis publicamente no repositório do Sistema de Informação sobre Biodiversidade Brasileira (SiBBr)

<https://ipt.sibbr.gov.br/sibbr/search=MATI&sort=name&order=asc>



Os resultados obtidos pelo MATI-VGX, apresentados a seguir, caracterizam detalhadamente os impactos da aplicação dos hidrogramas definidos e executados pela Norte Energia e destacam o papel fundamental das comunidades locais na defesa de seus direitos e territórios e na geração de dados socioambientais. Através das análises desses resultados, o MATI-VGX fornece subsídios e sustenta propostas para reduzir os impactos da UHE Belo Monte e promover práticas menos prejudiciais aos ecossistemas e às populações da VGX.

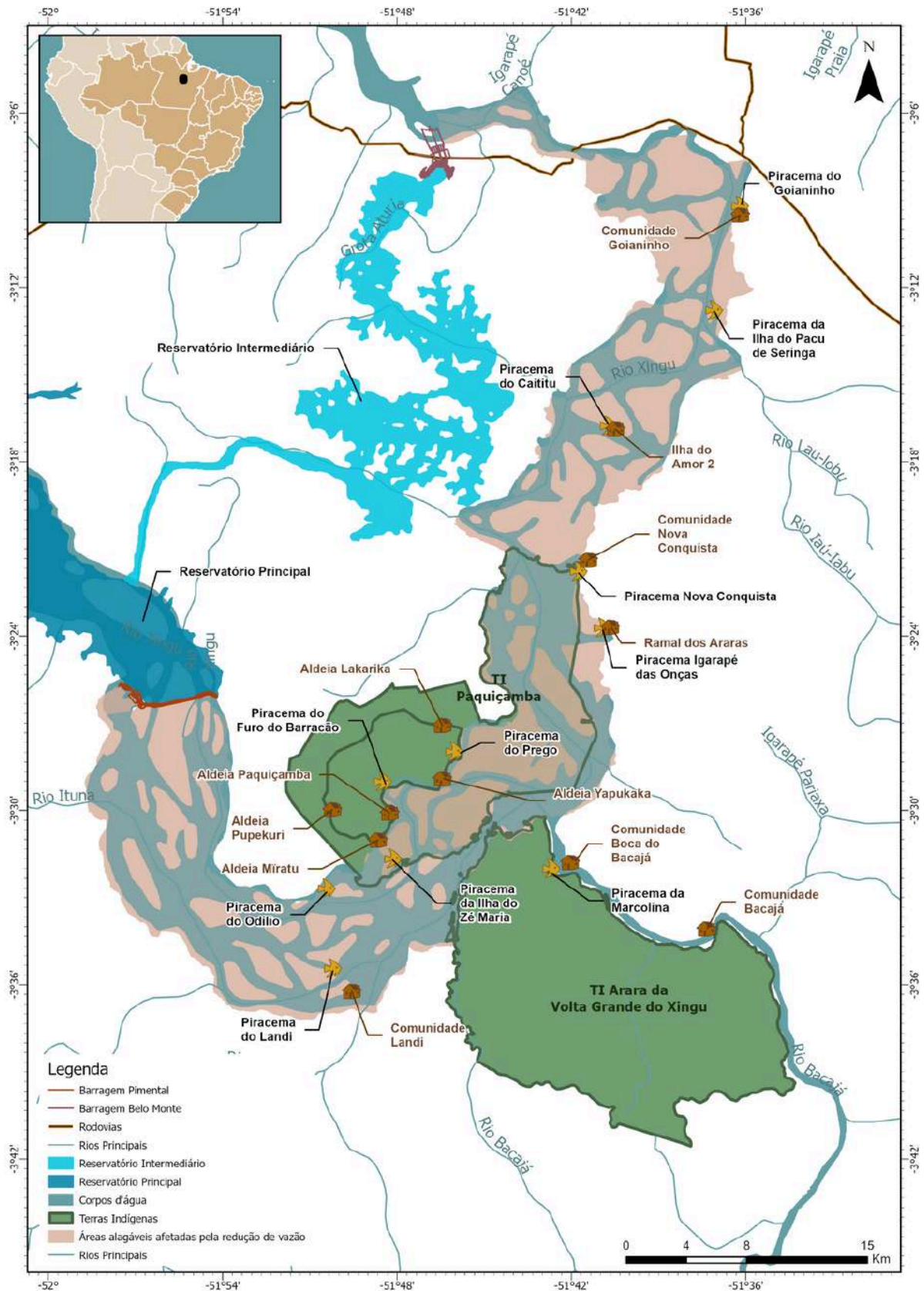


Figura 1. Mapa da Volta Grande do Xingu com destaque para o Trecho de Vazão Reduzida (TVR) a jusante da Barragem Pimental, as Terras Indígenas Paquiçamba e Arara da Volta Grande do Xingu, as comunidades ribeirinhas e aldeias que compõem o MATI-VGX e as piracemas monitoradas.

1. Monitoramento das Piracemas: dados de 2023 e 2024

O pulso de inundação sazonal é essencial para a reprodução e alimentação de organismos aquáticos e semiaquáticos e para a manutenção do funcionamento dos ecossistemas alagáveis amazônicos. Os processos migratórios de reprodução dos peixes são caracterizados por três fatores: locais específicos da paisagem física, volume de água necessário para alagamento desses locais e tempo de inundação dessas áreas. Conhecidas como piracemas, essas paisagens socioculturais dependem integralmente do pulso de inundação, tanto de sua amplitude e duração como de sua sincronia com o clima regional.

A operação da UHE Belo Monte perturba severamente o pulso de inundação natural da VGX a jusante da Barragem Pimental. Esta perturbação é caracterizada pela redução abrupta da vazão ao desviar em média 70% da vazão mensal de enchente (janeiro) e 67% da vazão mensal de vazante (junho) do Rio Xingu para a geração de energia (Pezzuti et al., 2018). A transposição das águas para geração de energia atingiu seu máximo em janeiro de 2020, desviando 88% da vazão afluyente (Utsunomiya et al., 2024). O controle artificial da vazão intensificou a ocorrência de reversões de fluxo — ciclos de alternância entre subida e descida do nível da água (e vice-versa) — que aumentaram em 287% em relação às variações naturais de vazão do Xingu antes da operação da UHE Belo Monte (Utsunomiya et al., 2024).

Diferente do que ocorre a jusante das UHEs do rio Madeira, por exemplo, onde essas reversões são respostas imediatas à variação diária na demanda de energia (Almeida et al., 2020), a variação registrada na VGX é consequência do modo de operação da UHE Belo Monte para atender à demanda semanal de energia despachada pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS).

Essa operação envolve o acionamento e desligamento intermitente de turbinas ao longo da

semana, de forma a cumprir os limites mensais de vazão definidos na outorga — especialmente a manutenção da vazão mínima de 300 m³/s, recentemente reduzida para 100 m³/s, no canal de derivação. Essas alterações têm sido descritas pelo povo Arara, da Terra Indígena Arara da Volta Grande do Xingu, como fenômenos imprevisíveis: “enche-seca”, “seca e enche de uma vez”, “o rio está louco” ou ainda “feito maré” (Utsunomiya et al., 2024). A imprevisibilidade da operação da usina desorganiza a vazão natural do rio e gera oscilações diárias a semanais do nível d’água que provocam desorientação dos cardumes, dificultam o planejamento das atividades de pesca e afetam profundamente os ecossistemas aquáticos (Utsunomiya et al., 2024).

Desde o início da operação da UHE Belo Monte, moradores e moradoras da VGX passaram a notar, além da diminuição do rendimento pesqueiro, a ausência de indivíduos jovens de peixes. Essa constatação, compartilhada pelas famílias indígenas e ribeirinhas da região, levou o MATI-VGX a propor uma metodologia colaborativa e cientificamente orientada para o monitoramento das piracemas na VGX (**Quadro 1**). O processo de elaboração e validação coletiva do protocolo científico para monitoramento das piracemas na VGX foi inovador: nem a concessionária Norte Energia S.A. e nem as empresas terceirizadas contratadas para realização dos monitoramentos de impactos ambientais, como parte dos programas do Projeto Básico Ambiental da UHE Belo Monte, produziam esse tipo de informação.

O monitoramento das piracemas tem sido realizado por meio de registros diários ou quase diários dos níveis da água de localidades específicas reconhecidas historicamente como locais de desova de peixes. Para a medida do nível da água, foram instaladas quatro réguas linimétricas em cada piracema, posicionadas de acordo com a topografia de cada área monitorada de modo a registrar a chegada da água e a lâmina d’água durante inundação da piracema. Além das medidas de nível de água, registros visuais e audiovisuais da área são feitos

Quadro 1. Critérios de seleção das áreas de piracema monitoradas

Critérios de seleção das piracemas
<ul style="list-style-type: none">• Relatos de moradores antigos da região em relação a intensa reprodução e alimentação de peixes nessas áreas antes da UHE Belo Monte;
<ul style="list-style-type: none">• Vínculos históricos de ocupação e usos culturais associados a essas áreas, tais como relações de ensino-aprendizagem de artes tradicionais de pesca;
<ul style="list-style-type: none">• Proximidade das aldeias e comunidades ribeirinhas;
<ul style="list-style-type: none">• Diversidade hidrológica, geológica e ecológica, considerando as principais espécies de peixes de cada área e a temporalidade da inundação natural, incluindo tanto piracemas baixas em áreas com inundação precoce entre novembro e dezembro, quanto piracemas altas, cuja inundação inicia-se entre janeiro e fevereiro;
<ul style="list-style-type: none">• Representatividade geográfica dentro dos cerca de 130 km de extensão da porção jusante da Volta Grande do Xingu.

com o auxílio de aplicativo que registra data, horário e coordenadas geográficas. Os dados coletados permitiram correlacionar o nível da água (cotas linimétricas) nas áreas de piracema com a vazão liberada para a VGX na porção jusante da Barragem Pimental em 2023 e 2024 **(Figura 2)**.

A análise colaborativa dessas informações teve o objetivo de identificar a relação entre a vazão e o nível de alagamento em cada tipo de piracema monitorada, considerando o tempo adequado de entrada e permanência da água necessário para garantir os processos de reprodução migratória das espécies.

O monitoramento das piracemas revela um atraso sistemático na entrada da água e níveis insuficientes para garantir os processos reprodutivos dos peixes. Para que as piracemas ocorram, é necessário que a água comece a subir a partir de novembro, com vazões defluentes superiores a 1.200 m³/s, de forma contínua.

Essa vazão mínima garante a conectividade entre canais que representam rotas de migração até piracemas de elevação variável, as quais são progressivamente inundadas e formam habitats adequados à colonização e desova dos peixes. Além disso, para que o pico reprodutivo ocorra adequadamente entre janeiro e março, os dados

de campo indicam que é necessário atingir, até março, níveis de água próximos a 2,5 m nas régua linimétricas na piracema do Zé Maria, por exemplo, valor que representa a lâmina d'água necessária para que ocorra a reprodução e sobrevivências de diversas espécies de peixes. Essa condição corresponde, em média, a vazões contínuas acima de 12.000 m³/s, conforme observado em anos anteriores ao desvio das águas.

Em 2023, o nível da água ficou abaixo do necessário para permitir o acesso de cardumes às piracemas monitoradas. A subida do nível da água foi tardia e apresentou oscilações, com vários registros de queda do nível, o que comprometeu a permanência da água nos platôs de desova. A vazão média defluente registrada em março de 2023 foi de aproximadamente 7.700 m³/s, abaixo do limiar necessário para a reprodução dos peixes nas piracemas monitoradas **(Figura 2)**.

Em 2024, a situação se agravou, com entrada da água nas piracemas apenas em março ou abril e de forma abrupta, diferente da inundação gradual natural, a qual é necessária para proporcionar os ciclos de reprodução. A vazão média defluente em março de 2024 foi de apenas 4.009 m³/s, a menor já registrada desde o início da operação da UHE Belo Monte.

A vazão reduzida suprime o efeito de remanso do Xingu em seus tributários e de canais principais em canais secundários. Isto provoca inundações episódicas de igarapés durante chuvas em suas bacias de drenagem, as quais são insuficientes para sustentar os processos ecológicos.

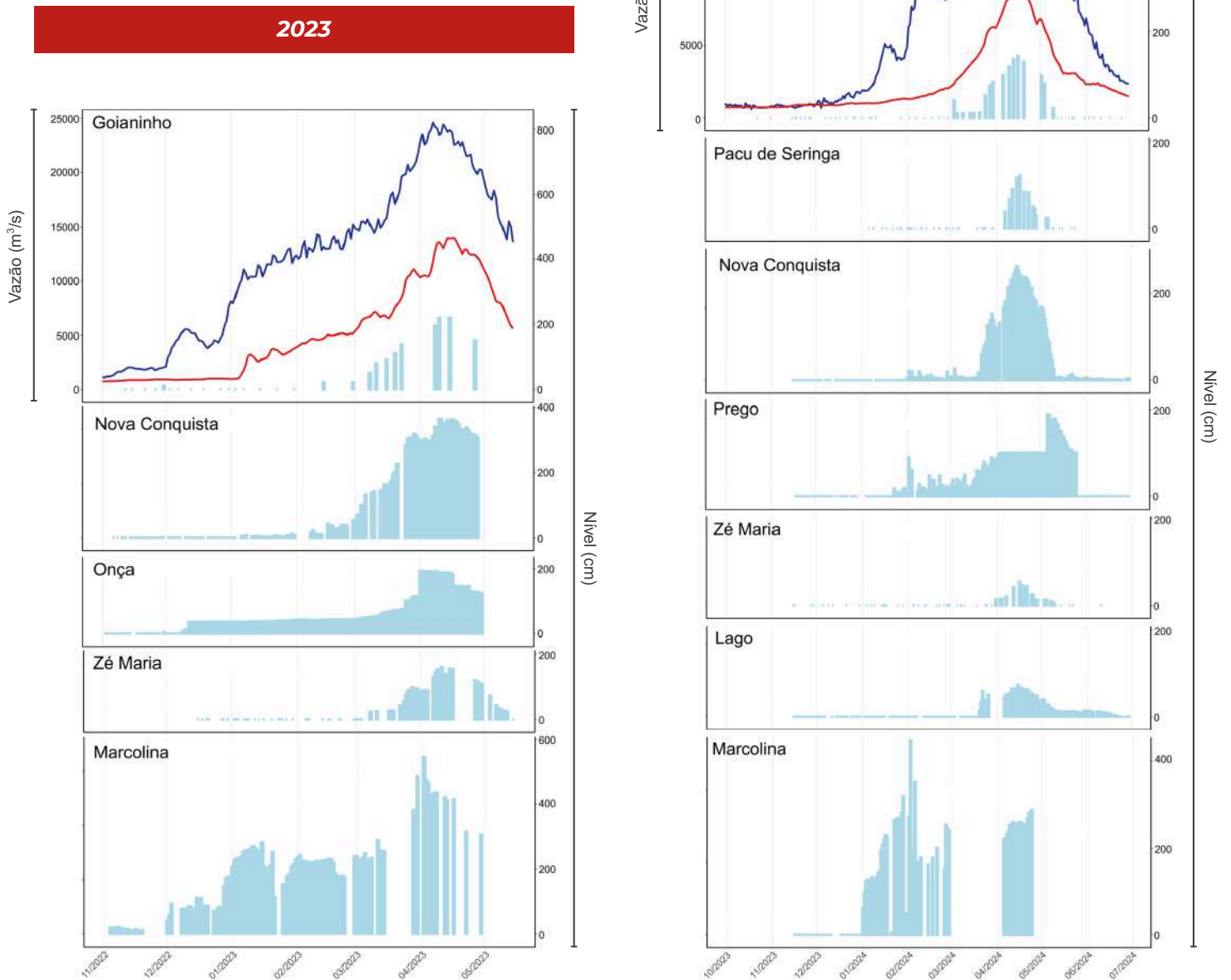


Figura 2. Vazão afluente (curva azul escuro) do rio Xingu (montante da Barragem Pimental) e vazão liberada (curva vermelha) para a Volta grande do Xingu (jusante da Barragem Pimental) nos anos de 2023 (painéis da esquerda) e 2024 (painéis da direita) são apresentadas nos painéis superiores da piracema “Goianinho”. Dados de vazão apresentados em “m³/s” (eixo vertical esquerdo). Os demais painéis apresentam a variação do nível da água (barras azul claro) das piracemas monitoradas no mesmo período.

A ausência do aumento contínuo de vazão da VGX desde novembro, em sincronia com a vazão afluente, e a impermanência de níveis da água acima das cotas de inundação durante os meses de janeiro a abril inviabilizaram o uso das áreas de piracema por diversas espécies de peixes. Os dados obtidos indicam que as áreas das piracemas monitoradas não estão sendo devidamente inundadas na época de reprodução dos peixes (**Figura 2**), tal como preconizado pelo hidrograma utilizado para geração de energia na UHE Belo Monte. Isto tem comprometido a conectividade hidroecológica e impedido a desova, a alimentação, e os ciclos de vida da biodiversidade aquática. Esta condição explica observações relativas à escassez de peixes juvenis na região.

2. Monitoramento da pesca

O monitoramento da pesca na VGX tem sido realizado na Aldeia Mĩratu desde 2014, organizado pela AYMIX. A partir de 2020, com a consolidação do MATI-VGX, o monitoramento foi ampliado para três outras aldeias na Terra Indígena Paquiçamba (Yapukaka, Lakarika e Paquiçamba) e para as sete comunidades ribeirinhas.

Infelizmente, o monitoramento pré-barramento (2001-2008) realizado pela Norte Energia não incluiu a pesca indígena na VGX e foi limitado à comparação de dados de desembarque comercial de pescado, que reflete realidade distinta da pesca de autoconsumo praticada nas aldeias. Após o barramento do rio Xingu, a pesca comercial na TI Paquiçamba foi praticamente extinta, restando apenas a pesca de autoconsumo. Como não existem dados anteriores ao barramento sobre a pesca de autoconsumo, exceto para o monitoramento na Aldeia Mĩratu mencionado anteriormente, o impacto real da UHE Belo Monte, caracterizado pela marcante redução da pesca, pode ser ainda maior do que os resultados apresentados nesta Nota Técnica.

Em relação aos dados gerais de desembarque de pescado na VGX, os resultados do MATI-VGX

indicam, no período pós-barramento (2020-2023), que a Captura por Unidade de Esforço (CPUE) média foi de 4,53 kg/pescador/dia, cerca de 59,18% menor que os 11,1 kg/pescador/dia observados antes da construção da barragem (2001-2008, dados coletados pela Norte Energia). A redução da pesca é mais acentuada durante o período de seca, com CPUE de 4,89 kg/pescador/dia em comparação aos 13,53 kg/pescador/dia do período pré-barramento (**Figura 3**). Nota-se também que o período pós-barramento apresentou redução da variação da CPUE entre as fases hidrológicas que definem o pulso de inundação (seca, enchente, cheia e vazante).

Com a redução da vazão e alteração do pulso de inundação na VGX, a captura de peixes caiu drasticamente, com destaque para o declínio do tucunaré (*Cichla* spp.) e do pacu (Serrasalminidae) enquanto espécies adaptadas a ambientes lênticos, como a pescada (Sciaenidae), apresentaram aumento relativo.

Houve também mudança no perfil das artes de pesca utilizadas, que reflete a adaptação forçada a um ambiente menos produtivo. Técnicas seletivas, como a linha de mão e métodos tradicionais que utilizam iscas naturais como frutas (a exemplo do caniço), têm sido gradualmente abandonadas, enquanto cresce o uso de malhadeiras e outras artes menos seletivas (Juruna et al. 2025). Essa mudança de técnicas representa não apenas a queda na eficiência da pesca, com redução da CPUE, como também a perda de conhecimentos ecológicos locais associados a práticas mais sustentáveis e culturalmente enraizadas.

3. Soberania alimentar

Historicamente, a pesca desempenhava um papel central na subsistência, na cultura e na economia das comunidades indígenas e ribeirinhas da VGX. O declínio do rendimento da pesca teve consequências negativas na alimentação da população. Dados do monitoramento da aldeia Mĩratu indicam que a proporção de peixe como principal fonte de proteína animal diminuiu de

53% em 2014, antes da implantação da UHE Belo Monte e redução da vazão, para 32% em 2017, sendo o peixe substituído por produtos industrializados provenientes da cidade, que representavam 26% do consumo em 2014 e passaram a representar 60% do consumo em 2017 (Pezzuti et al., 2018). Esse cenário agravou a vulnerabilidade socioeconômica e os problemas de saúde das populações, com aumento no consumo de medicamentos e maior incidência de doenças relacionadas à mudança na dieta (Pezzuti et al., 2018).

Já nas comunidades ribeirinhas da VGX houve redução tanto na presença de peixe nas refeições (de 37,6% para 19,4%) quanto no consumo real por refeição por domicílio (de 0,62 kg para 0,22 kg) (Lopes et al., 2024). O número médio de pessoas compartilhando refeições em toda a região diminuiu de 4,7 em 2012 para 4,1 em 2021, associado à queda no consumo médio de peixe, de 141 g por pessoa por refeição em 2012 para 61 g por pessoa por refeição em 2021 (Lopes et al., 2024) **(Figura 4)**.

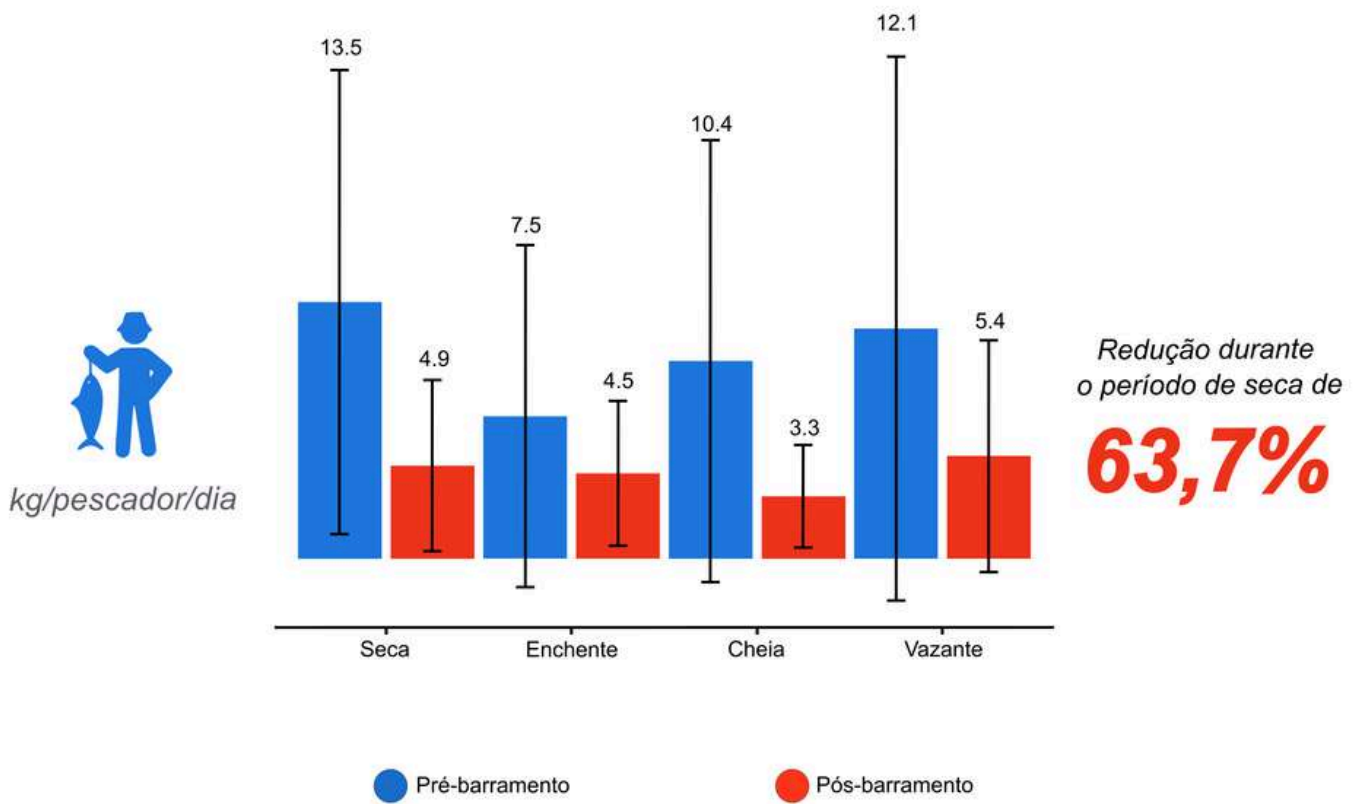


Figura 3. Redução do rendimento de pesca durante as fases hidrológicas que definem o pulso de inundação (seca, enchente, cheia e vazante) em períodos anterior (2001-2008) e posterior (2020-2023) ao barramento do rio Xingu e operação da UHE Belo Monte.

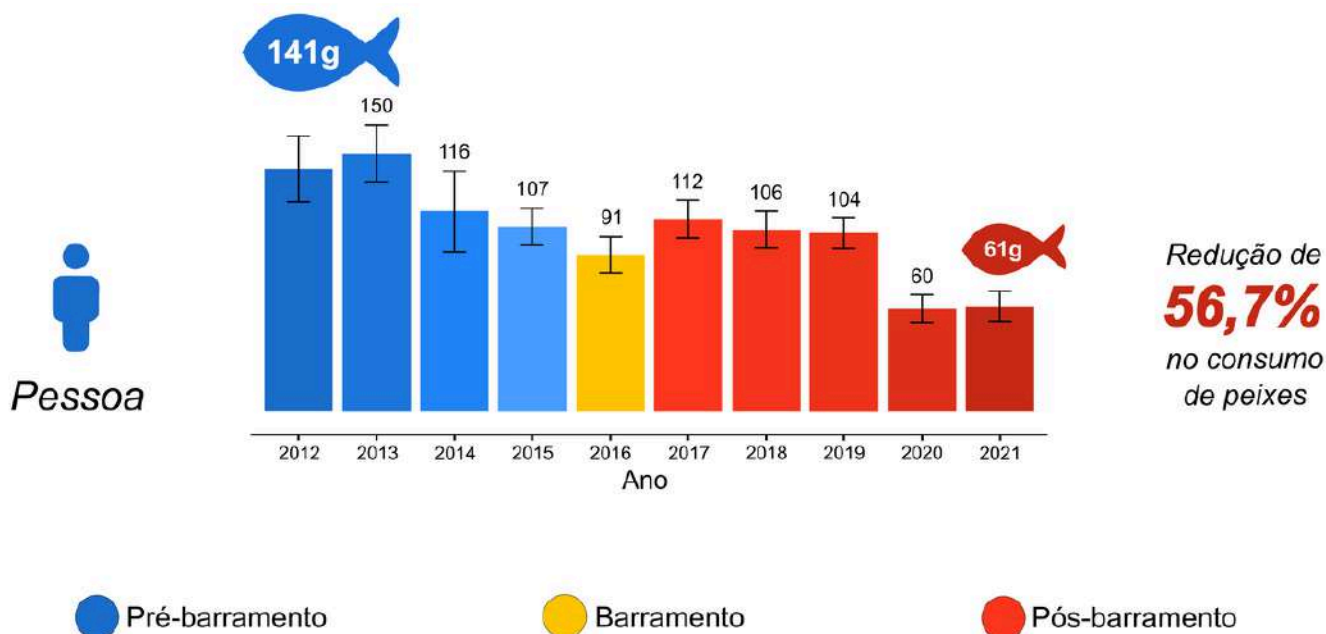


Figura 4. Consumo médio de peixes por refeição por pessoa nos períodos pré-barramento (azul), barramento (amarelo) e pós-barramento (vermelho). O consumo foi reduzido de 141g para 61g de peixe por refeição (queda de 80g).

Assim, a redução da pesca causada pela construção e a operação da UHE Belo Monte afetou diretamente a segurança alimentar das comunidades indígenas e ribeirinhas da VGX, retirando delas o acesso garantido a recursos essenciais para sua subsistência. A redução do consumo de peixe em 56,7%, acompanhada da quase extinção da pesca comercial, é um indicador alarmante da precarização das condições de vida na região. O monitoramento implementado pela concessionária Norte Energia reconhece a redução no consumo de pescado na VGX. No entanto, mesmo diante dos dados e dos relatos de indígenas e ribeirinhos sobre a diminuição da pesca após a construção da UHE Belo Monte, a empresa insiste na alegação de que essa redução não pode ser atribuída exclusivamente ao empreendimento, negligenciando as evidências locais e as coincidências temporais identificadas e relatadas nesta nota técnica. Essa situação contrasta com a Constituição Federal e os tratados internacionais dos quais o Brasil é signatário, que estabelecem a obrigação do Estado de assegurar a segurança alimentar e os direitos das populações tradicionais.

4. Impactos sobre a vegetação sazonalmente alagável

Sarobais. Desde a entrada em operação total da UHE Belo Monte, em 2019, a VGX tem apresentado evidências de redução da cobertura vegetal, especialmente em áreas de formações pioneiras chamadas localmente de sarobais — vegetação que se desenvolve sobre leitos rochosos e solos rasos, altamente adaptada à inundação prolongada. Esse processo de degradação foi identificado por meio de análises comparativas entre imagens de satélite dos anos de 2005 (pré-barramento) e 2021 (pós-barramento) e observações em campo realizadas pelo MATI-VGX (Quaresma et al., 2025). Os registros de campo confirmam esses dados remotos com a documentação de um expressivo aumento na mortalidade de árvores e arbustos nas áreas de sarobais, com folhas secas, galhos mortos e queda prematura de frutos. A causa provável é a queda abrupta, elevada e prolongada do nível freático, tornando a água inacessível às raízes profundas das plantas, agravada por temperaturas extremas na superfície do solo arenoso e das rochas, que podem atingir até 64 °C.

Dados de 2023 e 2024 revelam agravamento do processo de degradação em consequência de estiagem excepcionalmente severa associada ao fenômeno El Niño, com surgimento de clareiras ainda maiores, expansão de áreas com rochas expostas e bancos de areia, e redução visível da biomassa vegetal em formações anteriormente densamente cobertas por vegetação.

A sobreposição entre estresse hidrológico induzido pelo controle da vazão e fenômenos climáticos extremos, mais comuns devido às mudanças climáticas, acelera o colapso ecológico desses ecossistemas sensíveis e ameaçam a capacidade de regeneração natural, levando o sistema a se aproximar de um ponto de inflexão ecológica, com potencial perda irreversível de biodiversidade e funcionalidade ambiental. Neste contexto, destaca-se a relevância ecológica do sarobal como ambiente crucial para oferta de alimentação e refúgio para a fauna aquática no início do pulso de inundação (fase inicial de enchente).

Igapós. A alteração do pulso de inundação sazonal, com redução da magnitude e duração das cheias sazonais que caracterizam as florestas alagáveis amazônicas, tem favorecido a colonização das áreas de igapós por espécies típicas de ambientes não alagáveis, que estão substituindo as espécies adaptadas ao alagamento. Nos levantamentos realizados nas parcelas monitoradas pelo MATI-VGX foram registradas espécies como *Adiantum argutum*, anteriormente restrita às áreas mais altas do igapó (restinga alta) e às terras firmes, *Cecropia obtusa*, característica de florestas de terra firme, colonizando clareiras onde normalmente se esperaria encontrar *Cecropia latiloba*, uma espécie especialista em áreas alagáveis, e *Didymopanax morototoni* (mandiocão), também de terra firme, que pode tornar-se invasora em igapós perturbados. A presença dessas espécies indica processo ativo de substituição florística, com alteração na estrutura da vegetação, nos ciclos de nutrientes e na funcionalidade ecológica do ecossistema, com degradação progressiva dos igapós e perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Quaresma et al., 2025).

Como reflexo adicional desse desequilíbrio ecológico, o MATI-VGX detectou aumento na densidade de plântulas na floresta de igapó impactada, que é indicativo da ausência do filtro ambiental promovido pelas cheias sazonais. Esse novo cenário favorece a instalação de espécies pioneiras e oportunistas, inclusive provenientes de ambientes de terra firme, e propicia a formação de colônias de formigas cortadeiras (*Atta* spp.), antes raras nesse tipo de ambiente (Quaresma et al., 2025).

A proliferação dessas colônias foi registrada de forma consistente nas áreas monitoradas da VGX, junto com o aumento dos níveis de herbivoria sobre as plântulas. Esse fenômeno afeta o equilíbrio ecológico da floresta, pois as formigas cortadeiras atuam como agentes de perturbação, desfolhando plantas e afetando a regeneração natural das espécies nativas. Essa herbivoria intensiva compromete o recrutamento de espécies herbáceas e arbóreas, interferindo na renovação da floresta e na manutenção da diversidade funcional das comunidades vegetais.

Dispersão e disponibilidade de frutos. Sob condições naturais, existe sincronia entre a produção e maturação de frutos dos igapós e a época de cheia. Essa sincronia é fundamental para processos ecológicos como a dispersão hidrocórica (pela água) e ictiocórica (pelos peixes) das sementes, que asseguram tanto a regeneração vegetal quanto a alimentação da fauna aquática. No entanto, após o barramento do rio Xingu e transposição de água, observou-se a drástica desorganização desses ciclos no trecho de vazão reduzida. Dados do MATI-VGX apontam que apenas 18,5% dos frutos observados entre novembro de 2022 e abril de 2023 caíram em áreas que estavam alagadas (Quaresma et al. 2025). Espécies como *Macrobium acaciifolium* (arapari), *Spondias mombin* (cajá), *Chrysophyllum cuneifolium* (golosa) e *Hevea guianensis* (seringa) dependem da água para a dispersão de seus frutos. Esses dados estão em concordância com as análises isotópicas que indicam mudanças na origem dos recursos utilizados para alimentação pelos peixes (Seabra et al., 2025).

A redução na magnitude e duração do pulso de inundação, aliada à perda de conectividade lateral entre canais fluviais e florestas, tem comprometido a disponibilidade de recursos alóctones como os frutos provenientes das florestas alagáveis, afetando diretamente a estrutura e o funcionamento das cadeias alimentares aquáticas (Seabra et al., 2025). Isso representa a ruptura nos fluxos tróficos fundamentais entre floresta e ambiente aquático, uma vez que os principais dispersores deixam de ter acesso a esses recursos alimentares.

5. Impactos não previstos: evidências emergentes

Peixes com deformidades

A presença de peixes com deformidades corporais vem sendo observada por ribeirinhos e indígenas na VGX desde 2021, com a captura de exemplares deformados de pescadas e corvinas (*Plagioscion squamosissimus* e *Pachyurus junki*, Sciaenidae), algo inédito naquela região. A publicação do primeiro registro de pescada branca deformada ocorreu em 2023 (Montag et al., 2023). Embora a ocorrência de um ou poucos indivíduos com deformidades aconteça esporadicamente, a captura repetida de pescadas e corvinas com deformidades na VGX após o barramento foi claramente percebida pelas populações tradicionais, preocupadas também com os possíveis impactos que o eventual consumo desses peixes poderia trazer à saúde.

As causas possíveis para essas deformações incluem problemas durante o desenvolvimento ósseo nas fases iniciais de desenvolvimento, associados ao nado afetado pela redução do fluxo de água; carências nutricionais em períodos críticos do desenvolvimento; malformações de origem genética decorrentes de consanguinidade (populações reduzidas ou desconectadas); ou contaminação por metais pesados ou outros poluentes agrícolas (Fiaz et al., 2012; Suniaga et al., 2018).

Embora as causas ainda não estejam definidas, os resultados do monitoramento da ictiofauna e da pesca na VGX, tanto os dados gerados pelas pesquisas conduzidas pelos programas de monitoramento contratados pela Norte Energia S.A. quanto os resultados obtidos pelo MATI-VGX, demonstram que o problema vem ocorrendo após a construção e operação da UHE Belo Monte. A ocorrência de peixes deformados constitui impacto com potencial para causar prejuízos significativos para a biodiversidade local, para o rendimento das pescarias e para a segurança e soberania alimentares das populações ribeirinhas e indígenas da VGX.

É importante ressaltar que a ocorrência de peixes deformados (presentes nas amostragens desde 2021) não foi oficialmente e prontamente informada ao IBAMA nos relatórios oficiais de monitoramento da ictiofauna produzidos pela Norte Energia até 2023, quando o artigo que descreve o caso foi publicado (Montag et al., 2023). Essa conduta caracteriza evidente omissão de informação relevante, referente a impacto não previsto no EIA da UHE Belo Monte e que tem impactos negativos potencialmente graves, tanto para a ictiofauna como para os consumidores do pescado capturado naquela região.

Neste sentido, evidencia-se a necessidade de apuração de responsabilidades pela omissão dessas informações nos relatórios entregues ao IBAMA, bem como a urgência de realização de pesquisas sobre as possíveis causas e implementação de medidas de mitigação.

Fauna aquática afetada pela formação de poças desconectadas do rio

Volta Grande do Xingu apresenta um leito com características únicas, composto por múltiplos canais, barras arenosas, ilhas de igapó e amplas zonas de pedrais, o que favorece a formação de poças naturais em períodos de seca. No entanto, a operação da UHE Belo Monte prolonga a dura-

ção de condições hidrológicas análogas à fase de seca na VGX e gera variações abruptas da vazão em escala diária a semanal, especialmente nos períodos de enchente e vazante (Utsunomiya et al., 2024). Isto leva a ciclos de conexão e desconexão hidrológica entre praias e pedrais inundados e canais, que resulta no aumento da quantidade e frequência de formação de poças temporárias e no aprisionamento de peixes e outros organismos nessas poças. Nessas condições, os animais morrem por dessecação ou por deterioração das condições físico-químicas da água, como altas temperaturas, baixos níveis de oxigênio dissolvido e degradação progressiva da qualidade da água, impulsionada pela própria mortalidade dos organismos aquáticos. Esse cenário é ainda mais severo em anos de forte El Niño, quando a redução das chuvas e o aumento das temperaturas se somam ao desvio das águas pela UHE Belo Monte. Como exemplo, entre 2023 e 2024, a vazão do rio Xingu permaneceu abaixo de 1.176 m³/s por 182 dias consecutivos, um contraste expressivo em relação aos 45 dias de baixa vazão observados no período anterior à construção da UHE Belo Monte (Utsunomiya, 2024).

Estimativa aproximada realizada a partir da análise de imagens de satélite indica a formação de milhares de poças na VGX durante o período seco. Por exemplo, em 2022 estimou-se a formação de ~50 poças por km² em áreas de pedral, praia e/ou sarobal, que corresponderia a dezenas de milhares de poças em toda a área alagável (~250 km²) da VGX. As ações de resgate de peixes aprisionados nas poças têm se mostrado ineficazes, tanto pela enorme quantidade de poças formadas quanto pela sua dispersão em áreas extensas e de difícil acesso entre os pedrais. Essa realidade compromete a efetividade da medida mitigadora adotada pela concessionária e acarreta altos custos operacionais. A medida mitigadora mais eficiente seria diminuir a ocorrência de variação abrupta de vazão, com menor taxa de redução ou aumento da vazão em escala diária nos períodos da enchente e vazante.

Variações abruptas de vazão e mortalidade de ovos de peixes

Os impactos da operação da UHE Belo Monte afetaram a reprodução dos peixes de maneira não prevista no Estudo de Impacto Ambiental (EIA). Isto é representado pela perda de eventos reprodutivos causada pelo rebaixamento do nível da água na VGX, paralelamente a eventos pontuais de chuva intensa nas cabeceiras dos igarapés onde historicamente ocorre o fenômeno da piracema. Essas chuvas provocam elevações súbitas no nível da água, que funcionam como "falso sinal" para os peixes que aguardam nos canais principais o momento certo para iniciar a piracema. Ao perceberem o aumento do nível da água, muitos peixes sobem os igarapés parcialmente alagados para desovar. No entanto, como essas elevações são passageiras devido à perda do efeito de remanso causada pela redução da vazão da VGX, o nível da água cai rapidamente após o período da chuva e provoca seca abrupta das áreas antes alagadas. Esse processo abrupto resulta em elevada mortalidade de peixes e ovos (Figura 5), interrompendo ciclos reprodutivos e comprometendo o recrutamento de diversas espécies.



Figura 5. Ovos de peixes expostos sobre o solo seco da Piracema e circundada de matéria orgânica vegetal (folhas e raízes). Piracema do Odílio (Fevereiro de 2024).

Assim, as perdas de eventos reprodutivos estão ligadas a dois fatores: 1) As oscilações abruptas na vazão defluente da Barragem Pimental, como ocorreu no final de janeiro de 2025 (**Figura 6**); e 2) A ausência de alagamento ou redução da duração do alagamento dos igapós durante o período da piracema na VGX, sobretudo nas fases de enchente e cheia.

O MATI-VGX registrou milhares de ovos fecundados de peixes (tentativamente identificados como de curimatã, *Prochilodus nigricans*, em função da presença de adultos dessas espécies nas piracemas naquele período) que haviam sido depositados em áreas baixas de igapó e morreram por ficarem expostos fora d'água. Esse fenômeno foi observado em diversas ocasiões, como por exemplo na piracema do Odílio em 2023, 2024 e 2025 e na piracema do Furo do Barracão em 2025. A morte dos ovos ocorreu tanto devido à combinação entre o alagamento episódico causado por chuvas e a vazão reduzida, que reduz o efeito de remanso, quanto devido a variações da vazão ocasionadas por imprevistos operacionais, como a queda das torres de transmissão de energia em janeiro de 2025 (NOTA TÉCNICA 01/2025/GABPRM1-TSCS e NOTA TÉCNICA 02/2025/GABPRM1-TSCS).

A perda repetida de eventos reprodutivos causada direta e/ou indiretamente pelo hidrograma em uso para operação da UHE Belo Monte e que ocorrem durante o período oficial de defeso instituído anualmente pelo IBAMA, constituem impacto não previsto no EIA, com consequências deletérias para a manutenção e recomposição das populações de peixes na VGX. O colapso em curso dessas populações afeta os ecossistemas (cadeias alimentares, dispersão de sementes, fluxo de energia) e elimina importantes fontes de alimento para as populações ribeirinhas, indígenas e citadinas da região. Isto induz perdas progressivas no rendimento da pesca projetada para os próximos anos, em função das falhas sucessivas no processo de recrutamento e de recomposição dos estoques pesqueiros locais e regionais.

Impactos sobre os quelônios aquáticos

Da mesma forma que os peixes, os quelônios aquáticos têm acesso restrito aos alimentos mais nutritivos das florestas alagadas, como frutos e sementes, após o início da operação da UHE Belo Monte. Evidência disso é a redução no investimento reprodutivo. Antes do barramento do rio Xingu, as fêmeas de tracajás depositavam, em média, entre 13 e 14 ovos por ninho.

Atualmente, este investimento reprodutivo foi reduzido para 8 a 9 ovos por ninho. É importante considerar que o tracajá é uma espécie conhecidamente resiliente, pelo seu comportamento generalista e onívoro, de modo que os impactos são possivelmente mais graves para outras espécies de quelônios habitantes dos ambientes aquáticos intermitentes, como as piracemas e as poças e lagoas temporárias de terra firme. É preocupante o fato de que essas outras espécies de quelônios não venham sendo monitoradas.

Em relação à ecologia reprodutiva do tracajá, o EIA trazia prognóstico de aumento no sombreamento nas áreas de desova, com base numa hipótese de desenvolvimento sucessional da vegetação que antes estava controlada pelos pulsos de inundação. Entretanto, o que tem sido observado, e que também não foi previsto anteriormente, é o aumento progressivo da área exposta, tanto pela mortalidade da vegetação (Quaresma et al., 2025) como pela perda da folhagem devido ao estresse hídrico provocado pelo abaixamento do nível freático. Com a ausência de sombras, as temperaturas de incubação dos ninhos se tornam altas e geram filhotes de um único sexo (fêmeas) ou levam à perda dos ovos por atingir temperaturas letais (Pezzuti et al., 2009; Oliveira, 2018). Dados preliminares do MATI-VGX corroboram esta possibilidade, com a captura exclusiva de fêmeas entre indivíduos jovens. Esses graves impactos para a reprodução de tracajás não foram previstos no EIA.

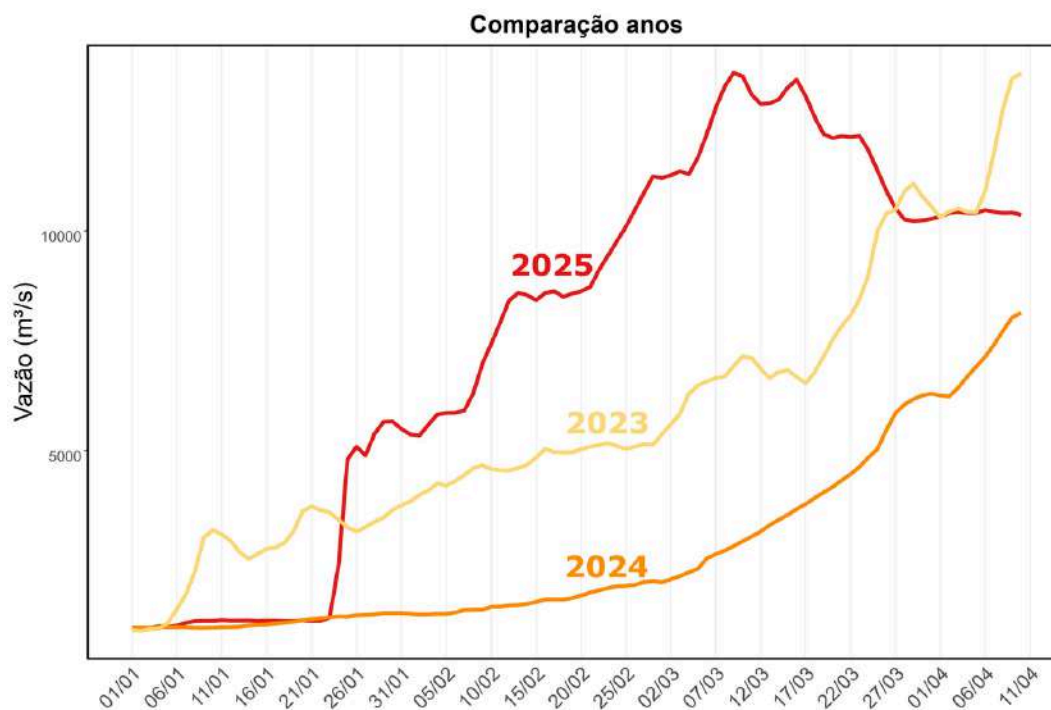


Figura 6. Comparação da vazão diária (m^3/s) na Volta Grande do Xingu nos anos de 2023, 2024 e 2025, no período de 1º de janeiro a 11 de abril. Observa-se que o ano de 2025 apresentou aumento abrupto e significativo de vazão a partir de 24 de janeiro, devido a queda da Linha de Transmissão Xingu - Terminal Rio, em 22/01/2025.

6. Conclusões e proposta de Hidrograma Provisório

As premissas apresentadas no EIA que embasaram a elaboração do chamado “Hidrograma de Consenso” supostamente buscavam conciliar a geração de energia com a manutenção dos processos ecológicos da Volta Grande do Xingu, sem comprometer a reprodução dos peixes e sem degradar os modos de vida dos povos ribeirinhos, indígenas e extrativistas da região. No entanto, as evidências de graves impactos ambientais durante a operação sob o Hidrograma B, publicadas em diversos artigos científicos e sumarizadas nesta Nota Técnica, demonstram que o cenário projetado não se concretizou. Fica evidente que a imposição de um regime hidrológico baseado em médias mensais, com enchente tardia e cheia limitada a

8.000 m^3/s apenas durante o mês de abril, com vários meses de atraso em relação à enchente natural que iniciava em novembro, compromete profundamente a reprodução dos peixes, as interações tróficas da fauna aquática e a integridade da floresta alagável. Além do nível de inundação da cheia, destaca-se a importância da temporalidade e da duração do pulso de inundação. Para que os ciclos ecológicos se completem   necessário que a cheia tenha início mais cedo e que o nível de cheia se mantenha elevado por pelo menos três meses consecutivos. O Hidrograma B, aplicado na VGX desde 2019 para geração de energia, tem provocado a degradação dos ambientes alagáveis e aquáticos, a redução do recurso pesqueiro e o comprometimento severo da seguranç a alimentar das populações indígenas e ribeirinhas.

Assim, como medida de precaução, propõe-se a implementação imediata de um hidrograma e outorga provisórios (**Figura 7**) baseado em evidências ecológicas, dados de pesca e conhecimento tradicional, seguindo os critérios técnicos no **Quadro 2**.

Para definição de regime de partilha da água para operação da UHE Belo Monte e manutenção dos ecossistemas e modos de vida da VGX, sugere-se considerar o conhecimento acumulado desde o início da operação da UHE Belo Monte, além do monitoramento contínuo e avaliação periódica dos ambientes alagáveis e biota associada. Recomenda-se também considerar que a hidrologia histórica, na qual a UHE

Belo Monte foi concebida, deverá ser alterada pela mudança climática, com redução da disponibilidade de água na bacia do Xingu nas próximas décadas (Camargo 2019).

O monitoramento ambiental e tomada de decisão devem ser realizados no âmbito de um grupo de trabalho multidisciplinar, com protagonismo das comunidades locais, de forma a garantir modelo de operação da UHE Belo Monte que respeite os modos de vida e a biodiversidade da região, com destaque para redução dos impactos sobre ciclos reprodutivos, disponibilidade de pescado, segurança alimentar e modos de vida na VGX.

Quadro 2. Critérios técnicos para elaboração de um hidrograma e outorga provisórios.

Hidrograma provisório - critérios técnicos

- 1)** *Sincronia entre o hidrograma da VGX e o ciclo hidrológico da bacia do Rio Xingu: A elevação gradual da água deve começar em novembro, com pico entre abril e maio e recuo até agosto, assegurando o tempo necessário para a reprodução de peixes e alimentação da fauna aquática.*
- 2)** *Vazão mínima para manutenção da conectividade entre canais e superação de barreiras para migração de peixes: A vazão da VGX deve estar sincronizada com a vazão afluente (natural) do rio Xingu, a qual conecta-se com o regime de chuvas das bacias tributárias, respeitando o efeito de remanso nos igarapés e afluentes.*
- 3)** *Inundação da floresta alagável (igapó) e do sarobal: A cheia deve coincidir com o período de frutificação da vegetação para garantir alimentação para a fauna e dispersão de sementes. O sarobal deve permanecer inundado por tempo suficiente para manter sua função ecológica.*
- 4)** *Fase de vazante gradual: A descida do nível da água deve ocorrer de forma contínua e seguindo a diminuição natural de vazão afluente, permitindo o desenvolvimento de ovos e larvas por pelo menos três meses em habitats alagados.*
- 5)** *Controle da variabilidade subsazonal (diária a mensal) da vazão: Evitar oscilações abruptas desconectadas das variações naturais de vazão, que comprometam locais de desova, alimentação e conectividade hidrológica.*

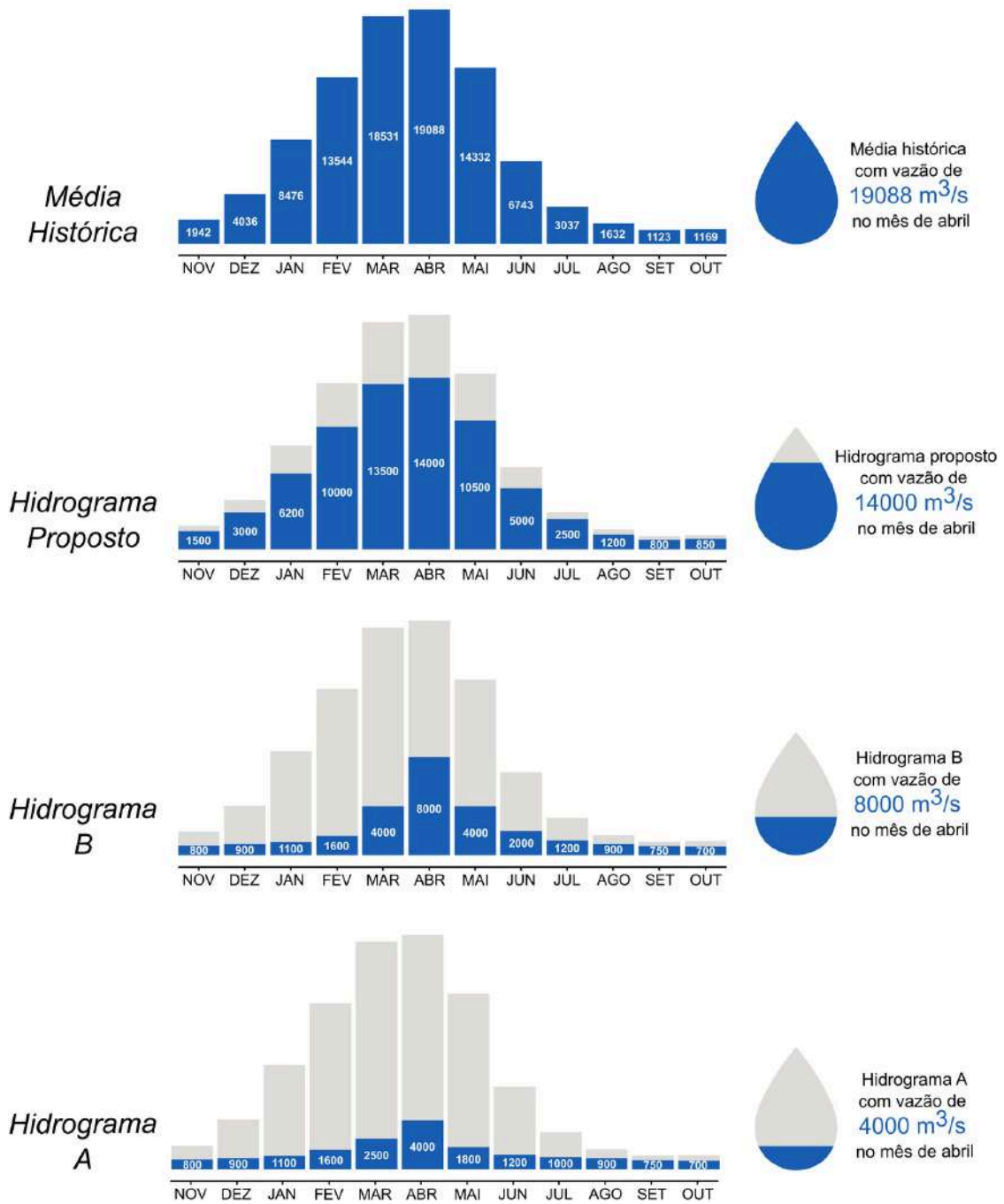


Figura 7. Média histórica das vazões mensais na Volta Grande do Xingu (painel superior), hidrograma proposto (provisório) e os hidrogramas A e B propostos pela Norte Energia S.A. para operação da UHE Belo Monte. A vazão desviada para geração hidrelétrica é representada pelas barras em cinza.

Referências Bibliográficas

Camargo, M.G.P., 2019. Variabilidade da vazão do Rio Xingu na região da UHE Belo Monte sob cenários de projeções multimodelo de mudança climática. Dissertação de mestrado. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

<https://doi.org/10.11606/D.44.2020.tde-13022020-155411>

Fiaz, A.W.; **Léon-Kloosterziel**, K.M.; **Gort**, G.; **Schulte-Merker**, S.; **van Leeuwen**, J.L.; and **Kranenborg**, S., 2012. Swim-training changes the spatio-temporal dynamics of skeletogenesis in zebrafish larvae (*Danio rerio*). *PLoS ONE*, 7(4), e34072.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034072>

Jackson, S., **Anderson**, E. P., **Piland**, N. C., **Carriere**, S., **Java**, L. & **Jardine**, T. D. (2022). River rhythmicity: A conceptual means of understanding and leveraging the relational values of rivers. *People and Nature*, 4, 949–962.

<https://doi.org/10.1002/pan3.10335>

Juruna, J.J.P., da **Cruz e Silva**, R., dos **Reis**, O.B., **Moura Assunção**, A., **Sampaio da Silva**, A., **Bezerra da Silva**, H., **Pereira Juruna**, J.J., **Abreu Nunes**, J., **Souza Santos Kleme**, M., **Passos Ferreira**, P., **Txakui Viana da Silva Juruna**, R., **Sousa dos Santos**, R., **Rodrigues Lima**, S., **Bezerra Lima**, S., **Juruna da Cruz Pereira**, T., **Quaresma**, A., **Cunha de Queiroz**, **Sawakuchi**, A.O. A., **Ribas**, C.C., **Ritter**, C.D **Carneiro**, C.C., **De Paula**, E.M.S., **Zuquim**, G., **Palmquist**, H., **Wahnfried**, I., **Jesus**, J.S., **Muriel-Cunha**, J., **Zuanon**, J., **Pezzuti**, **Medeiros**, M.S.S. **Lopes**, P.F.M and **Mantovanelli**, T.R., (2025). Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant as revealed by Indigenous and ribeirinho monitoring. *Conservation Biology*, 39.

<https://doi.org/10.1111/cobi.70043>

Lopes, P.F., **Cousido-Rocha**, M., **Silva**, M.R., **Carneiro**, C.C., **Pezzuti**, J.C., **Martins**, E.G., **De Paula**, E.M., **Begossi**, A. and **Pennino**, M.G., 2024. Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environmental Conservation*, 51(1), pp.27–35.

<https://doi.org/10.1017/S0376892923000358>

Montag, L. F. d. A., **Peixoto**, L. A. W., **Seabra**, L. B., **Gonçalves**, L. A. B., **Lobato**, C. M. C., **Mendonça**, M. B., **Begot**, T. O., **Prata**, E. G., & **Freitas**, T. M. d. S. 2023. First Record of Spinal Deformity in the South American Silver Croaker *Plagioscion squamosissimus* (Eupercaria: Sciaenidae) in the Xingu River, Brazil. *Fishes*, 8(7), 363.

<https://doi.org/10.3390/fishes8070363>

Moutinho, S. 2023. Tirando o pulso de um rio. *Science*.

<https://www.science.org/content/article/tirando-o-pulso-de-um-rio>

NESA, 2023. Resposta ao Parecer Técnico nº 14/2023-SEAM-SANTARÉM-PA/GEREX- SANTARÉM-PA/ SUPES-PA (SEI/IBAMA – 15493038) referente à análise dos resultados do Componente Quelônios dos Estudos Complementares do Trecho de Vazão Reduzida da UHE Belo Monte. Empresa Norte Energia/Tractebel, Altamira, 11p.

Pezzuti, J., **Carneiro**, C., **Mantovanelli**, T., & **Garzón**, B. R. 2018. Xingu, o rio que pulsa em nós: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu. 1a ed. São Paulo: Instituto Socioambiental (ISA).

Pezzuti, J.C., **Zuanon**, J., **Lopes**, P.F., **Carneiro**, C.C., **Sawakuchi**, A.O., **Montovanelli**, T.R., **Akama**, A., **Ribas**, C.C., **Juruna**, D. and **Fearnside**, P.M., 2024. Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(2), pp.112–117.

<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.05.001>

Quaresma, A., **Zuquim**, G., **Demarchi**, L.O., **Ribas**, C.C., **Wittmann**, F., **Assunção**, A.M., **Carneiro**, C.C., **Ferreira**, P.P., **Juruna**, J.J.P., **Juruna**, R.T.V. da S., **Kleme**, M.S.S., **Lima**, S.B., **Lima**, S.R., **Mantovanelli**, T.R., **Martins**, G.M., **Muriel-Cunha**, J., **Nunes**, J.A., **Palmquist**, H., **Pereira**, T.J.C., **Pezzuti**, J.C.B., **Piedade**, M.T.F., **Reis**, O.B., **Ritter**, C.D., **Santos**, R.S., **Sawakuchi**, A.O., **da Silva**, A.S., **da Silva**, H.B., **Wahnfried**, I., **Zuanon**, J., **Cruz e Silva**, R. 2024. Belo Monte Dam impacts: Protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in Amazonian flooded vegetation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 23(1): 39-50.

<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.05.001>

Seabra, L.B., Tedesco, P.A., Oberdorf, T., Winemiller, K.O., Huckembeck, S., Freitas, T.M.S. and Montag, L.F.A., 2025. Exploring isotopic patterns of fish trophic guilds in the Volta Grande reach of the Xingu River, eastern Amazon, regulated by the operation of a hydroelectric dam. *Aquatic Sciences*, 87(64).

<https://doi.org/10.1007/s00027-025-01187-x>

Suniaga, S., Rolvien, T., vom Scheidt, A., Fiedler, I.A.K., Bale, H.A., Huysseune, A., Eckard Witten, P., Amling, M. & Busse, B. 2018. Increased mechanical loading through controlled swimming exercise induces bone formation and mineralization in adult zebrafish. *Scientific Reports*, 8, 3646.

<https://doi.org/10.1038/s41598-018-21776-1>

Utsunomiya, R., Beveridge, C., Lobo, G., et al., 2024. Dewatering the Xingu River: hydrological alterations and biocultural connections among the Arara Indigenous People in the Volta Grande region, Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, 24, 85.

<https://doi.org/10.1007/s10113-024-02230-7>

Zuanon, J., Sawakuchi, A., Camargo, M.G.P., Wahnfried, I., Sousa, L., Akama, A., Muriel-Cunha, J., Ribas, C., d'Horta, F., Pereira, T., Lopes, P., Mantovanelli, T., Lima, T.S., Garzon, B., Carneiro, C., Reis, C.P., Rocha, G., Santos, A.L., Paula, E.M., Pennino, M., Pezzutti, J. 2020. Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *PAPERS DO NAEA (UFPA)* 28, 20-62.

<http://dx.doi.org/10.18542/papersnaea.v28i2.8106>





AUTORES

Adriano Costa Quaresma, Dr. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA / MATI*
Ány Juruna Jacinto Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba - MATI*
Anderson Sampaio, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba - MATI*
Andre Luis Klemer, *Rio das Pedras, Volta Grande do Xingu - MATI*
André O. Sawakuchi, Dr. *Universidade de São Paulo – USP / MATI*
André Ribeiro Martins, Dr. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
Andresa Pereira da Silva Juruna, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
Anne Moreira Costa, *Universidade Federal do Pará – UFPA*
Camila C. Ribas, Dra. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA / MATI*
Camila Duarte Ritter, Dra. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA / MATI*
Clemerson Felix Juruna, *Aldeia Paquiçamba, TI Paquiçamba - MATI*
Cristiane C. Carneiro, Dra. *Ministério Público Federal / MATI*
Douglas Aviz Bastos, Dr. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA*
Eder Mileno Silva De Paula, Dr. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
Fabiano do Nascimento Pupim, Dr. *Universidade de São Paulo – USP*
Gabriela Zuquim, Dra. *Universidade de Turku, Finlândia*
Giliarde Juruna, *Associação Yudjá Miratu da Volta Grande do Xingu*
Guilherme de Sousa Lobo, Dr. *Universidade Estadual de Campinas*
Helio Bezerra da Silva, *Nova Conquista, Volta Grande do Xingu - MATI*
Ingo D. Wahnfried, Dr. *Universidade Federal do Amazonas – UFAM / MATI*
Janice Muriel-Cunha, Dra. *Universidade Federal do Pará – UFPA / MATI*
Jansen Zuanon, Dr. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA / MATI*
Jayne Juruna, *Aldeia Paquiçamba, TI Paquiçamba - MATI*
José Carlos Alves Ribeiro Xipayá, *Landi, Volta Grande do Xingu - MATI*
Josiel Juruna, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba - MATI (coordenador)*
Juarez Pezzuti, Dr. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
Kauyrê Juruna da Cruz Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
Marlon Chumber, Me. *Universidade Federal do Pará – UFPA*
Micaeli Souza Santos, *Rio das Pedras, Volta Grande do Xingu*
Nharapa Juruna da Cruz Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
Ocimara Pereira Juruna, *Aldeia Pupekuri, TI Paquiçamba*
Orcylene Barbosa dos Reis, *Bacajá, Volta Grande do Xingu - MATI*
Orlando Rodrigues Lima, *Ilha da Baleia, Volta Grande do Xingu - MATI*
Paulo dos Passos Ferreira, *Bacajá, Volta Grande do Xingu - MATI*
Rafaela Ester Pinto dos Santos, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
Raimundo da Cruz e Silva, *Goianinho, Volta Grande do Xingu - MATI*
Renata Utsunomiya, Dra. *Universidade de São Paulo – USP / MATI*
Rosilene Sousa dos Santos, *Goianinho, Volta Grande do Xingu - MATI*
Ronald Txakui Juruna, *Aldeia Furo Seco, TI Paquiçamba - MATI*
Sara Rodrigues Lima, *Ilha da Baleia, Volta Grande do Xingu*
Sebastião Alves Ribeiro, *Praia Grande, Volta Grande do Xingu*
Sebastião Bezerra Lima, *Ilha do Amor, Volta Grande do Xingu - MATI*
Tarukawa Juruna da Cruz Pereira, *Aldeia Miratu, TI Paquiçamba*
Thaís Mantovanelli, Dra. *Instituto Socioambiental – ISA / MATI*
Tamires Oliveira, Dra. *Universidade Federal do Pará – UFPA*

FINANCIADORES





Essays and Perspectives

Belo Monte Dam impacts: Protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in Amazonian flooded vegetation

A. Quaresma^{a,b,1}, G. Zuquim^{c,1,*}, L.O. Demarchi^a, C.C. Ribas^a, F. Wittmann^{a,b}, A.M. Assunção^d, C.C. Carneiro^e, P.P. Ferreira^{f,g}, J.J.P. Juruna^h, R.T.V. da S. Jurunaⁱ, M.S.S. Kleme^j, S.B. Lima^k, S.R. Lima^d, T.R. Mantovanelli^l, G.M. Martins^{a,m}, J. Muriel-Cunha^u, J.A. Nunesⁿ, H. Palmquist^u, T.J.C. Pereira^g, J.C.B. Pezzuti^{t,u}, M.T.F. Piedade^a, O.B. Reis^f, C.D. Ritter^{a,o}, R.S. Santos^p, A.O. Sawakuchi^q, A.S. da Silva^g, H.B. da Silva^r, I. Wahnfried^s, J. Zuanon^a, R. Cruz e Silva^p

^a National Institute of Amazonian Research, Amazonas, Brazil

^b Karlsruhe Institute of Technology, Germany

^c University of Turku, Finland

^d Comunidade Ilha da Baleia, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^e Federal Public Prosecutor's Office, Pará, Brazil

^f Comunidade Bacajá, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^g Aldeia Miratu, Terra Indígena Paquiçamba, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^h Aldeia Pupekuri, Terra Indígena Paquiçamba, Pará, Brazil

ⁱ Aldeia Furo Seco, Terra Indígena Paquiçamba, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^j Comunidade Rio das Pedras, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^k Comunidade Ilha do Amor, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^l Socioenvironmental Institute, Pará, Brazil

^m Museum of Natural Science, Louisiana State University, Baton Rouge, United States

ⁿ Comunidade Maranhenses, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^o Instituto Juruá, Amazonas, Brazil

^p Comunidade Goianinho, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^q Institute of Geosciences, University of São Paulo, São Paulo, Brazil

^r Comunidade Nova Conquista, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

^s Federal University of Amazonas, Brazil

^t Department of Zoology, Rio de Janeiro National Museum, Brazil

^u Federal University of Pará, Brazil

* Corresponding author.

E-mail address: gabzuq@utu.fi (G. Zuquim).

¹ Shared first-authorship.

<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2025.02.001>

HIGHLIGHTS

- Belo Monte Dam diverted water from Xingu River, drastically reducing the high-water season.
- This triggered an Independent Monitoring of flooded forests led by Xingu inhabitants.
- Monitoring provided evidence of ecosystem services decay in flooded forests.
- Some examples are high vegetation mortality, invasive species, and phenological disruption.
- Current hydrological conditions are threatening the environment and people's livelihoods.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Keywords:

Indigenous people
 Ribeirinhos
 Hydroelectric power plants
 Xingu
 Forest mortality
 Phenology

ABSTRACT

The Amazonian river-floodplain systems face unprecedented threats from the construction of hydroelectric power plants aimed at meeting Brazil's energy demands. However, evidence suggests that the long-term economic, social, and environmental damages outweigh the hydroelectricity advantages. The Volta Grande do Xingu was dammed and its water diverted to energy production, resulting in habitat loss due to the altered hydrological regimes. Flooded environments are vital for ecosystem services, including food production, biogeochemical cycles, and climate regulation. The construction and operation of hydropower plants disrupt these services, affecting Indigenous populations and *ribeirinhos* communities. Environmental Impact Assessments often underestimate these impacts, and the responsibility for monitoring falls on the companies themselves, leading to conflicts of interest and inadequate reporting. This triggered an Independent Territorial Environmental Monitoring (MATI-VGX) initiative, led by Indigenous and *ribeirinhos* researchers in partnership with academics. MATI-VGX's observations reveal changes in flooded ecosystems, including increased seedling density and leaf-cutter ant colonies in the understory, changes in plant species composition, disruption of the phenological cycle, and vegetation mortality. Moreover, reduced fruit dispersion disrupts the aquatic food web and threatens Indigenous and *ribeirinhos* food sources. These changes indicate ecosystem decay and disruption of ecological processes. Importantly, these impacts are noticeable after a short period of water diversion, highlighting the urgency of mitigation efforts. A research agenda must quantify tree mortality, understand physiological mechanisms, and assess the cascade effects on wildlife and food security. Ultimately, restoring natural hydrological patterns is essential for preserving Amazonian biodiversity and the livelihoods of Indigenous and *ribeirinhos* communities.

Introduction

The integrity and functioning of Amazonian aquatic ecosystems and its biocultural diversity are under threat due to the unprecedented intensification of hydroelectric power plants constructions, allegedly driven by Brazil's growing demand for energy (Latrubesse et al., 2017; Athayde et al., 2021; Schöngart et al., 2021). Constructing hydropower plants sparks heated debates over political and national economic interests in energy production. The trade-off between ecosystem conservation and energy generation is complex (Fearnside, 2019). But in spite of such controversies, benefits of hydropower plants in Amazonia are unlikely to overcome the long-term economic-social-environmental damages (Fearnside, 2019; Schöngart et al., 2021). Although once considered green-choices, the current consensus is that significant emission of greenhouse gas (Bertassoli et al., 2021), high socio-environmental impact, and prospects of inefficiency due to intensification of droughts driven by global warming make hydropower plants in Amazonia worrisome (Fearnside, 2019; Anderson et al., 2018; Moran et al., 2018).

Due to the connection to rivers, the flooded forests are among the ecosystems most negatively affected by hydroelectric dams. Changes in the hydrological regimes drastically impact seasonally flooded ecosystems, which represent nearly 12% of the Amazon basin and cover an area of 760,000 km², from which 70–90% are flooded forests (Wittmann and Junk, 2016). Flooded forest trees and herbaceous species have developed a range of morpho-anatomical, physiological, and

biochemical adaptations to seasonal inundation over different evolutionary timescales (Piedade et al., 2010; Wittmann et al., 2010), and therefore are highly sensitive to variations in the inundation levels (i.e., Householder et al., 2021). Floodplain forests harbor elevated numbers of specialist and endemic species (Wittmann et al., 2022). The alternation between terrestrial and aquatic phases provides numerous habitats for plants and animals, as well as fish nursery areas that are crucial for population stability and feeding grounds for the terrestrial fauna (Wittmann and Junk, 2016). Moreover, several fish species such as pacu, piaus, and catfish disperse fruits and seeds through ichthyochory (i.e., Gottsberger, 1978; Kubitzki and Ziburski, 1994), promoting genetic flow and diversity of plants (Correa et al., 2007; Weiss et al., 2016). This interplay between the aquatic fauna and the vegetation is highly dependent on a seasonal and natural hydrological regime, which is coupled with the South American monsoon (Marengo et al., 2010) in seasonally to evolutionary timescales.

Therefore, hydroelectric dams have multifaceted impacts on aquatic and terrestrial ecosystems and cause significant habitat loss both upstream and downstream (Forsberg et al., 2017; Schöngart et al., 2021), resulting in the ecosystem services decay (Box 1). Upstream, reservoirs submerge vast areas, degrading terrestrial and aquatic habitats and the slow decomposition of organic material under anaerobic conditions results in the formation of greenhouse gases, especially CH₄ (Kemenes et al., 2016; Moser et al., 2019). Downstream, the effects are less understood, but significant changes in floodplain tree species composition (i.e., Lobo et al., 2019; Rocha et al., 2019) and mass mortality of

specialist tree species have been reported up to 120 km downstream of the dam (Resende et al., 2019).

These impacts must be assessed during the licensing process for hydropower plant implementation, as mandated by Brazilian law. This process requires a thorough study of the anticipated social and environmental effects, including consultations with Indigenous and other traditional communities, as required by the Brazil constitution and Convention 169 of the International Labor Organization, along with the development of a mitigation and monitoring plan to be executed after the dam implementation. However, it is well-known that these environmental impact assessments systematically underestimate the effects of disruption of hydrological regimes and its consequences on terrestrial and aquatic food chains (Schöngart et al., 2021; Wittmann et al., 2022) and displacements of traditional communities (Mayer et al., 2021). Therefore, there is a general lack of trust in the licensing process of hydroelectric power plants in Brazil.

This was the case of the Belo Monte hydropower plant in the Xingu River, Brazil, operated by Norte Energia Inc., and one of the most controversial power plants of the century. The legality of the licensing process of Belo Monte was contested in more than 20 lawsuits filed by the Public Prosecutor's Office (Pezzuti et al., 2024). The region in which the Belo Monte plant was implemented is known as Volta Grande do Xingu (VGX, Xingu Great Bend in English), and it brought the energy sector's attention due to the high-water discharge and relatively steep slope of the Xingu River as a consequence of its positioning near the northern boundary of the Brazilian plateau (EPE/MME, 2007; Wittmann and Junk, 2016). The Belo Monte hydropower complex reservoirs were filled in December 2015 (Ritter et al., 2017), and since then, Norte Energia Inc. has been conducting periodic monitoring of socio-environmental conditions in the impacted areas. This monitoring is a mandatory requirement from the Brazilian authorities for licensing hydropower plants. However, Brazilian law presents a paradox in its monitoring scheme: the companies responsible for causing environmental impacts are also tasked with monitoring them. Therefore, failure to mitigate the impacts or to provide satisfactory information can ultimately lead to the suspension of the hydropower plant license by the relevant regulatory agencies. This leaves *the wolf to guard the sheep* and, thus, transparency and neutrality in impact assessment are highly compromised. This conflict of interest in the monitoring scheme can ultimately lead to socio-ecological tragedies (Dias et al., 2017; Moreira et al., 2022).

Box 1. Functioning and disruption of Ecosystem Services of Amazonian River-Floodplain Systems

Ecosystem services are the benefits humans gain from natural ecosystems, which arise from the complex interactions between living organisms and their physical environments. The Amazonian river-floodplain is a prime example of such an ecosystem, where seasonal flooding — driven by the annual cycles of rising and falling water levels in the Amazonian rivers (Junk et al., 1989) — plays a crucial role. These dynamics are crucial in providing a range of ecosystem services, from local people subsistence to regional fish production, and thus food sovereignty, biogeochemical cycles, water purification, geomorphic processes, ecosystem productivity, and global climate regulation (Junk et al., 2014).

In Amazonian floodplains, rivers seasonally overflow the channel, inundating vast plain areas occupied by flood-adapted biota and triggering several hydro-mediated ecological processes. Moreover, these areas have been inhabited by Indigenous populations and traditional *ribeirinhos* communities for over the past 10,000 years (Lombardo et al., 2020), providing them with natural resources and being part of their cultural heritage (Junk et al., 2014).

However, the construction of hydroelectric dams alters the aquatic and terrestrial habitats and causes the disruption of natural sediment cycles, which are essential for soil fertility and fish productivity (Junk et al., 2014; Wittmann et al., 2022). Furthermore, it affects the quality and availability of water, which are critical for local communities. Cultural and subsistence services, such as fishing, and the collection of fruits and edible plants, are therefore severely impacted by dams, undermining the food security and economic stability of *ribeirinhos* and Indigenous populations (Schöngart et al., 2021).

In the VGX, traditional communities obtain essential resources and develop their cultural identity associated with river-floodplain systems. Currently, these ecosystem services and therefore, livelihoods are threatened by the severe artificial

(continued on next column)

(continued)

drought caused by the water diversion of the Belo Monte power plant. The drought causes a decline in fish stocks and disrupts the production of fruits. Fish and fruits are primary extractivism sources of nutrition in VGX and are also vital for local economies. The alteration of natural flooding regimes has not only transformed the landscape into an unfamiliar environment but also weakened the deep-rooted connection between communities and their natural surroundings. This disruption undermines traditional practices, cultural identity, and the reliance on ecosystem services that have sustained these populations for millennia.

The lack of trust in the reports, and monitoring performed by Norte Energia triggered the social organization of Juruna Yudjá people of the Paquicamba Indigenous Territory, through the Associação Yudja Miratu da Volta Grande do Xingu (AYMIX), independently collect and process quantitative and qualitative data since 2014 (Pezzuti et al., 2018). Later, in 2020, the initiative expanded to include other Indigenous and *ribeirinhos* communities to form the Independent Territorial Environmental Monitoring (MATI-VGX) initiative, which includes aquatic fauna, fisheries, water quality, and water levels, with new subjects included in the monitoring as needed, such as the effects of water subtraction of the floodplain forests in the VGX. By using the data collected by the MATI-VGX initiative, our goal is to evaluate the state of the seasonally flooded ecosystems in the dewatered area of VGX downstream of the Pimental Dam. The subtracted water was diverted for energy generation in the main Belo Monte powerhouse and caused a 70%–80% reduction of Xingu River flow in the VGX stretch (Pezzuti et al., 2018). We used an approach that centers on local knowledge, combining it with an academic methodological and analytical framework to evaluate the disruption of ecosystem processes caused by the changes in the hydrologic regime in the VGX. The records reported here were mostly done by Indigenous and *ribeirinhos* that inhabit the area and reiterate the role of independent monitoring initiatives to better portray the magnitude of impacts of hydrological disturbances in seasonally flooded ecosystems. In light of our findings, we discuss and suggest potential mitigation actions aimed at restoring ecological processes in this distinct Amazonian ecosystem.

Ecological context and monitoring framework

Study area

The Middle-Xingu region is characterized by alternating sections of abrupt bedrock topographic slopes with altitudinal differences of approximately 100 meters and possesses one of the largest hydropower potentials in eastern Amazonia (EPE/MME, 2007). The climate and its seasonal to millennial variability are related to the dynamics of the South American Monsoon, which promotes a well-defined rainy season during the austral summer (Marengo et al., 2010; Bertassoli et al., 2019). The mean air temperature is 26 °C, with an average annual rainfall of 2,289 mm.

The Xingu River is a clear-water river and its associated seasonally flooded forested ecosystems are known as *igapó* (Junk et al., 2015). The waters are relatively poor in suspended sediment and originate from deeply weathered Paleozoic-Mesozoic sedimentary and Precambrian metamorphic rocks of the Central Brazilian Plateau (Junk et al., 2011). Regarding ecosystem fertility, clear-water *igapós* may be highly variable, but usually intermediate between white-water (nutrient-rich) and black-water (nutrient-poor) floodplains (Junk et al., 2011). Floodplain forests are composed of tree specialist species from both, black-water and white-water floodplains (Junk et al., 2015).

The Belo Monte Hydropower Plant has an installed capacity of 11,233 MW and comprises a first dam (Pimental) impounding the Xingu River to transfer waters through an artificial channel for a second dam (Belo Monte), which contains the main powerhouse. Building licenses were granted in 2010 and 2012 after more than three decades of dispute and despite non-compliance with requirements from the federal agency

of the Ministry of Environment, the Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) (Fearnside, 2012). The construction of the Belo Monte hydropower plant began in July 2011, with the first generating units starting operation in April 2016, and full operation commencing in November 2019 (Pezzuti et al., 2018). The diversion of the Xingu River results in reduced water discharge in a 130-km-long stretch of the river channel known as the Volta Grande do Xingu. Seasonal water-level changes of the Xingu River average 3–4 m, with the highest flood levels in March/April, and the lowest flood levels in July/August (Fassoni-Andrade et al., 2021). After the construction of the Belo Monte Hydropower Plant, the flood amplitude in VGX was reduced to 1.2–1.6 m, and there has been a delay of 1–4 m in the flooding of some igapó forests compared to their natural periods (Juruna et al., 2025, *in press*). This study was conducted eight years after the start of the operation of the Belo Monte Hydropower Plant in VGX and the surrounding area, and two years after the beginning of its full operation, which caused a subtraction of >70% of the river discharge to VGX and drastically impacted the socioenvironmental system of the area.

Vegetation monitoring

The MATI-VGX-vegetation component began in 2021 and aims to monitor flooded forests in areas selected by Indigenous and *ribeirinhos* based on their local knowledge. The criteria for selection were the areas that serve as the most important habitats for fish nurseries. These areas are locally named after the word with Tupi origin *Piracemas*. *Piracema* can have different meanings in Brazilian Portuguese, and in the context of the VGX region, it is defined as seasonally flooded habitats along river channels, streams, waterways, and lakes where fish and other aquatic animals move throughout their life cycle and use to reproduce, seek shelter and feed. The monitoring of *Piracemas* consists of visits from local researchers to record information on the state of the vegetation based on a collectively developed structured form. The form contains questions on whether or not some event has been observed, e.g., if fallen fruits are observed on the forest floor (YES or NO) when the forest should be flooded (Table S1). Observations and habitat state are documented through date-tagged georeferenced pictures shared with all MATI-VGX participants. In the case of *sarobais* (a specific type of vegetation that is proportionally smaller and develops over rock and sand riverbeds at higher flood levels), the observations are done using photographic documentation of phenological characteristics and vegetation health during regular walks along the whole year. Special attention is paid to dead or excessively dry trees (e.g., with brown leaves) and fruit production, which are essential for aquatic fauna. This cooperative approach between local experts and academic researchers ensures that the data collection process is both culturally sensitive and scientifically rigorous.

In addition, eight 50 × 100 m (0.5 ha) permanent forest plots in impacted and non-impacted areas were established in igapó forests as part of the MATI-VGX protocol in 2023 (diamonds in Fig. 1). Four plots were situated on the islands of *Zé Maria* and *Ilha das Meninas* in the VGX region, an area that was drastically affected by lower water flow after the dams were established and the consequent non-flooding of the igapó forests. The four control plots were established upstream of the Pimental Dam and outside the mapped area of influence of the Xingu reservoir, in the *Ilha Grande*, *Cachoeira do Espelho* region. These four plots are considered the control area and allow us meaningful comparisons between the impacted areas in VGX and the unaffected regions in *Ilha Grande* in the lack of temporal control due to the absence of proper studies of the local seasonally flooded vegetation before dam construction.

In all plots, we observed the understory and overall condition of the surrounding vegetation, identifying plants not characteristic of floodplain forests. These included observations of the adjacent *sarobais*. This vegetation is highly adapted to flooding and is of great importance for feeding and sheltering aquatic fauna (Junk et al., 2011; Cunha and

Ferreira, 2012). In addition, trees were permanently marked, measured and identified to monitor forest regeneration, tree growth rates, and mortality. This inventory was carried out as a baseline for tracking the dynamics of tree species over time and regular re-censuses are planned. The results of this benchmark inventory will not be presented here.

Observations on the state of seasonally flooded vegetation and surroundings

We observed several changes in the igapó understory of VGX when compared to the control plots and the typical conditions of undisturbed seasonally flooded forests (Fig. 2). In comparison to undisturbed igapós (Fig. 2A), in which the primary factor constraining seedling establishment of poorly flood-tolerant tree species is periodic flooding (i.e., Parolin, 2001; Parolin and Junk, 2002), we recorded an unusual density of seedlings in the understory of islands in the impacted areas (Fig. 2D and E). The MATI-VGX monitoring also revealed a gradual increase in the presence of leaf-cutter ant colonies (*Atta* spp.) in the impacted region (Fig. 2B and C), and the high herbivory carried out by ants at the seedling stratum (Fig. 2) that otherwise are absent in igapó floodplains (Adis, 1982).

In the VGX-plots, we recorded plant species that are typically found in the transition to non-floodable areas, such as *A. argutum*, which previously only occupied the highest elevations within the igapó, (locally referred to as *restinga alta*) (Fig. 2). Similarly, the presence of *Cecropia obtusa* Trécul, a species characteristic of upland forests (*terra-firme*), has been documented, even colonizing open areas that would typically be occupied by the floodplain specialists *Cecropia latiloba* Miq., which is characteristic of igapó forests under normal seasonal flooding conditions. Another instance is the occurrence of *D. morototi*, known locally as mandiocão or morototó, a species typically found in uplands, which can become invasive in disturbed igapós.

Data collected by MATI from November 2022 to April 2023 in the igapó forests revealed a remarkable shift in the dispersion cycle. Out of the 401 instances of fruit observations on the forest floor, only 74 (18.5%) were recorded as falling into the water, i.e., from February to June, which is when the forest is flooded under pristine conditions (Fig. 3). These fruits and seeds included water-dispersed species such as *Chrysophyllum cuneifolium* (Rudge) A.DC., locally known as *golosa*, *Hevea guianensis* Aubl., (rubber-tree or seringa), *Spondias mombin* L., (cajã), *Myrciaria dubia* H. B. K. (McVough), (sarão or camu-camu) and *Macrobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (arapari).

The combination of field observations and visual inspection of satellite images also revealed ongoing changes in the *sarobais*, a unique seasonally flooded arboreal-shrub vegetation at VGX (Fig. 4). These changes include an expansion of areas with exposed bedrock and sand bar tops, a high incidence of plants with dry branches and leaves and the gradual disappearance of vegetation of the islands (Fig. 4; Fig. S1). It is important to highlight that during the same period, no plant mortality was observed in these habitats in the control region (*Cachoeira do Espelho* area).

Discussion

Seasonal flooding plays a crucial role in nutrient cycling, water purification, aquatic diversity, ecosystem productivity, and the evolution of flooded ecosystems (Junk et al., 1989; Junk et al., 2011; Castello et al., 2015). Belo Monte Hydropower Plant diverted the Xingu River and subtracted most of VGX's water discharge, resulting in a large modification of the biocultural habitats along a river stretch of 130 km (Pezzuti et al., 2018). Our results show that the drastic changes in the duration, amplitude, and timing of the flood along this river stretch (Pezzuti et al., 2018; Juruna et al., 2025, *in press*) are causing a massive depletion of important igapó ecosystem components and associated services.

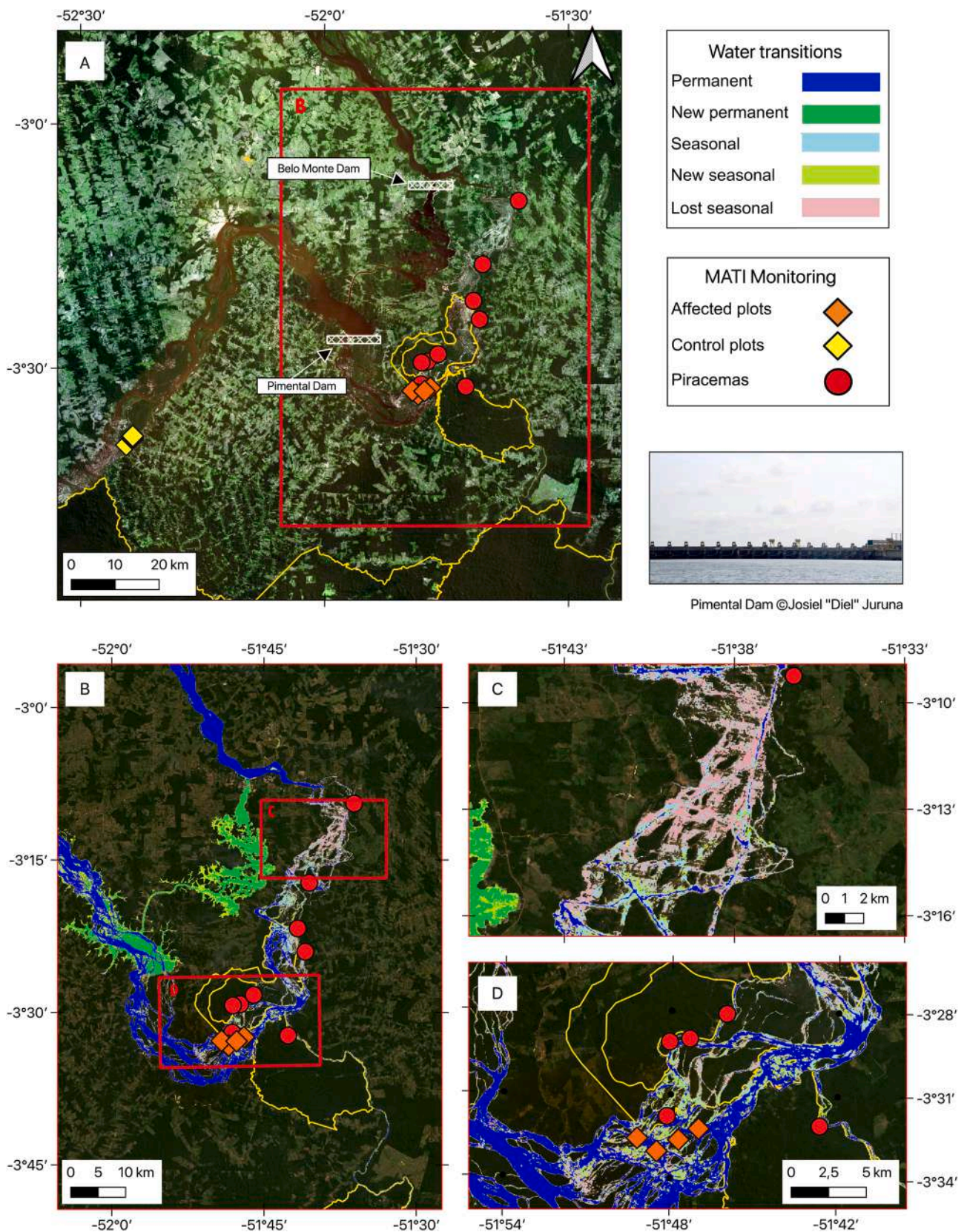


Fig. 1. Study area and monitoring locations. (A) Volta Grande do Xingu and Espelho region. Diamond symbols represent the locations of the permanent plots and red circles are the monitored fish nursing areas (*Piracemas*). The yellow diamonds upstream of the Pimental dam represent the flooded forests control plot location, and orange diamonds are the plots in the area with reduced water flow, downstream of the dam. (B–D) Zoom into the area of reduced water flow. Background maps were obtained from satellite images of Planet Basemap for the period of July 2021. Color classifications in the legend refer to areas that have transitioned their water regimes between March 1984 and October 2015 (Pekel et al., 2016; data obtained from <https://global-surface-water.appspot.com/download>). Layout processed in QGIS.

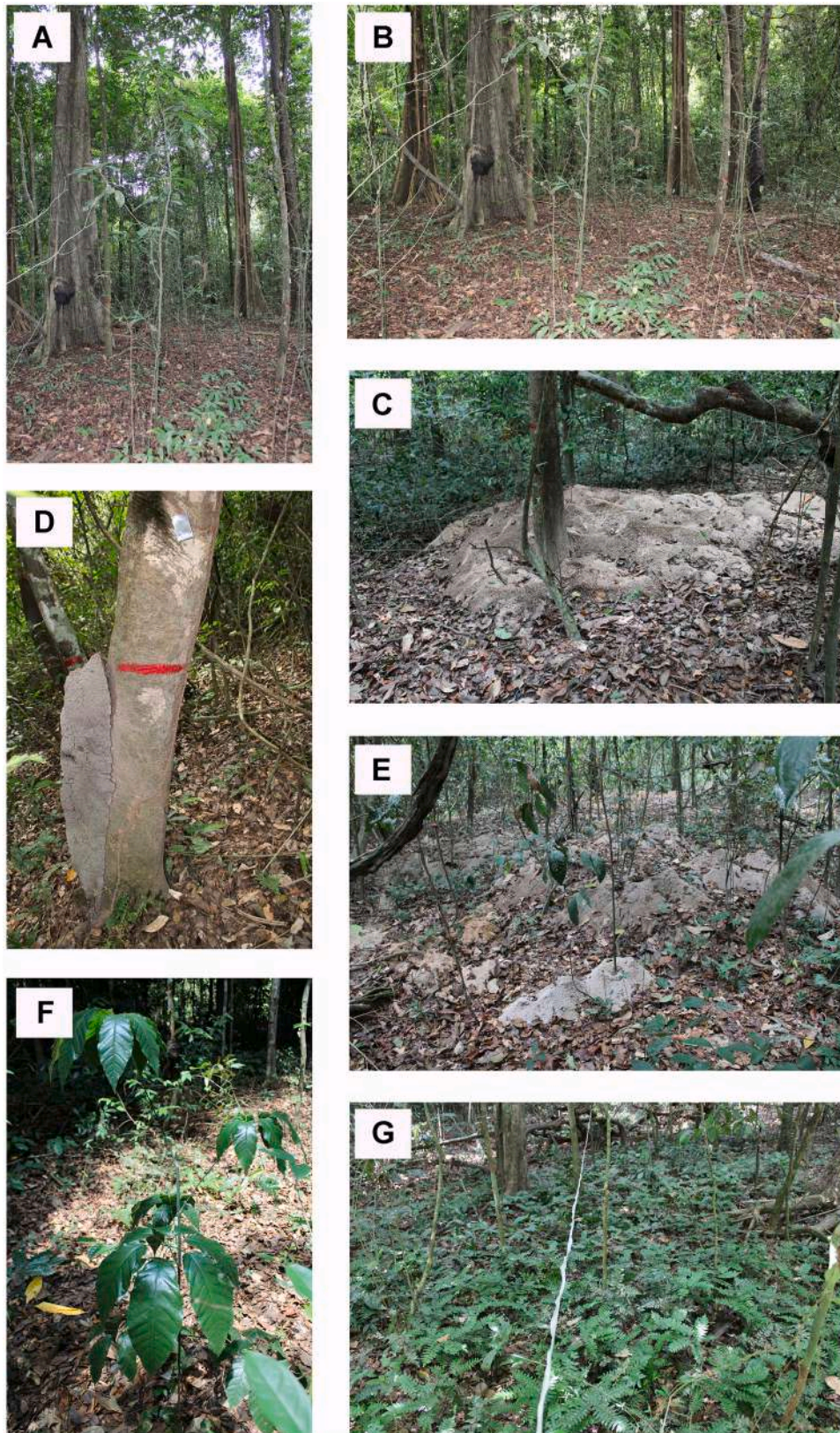


Fig. 2. Images taken during the implementation of permanent forest plots in impacted and non-impacted areas as part of the MATI protocol in 2023. We observed the understory of the igapó forest in the control area (Fig. 2A and B) and compared it with impacted areas, where clear alterations are noticeable, such as increased number and quantity of leaf-cutter ants nests (Fig. 2C and E), and termite nests (Fig. 2D), increased seedling density in the understory (Fig. 2F), and the presence of species plants that typically occur in non-flooded areas, such as *Didymopanax morototoni* (Aubl.) Decne. & Planch. (Fig. 2F) and *Adiantum argutum* Splitg. (2G).

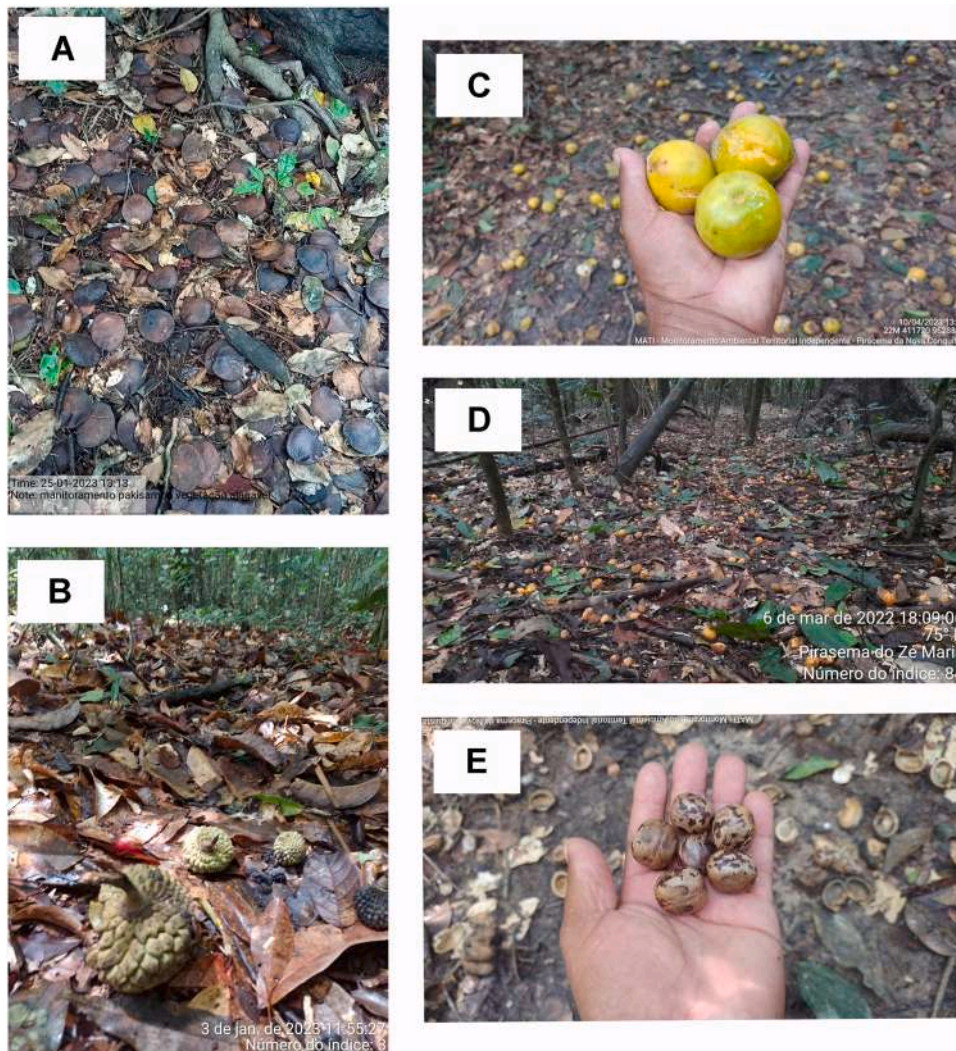


Fig. 3. Pictures from the MATI-VGX network, taken by Indigenous and *ribeirinhos* researchers documenting fruits dispersed by water (hydrochory or dispersal through aquatic fauna etc.). The pictures are taken during the period of Feb-April, in which the forests were expected to be flooded under undisturbed hydrological regimes. Note that the fruits are in dry ground of igapós under the influence of reduced water flow due to the diversion of the water of Xingu River caused by Belo Monte Hydropower Plant. All the records are automatically dated and georeferenced using the app Timestamp. Location and popular names can be added manually. (A) Arapari - *Macrobium acaciifolium* (Benth.) Benth.; (B) *Annona* sp. (C) Golosa - *Chrysophyllum cuneifolium* (Rudge) A.D.C.; (D) Cajá - *Spondias mombin* L.; (E) Seringa - *Hevea guianensis* Aubl.

Altered ecology of flooded forests

The environmental impact assessment report from the period before the Belo Monte Hydropower Plant construction described the understory of these forests as "clean, with limited regeneration of canopy species" (MPEG, 2008). This is expected in an undisturbed and highly flooded igapó, where flood-induced environmental filtering favors seedlings from flood-tolerant habitat specialists that have been adapted to these conditions over evolutionary timescales (Fig. 5A; Wittmann et al., 2010). These plants are an important autotrophic source at the base of seasonally flooded food webs. However, the reduction in water flow in the VGX is allowing species replacement, favoring less flood-tolerant individuals that are more competitive. In addition, the lack of seasonal floods affects highly flood-tolerant specialist species by an alteration in their dispersion cycle, as most of these species are effectively dispersed through water and aquatic dispersers (i.e., Kubitzki and Ziburski, 1994; Correa et al., 2007; Weiss et al., 2016). Together, these factors potentially drive a breakdown of important ecosystem services in the affected igapó forests (Fig. 5B).

The most extreme observation during the monitoring was the

elevated mortality of plant species in the *sarobais*. *Sarobais* are critical habitats because they support a high abundance of flowers and fruits during the initial months of the river's rise when the forest has not yet become fully flooded, supporting nutritional resources for fish, turtles, and people (Pezzuti et al., 2024). In some places, vegetation suppression was so strong that it could even be detected in satellite images, despite the patchy distribution of this vegetation kind. The plant species of *sarobais* grow upon rocks or extremely thin soils and have evolved long and deep roots to access water during periods of low water levels (Cunha and Ferreira, 2012). However, reduced river water discharge after the damming caused groundwater levels to drop below root horizons, likely affecting trees particularly during the dry season, which in this region may extend to up to 5 months/year. Moreover, surface temperatures of gneiss/migmatitic rocks and laminated ironstones of the VGX were reported to reach temperatures of up to 64 °C (unpublished data). Therefore, we hypothesized two non-exclusive causes of *sarobais* death: prolonged periods with high temperatures that cause cell degradation or/and water deficit causing hydraulic failure or cavitation (Gessler et al., 2018; Hartmann et al., 2018).

In the absence of flooding, *terra-firme* upland species are increasingly

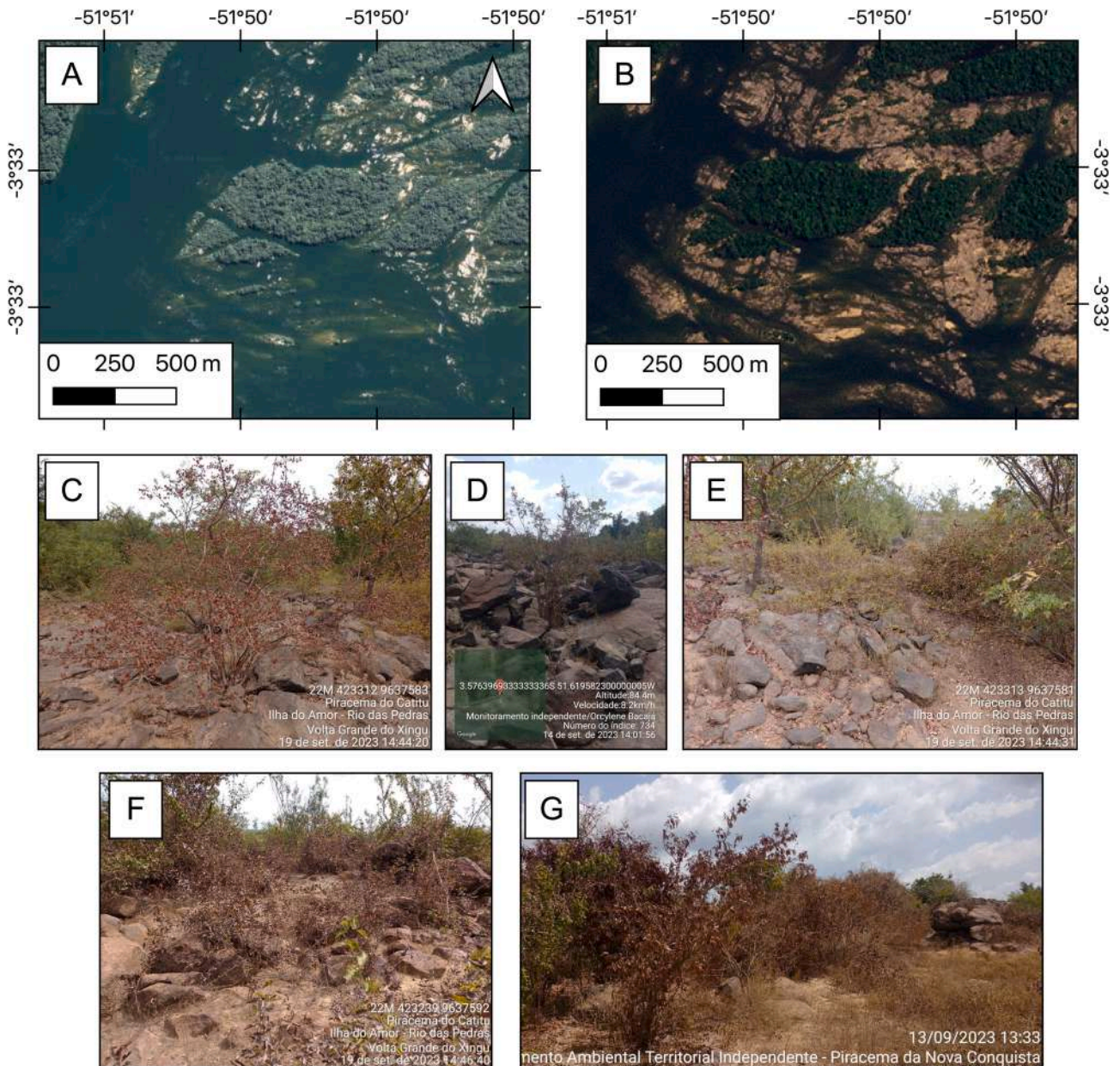


Fig. 4. Vegetation conditions in Volta Grande do Xingu viewed from satellite images and from the ground. A and B represent images of islands with flood-adapted vegetation before and after the dam construction. Both compositions are from the June/July period, which would correspond to the end of the high-water season before the dam was established. (A) Bing image, July 2005 (source Google Earth Pro); (B) Planet, June 2021 (accessed by Public Federal Ministry, Altamira, Brazil - MPP). (C–G) - Vegetation mortality in *sarobal* formations documented by MATI Indigenous and *ribeirinhos* researchers using automatically georeferenced pictures taken from a mobile device.

invading the *igapó*, and, in some places, these species already dominate the understory. Eventually, these colonizers may outcompete and cause *igapó* species populations to decline, as observed in the Balbina Hydro-power Plant, 30 years after dam implementation (Rocha et al., 2019; Lobo et al., 2019). High herbivory and leaf-cutter ant nests are triggered by the increased density of seedlings, coupled with the lack of floods that normally prevent nests from establishing (Adis, 1982). Seedlings are particularly palatable and vulnerable to herbivores because they tend to have less chemical defenses and lignified cells than mature plants (Eichhorn et al., 2010) and could attract leaf-cutter ants (*Atta* spp.). This corroborates earlier observations that leaf-cutter ant nests typically increase in disturbed areas in tropical forests (Terborgh et al., 2001; Wirth et al., 2007).

Another evidence of the ecological services breakdown in the *igapó* is the observation of abundant fish-dispersed diaspores rotting on dry

ground. One common adaptation for *igapó* life is seed and fruit dispersal by water and fish (Kubitzki and Ziburski, 1994) and many tree species synchronize their fruiting with the high-water season (Giarrizzo and Camargo, 2009). This is true for 22 out of 26 dominant plant species in the *igapó* forest of the middle Xingu River (Fig. 5C; Giarrizzo and Camargo, 2009). Under natural conditions, these fruits fall in the water. Drought-induced reduction of fish stocks and fruit quality poses a serious risk to food security and autonomy for Indigenous and *ribeirinhos* in Amazonia given that *igapó* fruits are the primary food source for people and aquatic fauna (Pezzuti et al., 2024). Fish stocks in VGX are potentially threatened in several ways. First, flooding creates essential nursing habitats for aquatic species and drought-induced reproduction failure leads to fish population declines. Secondly, the drought disrupts the delicate nutrient recycling process; lack of nutrient input provided by the flood reduces the production of fish-dispersed fruits,

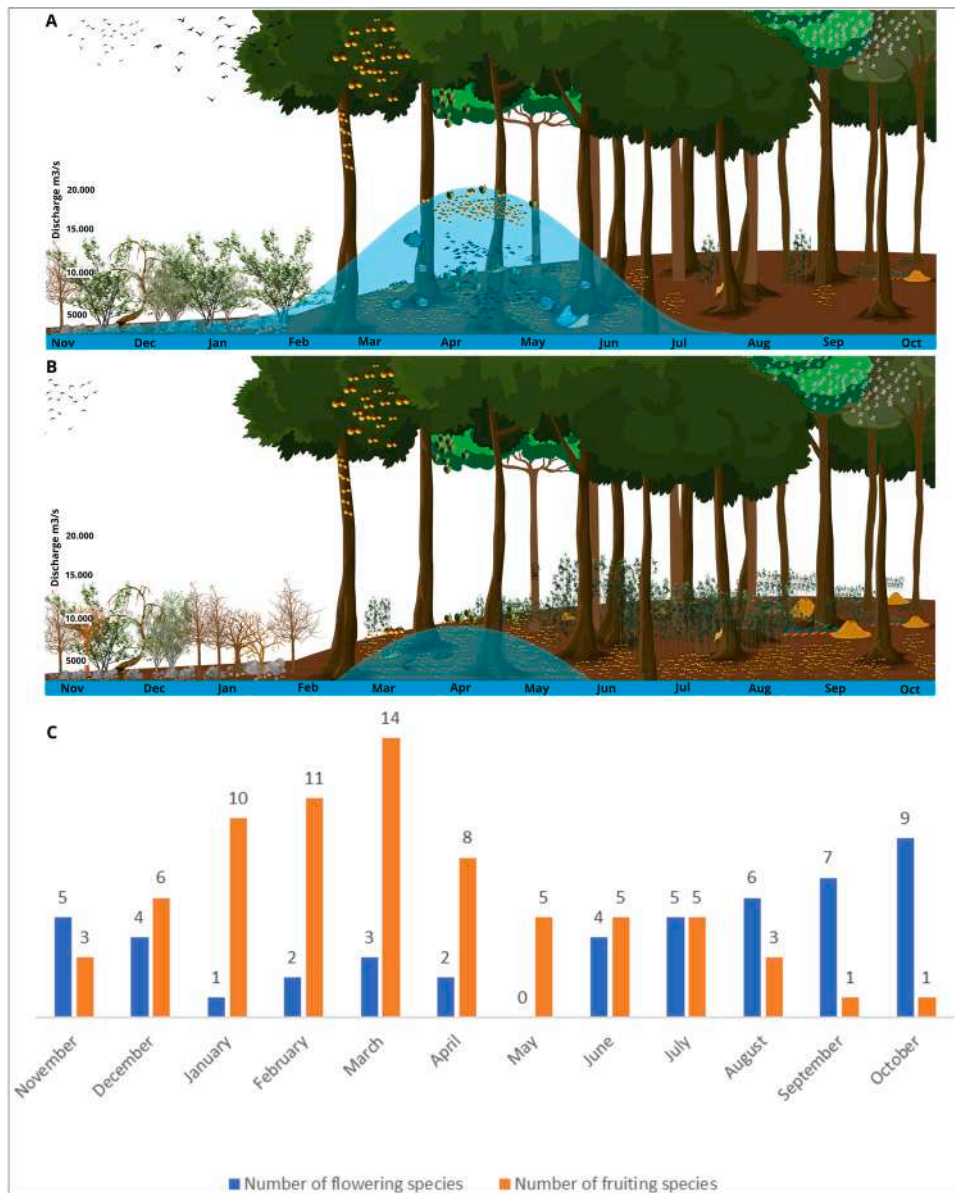


Fig. 5. Illustrative scheme representing a seasonally flooded ecosystem before the diversion of the waters of the Xingu River by the Belo Monte Hydroelectric Dam (A) and after the dam's construction (B). The annual flood pulse, which drives ecological processes in these environments under pristine conditions, mainly the flowering and fruiting process of trees (C) was drastically altered, leading to the disruption of ecosystem services in igapó forests and the mortality of species at the extreme of the flood gradient (*sarobal*). Design by Kelvin Uchoa.

compromising food availability. Third, fruits that are eventually produced commonly fall on dry ground, once again compromising food intake for the aquatic fauna. Our results suggest that at least the third process is ongoing. Further research is needed to confirm whether the first two processes are also active and whether they operate cumulatively.

In fact, there was a strong shift from fish-based to meat-based diets in the Yudjás communities before and after the closure of the Belo Monte Hydropower Plant (Lopes et al., 2024). According to the reports from Yudjás leaders (Pezzuti et al., 2018), this is because fish individuals of the preferred species became thin, with less fat. The asynchronization of phenological processes and the flood cycle have far-reaching consequences for the local socio-biodiversity because fish were the main source of protein for these populations. Finally, it is important to stress that the significant shifts in vegetation structure, composition, and high mortality started only two years after the full Belo Monte Hydropower Plant operation. The real magnitude of the impacts may only be known

up to decades after the establishment of the hydropower plants (Moran et al., 2018; Schöngart et al., 2021). Adult trees of floodplain specialist species may show a gradual loss in vitality to the altered flood pulse over several years or even decades, as reported for river stretches of up to 120 km downstream of the Balbina hydroelectric dam, where the mass mortality of adult individuals from several highly flood-tolerant tree species started only up to 10–20 years after dam closure (Resende et al., 2019; Schöngart et al., 2021).

Research agenda in VGX seasonally flooded ecosystems

The extent of the seasonally flooded vegetation suppression, the mechanisms of drought-induced mortality in VGX, and the consequences of vegetation changes to the fauna and livelihoods remain unknown. Therefore, it is urgent to:

- Quantify plant mortality, especially in the *sarobais*

- Determine which species are more vulnerable
- Understand the physiological mechanisms of plant mortality
- Determine if the vegetation in VGX is reaching a tipping point
- Determine action to revert or at least minimize the detected vegetation decay before it is too late
- Determine if water-dispersed species can adjust their phenology to a shorter flooding season
- Determine the cascade effect of lower input of fruits into the river in the food-chain and how it affects aquatic wildlife and food security of local people. Our hypothesis is that most of the *sarobais* species are extremely vulnerable and will die after accumulated years of water stress, making the vegetation loss irreversible since succession over bare rock is an extremely slow process. On the other hand, some *igapó* species may be able to adapt to the new conditions and co-exist with the terra-firme species.

These questions can be addressed by benefiting from the in-depth local knowledge and regular monitoring of both affected and non-affected areas in the recently established plots. Moreover, rapidly evolving remote sensing products such as airborne LiDAR and high-resolution satellite images can provide time series and detect changes in spectral patterns that indicate variations in vegetation status. The answers would bring applied insights on how to mitigate habitat loss both at the VGX and at the Amazon Basin scale. The VGX represents a small-scale experiment of a more generalized drought trend in the basin due to climate change and watershed deforestation (Rizzo et al., 2020). The dam-induced disruption of the Xingu River's hydrology, when combined with climate change and deforestation, creates negative feedback that intensifies ecological degradation. Dams alter natural water flow and disrupt seasonal flooding (Schöngart et al., 2021), while climate change further destabilizes water availability and temperature patterns. Large-scale deforestation exacerbates these effects by increasing temperatures through enhanced sensible heat loss and decreasing evapotranspiration, which reduces air humidity and impairs water recycling in the atmosphere (Covey et al., 2021). Frequent biomass burning linked to deforestation in this region (Brando et al., 2020) leads to significant aerosol emissions, further polluting the atmosphere. This convergence of factors accelerates biodiversity loss and reduced fertility, ultimately harming local communities that rely on the river and surrounding ecosystems for their livelihoods. It would increase our understanding of the real dimensions of the impact of the Belo Monte Hydropower Plant and provide information towards a fair sharing of the Xingu waters. Finally, it is important to highlight that local people's involvement, transparency, and open access to raw data are crucial to ensure the reliability of the findings.

BOX 2. Indigenous and *ribeirinhos* protagonism provides insights based on local knowledge and ensures fair and transparent assessments

Community-based monitoring has provided successful outcomes in different Amazonian contexts. In the Juruá River basin, an over two-decade long recording of combined Indigenous and local knowledge made by seasoned farmers, extractive-fishermen, and scientists resulted in improved forest management capacity and sustainable use of resources in the face of climate change (Campos-Silva and Peres, 2016; Vogt et al., 2016). In the Negro River basin, Indigenous communities are taking the lead in their research endeavors by employing a range of culturally grounded approaches (Ribas, 2023). These examples demonstrate that partnership between locals and academic researchers towards independent territorial monitoring is a valuable practice and crucial to empower local communities to advocate for their own interests and natural resources (Pinto et al., 2021). The independent monitoring revealed a more severe situation than anticipated by the environmental impact studies and reported in the monitoring reports that have been periodically produced by Norte Energia since the start of operation. The construction of hydropower plants in Amazonia contributes to the energy security of mostly distant industrial cities, where the high cost of social-ecosystem impacts is felt more strongly at local and regional scales (Winemiller et al., 2016). In the case of the Belo Monte Hydropower Plant, this balance deserves to be re-evaluated in light of the impacts revealed by data collected by MATI-VGX which showed an underestimation in the construction planning phase and failed to be reported during the monitoring phase.

Beyond the relevance of Indigenous and *ribeirinhos* involvement *per se*, it was thanks

(continued on next column)

(continued)

to MATI-VGX that the disruption in fruit-fish ecological interaction in the VGX and the invasion of leaf-cutter ants and terra-firme species were reported, providing a proof of concept of the potential value of true partnerships between Indigenous, *ribeirinhos*, and academic researchers. Local residents are the most affected because they depend on the resources provided by a healthy ecosystem and have an in-depth knowledge of the ecosystem functioning and the complexity of the pulse-mediated food-web.

Final consideration : More water to the Volta Grande do Xingu

Norte Energia Inc. regulates the flow of water into VGX, determining the fate of the seasonally flooded ecosystems and of indigenous and *ribeirinhos* food security and livelihood. The currently applied water discharge regimes are extremely low and distinct from the natural flood cycles. The ongoing processes of depletion of seasonally flooded ecosystems will likely result in irreversible socio-environmental harm. Vegetation mortality may be worsened by the interplay between the extreme drought events trend as a consequence of global warming (<https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>) and local impact caused by the Belo Monte Hydropower Plant. The impact on seasonally floodable environments and species' life cycles has far-reaching consequences for the Indigenous and *ribeirinhos* communities, jeopardizing their sociocultural way of life and access to essential resources for rituals and traditional fisheries. Conservation efforts and research conducted independently and involving local communities are essential to better understand and address the long-term consequences of these structural shifts.

The most effective mitigation measure for the impacts reported here would be to return the VGX hydrological conditions as close as possible to the natural flood pulse. Access to water is a basic right and should not be sold as a commodity in Amazonia or anywhere. Efficiently restoring natural hydrological patterns and mitigating factors contributing to reduced water flow is crucial for preserving the ecological integrity and biodiversity of these unique Amazonian forests and the ecosystem services they provide.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

We thank Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (INCT-Peixes); Fundação Ford; Fundo CASA; Fundação Amazônia de Amparo à Estudos e Pesquisas do Estado do Pará (FAPESPA - Iniciativa Amazônia +10); Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM - Iniciativa Amazônia +10 and CLAMBIO consortium/BiodivERsA 2019-2020 COFUND Call); Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP grant 2022/10323-0 - Iniciativa Amazônia +10); Academy of Finland (CLAMBIO consortium/BiodivERsA 2019-2020 COFUND Call, #344733); German Federal Ministry of Education and Research (CLAMBIO consortium/BiodivERsA 2019-2020 COFUND Call. BMBF #16LC2025A), Project PELD-MAUA 441811/2020-5 (CNPq) and 01.02.016301.02630/2022-76 (FAPEAM) and Instituto Socioambiental for financial support. Permits were obtained from FUNAI and ICMBio. We also thank AYMIX - Associação Yudja Miratu da Volta Grande do Xingu, the inhabitants of Volta Grande do Xingu and Espelho region for comprehensive support and dialogues and Kelvin Uchoa Carvalho for designing Fig. 1.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the


online version, at doi:<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2025.02.001>.

References

- Giarrizzo, T., Camargo, M., 2009. As piracemas. In: Camargo, M., Ghilard, R. (Eds.), *entre a Terra, as Águas e os Pescadores do Médio Rio Xingu, uma abordagem ecológica*, 1 ed. Belém, pp. 283–296.
- Moser, P., Simon, M.F., de Medeiros, M.B., Gontijo, A.B., Costa, F.R.C., 2019. Interaction between extreme weather events and mega-dams increases tree mortality and alters functional status of Amazonian forests. *J. Appl. Ecol.* 56. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13498>, 12-02641-3051.
- Adis, J., 1982. Eco-entomological observations from the Amazon. III. How do leaf cutting ants of inundation forests survive flooding? *Acta Amaz.* 12, 839–840. <https://doi.org/10.1590/1809-43921982124839>.
- Anderson, E.P., Jenkins, C.N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J.A., Carvajal-Vallejos, F.M., Encalada, A.C., Salcedo, N., 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci. Adv.* 4 (1), eaao1642. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao1642>.
- Athayde, S., Shepard, G., Cardoso, T.M., van der Voort, H., Zent, S., Rosero-Peña, M., Zambrano, A.A., Surui, G., Larrea-Alcázar, D.M., 2021. Critical interconnections between the cultural and biological diversity of Amazonian peoples and ecosystems. In: *Amazon Assessment Report 2021. UN Sustainable Development Solutions Network*, New York, USA. <https://doi.org/10.55161/IOBU4861>.
- Bertassoli Jr, D.J., Sawakuchi, A.O., Chiessi, C.M., Scheff, E., Hartmann, G.A., Häggi, C., Cruz, F.W., Zabel, M., McGlue, M.M., Santos, R.A., Pupim, F.N., 2019. Spatiotemporal variations of riverine discharge within the Amazon basin during the Late Holocene coincide with extratropical temperature anomalies. *Geophys. Res. Lett.* 46, 9013–9022. <https://doi.org/10.1029/2019GL082936>.
- Bertassoli Jr, D.J., Sawakuchi, H.O., de Araújo, K.R., de Camargo, M.G., Alem, V.A., Pereira, T.S., Krusche, A.V., Bastviken, D., Richey, J.E., Sawakuchi, A.O., 2021. How green can Amazon hydropower be? Net carbon emission from the largest hydropower plant in Amazonia. *Sci. Adv.* 7 (26), eabe1470. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1470>.
- Brando, P.M., Macedo, M.N., Silvério, D., Rattis, L., Paolucci, L., Alencar, A., Coe, M.T., Amorim, C.A., 2020. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora* 268, 151609. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>.
- Campos-Silva, J.V., Peres, C.A., 2016. Community-based management induces rapid recovery of a high value tropical freshwater fishery. *Sci. Rep.* 6, 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep34745>.
- Castello, L., Isaac, V.J., Thapa, R., 2015. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. *R. Soc. Open Sci.* 2. <https://doi.org/10.1098/rsos.150299>.
- Correa, S.B., Winemiller, K.O., López-Fernández, H., Galetti, M., 2007. Evolutionary perspectives on seed consumption and dispersal by fishes. *BioScience* 57, 748–756. <https://doi.org/10.1641/B570907>.
- Covey, K.R., Soper, F.M., Pangala, S.R., Bernardino, A.F., Pagliaro, Z., 2021. Carbon and beyond: the biogeochemistry of climate in a rapidly changing Amazon. *Front. For. Glob. Change* 4, 618401. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.618401>.
- Cunha, D.A., Ferreira, L.V., 2012. Impacts of the Belo Monte hydroelectric dam construction on pioneer vegetation formations along the Xingu River, Pará State, Brazil. *Braz. J. Bot.* 35, 159–167. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042012000200005>.
- Dias, A., Fonseca, A., Paglia, A., 2017. Biodiversity monitoring in the environmental impact assessment of mining projects: a (persistent) waste of time and money? *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 206–208. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2017.06.001>.
- Eichhorn, M.P., Nilus, R., Compton, S.G., Hartley, S.E., Burslem, D.F., 2010. Herbivory of tropical rain forest tree seedlings correlates with future mortality. *Ecology* 91, 1092–1101. <https://doi.org/10.1890/09-0300.1>.
- EPE/MME, 2007. *Plano Nacional de Energia 2030. Empresa de Pesquisa Energética, Ministério de Minas e Energia, Rio de Janeiro*, pp. 1–408.
- Fassoni-Andrade, A.C., Durand, F., Moreira, D., Azevedo, A., dos Santos, Funi, C., Laraque, A., 2021. Comprehensive bathymetry and intertidal topography of the Amazon estuary. *Earth Syst. Sci. Data* 13, 2275–2291. <https://doi.org/10.5194/essd-13-2275-2021>.
- Fearnside, P., 2012. Belo Monte Dam: A spearhead for Brazil's dam-building attack on Amazonia? *Global water Forum: The challenges of water governance in the 21st century*, pp. 1–9. <https://www.globalwaterforum.org/2012/03/19/belo-monte-dam-a-spearhead-for-brazils-dam-building-attack-on-amazonia/>.
- Fearnside, P.M., 2019. *Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras* (vol. 3). Editora INPA, Manaus, Brazil.
- Forsberg, B., Melack, J.M., Dunne, T., Barthem, R.B., Paiva, R.C., Sorribas, M., Silva Jr, U.L., 2017. Potential impact of new Andean dams on the Amazon fluvial ecosystems. *PLoS One* 12 (8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182254>.
- Gessler, A., Cailleret, M., Joseph, J., 2018. Drought induced tree mortality: a tree-ring isotope based conceptual model to assess mechanisms and predispositions. *New Phytol.* 219, 485–490. <https://doi.org/10.1111/nph.15154>.
- Gottsberger, G., 1978. Seed dispersal by fish in the inundated regions of Humaitá, Amazônia. *Biotropica* 10, 170–183. <https://doi.org/10.2307/2387903>.
- Hartmann, H., Moura, C.F., Anderegg, W.R.L., Ruehr, N.K., Salmon, Y., Allen, C.D., Arndt, S.K., Breshears, D.D., Davi, H., Galbraith, D., Ruthrof, K.X., Wunder, J., Adams, H.D., Bloemen, J., Cailleret, M., Cobb, R., Gessler, A., Grams, T.E.E., Jansen, S., Kautz, M., Lloret, F., O'Brien, M., 2018. Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. *New Phytol.* 218, 15–28. <https://doi.org/10.1111/nph.15048>.
- Householder, J.E., Schöngart, J., Piedade, M.T.F., Junk, W.J., ter Steege, H., Montero, J. C., de Assis, R.L., de Aguiar, D.P.P., Pombo, M.M., Quaresma, A.C., Demarchi, L.O., Parolin, P., Lopes, A., Feitoza, G.V., Durgante, F.M., Albuquerque, B.W., Chu, A., Enßlin, D., Fabian, T., Fettweiß, K., Hirsch, M., Hombach, M., Hubbuck, A., Hutter, B., Jäger, T., Kober-Moritz, R., Lindner, M.K.R., Maier, F., Nowak, J., Petridis, Z., Schierling, L., Snjaric, E., Egger, G., Schneider, E., Damm, C., Wittmann, F., 2021. Modeling the ecological responses of tree species to the flood pulse of the Amazon Negro River Floodplains. *Front. Ecol. Evol.* 9, 628606. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.628606>.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The Flood pulse concept in river-Floodplain systems. *Proceedings of the International Large River Symposium, Ottawa. Can. J. Fish Aquat Sci* 106, 110–127.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M., Wittmann, F., 2011. A classification of major Amazonian wetlands. *Wetlands* 31, 623–640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., 2014. Brazilian wetlands: definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 5–22. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>.
- Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J., Piedade, M.T., 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetl. Ecol. Manag.* 23, 677–693. <https://doi.org/10.1007/s12733-015-9412-8>.
- Juruna, J.J.P., Cruz e Silva, R., Reis, O.B., Assunção, A.M., da Silva, A.S., da Silva, H.B., Juruna Pereira, J.J., Nunes, J.A., Kleme, M.S.S., Ferreira, P.P., Juruna, R.T.V. da S., Santos, R.S., Lima, S.R., Lima, S.B., Pereira, T.J. da C., P. Quaresma, A., de Queiroz, A. C., Sawakuchi, A.O., Ribas, C.C., Ritter, C.D., Carneiro, C.C., de Paula, E.M.S., Zuquim, G., Palmquist, H., Wahnfried, I., de Jesus, J.S., Muriel-Cunha, J., Zuanon, J., Pezzuti, J.C.B., Lopes, P.F.M., Mantovanelli, T.R., 2025. Indigenous and ribeirinho's monitoring reveals socio-environmental impacts of severe Xingu River drought driven by Belo Monte, the world's fifth-largest hydroelectric power plant in the world. *Conserv. Biol.* In press.
- Kemenes, A., Forsberg, B.R., Melack, J.M., 2016. Downstream emissions of CH4 and CO2 from hydroelectric reservoirs (Tucuruí, Samuel, and Curuá-Una) in the Amazon basin. *Inland Waters* 6, 295–302. <https://doi.org/10.5268/IW6.3.980>.
- Kubitzki, K., Ziburski, A., 1994. Seed dispersal in flood-plain forests of Amazonia. *Biotropica* 26, 30–43. <https://doi.org/10.2307/2389108>.
- Latrubesse, E.M., Arima, E.Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V.R., d'Horta, F.M., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., Baker, P.A., Ribas, C.C., Norgaard, R.B., Filizola, N., Anzar, A., Flyvbjerg, B., Stevaux, J.C., 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546, 363–369. <https://doi.org/10.1038/nature22333>.
- Lobo, G.S., Wittmann, F., Piedade, M.T.F., 2019. Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *Forest Ecol. Manag.* 434, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.001>.
- Lombardo, U., Iriarte, J., Hilbert, L., Ruiz-Pérez, J., Capriles, J.M., Veit, H., 2020. Early Holocene crop cultivation and landscape modification in Amazonia. *Nature* 581, 190–193. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2162-7>.
- Lopes, Priscila F.M., Coucido-Rocha, Marta, Silva, Monalisa R.O., Carneiro, Cristiane C., Pezzuti, Juarez C.B., Martins, Eduardo G., De Paula, Eder M.S., Begossi, Alpina, Pennino, Maria G., 2024. Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environ. Conserv.* 51 (1), 27–35. <https://doi.org/10.1017/S037689223000358>.
- Marengo, J.A., Liebmann, B., Grimm, A.M., Misra, V., Silva Dias, P.L., Cavalcanti, I.F.A., Carvalho, L.M.V., Berbery, E.H., Ambrizzi, T., Vera, C.S., Saulo, A.C., Noguees Paegle, J., Zipser, E., Seth, A., Alves, L.M., 2010. International Journal of Climatology. <https://doi.org/10.1002/joc.2254>.
- Mayer, A., Castro-Diaz, L., Lopez, M.C., Leturcq, G., Moran, E.F., 2021. Is hydropower worth it? Exploring amazonian resettlement, human development and environmental costs with the Belo Monte project in Brazil. *Energy Res. Social Sci.* 78, 102129.
- Moran, E.F., Lopez, M.C., Moore, N., Müller, N., Hyndman, D.W., 2018. Sustainable hydropower in the 21st century. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115 (47), 11891–11898.
- Moreira, A.R., Vieira, L.Y., Dias Nascimento, E., Silva, P.A.H., Wainstein, A.J.A., Drummond-Lage, A.P., 2022. Identification of victims of the collapse of a mine tailing dam in Brumadinho. *Forensic. Sci. Res.* 7 (4), 580–589. <https://doi.org/10.1080/20961790.2022.2113623>.
- MPEG - Museu Paraense Emílio Goeldi. 2008. Descrição e análise da flora da região do médio-baixo rio Xingú. Convênio MCT/MPEG/Camargo Corrêa/Odebrecht/Andrade Gutierrez/ Eletrobrás/Fidesa.Relatório Técnico, Belém. 384p.
- Parolin, P., 2001. Seed germination and early establishment of 12 tree species from nutrient-poor Central Amazonian floodplains. *Aquat. Bot.* 70, 89–103.
- Parolin, P., Junk, W.J., 2002. The effect of submergence on seed germination in trees from Amazonian floodplains. *Bol. Mus. Par.* 321–329. Emílio Goeldi Série Botânica 18/2.
- Pekel, J.F., Cottam, A., Gorelick, N., Belward, A.S., 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature* 540, 418–422. <https://doi.org/10.1038/nature20584>.
- Pezzuti, J.C.B., Carneiro, C., Mantovanelli, T., Garzón, B.R., 2018. Xingu, o rio que pulsa em nós: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu.
- Pezzuti, J., et al., 2024. Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia. *Perspect. Ecol. Conserv.*
- Piedade, M.T., Ferreira, C.S., Wittmann, A.D.O., Buckeridge, M., Parolin, P., 2010. Biochemistry of Amazonian Floodplain trees, in *Amazonian Floodplain Forests. In:*

- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. (Eds.), *Amazonian Floodplain Forests. Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management, Ecological Studies, vol 210*. Springer, Dordrecht, pp. 127–140.
- Pinto, R.M., Park, S., Miles, R., Ong, P.N., 2021. Community engagement in dissemination and implementation models: a narrative review. *Implement. Res. Pract.* 2, 263. <https://doi.org/10.1177/2633489520985305>.
- Resende, A.F., Schöngart, J., Streher, A.S., Ferreira-Ferreira, J., Piedade, M.T.F., Silva, T. S.F., 2019. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: the collateral effects of hydropower production. *Sci. Total Environ.* 659, 587–598. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.208>.
- Ribas, C., 2023. Escaping Darwin's shadow: how Alfred Russel Wallace inspires Indigenous researchers. *Nature* 613, 24–26. <https://doi.org/10.1038/d41586-022-04508-4>.
- Ritter, C.D., McCrate, G., Nilsson, R.H., Fearnside, P.M., Palme, U., Antonelli, A., 2017. Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: Challenges and prospects to assess biodiversity. *Biol. Conserv.* 206, 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.031>.
- Rizzo, R., Garcia, A.S., Vilela, V.M.F.N., Ballester, M.V.R., Neill, C., Victoria, D.C., Da Rocha, H.R., Coe, M.T., 2020. Land use changes in Southeastern Amazon and trends in rainfall and water yield of the Xingu River during 1976–2015. *Clim. Change* 162, 1419–1436. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02736-z>.
- Rocha, M., Assis, R.L., Piedade, M.T.F., Feitosa, Y.O., Householder, J.E., Lobo, G.S., Demarchi, L.O., Weiss, B., Quaresma, A.C., Ramos, J.F., Schöngart, J., Wittmann, F., 2019. Thirty years after Balbina Dam: Diversity and floristic composition of the downstream floodplain forest, Central Amazon, Brazil. *Ecohydrology* 12, e2144. <https://doi.org/10.1002/eco.2144>.
- Schöngart, J., Wittmann, F., Resende, A., Assahira, C., Lobo, G.S., Neves, J.R.D., Rocha, M., Mori, G.B., Quaresma, A.C., Demarchi, L.O., Weiss, B.A., Feitosa, Y.O., Costa, G.S., Feitoza, G.V., Durgante, F.M., Lopes, A., Trumbore, S.E., Silva, T.S.F., ter Steege, H., Val, A.L., Junk, W., Piedade, M.T.F., 2021. The shadow of the Balbina dam – a synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 1117–1135. <https://doi.org/10.1002/aqc.3526>.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923–1926. <https://doi.org/10.1126/science.1064397>.
- Vogt, N., Pinedo-Vasquez, M., Brondízio, E.S., Rabelo, G.F., Almeida, K.F.O., Riveiro, S., Peter, J., Deadman, P.J., Dou, Y., 2016. Local ecological knowledge and incremental adaptation to changing flood patterns in the Amazon delta. *Sustain. Sci.* 11, 611–623. <https://doi.org/10.1007/s11625-015-0352-2>.
- Weiss, B.W., Zuanon, J.A.S., Piedade, M.T.F., 2016. Viability of Seeds Consumed by Fishes in 2088 a Lowland Forest in the Brazilian Central Amazon. *Trop. Conserv. Sci.* 9, 1–2089. <https://doi.org/10.1177/1940082916676129>.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L., Silvano, R.A., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere Jr., M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeinghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Torrente Vilara, G., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., van Soesbergen, A., Sáenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>.
- Wirth, R., Meyer, S.T., Almeida, W.R., Araújo, M.V., Barbosa, V.S., Leal, I.R., 2007. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *J. Trop. Ecol.* 23, 501–505. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004266>.
- Wittmann, F., Junk, W.J., et al., 2016. The Amazon River basin. In: Finlayson, C.M., Milton, G.R., Prentice, R.C. (Eds.), *The wetland book II: distribution, description and conservation*. Springer, Heidelberg, Berlin, New York, pp. 1–20.
- Wittmann, F., Schöngart, J., Junk, W.J., et al., 2010. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. (Eds.), *Amazonian Floodplain Forests. Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management, Ecol. Stu. Vol. 210*. Springer, Dordrecht, pp. 61–102.
- Wittmann, F., Householder, J.E., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Demarchi, L.O., Quaresma, A.C., Junk, W.J., 2022. A review of the ecological and biogeographic differences of Amazonian floodplain forests. *Water* 14, 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>.

Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant as revealed by Indigenous and ribeirinho monitoring

Josiel Jacinto Pereira Juruna¹ | Raimundo da Cruz e Silva² | Orcylene Barbosa dos Reis³ | Amildon Moura Assunção⁴ | Anderson Sampaio da Silva¹ | Helio Bezerra da Silva⁵ | Jailson Jacinto Pereira Juruna⁶ | Josimary Abreu Nunes⁷ | Micaele Souza Santos Kleme⁸ | Paulo Passos Ferreira³ | Ronald Txakui Viana da Silva Juruna⁹ | Rosilene Sousa dos Santos² | Sara Rodrigues Lima⁴ | Sebastião Bezerra Lima⁴ | Tarukawa Juruna da Cruz Pereira¹ | Adriano Quaresma^{10,11} | Alexya Cunha de Queiroz¹² | André Oliveira Sawakuchi¹³ | Camila Cherem Ribas¹⁰ | Camila Duarte Ritter^{10,14}  | Cristiane Costa Carneiro¹⁵ | Eder Mileno Silva De Paula¹² | Gabriela Zuquim¹⁶ | Helena Palmquist¹² | Ingo Wahnfried¹⁷ | Jandessa Silva de Jesus¹⁸ | Janice Muriel-Cunha¹² | Jansen Zuanon²³ | Juarez Carlos Brito Pezzuti¹² | Marksuel Sandro Silva de Medeiros¹⁹ | Priscila F. M. Lopes^{20,21} | Thais Regina Mantovaneli²²

¹Aldeia Miratu, Paquiçamba Indigenous Land, Pará, Brazil

²Goianinho, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

³Bacajá, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

⁴Ilha da Baleia, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

⁵Nova Conquista, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

⁶Pupekuri Aldeia, Paquiçamba Indigenous Land, Pará, Brazil

⁷Maranhenses, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

⁸Novo Progresso, Volta Grande do Xingu, Pará, Brazil

⁹Furo Seco Aldeia, Paquiçamba Indigenous Land, Pará, Brazil

¹⁰National Institute for Amazonian Research, Manaus, Brazil

¹¹Karlsruhe Institute of Technology, Karlsruhe, Germany

¹²Federal University of Pará, Brazil

¹³University of São Paulo, São Paulo, Brazil

¹⁴Instituto Juruá, Manaus, Brazil

¹⁵Federal Public Prosecutor's Office, Pará, Brazil

¹⁶University of Turku, Turku, Finland

¹⁷Federal University of Amazonas, Manaus, Brazil

Abstract

Hydroelectric dams, once seen as clean and renewable energy sources, have been the subject of extensive research, particularly concerning their socioenvironmental impacts. The Belo Monte hydroelectric power plant (HPP) relies on the operation of 2 dams that divert water from a 130-km stretch of the Xingu River to generate energy. The dam has disrupted the seasonal flooding cycle (flood pulse) along the Volta Grande do Xingu (VGX) and created a reduced discharge condition analogous to a prolonged and extreme dry season in the watershed. Before the Belo Monte HPP, local communities relied on the highly diverse and abundant fish assemblage supported by seasonal flooding of the ecosystem. Local VGX residents sought partnerships and established the Independent Territorial Environmental Monitoring Program (MATI-VGX). Through this program, locals monitored fish spawning sites and fishing dynamics. This monitoring complemented and quantified local communities' perceptions about the environmental impacts caused by the Belo Monte HPP. The HPP was associated with a water discharge shortage that critically undermined the river's capacity to sustain vital ecosystem processes that support local people's lives. Drastic transformations of traditional lifestyles, shifts in fishing practices, and a significant decline in fishing yield occurred that jeopardized food sovereignty and security. The Belo Monte HPP environmental licensing process ignored local ecological knowledge and the vital links among the river's flood pulse, the aquatic and seasonally flooded ecosystems, and the traditional lifestyles of VGX residents. To ensure the ecological sustainability of the VGX, the Belo Monte HPP operation needs to change to support key spawning areas, maintain water discharge, avoid short-term water fluctuations, and emulate natural inter-annual discharge variability to mitigate flood pulse disruption. Local ecological knowledge should never be ignored in projects where local communities are the most affected. These communities should be central in decision-making regarding socioenvironmental impact assessment, mitigation, and monitoring.

¹⁸State Secretariat for Environment and Sustainability, Pará, Brazil

¹⁹Anapu City Hall, Pará, Brazil

²⁰Federal University of Rio Grande do Norte, Natal, Brazil

²¹University of Bucharest, Bucharest, Romania

²²Instituto Socioambiental, Altamira, Brazil

²³Senior Visiting Researcher at UNISANTA, Santos, Brazil

Correspondence

Camila Duarte Ritter, Instituto Juruá, R. Ajuricaba, 359 - Aleixo, Manaus - AM, 69083-020, Brazil.
Email: kmicaduarte@gmail.com

Article impact statement: Belo Monte water diversion caused enduring drought in Volta Grande do Xingu and negatively affected ecosystems and traditional livelihoods.

Funding information

Fundo CASA; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Grant/Award Numbers: INCT-Peixe, MCTIC/CNPq(grant405706/2022-7); German Federal Ministry of Education and Research, Grant/Award Numbers: BMBF, 16LC2025A; CLAMBIO consortium/BiodivERsA2019-2020COFUND Cal; Ford Foundation; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, Grant/Award Numbers: FAPESP - Iniciativa Amazônia +10, 2022/10323-0; Research Council of Finland, Grant/Award Number: CLAMBIO consortium/BiodivERsA 2019-2020 COFUND Cal; Instituto Socioambiental; Fundação Amazônia de Amparo à Estudos e Pesquisas do Estado do Pará, Grant/Award Numbers: FAPESPA-IniciativaAmazônia+10, 103/2023; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, Grant/Award Numbers: FAPEAM-IniciativaAmazônia+10, 023/2022.; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, Grant/Award Number: FAPEAMEdital007/2021-ChamadaInternacionalBiodiversa2019-2020

KEYWORDS

Belo Monte hydroelectric power plant, fishing productivity, Indigenous, ribeirinhos, socioenvironmental impacts, spawning, traditional communities

INTRODUCTION

The South American Monsoon System (e.g., Marengo et al., 2010) gives origin to a seasonal variation in water and sediment discharge of the large Amazonian rivers that generates a yearly flood pulse. This pulse supports the world's largest seasonally flooded environments (Junk et al., 1989). Seasonally flooded forests account for at least 9% of the Amazon basin (Hess et al., 2015) and host distinct fauna and flora, often endemic to these habitats (Myster, 2016; Ramalho et al., 2016). The yearly flood pulse, defined by rising, high, falling, and low water stages, is the primary determinant of ecological processes in these environments (Junk et al., 1989). Most trees of seasonally flooded forests synchronize their flowering and fruiting with the rising water stage, which is part of an ecological strategy that efficiently disperses propagules by water or animals (Gottsberger, 1978; Goulding, 1980). This hydrological synchrony in plant reproduction also provides fishes, chelonians, and other aquatic

animals with a rich and abundant food source. Many fish species migrate across freshwater habitats along their life cycle to reproduce, feed, and seek refuge (Goulding, 1980; Lucas et al., 2001a, 2001b). There is an important link between the timing of riverine water stages and species migrations, with reproduction as the primary driver. Fish species migrations are crucial for the ecological integrity of Amazonian ecosystems and to support Indigenous and *ribeirinho* (local river dwellers) communities, which are deeply dependent on river wildlife for subsistence and cultural survival (Begossi et al., 2018). Approximately 223 fish species perform freshwater migrations in the Amazon basin; the majority are categorized as lateral migrants (Herrera-R et al., 2024). Thus, the biological and ecological cycles of fishes and the phenology of the seasonally flooded forest are fine-tuned with the Amazonian flood pulse duration, amplitude, and predictability, which means that hydrological changes caused by anthropogenic interventions, such as river dams, will have negative cascading impacts that lead to disturbances in fishing and

fishing yield (e.g., Forsberg et al., 2017). These disturbances induce loss of important ecological relations (e.g., Correa et al., 2022) and disrupt ecosystem integrity (Pelicice et al., 2023).

Beyond being home to a unique segment of the Amazonia's biodiversity, seasonally flooded ecosystems sustain the traditional ways of life of Indigenous and ribeirinho populations, which are intricately synchronized with the river's annual discharge variation (Goulding et al., 1996; Jézéquel et al., 2020; Junk et al., 2020). However, the high discharge combined with the significant slope in some sectors of Amazonian rivers that drain the Central Brazil and Guianas plateaus is also conducive to the construction of large hydroelectric power plants (HPPs), such as the Belo Monte HPP. There are large, far-reaching, and interlinked impacts of damming Amazonian rivers. These dams disrupt the annual flood pulse and reduce hydrological connectivity (Bertassoli Jr. et al., 2021; Latrubesse et al., 2017; Lees et al., 2016; Pezzuti et al., 2024; Zuanon et al., 2019). Despite mounting evidence to the contrary (Bertassoli Jr. et al., 2021; de Araújo et al., 2024), hydropower is still widely regarded as a clean energy source. Run-of-the-river dams, in particular, are often perceived as less harmful (Chowdhury et al., 2024), even though numerous studies show they have substantial negative ecological and social impacts (Baird et al., 2025). However, impact assessment and monitoring of impacts, which in Brazil are carried out by the companies responsible for the construction or operation of hydropower complexes through third-party consultants that work for them, often under confidentiality rules, are inadequate and fail to account for impacts on the most affected ecosystems that depend on seasonal flooding (Martins et al., 2024; Ritter et al., 2017; RTAC/USAID RTACSA, 2020).

The disruptions in the natural riverine flooding patterns caused by dams have harsh social impacts, including the displacement of communities; loss of land, livelihoods, and cultural heritage; and heightened territorial conflicts and health problems (Mayer et al., 2023; Moran et al., 2018; Ribeiro & Morato, 2020; Schapper & Urban, 2021; Ty et al., 2023). The decline in fisheries activities and yield caused by altered community structures and functional traits of fish assemblages directly affects food sovereignty and security and economic stability for local human populations (Duponchelle et al., 2021; Reis et al., 2016; Santos et al., 2018). In addition, the feasibility of hydroelectric projects in rivers of eastern Amazonia, such as the Xingu, has been questioned due to predicted energy insecurity arising from intensified droughts caused by a combination of deforestation and climate change (Almeida et al., 2021; Legg, 2021; Prado Jr. et al., 2016; Stickler et al., 2013). In fact, during the historic droughts of 2023–2024, energy production of the Belo Monte HPP declined substantially because of the extreme water shortage in the Xingu River basin.

The Belo Monte HPP, operated by the Norte Energia consortium (<https://www.norteenergiasa.com.br/>), features a run-of-the-river design aimed at minimizing the main reservoir size. However, it stands out due to its unique configuration, which includes 2 dams. The first dam diverts a significant portion of the Xingu River's water to an off-channel reservoir (intermediate reservoir) that supplies water to the main powerhouse, located at the second dam (Figure 1). As a result, the

130-km stretch of the Xingu River between the 2 dams, known as the Volta Grande do Xingu (VGX), experiences reduced and disrupted water flow. The water flow is controlled by HPP operators. This operation follows two diversion flows (based on the monthly average of water discharge), referred to as A and B. These diversion flows, which significantly decrease the water flow at VGX (Pezzuti et al., 2018; Utsunomiya et al., 2024), create a hydrological condition akin to a permanent state of severe drought (Figure 2A). The operation of the Belo Monte HPP has violated the rights of Indigenous and ribeirinho populations and disregarded Brazil's National Water Resources Policy (https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm), which advocates for equitable water sharing. The licensing process failed to honor the right to free, prior, and informed consultation, as mandated by the Brazilian Federal Constitution (Article 231) and by the Convention 169 of the International Labour Organization, of which Brazil is signatory and which was ratified in 2002 and promulgated in 2004 (Decree 5051, published in 19 April 2004). Despite numerous environmental recommendations, many remain unfulfilled, and the Belo Monte HPP has continued to operate without an operation license since 2021.

The VGX region hosts endemic and high levels of biodiversity (Evers et al., 2019; Winemiller et al., 2016; Zuluaga-Gómez et al., 2016), which historically sustains and has been protected by local Indigenous and ribeirinho communities (Pezzuti et al., 2018; Zuanon et al., 2019). The construction and operation of the Belo Monte HPP imposed a sudden shift in the ecosystems and traditional lifestyles in VGX, causing conflicts between local communities and representatives of the Norte Energia. The essence of this conflict is the maintenance of VGX ecosystems versus maximization of energy production by the Belo Monte HPP. Water in the VGX is a crucial element in the way of life of Indigenous Peoples, such as the Juruna/Yudjá of the Paquiçamba Indigenous Land (IL), the Arara of the Arara of the VGX IL, and the Mebengokre-Xikrin of the Trincheira-Bacajá IL, and several ribeirinho communities. The biocultural diversity of the communities in the VGX is rooted in resilience and determination to defend and protect the river and its flood pulse. Indigenous and ribeirinho peoples share a profound connection with the Xingu River as a lifeline essential to their culture and subsistence and advocate for a more equitable water-sharing system that ensures the socioenvironmental conditions necessary for sustaining life in the VGX. The conflict has increased since November of 2019 with the installation of the last turbine, which allowed full operation of the Belo Monte HPP, and reached a new high in 2021, when, due to a national security law, the HPP started operating flow B without an operating license (Figures 2a & 3).

Since 2014, the Juruna/Yudjá people of the Paquiçamba IL, through the Associação Yudjá Miratu da VGX (AYMIX), have been denouncing the underestimation of the impacts of the operation of the Belo Monte HPP based on the independent production and analysis of socioenvironmental data (Pezzuti et al., 2018). The trade-off between energy generation and the conservation of socioecological systems has created an atmosphere of lack of trust in the official impact monitoring conducted by Norte Energia. This distrust triggered

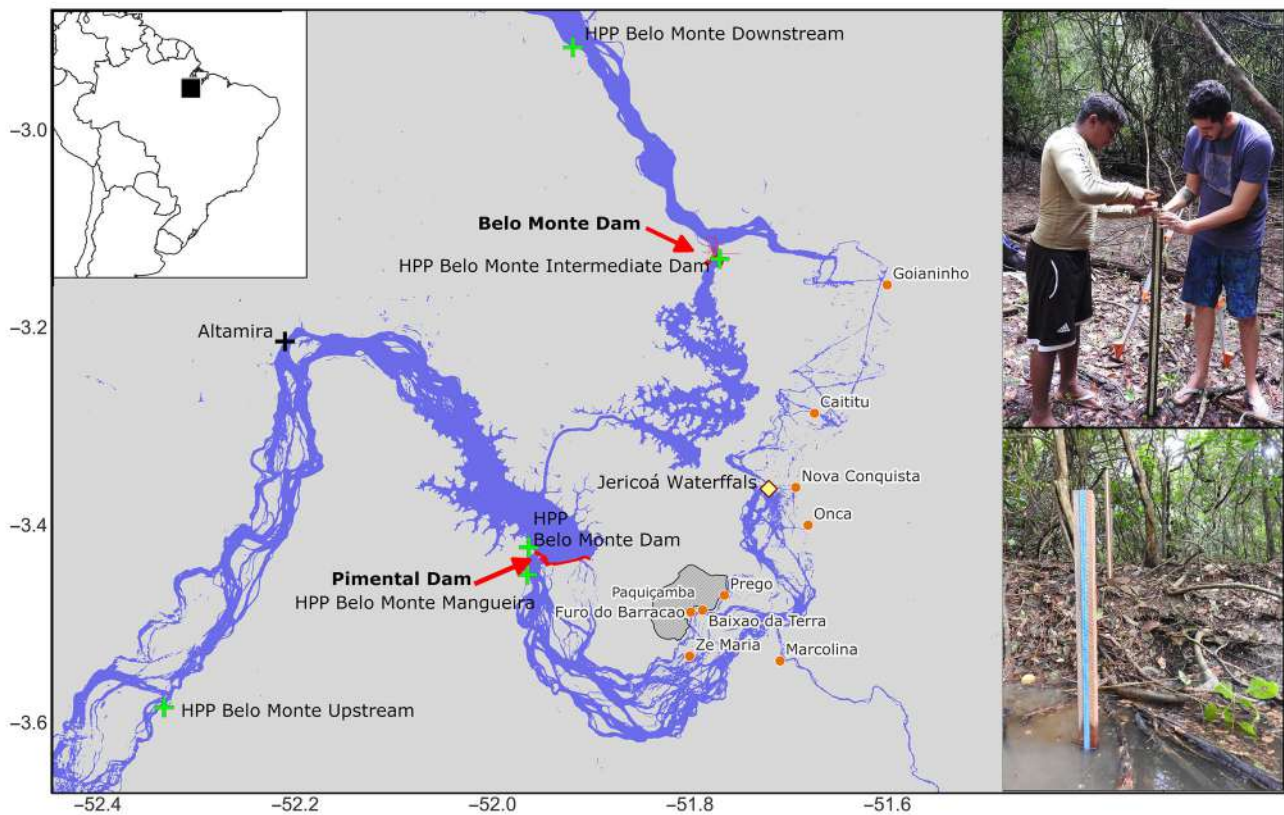


FIGURE 1 Location of the stations (black cross) monitored by the National Water Agency; stations monitored by Norte Energia (green crosses); the *piracemas* (the diverse and widespread seasonally flooded habitats that fish and other aquatic animals use, throughout their life cycle, to reproduce, seek shelter, and feed) (orange circles) monitored daily by MATI-VGX's (Independent Territorial Environmental Monitoring Program of Volta Grande do Xingu) Indigenous and *ribeirinho* (local river dwellers) researchers in the Volta Grande do Xingu and the Bacajá River (red lines, dams of the Belo Monte hydroelectric power plant [HPP]; yellow diamond, location of the Jericoá waterfall; map inset, location of the VGX in relation to Brazil); installation of the Zé Maria *piracema* water level gauge (above right); and water touching the second ruler of the Zé Maria Island Conventional *Piracema* Station (below right). *Source:* MapBiomias database, National Water and Sanitation Agency, and MATI-VGX data.

the expansion of the independent monitoring to include more Indigenous communities in the Paquiçamba IL and *ribeirinho* communities along the VGX. Local VGX inhabitants joined forces with academic researchers to form a unique collaborative and intercultural alliance in 2020: the Independent Territorial Environmental Monitoring of the VGX (MATI-VGX). This monitoring constitutes a unique data production capacity for impact assessment at the VGX, which demands spatially representative sampling of the complex and heterogeneous environment of the VGX and daily monitoring of coupled hydrological and ecological variables, which are underrepresented in Norte Energia monitoring programs.

We present the results obtained by the MATI-VGX on the monitoring of fish spawning sites and fishing dynamics, which complement and quantify local communities' perceptions of the environmental impacts caused by the Belo Monte HPP and reveal unforeseen ecosystem impacts. These results emphasize the fundamental role of local communities as protagonists in monitoring environmental impacts on their territories. This research, grounded in local knowledge and daily observations, offers an integrated view of the disruption to fishing practices, food security, and community life caused by the Belo Monte

HPP and provides important information for developing a water-sharing scheme that is less detrimental to socioecological systems.

MONITORING THE TIMING AND DURATION OF FLOODING AT FISH SPAWNING SITES

Piracemas are sites in the diverse and widespread seasonally flooded habitats that fish and other aquatic animals use throughout their life cycle to reproduce, seek shelter, and feed. Thus, the term *piracema*, which usually refers to the movement of fish upriver to reproduce in the headwaters, is also understood in the Xingu as a biocultural landscape and territory. These seasonally flooded habitats are where VGX fishers fish throughout their lives, and where they learn and teach their children traditional fishing techniques. The fishers monitor the *piracemas*, usually the ones closest to their homes or where they find the most prized fish.

Monitoring the timing, duration, and magnitude of flooding in *piracemas* in terms of operational discharge variations

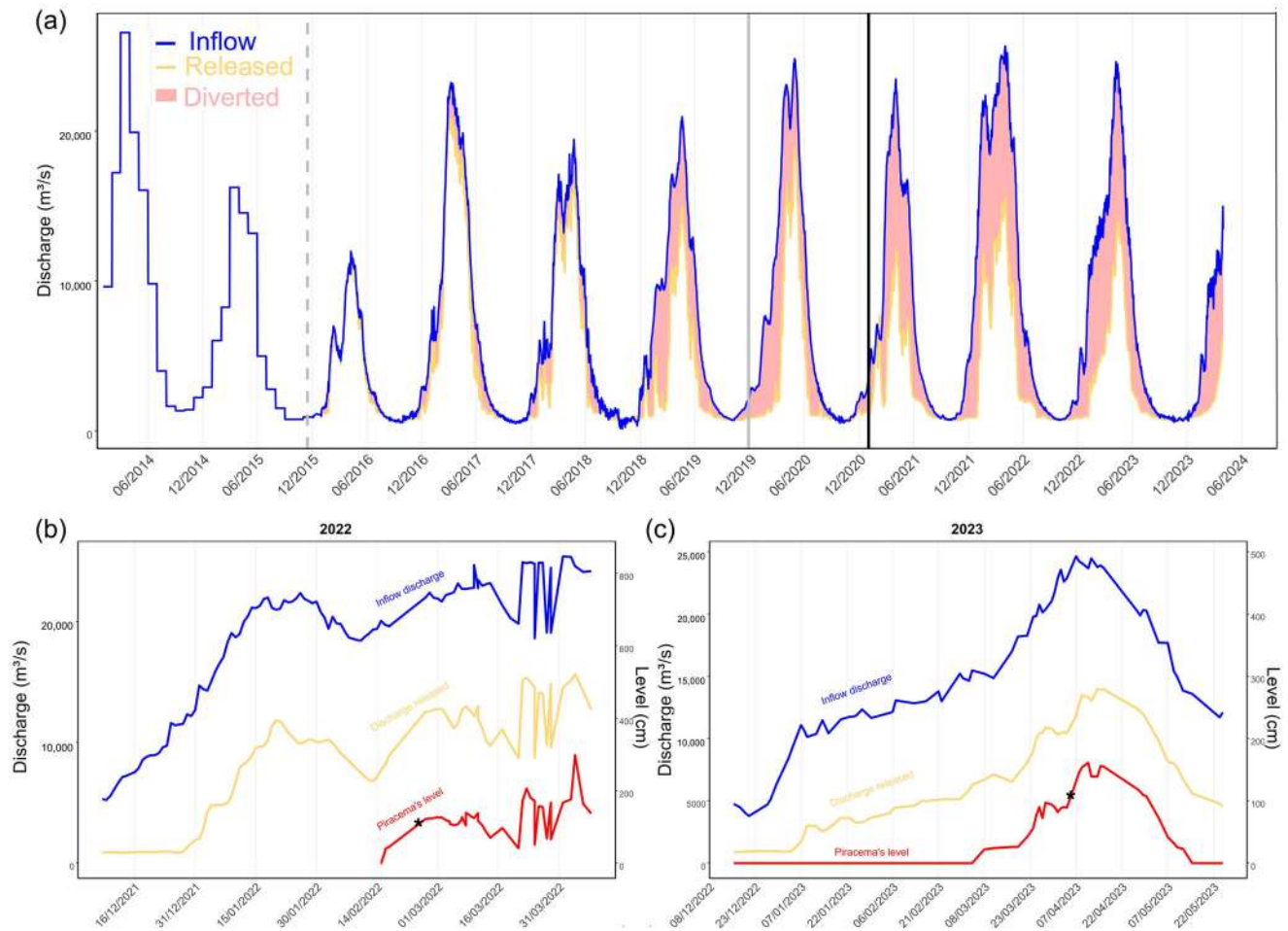


FIGURE 2 Natural (inflow) discharge and released discharge in the Volta Grande do Xingu region: (a) inflow and released discharge since the construction of the Belo Monte hydroelectric power plant (HPP) (red shading, water diverted for energy generation; vertical gray dashed line, time of river damming in 2015; solid gray line, installation of the last turbine in 2019; solid black line, start operating of flow B without an operating license) and inflow and released discharge and water level (red) at the Zé Maria *piracema* (the diverse and widespread seasonally flooded habitats that fish and other aquatic animals use, throughout their life cycle, to reproduce, seek shelter, and feed) site in the Miratu Community from (b) February to March 2022 and (c) December 2022 to May 2023 (star, water level required for fish to enter the *piracema*).

is challenging because the water flows over a complex array of channels along the VGX. The Brazilian National Water Agency (ANA) and Norte Energia have fluviometric monitoring stations along the Xingu River (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/mapa>), but they are spatially restricted in the VGX (Figure 1). Independent monitoring of the *piracemas* began in 2021 with the installation of water level gauges to monitor daily flooding of the Zé Maria Island *piracema*, near the Miratu Community (Paquiçamba IL). In the following years, other water level gauges were installed in 8 additional *piracema* locations with different environmental characteristics (Appendix S8). The water gauge measurements aimed to detect the timing of the onset and duration of flooding of specific *piracemas*; the minimum water level allowing hydrological connectivity needed for fish to enter the *piracema*; and the water level at which spawning should occur (detailed methods description in Appendix S1).

Local Indigenous and *ribeirinho* researchers selected *piracema* sites for monitoring, and monitoring stations were

built strictly following the protocol used for water level monitoring adopted by ANA (Appendices S1 & S6). The minimum water level at which fish enter each *piracema* and the water level at which spawning occurs were determined based on direct field observations by the Indigenous and *ribeirinho* researchers. The data obtained showed that the onset of flooding of VGX *piracemas* was delayed by 1–4 months due to the discharge reduction from the Belo Monte HPP (Figure 2; Appendices S2–S5). This hydrological perturbation is preventing fish spawning and thus other reproductive stages that guarantee recruitment.

For example, fish entered the Zé Maria island *piracema* when the water column reached at least 103 cm from the bottom surface, which corresponds to a discharge of approximately $13,000 \text{ m}^3/\text{s}$ at the VGX, reached in December at the Xingu dam outflow. The MATI-VGX monitoring showed that, due to the diversion of water and consequent reduction of discharge at the VGX, the water level necessary to allow fish spawning was reached only at least 3 months later. In 2022, this flood-

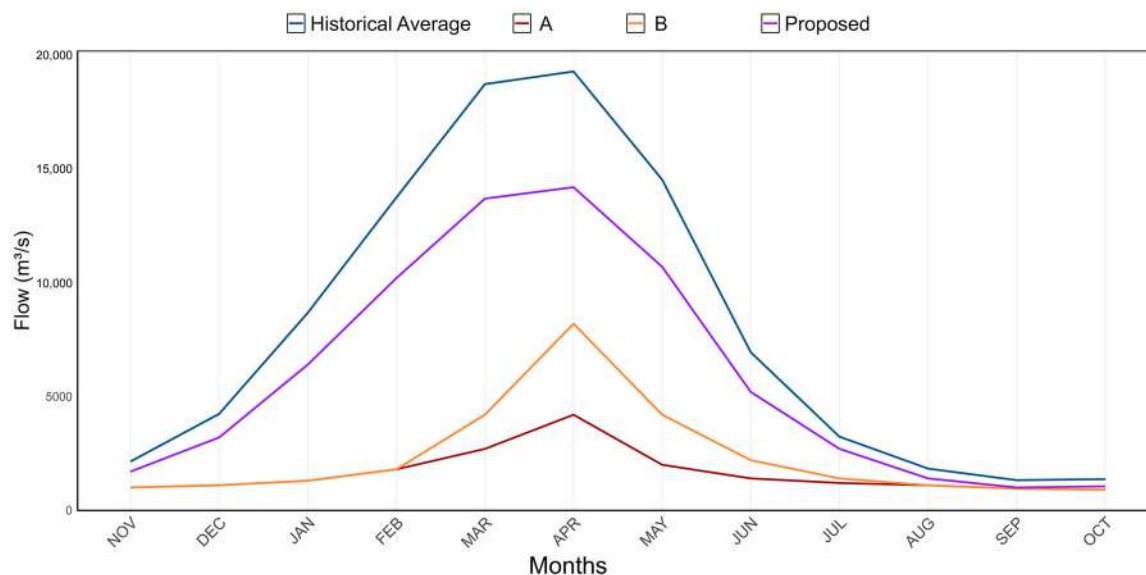


FIGURE 3 The median monthly water flow historically (1971–2019) of the Volta Grande do Xingu, flows proposed by Norte Energia (A and B), and the flow proposed by MATI-VGX (Independent Territorial Environmental Monitoring Program of Volta Grande do Xingu).

ing level in the Zé Maria island piracema was reached only on 24 February. In 2023, it happened 5 months later on 5 April (Figure 2).

The natural onset of flooding in the seasonally flooded habitats of the Xingu River occurs in November as a result of the South American monsoon activity (Marengo et al., 2010). This is crucial to trigger the environmental signals for fish spawning starting in December. The delay documented by the MATI-VGX monitoring hindered spawning completely or lead to the death of fish eggs and larvae due to insufficient flooding, food, and shelter. Furthermore, due to the delayed flooding, the fruits produced by trees in the seasonally flooded forests fell before flooding began and thus did not reach the water and failed to disperse and feed aquatic fauna (mostly fishes and turtles) (Quaresma et al., 2025). Thus, the water discharge diverted to fuel the Belo Monte HPP energy generation promoted a severe impact on fish reproduction, feeding, and life cycles along the VGX and had predictable impacts on fish recruitment and fisheries yields in the following years (Forsberg et al., 2017). Studies in other natural river systems confirm the importance of flooding for aquatic productivity and fisheries (Castello et al., 2015; Correa et al., 2025; Isaac et al., 2016).

IMPACTS OF THE BELO MONTE HPP ON FISHING DYNAMICS

Based on local communities' knowledge and perceptions of the changes in fishing dynamics at the VGX since starting the Belo Monte HPP operation, MATI-VGX has gathered data with methods compatible with the fishing monitoring performed by Norte Energia (Isaac et al., 2008). We compared MATI-VGX data collected from 2020 to 2023 (after full operation of HPP began) with fishing data collected by Norte Energia from 2001 to 2008 (before HPP construction) (Isaac et al., 2008). Using

fishing schedules (i.e., form used to record species, weight, number of fishers, gear used, and other fishing details for monitoring purposes [Appendix S7]) (detailed methods in Appendix S1), MATI-VGX focused on catch per unit effort (CPUE) values as the main indicator, which they calculated by dividing the amount of fish caught (in kilograms) by fishing effort (number of fishers per day). Thus, the higher the CPUE index, the higher the food provision and income associated with fishing activity at that time.

There was a marked decrease in fishing yield during the rising, high, falling, and low water stages after water diversion relative to before diversion (Table 1). The MATI-VGX data showed a significant difference between the water stages ($\chi^2 = 16.52$, $p < 0.001$), although only the high water stage was different from the other stages (Table 1). Significant changes were observed in the frequencies of use of boat types and fishing gear, showing adaptations to environmental changes, particularly the reduction in the discharge of the VGX and the lower abundance of fish (Appendix S9). Before the Xingu water diversion, there were significant differences in productivity among the 3 types of boats assessed. *Voadeiras* (speed boats with more powerful outboard motors) had the highest productivity and paddling canoes the lowest. In contrast, the data collected by MATI-VGX showed that *rabetas* (long-tail boat with exposed engine) had the highest productivity ($\chi^2 = 26.416$, $p < 0.001$), although the frequency of use of *rabetas* decreased from 75% to 46% and paddling canoes increased from 7% to 41% (Appendix S9). *Voadeiras* recorded lower performance than paddling canoes (Appendix S9). This change was related to the discharge reduction in the VGX because the use of motorboats was hampered in shallow areas, if not prevented. This impact was also evident in the need to use more than one type of tool to move around on some occasions, such as paddles and sticks in motorboats and *rabetas* (Appendix S9).

TABLE 1 Average catch per unit effort (CPUE) by period in the hydrological cycle in Volta Grande do Xingu before and after activation of Belo Monte hydroelectric power plant.

Period	2001–2008 (before dam)					2020–2023 (after dam)				
	CPUE (kg/fisher/day)	#	SD	Median	Difference	CPUE (kg/fisher/day)	#	SD	Median	Difference
Dry	13.53	148	12.2	10	A	4.89	158	4.525	3.47	A
Rising	7.54	83	9.037	6	C	4.49	141	3.806	3.34	A
Flood	10.4	536	11.611	7.5	B	3.28	116	2.752	2.41	B
Falling	12.14	298	14.388	8.33	B	5.42	109	6.156	3.40	A
All	11.1	1065	12.442	8		4.53	524	4.480	3.12	

Note: Data are from the *Environmental Diagnosis of the Belo Monte HPP—Middle and Lower Xingu River* (CTIOFAUNA AND PESCA). The 2020–2023 data were collected in the communities of Yapukaka (Furo Seco), Lakarika, Miratu, and Paquigamba as part of MATI-VGX (Independent Territorial Environmental Monitoring Program of Volta Grande do Xingu). Differences computed using multiple comparison tests. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

Hook and line was the most used fishing gear in catches by the commercial fleet from Altamira (the main city in the area affected by the Belo Monte HPP) before damming (2001–2008) and accounted for 47% of landings, whereas gillnets accounted for 22%. This pattern was reversed after water diversion (2020–2023); use of gillnets increased to 47%, and use of hook and line declined to 35% (Appendix S10). There was a significant increase in the use of other fishing gear, which accounted for 16% of all fishing records. There were differences in CPUE values between fishing gears before damming (log CPUE: $F = 19.15$, $p < 0.0001$) (Appendix S10). After water diversion (2020–2023), there was also a significant difference (log CPUE: $F = 27.89$, $p < 0.0001$) and a drop in overall yield. Average CPUE was 6.29 kg fishers·day⁻¹ with gillnets and 16 kg fishers·day⁻¹ before damming (Appendix S10).

The differences in fishing yield among the monitored communities indicated unequal impacts; the Furo Seco Community was the most affected (Appendix S11). Analysis of catches by fish species revealed changes in the composition of catches. For example, catches of tucunaré (peacock bass [*Cicbla* spp.]) declined notably (Table 2). Before the construction of the Belo Monte HPP, CPUE data by species and river stretch were not collected. Data on average mass landed in Altamira, however, were collected, which made comparisons difficult. The before damming data we used refer to commercial fishing (i.e., catch for sale in the cities of region), an activity that was practically eliminated in the VGX after the Belo Monte HPP became operative. Before the dam, catches were composed of tucunaré (29%), aracu or piau (Anostomidae, mainly *Leporinus* spp.) (20%), and pescada (*Plagioscion* spp.) (20%), followed by species of pacu (Myleinae, Serrasalminae) (13%) and curimatá (*Prochilodus nigricans*) (8.5%), and non-native species, such as pirarucu (*Arapaima gigas*) (Isaac et al., 2008). In the MATI-VGX data (2020–2023), the tucunaré accounted for only 5.5% of catches. The average catch mass contrasted sharply among fish species. For example, pescada were on average almost 100 kg before the dam, whereas their average mass was 1.66 kg after damming. A similar situation occurred with curimatá, which decreased from 68 kg before the dam to 5.4 kg after the Belo Monte HPP began operation (Table 2). The consequences of these changes strikingly affected the food sovereignty of all VGX families, and the effects were spread in other areas directly and indirectly influenced by the Belo Monte HPP. Lopes et al. (2024) showed an overall decline of 58.5% in fish consumption, although their analysis was not restricted to the VGX.

INTEGRATION OF MATI-VGX FINDINGS TO SUPPORT A NEW WATER-SHARING FRAMEWORK FOR THE SURVIVAL OF THE SOCIOECOLOGICAL SYSTEM

The decrease in fish reproduction in the piracemas documented by MATI-VGX from 2022 and 2023 affects areas that previously attracted many species of high socioenvironmental importance. Besides the immediate impacts on local fisheries and food security, the lack of spawning in the piracemas indicates current and future negative impacts on the diversity and

TABLE 2 Number of fishes (*n*) and average capture per fishing trip for the main species landed in Altamira and comparison with catches after Belo Monte dam was activated.

Species	2001–2008 (before dam)			2020–2023 (after dam)		
	<i>n</i>	Capture (kg)	CI	<i>n</i>	Capture (kg)	SD
Aracu and Piau	1617	51.04	6.31	662	1.63	1.9
Ariduia	104	60.95	17.64	275	2.35	2.73
Curimatá	526	68.04	6.21	1465	5.40	7.48
Fidalgo	189	45.67	7.18	42	1.24	0.67
Fillhote	28	90.19	57.15			
Flecheira	23	92.17	62.74	120	0.51	0.37
Pacus	1617	34.15	4.34	4314	3.09	3.69
Pescada	834	98.95	11.32	290	1.66	1.59
Pirarucu	10	64.9	20.91			
Surubim	170	41.3	12.86	27	1.83	1.11
Trairão	59	42.74	13.38	7	2.74	1.77
Tucunaré	1617	76.03	8.32	583	2.29	2.16

Note. Scientific names in Appendix S13.

abundance of fish populations, potentially affecting the entire aquatic trophic chain, human livelihoods, and the traditional culture.

Deterioration of aquatic and seasonally flooded ecosystems and reduction of food availability may have also made fish more vulnerable to diseases, as evidenced by the increase in the number of sick, contaminated, wormy fish (our observations) and the appearance of fish with spinal deformities (Karling et al., 2013; Lahun et al., 2023; Palm, 2011), a phenomenon already documented for the VGX (Montag et al., 2023). The decrease in the quantity of fish prompts increased fishing efforts. Gillnet mesh size is now smaller, and more time is spent fishing to obtain outcomes that were regularly obtained before the construction of the Belo Monte HPP. For example, in the past, there were piracemas where it was possible to catch fish with arrows. This is not possible anymore because these places are not even flooded during piracema's periods (our observations). We have also observed a drastic reduction in the number of frugivorous fish (Table 2), which probably resulted from the lack of flooding of riparian forests (Correa et al., 2025).

The observation that fish, such as pacus (Myleinae), jaraqui, and ariduia (*Semaprochilodus* spp.), reproduction in the piracemas is becoming increasingly scarce indicates that their reproductive cycle has been disrupted locally. Combined with a lack of food for the fish and an increase in diseases, this disturbance probably explains the general decline in fish populations and fishing yields in the region. This situation is similar to that reported by Keppeler et al. (2022), who found significant reductions in fish abundance, richness, and functional diversity in the VGX 5 years after the Belo Monte HPP became operative, and found in other studies conducted in other rivers impounded by HPPs (Agostinho et al., 2008; Pyron et al., 1998). The decrease in the quantity and quality of fish not only affects the communities' animal protein source, impairing food sovereignty and security, but also has significant economic impacts. Fishers who traditionally relied on fishing for subsistence and income face

increasing challenges. Sick and wormy fish are not attractive for consumption and sale, resulting in financial losses. The perception of the imminent local extinction of fish, such as the fidalgo, and the significant decline in the abundance of, for example, pacus and ariduia raises concerns about the sustainability of fishing activities in the region. The challenge of finding fish for consumption has become an arduous task, and traditional fishing strategies have become ineffective in the face of environmental transformations, as one can see from the significant and continuous increase in the use of gillnets.

The MATI-VGX results showed strong and overlooked impacts on ecosystem processes caused by water discharge reduction and disruption of duration and amplitude of the flood pulse at the VGX. These impacts need urgent mitigation to preserve local sociobiodiversity. We suggest that a provisional flow regime be applied while further studies are carried out (Figure 3; Appendix S12). The provisional solution should be based on data on water level, fish spawning, fishing dynamics, and local knowledge about specific locations and periods of spawning. To maintain some ecological sustainability for the VGX ecosystem, the operation of the Belo Monte HPP must adhere to all the criteria below to restore a flooding cycle that resembles the natural flood pulse. To minimally preserve the unique socioecological system at the VGX, it is necessary to develop a new water-sharing scheme guided by the following criteria.

Predictability of water rise and fall in the VGX

The timing and rate of raising and falling water levels must be maintained according to the natural upstream discharge to keep the flood pulse in synchrony with the regional climate. The historical discharge time series (1971–2019) for the Xingu River shows that water starts to rise in November, reaches a peak in April–May, and stops falling until August. The lowest water levels usually occur in September. The flooding of the seasonally

flooded forest from December to February is critical to allow fish reproduction in piracemas and for aquatic animals to find a rich supply of food. However, the average discharge and discharge rate increase for these months in the diverted flow used and intended to be used by Norte Energia, B and A, respectively, are unsuitable for maintaining ecological processes in the seasonally flooded forests. The flooding rate driven by rainfall patterns in these months is essential for natural fish reproduction cycles to occur because the gradual increase in the river level triggers spawning at the piracemas along the VGX.

Upstream discharge and fish migration

Elimination of upstream barriers to fish migration through water discharge should be considered. This includes consideration of the backwater effects in the small rivers and tributaries of VGX. In this case, the VGX discharge needs to be synchronized with the annual rainfall pattern in tributary watersheds, which also relies on the dynamics of the South American Monsoon System and its interannual variability.

Flooding synchrony with fruiting periods

The flooding of at least part of the seasonally flooded forest should be concurrent with the fruiting period of the trees of the ecosystem, as happened before the dam. Thus, at least part of the fruit would fall into the water and serve as food for the aquatic fauna, which in turn disperses seeds and contributes to the regeneration of the flooded habitats (Correa et al., 2025; Quaresma et al., 2025). Seasonal flooding is also critical for the sarobal, a specific type of vegetation that is proportionally smaller than seasonally flooded forests and develops on rock and sand riverbeds at lower flood levels. This vegetation relies on a flooding period long enough to maintain its viability, and it is an essential resource for aquatic fauna at the beginning of the rising water stage.

Falling water stage and fish development

The falling water stage after the flood peak should follow upstream discharge rate and have its duration determined by watershed rainfall. After spawning, at least 3 months are needed for fish to develop in inundated seasonally flooded habitats, whose early drying leads to loss of connectivity with river channels and the consequent death of the developing fish due to desiccation or more intense predation than usual.

Discharge variation and hydropеaking effects

The VGX discharge variation needs to be proportional to the natural upstream discharge variation to sustain fish reproduction. As currently applied, monthly discharge means allowing large discharge variation in each month, disrupting the natural

cycle of flooding and leading to operational hydropеaks. Fish spawn once the river reaches certain water levels in different parts of the VGX. Thus, abrupt drops in water level during the process can dry out spawning sites, hindering the survival of eggs and larvae, and interfere with feeding patterns.

Interannual rainfall variability and habitat dynamics

Interannual rainfall variability should be represented in the VGX discharge. This is important to keep the habitat diversity, dimension, and dynamism across VGX. The suppression of the interannual discharge variability can favor the expansion of specific habitats and the suppression of others. The reduction of peak discharge, for example, can induce sediment accumulation in channels and thus reduce hydrological connectivity and flowing-water environments.

To fully apply all of the criteria above, we recommend establishing a multidisciplinary working group, which includes local community representatives, tasked with designing and verifying water-sharing schemes that balance the viability of VGX's ecosystems, the traditional ways of life of the Indigenous and ribeirinho communities, and energy production. Historical hydrological data and climate change projections suggest a trend of reduced water availability in the Xingu watershed (e.g., Lucas et al., 2021; Luiz-Silva et al., 2022). Hence, this working group should also assess the impact of interannual climate variability and climate change on the Xingu River. This necessitates continuous monitoring of the effects of reduced discharge to guide periodic revisions to the water-sharing scheme.

CONCLUSION

The true magnitude of the ongoing impacts of the Belo Monte HPP on the VGX region has been revealed only through the initiative of local communities, who started an independent monitoring program of their territories. This was driven by the perceived disconnection between the official monitoring conducted by Norte Energia and the communities' daily experiences, perceptions, and changes in livelihoods. The situation at VGX highlights the underestimation of HPP impacts in megadiverse regions, such as Amazonia, where ecosystems are intricately linked to seasonal hydrological cycles.

To protect the ecological processes and the biocultural landscapes in VGX, it is essential to adopt a strongly precautionary approach by implementing a provisional flow regime while further studies are conducted by a multidisciplinary working group that includes local community representatives to establish socioecological flow regimes. Such flows are necessary to balance the needs of the ecosystems, the traditional ways of life of the Indigenous and ribeirinho communities, and the production of energy by the Belo Monte HPP. Periodic revisions of flow regimes are needed that consider current trends and future scenarios of declining water availability in the Xingu basin due to climate change and deforestation.

ACKNOWLEDGMENTS

We acknowledge financial support from the project Water Sharing and Resilience of a Unique Socio-Ecological System in the Volta Grande do Xingu (Iniciativa Amazônia+10 - FAPESP grant 2022/10323-0; FAPEAM Resolução 023/2022; FAPESP grant 103/2023); CNPq (grants 307179/2021-4 and 314860/2023-1); Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Peixes, funded by MCTIC/CNPq - grant 405706/2022-7); Ford Foundation; Fundo CASA; Academy of Finland; Instituto Socioambiental; Clambio consortium and the Biodiversa 2019–2020 Joint COFUND Call on Biodiversity and Climate Change; Romanian Ministry of Research, Innovation and Digitalization (760054 - JUST4MPA, PNRR-III-C9-2022-I8); and German Federal Ministry of Education and Research—BMBF (16LC2025A).

ORCID

Camila Duarte Ritter  <https://orcid.org/0000-0002-3371-7425>

REFERENCES

- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, *68*, 1119–1132.
- Almeida, R. M., Fleischmann, A. S., Brêda, J. P., Cardoso, D. S., Angarita, H., Collischonn, W., Forsberg, B., García-Villacorta, R., Hamilton, S. K., & Hannam, P. M. (2021). Climate change may impair electricity generation and economic viability of future Amazon hydropower. *Global Environmental Change*, *71*, Article 102383.
- Baird, I. G., Ziegler, A. D., Fearnside, P. M., Pineda, A., Sages, G., Strube, J., Thomas, K. A., Schmutz, S., Greimel, F., & Hayes, D. S. (2025). Ruin-of-the-rivers? A global review of run-of-the-river dams. *Environmental Management*, *75*, 175–190.
- Begossi, A., Salivonchik, S. V., Hallwass, G., Hanazaki, N., Lopes, P. F. M., Silvano, R. A. M., Dumaresq, D., & Pittock, J. (2018). Fish consumption on the Amazon: A review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian Journal of Biology*, *79*, 345–357.
- Bertassoli, D. J., Jr., Sawakuchi, H. O., de Araújo, K. R., de Camargo, M. G., Alem, V. A., Pereira, T. S., Krusche, A. V., Bastviken, D., Richey, J. E., & Sawakuchi, A. O. (2021). How green can Amazon hydropower be? Net carbon emission from the largest hydropower plant in Amazonia. *Science Advances*, *7*, Article eabe1470.
- Castello, L., Isaac, V. J., & Thapa, R. (2015). Flood pulse effects on multi-species fishery yields in the Lower Amazon. *Royal Society Open Science*, *2*, Article 150299.
- Chowdhury, A. K., Wild, T., Zhang, Y., Binsted, M., Iyer, G., Kim, S. H., & Lamontagne, J. (2024). Hydropower expansion in eco-sensitive river basins under global energy-economic change. *Nature Sustainability*, *7*, 213–222.
- Correa, S. B., Coronado-Franco, K. V., Jézéquel, C., Cantarute Rodrigues, A., Evans, K. O., Granger, J. J., Ter Steege, H., Leão do Amaral, I., de Souza Coelho, L., & Wittmann, F. (2025). Floodplain forests drive fruit-eating fish diversity at the Amazon Basin-scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *122*, Article e2414416122.
- Correa, S. B., Van Der Sleen, P., Siddiqui, S. F., Bogotá-Gregory, J. D., Arantes, C. C., Barnett, A. A., Couto, T. B., Goulding, M., & Anderson, E. P. (2022). Biotic indicators for ecological state change in Amazonian floodplains. *Bioscience*, *72*, 753–768.
- de Araújo, K. R., Sawakuchi, H. O., Bertassoli, D. J., Jr., Bastviken, D., Pereira, T. S., & Sawakuchi, A. O. (2024). Operational effects on aquatic carbon dioxide and methane emissions from the Belo Monte hydropower plant in the Xingu River, eastern Amazonia. *Science of The Total Environment*, *946*, Article 174100.
- de Assis Montag, L. F., Peixoto, L. A. W., Seabra, L. B., Gonçalves, L. A. B., Lobato, C. M. C., Mendonça, M. B., Begot, T. O., Prata, E. G., & Freitas, T. M. D. S. (2023). First record of spinal deformity in the South American silver croaker *Plagioscion squamosissimus* (Eupercaria: Sciaenidae) in the Xingu River, Brazil. *Fishes*, *8*, Article 363.
- de Melo Martins, G., Menger, J., de Melo, T. N., & Ribas, C. C. (2024). Impacts of large dams on Amazonian floodplain bird communities. *Biotropica*, *56*(4), Article e13351.
- Duponchelle, F., Isaac, V. J., Doria, C., Damme, P. A. V., Herrera-r, G. A., Anderson, E. P., Cruz, R. E. A., Hauser, M., Hermann, T. W., & Agudelo, E. (2021). Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *31*, 1087–1105.
- Evers, H.-G., Pinnegar, J. K., & Taylor, M. I. (2019). Where are they all from?—Sources and sustainability in the ornamental freshwater fish trade. *Journal of Fish Biology*, *94*, 909–916.
- Forsberg, B. R., Melack, J. M., Dunne, T., Barthem, R. B., Goulding, M., Paiva, R. C., Sorribas, M. V., Silva, U. L., Jr., & Weisser, S. (2017). The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS ONE*, *12*, Article e0182254.
- Gottsberger, G. (1978). Seed dispersal by fish in the inundated regions of Humaita, Amazonia. *Biotropica*, *10*(3), 170–183.
- Goulding, M. (1980). *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian natural history*. University of California Press.
- Goulding, M., Smith, N. J., & Mahar, D. J. (1996). *Floods of fortune: Ecology and economy along the Amazon*. Columbia University Press.
- Herrera-R, G. A., Heilpern, S. A., Couto, T. B., Victoria-Lacy, L., Duponchelle, F., Correa, S. B., Farah-Pérez, A., López-Casas, S., Cañas-Alva, C. M., & Doria, C. R. (2024). A synthesis of the diversity of freshwater fish migrations in the Amazon basin. *Fish and Fisheries*, *25*, 114–133.
- Hess, L. L., Melack, J. M., Affonso, A. G., Barbosa, C., Gastil-Buhl, M., & Novo, E. (2015). Wetlands of the lowland Amazon basin: Extent, vegetative cover, and dual-season inundated area as mapped with JERS-1 synthetic aperture radar. *Wetlands*, *35*, 745–756.
- Isaac, V., Zorro, M., & Sarpedonti, V. (2008). *Diagnóstico ambiental da AHE-Belo Monte – Médio e Baixo Rio Xingu – Ictiofauna e pesca*. Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará.
- Isaac, V. J., Castello, L., Santos, P. R. B., & Ruffino, M. L. (2016). Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. *Fisheries Research*, *183*, 352–359.
- Jézéquel, C., Tedesco, P. A., Bigorne, R., Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega, H., Hidalgo, M., Martens, K., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., & Acosta, A. (2020). A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Scientific Data*, *7*, Article 96.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, *106*(1), 110–127.
- Junk, W. J., Wittmann, F., Schöngart, J., Piedade, M. T. F., & da Cunha, C. N. (2020). Large rivers and their floodplains: Structures, functions, evolutionary traits and management with special reference to the Brazilian rivers. In A. Gupta, O. Slaymaker, & W. J. Junk (Eds.), *Introducing large rivers* (pp. 55–101). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118451410.ch5>
- Karling, L. C., Isaac, A., Affonso, I. P., Takemoto, R. M., & Pavanelli, G. C. (2013). The impact of a dam on the helminth fauna and health of a neotropical fish species *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) from the upper Paraná River, Brazil. *Journal of Helminthology*, *87*, 245–251.
- Keppeler, F. W., Andrade, M. C., Trindade, P. A., Sousa, L. M., Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Jensen, O. P., & Giarrizzo, T. (2022). Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. *Science of the Total Environment*, *838*, Article 155951.
- Latrubesse, E. M., Arima, E. Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V. R., d'Horta, F. M., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., & Baker, P. A. (2017). Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*, *546*, 363–369.
- Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, *25*, 451–466.
- Legg, S. (2021). IPCC, 2021: Climate Change 2021 – The physical science basis. *Interaction*, *49*, 44–45.
- Lehun, A. L., Duarte, G. S., & Takemoto, R. M. (2023). Nematodes as indicators of environmental changes in a river with different levels of anthropogenic impact. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, *95*, Article e20200307.

- Lopes, P. F., Cousido-Rocha, M., Silva, M. R., Carneiro, C. C., Pezzuti, J. C., Martins, E. G., De Paula, E. M., Begossi, A., & Pennino, M. G. (2024). Droughts and controlled rivers: How Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environmental Conservation*, *51*, 27–35.
- Lucas, E. W. M., de Sousa, F., dos Santos Silva, F. D., da Rocha Júnior, R. L., Pinto, D. D. C., & da Silva, V. (2021). Trends in climate extreme indices assessed in the Xingu river basin-Brazilian Amazon. *Weather and Climate Extremes*, *31*, Article 100306.
- Lucas, M., Baras, E., Thom, T., Duncan, A., & Slavik, O. (2001a). Types of migration. In M. Lucas & E. Baras (Eds.), *Migration of freshwater fishes* (pp. 66–92). Wiley.
- Lucas, M., Baras, E., Thom, T., Duncan, N., & Slavik, O. (2001b). Taxonomic analysis of migration in freshwater fishes. In M. Lucas & E. Baras (Eds.), *Migration of freshwater fishes* (pp. 137–229). Wiley.
- Luiz-Silva, W., Regoto, P., de Vasconcellos, C. F., Garcia, K. C., & Guimarães, F. B. F. (2022). A comprehensive analysis of observed and projected climate extremes of temperature and precipitation in Belo Monte Hydropower Plant-eastern Amazon, Brazil. *International Journal of Climatology*, *42*(16), 9710–9729.
- Marengo, J. A., Liebmann, B., Grimm, A., Misra, V., Silva Dias, P. L., Cavalcanti, I., Carvalho, L. M. V., Berbery, E., Ambrizzi, T., & Vera, C. S. (2010). Recent developments on the South American monsoon system. *International Journal of Climatology*, *32*(1), 1–21.
- Mayer, A., Cavallini Johansen, I., Lopez, M. C., Paes de Souza, M., & Moran, E. F. (2023). Large hydropower projects increase stress despite compensation efforts: Evidence from the Brazilian Amazon. *PLoS ONE*, *18*, Article e0284760.
- Moran, E. F., Lopez, M. C., Moore, N., Müller, N., & Hyndman, D. W. (2018). Sustainable hydropower in the 21st century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *115*, 11891–11898.
- Myster, R. W. (2016). The physical structure of forests in the Amazon Basin: A review. *The Botanical Review*, *82*, 407–427.
- Palm, H. W. (2011). Fish parasites as biological indicators in a changing world: Can we monitor environmental impact and climate change? In H. Mehlhorn (Ed.), *Progress in parasitology* (Vol. 2, pp. 223–250). Springer.
- Pelício, F. M., Agostinho, A. A., Azevedo-Santos, V. M., Bessa, E., Casatti, L., Garrone-Neto, D., Gomes, L. C., Pavanelli, C. S., Petry, A. C., & dos Santos Pompeu, P. (2023). Ecosystem services generated by Neotropical freshwater fishes. *Hydrobiologia*, *850*, 2903–2926.
- Pezzuti, J., Carneiro, C., Mantovanelli, T., & Garzón, B. R. (2018). *Xingu, o rio que pulsa em nós*. Instituto Socioambiental (ISA).
- Pezzuti, J. C., Zuanon, J., Lopes, P. F., Carneiro, C. C., Sawakuchi, A. O., Montovanelli, T. R., Akama, A., Ribas, C. C., Juruna, D., & Fearnside, P. M. (2024). Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *22*(2), 112–117.
- Prado, F. A., Jr., Athayde, S., Mossa, J., Bohlman, S., Leite, F., & Oliver-Smith, A. (2016). How much is enough? An integrated examination of energy security, economic growth and climate change related to hydropower expansion in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *53*, 1132–1136.
- Pyron, M., Vaughn, C. C., Winston, M. R., & Pigg, J. (1998). Fish assemblage structure from 20 years of collections in the Kiamichi River, Oklahoma. *The Southwestern Naturalist*, *43*(3), 336–343.
- Quaresma, A., Zuquim, G., Demarchi, L., Ribas, C., Wittmann, F., Assunção, A., Carneiro, C., Ferreira, P., Juruna, J., & Juruna, R. D. S. (2025). Belo Monte Dam impacts: Protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in Amazonian flooded vegetation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *23*(1), 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2025.02.001>
- Ramallo, W. P., Andrade, M. S., de Matos, L. R. A., & Vieira, L. J. S. (2016). Amphibians of varzea environments and floating meadows of the oxbow lakes of the Middle Purus River, Amazonas, Brazil. *Biota Neotropica*, *16*, Article e20150093.
- Reis, R. E., Albert, J. S., Dario, F. D., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L. A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, *89*, 12–47.
- Ribeiro, H. M., & Morato, J. R. (2020). Social environmental injustices against Indigenous peoples: The Belo Monte dam. *Disaster Prevention and Management: An International Journal*, *29*, 865–876.
- Ritter, C. D., McCrate, G., Nilsson, R. H., Fearnside, P. M., Palme, U., & Antonelli, A. (2017). Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: Challenges and prospects to assess biodiversity. *Biological Conservation*, *206*, 161–168.
- RTAC/USAID RTACSA. (2020). *Damming the ecosystems of Amazonia* (Policy Brief). US Agency for International Development. https://ppgipa.eco.br/documents/outros/Policy_Brief_Amazon_Dams_USAID_RTAC.pdf
- Santos, R. E., Pinto-Coelho, R. M., Fonseca, R., Simões, N. R., & Zanchi, F. B. (2018). The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Fisheries Management and Ecology*, *25*, 380–391.
- Schapper, A., & Urban, F. (2021). Large dams, norms and Indigenous Peoples. *Development Policy Review*, *39*, O61–O80.
- Stickler, C. M., Coe, M. T., Costa, M. H., Nepstad, D. C., McGrath, D. G., Dias, L. C., Rodrigues, H. O., & Soares-Filho, B. S. (2013). Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *110*, 9601–9606.
- Ty, P. H., Laura, B., Phuong, T. T., & Tan, N. Q. (2023). Impoverishment persistence in hydropower dam-induced resettled communities: A sociological investigation on livelihood and food security in Vietnam. *Social Sciences*, *12*, Article 222.
- Utsunomiya, R., Beveridge, C., Lobo, G., Assahira, C., Moretto, E. M., & Athayde, S. (2024). Dewatering the Xingu River: Hydrological alterations and biocultural connections among the Arara Indigenous People in the Volta Grande region, Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, *24*, Article 85.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I. G., Darwall, W., Lujan, N. K., Harrison, I., & Stiassny, M. L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, *351*, 128–129.
- Zuanon, J., Sawakuchi, A. O., Camargo, M., Wahnfried, I., Sousa, L., Akama, A., Muriel-Cunha, J., Ribas, C., D'Horta, F., & Pereira, T. (2019). Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *Papers do NAEA*, *28*, 20–62.
- Zuluaga-Gómez, M. A., Fitzgerald, D. B., Giarrizzo, T., & Winemiller, K. O. (2016). Morphologic and trophic diversity of fish assemblages in rapids of the Xingu River, a major Amazon tributary and region of endemism. *Environmental Biology of Fishes*, *99*, 647–658.

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information can be found online in the Supporting Information section at the end of this article.

How to cite this article: Juruna, J. J. P., da Cruz e Silva, R., dos Reis, O. B., Moura Assunção, A., Sampaio da Silva, A., Bezerra da Silva, H., Pereira Juruna, J. J., Abreu Nunes, J., Souza Santos Kleme, M., Passos Ferreira, P., Txakui Viana da Silva Juruna, R., Sousa dos Santos, R., Rodrigues Lima, S., Bezerra Lima, S., Juruna da Cruz Pereira, T., Quaresma, A., Cunha de Queiroz, A., Oliveira Sawakuchi, A., Ribas, C. C., ... Mantovanelli, T. R. (2025). Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant as revealed by Indigenous and ribeirinho monitoring. *Conservation Biology*, *39*, e70043. <https://doi.org/10.1111/cobi.70043>



Policy Forums

Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia



Juarez C.B. Pezzuti^{a,b}, Jansen Zuanon^{c,1}, Priscila F.M. Lopes^{d,e}, Cristiane C. Carneiro^f, André Oliveira Sawakuchi^g, Thais R. Montovanelli^h, Alberto Akamaⁱ, Camila C. Ribas^c, Diel Juruna^j, Philip M. Fearnside^{c,*}

^a Center for Advanced Amazonian Studies (NAEA), Federal University of Pará, Belém, Pará, Brazil

^b Department of Vertebrates, National Museum, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

^c National Institute for Amazon Research, Manaus, Amazonas, Brazil

^d Fishing Ecology, Management and Economics Group, Department of Ecology, Federal University of Rio Grande do Norte, Natal, RN, Brazil

^e Research Institute of The University of Bucharest (ICUB), University of Bucharest, Bucharest, Romania

^f Federal Prosecutor's Office, Altamira, Pará, Brazil

^g Institute of Geosciences, University of São Paulo, São Paulo, SP, Brazil

^h Instituto Socioambiental, Altamira, Pará, Brazil

ⁱ Goeldi Museum, Belém, Pará, Brazil

^j Independent Environmental Territorial Monitoring (MATI), Aldeia Miratu, Pará, Brazil

HIGHLIGHTS

- Brazil's Amazonian hydroelectric dams are a concern regarding Lula's presidency.
- Lula initiated and still defends the Belo Monte Dam, which has catastrophic impacts.
- The Volta Grande, a 130-km river stretch, has lost over 80% of its natural flow.
- Traditional people, including three indigenous groups, have lost food security.
- Renewal of Belo Monte's operating license tests Lula's socioenvironmental commitment.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 8 June 2023

Accepted 5 May 2024

Available online 24 May 2024

Keywords:

Biodiversity

Hydroelectric dams

ABSTRACT

Lula's presidency in Brazil offers great hope for the environment but plans for hydroelectric dams in Amazonia represent an area of concern. The Belo Monte hydroelectric power plant that Lula promoted in his previous administrations and still defends illustrates the contradictions. In 2015 Belo Monte diverted water from the Xingu River through a canal that, since 2019, has left a 130-km river stretch with less than 30% of its natural annual discharge. This has compromised the food security of three Indigenous groups and of traditional non-indigenous river-dwelling people dependent on the river's fish and turtles. Endemic (and threatened) species and unique ecosystems are now being eliminated. The pending

* Corresponding author.

E-mail address: pmfearn@inpa.gov.br (P.M. Fearnside).

¹ Retired.

Hydropower
Indigenous peoples
River diversion
Xingu River

renewal of Belo Monte's operating license poses a test for the Lula administration's socioenvironmental commitment. We offer suggestions for improved governance for existing dams like Belo Monte but conclude that no more large dams should be built in Amazonia.

Luiz Inácio Lula da Silva (“Lula”) becoming Brazil's president on 1 January 2023 is a relief to all those concerned with the environment, especially given the disastrous record of Lula's predecessor, Jair Bolsonaro. Nevertheless, there are several areas of concern regarding Lula's environmental agenda, including plans for dams in Amazonia (Fearnside, 2023a). The ongoing environmental and human catastrophe of the operation of the Belo Monte hydroelectric power plant lays this contradiction bare. An immediate concern is a pending decision on renewing the operating license for Belo Monte, and what if any changes in its operation will be required.

Belo Monte, which Lula promoted during his previous two presidencies, is not merely a mistake of the past: he still vehemently defends it. During the 2022 presidential campaign he stated that he would build the Belo Monte dam all over again (Lima, 2022) and even claimed that the dam had benefitted the local people because of the money spent on social programs (TV5 Monde, 2022), a claim easily dismissed (Magalhães and da Cunha, 2017). The Movement for Dam Affected People (MAB) estimates that Belo Monte displaced 40,000 people (Sullivan, 2017). Approximately one fourth of the city of Altamira's urban residents, plus a large population of traditional riverside dwellers (*ribeirinhos*), were moved to “collective urban resettlements” (RUCs) on the outskirts of the city, causing severe social impacts (Mayer et al., 2021, 2022; Miranda Neto, 2014).

Unlike most hydroelectric dams, with a river being blocked by a single dam with a powerhouse at its base where water is released to continue flowing down the river's natural channel, Belo Monte is a run-of-river power plant with two dams. The Pimental Dam impounds the Xingu channel and diverts water through an artificial canal and flooded stream basins (the “Reservoir of the Canals” to the Belo Monte Dam where the main powerhouse is located, thus bypassing a 130-km river stretch known as the “Volta Grande” (meaning “big bend”) (Fig. 1). This stretch is now subjected to a discharge regime controlled by Norte Energia, the company that runs the Belo Monte complex. Average flow in the Volta Grande is approximately 70 to 80% lower than the natural discharge, and the timing of water flows is unrelated to the natural flooding cycle, affecting fish and turtle reproduction and all other ecological processes associated with the river.

Prior to the impacts of Belo Monte, fish and turtles from the Volta Grande were the main food source for three Indigenous groups, two of which live beside the Xingu and the third on a tributary (the Bacajá River). Also dependent on these resources were the non-Indigenous *ribeirinhos* who had lived for generations along the Volta Grande (Magalhães and da Cunha, 2017). The presence of still-uncontacted Indigenous populations around the Ituna River (another Xingu tributary that enters the Volta Grande) increases the risk of irreversible losses. The loss of fish has severely impacted both men and women in *ribeirinho* families and has affected them in different ways both upstream and downstream of the reservoir (Castro-Diaz et al., 2018; Gonçalves and Pezzuti, 2023).

The operation of the Belo Monte hydroelectric plant threatens the Volta Grande's extraordinary array of endemic species and unique ecosystems. Trophic interactions between aquatic wildlife and the seasonally flooded forest (*igapó*) are no longer taking place, as well as the spawning of numerous fish species. On February 8, 2023, Indigenous monitors who coordinate the Independent Environmental and Territorial Monitoring (MATI) initiative documented mass mortality of the eggs of one of the most important fish species for local subsistence and for commercial fisheries: the curimatá (*Prochilodus nigricans*). Near Miratu village (Fig. 1) in an area of

seasonally flooded forest where these fish normally spawned under the natural flood regime, millions of eggs laid during a temporary flood caused by heavy rains were destroyed after water receded to a very low level because the river discharge was less than 30% of what would be expected for this period of the year (Juruna, 2023).

The South American monsoon system drives rainfall across the Amazon Basin and governs the annual flood pulse of the Xingu River, when the flowing water washes the rocky riverbed of the Volta Grande and invades its extensive areas of *igapó* from November to July. The long-term evolution of the biota is coupled to the seasonal flooding cycle, which sustains freshwater wildlife, including the world's largest assemblages of rheophilic fishes (species that live in fast-flowing water), most of which are endemic (Fitzgerald et al., 2018; Winemiller et al., 2016; Zuanon, 1999). These fish provided an important source of income for Indigenous peoples and *ribeirinhos* through sale of ornamental fish for the aquarium trade (Sabaj-Perez, 2015). Particularly emblematic is the zebra pleco (*Hypancistrus zebra*), a well-known aquarium species that is expected to go extinct in the wild because of habitat loss provoked by the Belo Monte hydroelectric plant (Gonçalves, 2011).

The seasonally inundated habitats evolved as interdependent high-productivity ecosystems, where fish, turtles, otters, manatees and caimans forage. Herbivorous fishes and turtles convert plant matter to animal biomass as part of a complex network of life in the wetlands. Most fish species inhabiting river-floodplain systems also have their annual reproductive events synchronized with the flood pulse, spawning in a diverse mosaic of microhabitats (Castello et al., 2019; Isaac et al., 2016). Fruits from trees in the seasonally flooded forests ripen and fall during the flood pulse, and these fruits feed the reproducing fish and turtle populations. Native peoples have also developed their cultures with an intimate connection to this natural dynamic system, which provides them food and other vital resources (Begossi et al., 2019).

Choking off the flow of the river has unleashed a biological, social and human-rights catastrophe (Fearnside, 2021; Palmquist, 2023; Pertille and Albuquerque, 2020; Pezzuti et al., 2022; Sarmiento and Rocha, 2021; Zuanon et al., 2019). The decision to divert most of the water from the Volta Grande to prioritize the full generating capacity of Belo Monte's main powerhouse is part of the original engineering plan that was drafted during Lula's previous administrations (2006–2010) and now poses a test of his promised socioenvironmental agenda. The legality of the licensing process for Belo Monte is contested in 22 lawsuits filed by the Public Prosecutor's Office. On 1 September 2022 the head of Brazil's Federal Supreme Court ruled that Belo Monte had violated Brazilian law by failing to carry out consultations with the Indigenous and other traditional peoples of the Volta Grande as required by International Labour Organization (ILO) Convention 169 (de Moraes, 2022); however, the decision will need to be ratified by the full court before it takes effect (MPF-PA, 2022).

Dam construction began in 2011, water diversion started in September 2015, and the installation of all 18 turbines of the main powerhouse was concluded in November 2019, causing the water diversion to reach its maximum. The highly seasonal flow of the Xingu River had long been known to be insufficient to justify the 11,000 MW installed capacity of the main powerhouse (Fearnside, 2006), and the systematic use of disinformation characterized the licensing process and the political promotion of the dam project (Fearnside, 2017a, b). In February 2021 Norte Energia signed a “*termo*” (a sort of memorandum of understanding) proposing a

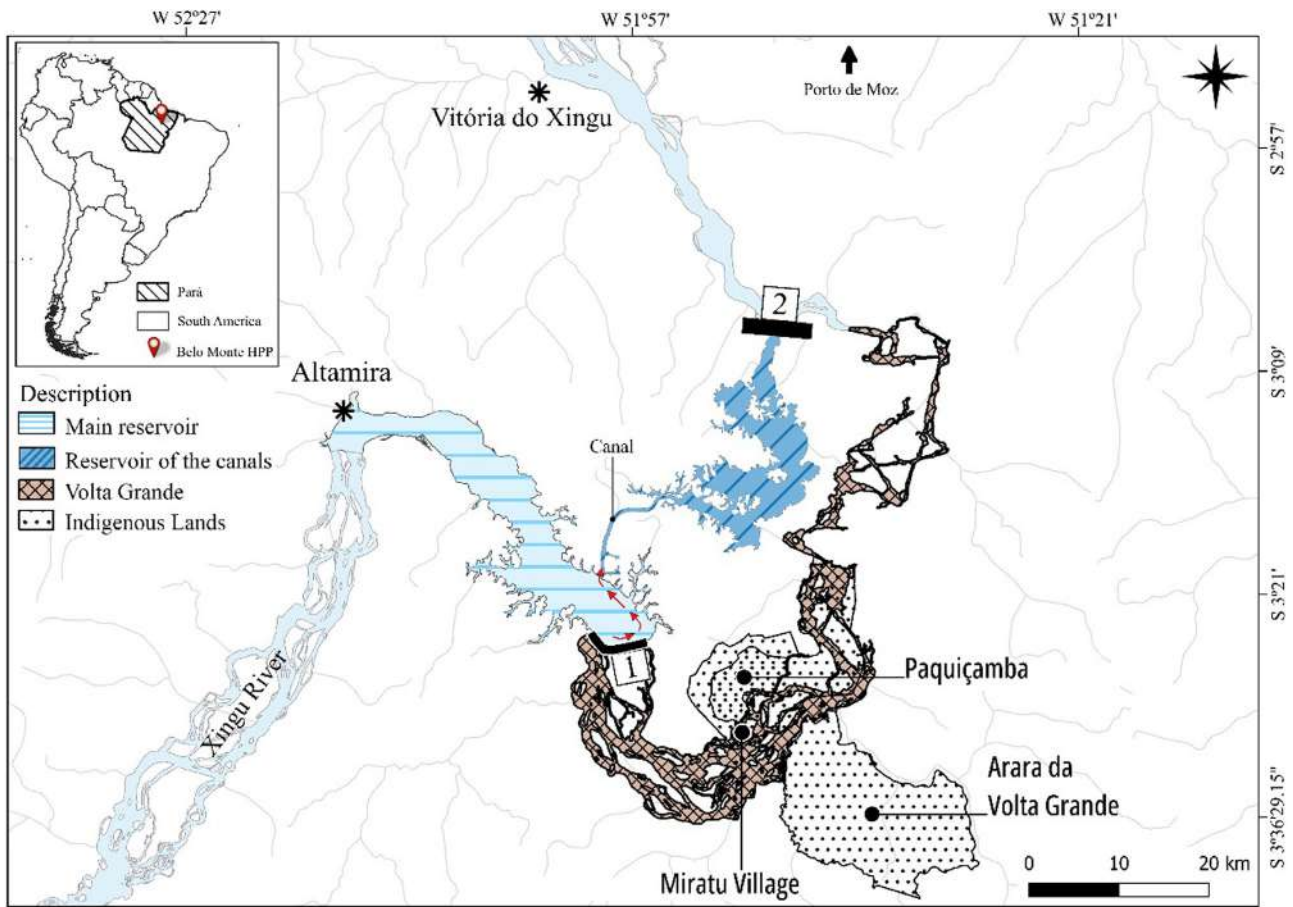


Fig. 1. Brazil's Xingu River and the Belo Monte Hydroelectric Power Plant. The Xingu River was impounded by the Pimental Dam [1] to divert water to an out-of-channel reservoir formed by the Belo Monte Dam [2].

budget of 157 million Brazilian reais (roughly US\$ 30 million) to mitigate impacts of low water flow in the Volta Grande; although lacking detail, the funds would be employed in a series of monitoring measures (Brazil, IBAMA, 2021; Menegassim, 2021). Most of these measures were already required as specified in the licenses for building and operating Belo Monte (Rede Xingu Mais, 2023). New items feature experimental actions that are unlikely to be effective, including collecting fruits and other food items to be made available to aquatic animals on artificial feeding platforms at points along the 130-km Volta Grande stretch, raising fish of some species in aquaculture ponds for restocking the river, and producing seedlings of floodplain trees for reforestation in the areas that will no longer be flooded by the river - and that therefore will never again sustain floodplain vegetation that is adapted to the flooding cycle (e.g., Higgins, 2021). These small-scale experiments are presented by the entrepreneur as a robust mitigation program that would allow the dam to divert over 70% of the discharge without significant impacts on the socioenvironmental system. However, the costs, logistics and justification for supposed effectiveness of these strategies were not presented in the agreement.

The Juruna (or Yudjá, as they self-denominate), one of the Indigenous groups in the now-dewatered Volta Grande stretch, is an emblematic example of the riverine inhabitant's lifestyle and culture. Fish consumption is vital to the food security of Indigenous populations such as this (Begossi et al., 2019; Lopes et al., 2024). The Juruna's close association with the river is reflected in their being referred to as the "owners of the river" and the people with "canoes instead of feet" (Pezzuti et al., 2018). This livelihood is now disrupted by the Belo Monte hydroelectric complex, despite Brazil's

1988 Constitution guaranteeing that both Indigenous and *ribeirinho* families have the right to maintain their lifestyles. Article 231 of Brazil's Constitution states that use of water resources in Indigenous lands must be previously authorized by the National Congress, which authorized proceeding with the Belo Monte project in 2005 based on the argument that Indigenous territories would not be flooded, ignoring the fact that these territories would lose their vital water resources because of the river diversion (Fig. 2), an argument that continues to be used by Norte Energia, the dam's administrator. The diversion of water prevents the seasonal inundation of 86% (30,748 ha) of the total area (35,600 ha) originally covered by seasonally flooded vegetation in the Volta Grande. Consequences include declines in biological productivity and fishery yields, loss of flood-adapted vegetation and of biodiversity in general, increased risk of biological extinction of various endemic species, loss of connectivity along the river channel, changes in sedimentation patterns affecting habitat stability and water quality, degradation of cultural repertoires and the loss of food security for the riverine human populations. In short, a collapse of the regional socioecological system is underway.

How a project with such foreseeable socioecological impacts and that violates Indigenous and other traditional peoples' rights was conceived and carried out may seem intriguing at first (Fearnside, 2006, 2017c). Under the Brazilian licensing system, the entrepreneurs are responsible for all environmental impact assessments and subsequent mitigation and compensatory programs. In government environmental agencies the staff has long been subjected to pressure when analyzing the reports provided by the consultants hired by the entrepreneur (Zuanon et al., 2019).



Fig. 2. Reduced water flow in the Volta Grande of the Xingu River, a 130-km stretch between the two dams that comprise the Belo Monte Hydropower Plant, decimates aquatic and seasonally flooded ecosystems, deprives traditional populations of fish and impedes transportation. Photograph: Fábio Erdos/*The Guardian* (Watts, 2019).

In addition, protocols for impact assessment studies have not yet been developed for the severe changes to complex and interconnected Amazonian rivers and associated flooding cycles, which impact specific habitats and species and can affect extensive seasonally flooded areas downstream of dams (e.g., Gerlak et al., 2020; Latrubesse et al., 2017; RTAC/USAID, 2020; Schöngart et al., 2021). The protocols employed by staff hired by Norte Energia systematically fail to find any significant impacts, despite the disruption being obvious to local people and to independent researchers (Pezzuti et al., 2018; Zuanon et al., 2019). The environmental impact assessment for Belo Monte (Brazil, ELETROBRÁS, 2009) severely underestimated virtually all impacts of the project (Magalhães and Hernandez, 2009; Ritter et al., 2017). In addition to environmental impacts, multiple violations of human rights were committed in implementing the dam project (e.g., AIDA, 2018). Brazil's press coverage of Belo Monte and other dams has been found to downplay or ignore social and environmental impacts and to emphasize the narratives of the hydroelectric industry asserting that these dams are needed for economic progress (Mourão et al., 2022).

Consultant specialists hired by Norte Energia to conduct the licensing process and to implement monitoring and conservation actions sign contracts with confidentiality clauses, forfeiting their independence and preventing their findings from being fully known. Although the currently observed impacts in the Volta Grande were predicted by scientific assessments that relied on six decades of studies on the ecology and hydrology of the Amazon Basin, most were overlooked, thus favoring approval of the dam project. Impacts on the biota and on riverine families were grossly understated by the entrepreneur's consultants (Zuanon et al., 2019). This was evident during the construction phase (2011–2015) and during the phase with partial operation of the turbines (2016–2019), when the duration of the flood pulse decreased progressively from six to three months and its amplitude decreased severely. The Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA), the federal agency in charge of licensing, has highly qualified technical personnel who were rendered powerless by uninterrupted political pressure during Lula's previous administrations (Fearnside, 2006, 2017c). This pressure was further accentuated under the 2019–2022 Bolsonaro presidential administration (Zuanon et al., 2019).

With the dam in operation, local communities and independent researchers have been conducting autonomous environmental monitoring and consistently documenting the impacts of water diversion on the ecosystems of the Volta Grande (Pezzuti et al., 2018). These negative effects have been recognized by IBAMA (Brazil, IBAMA, 2019). The victims of Belo Monte are demanding that the Lula administration guarantee that an adequate quantity of water be left to flow through the Volta Grande in a way that nearly reproduces the duration of the seasonal flood pulse with an amplitude sufficient to maintain the Volta Grande's aquatic and flooded ecosystems. The dam company's record in keeping past promises is poor: as of June 2022, IBAMA found that only 13 of 47 conditions in the dam's operating license had been met and eight had been partially met (ISA, 2022; see also ISA, 2019; Palmquist, 2023). Changes are clearly needed in Brazil's governance system to assure accountability for failure to fulfill promises like these.

The dispute over the Xingu's water (Sabaj-Perez, 2015) is far from over, especially because several major impacts are cumulative and will continue to worsen if the present large diversion of river flow continues. Various species will disappear, and others will survive in extremely reduced populations and biomass, further increasing their extinction risks. Conflict will be exacerbated as water becomes scarcer, especially during the low-flow season, due to climate change (Sorribas et al., 2016). More frequent extreme droughts are expected with continued global warming (Fearnside and Silva, 2023; Latif et al., 2015), and Belo Monte's power output would further decrease as deforestation continues in its headwaters (Stickler et al., 2013).

In the case of Belo Monte and other already-existing dams in Amazonia, impacts can be minimized by improved monitoring (including involvement of Indigenous peoples and *ribeirinhos*), an end to secrecy of information obtained during monitoring, and new rules for dam operation. Licensing of any modifications must include participation of Indigenous communities. Belo Monte's operating license is now up for renewal (Selibas, 2023), and the licensing agency is under strong pressure from the Ministry of Mines and Energy to approve the license with the current "hydrogram" for water flows in the Volta Grande, which was proposed by the power company over the objections of other stakeholders (Gabriel, 2023). We call on Lula's administration to require that sub-

stantially more of the Xingu's water be allocated to flowing through the Volta Grande.

While strengthening licensing procedures for new dams and the oversight by regulators for existing dams are important priorities, these measures would not be enough to avert future disastrous hydroelectric projects in Amazonia. Instead, building new dams with installed capacity of 10 MW or more must be simply ruled out without exception – as concluded in the 2021 Scientific Panel for the Amazon report (Fearnside et al., 2021). This includes the three dams in the electrical authority's current ten-year plan. An exception for the theoretical “good” dam would open a loophole causing a large net impact by allowing damaging dams to be approved in practice (Fearnside et al., 2021).

The disaster taking place at Belo Monte in one of the world's most socially and biologically diverse places should be a warning of the consequences of Brazil's extensive hydroelectric plans, especially those that would be allowed in Indigenous lands under a bill (PL 191/2020) that was submitted to the National Congress in 2020 by then-president Bolsonaro and is still advancing towards a vote. In addition to dams, the bill would open Indigenous land to agribusiness, mining and logging. Together, these powerful interest groups control sufficient votes in the National Congress not only to pass this law but also to override any presidential veto. In fact, key environmental advances made in the first days after President Lula took office in January 2023 were decreed by “provisional measures”, which are executive orders valid for 120 days, and the bills that would enact these changes have now been rejected or gutted by the agribusiness “ruralists” and other interest groups in the National Congress (Climainfo, 2023a; Gabriel et al., 2023). This has also occurred in the case of key features a provisional measure that defined responsibilities of both the Ministry of Environment and Climate Change and the Ministry of Indigenous Peoples (Climainfo, 2023b).

The questions of how and by whom Belo Monte should be governed need to be addressed, as a project of this magnitude clearly needs a robust governance system. This governance system will need to be designed primarily by the local stakeholders, including Indigenous peoples, *ribeirinhos* and urban residents, in partnership with government technical staff and researchers and technicians from universities, research institutes and the public prosecutor's office. A potential approach is “adaptive management”, where the various stakeholders meet periodically and attempt to arrive at agreements (Holling, 1978; Scarlett, 2013; Walters and Holling, 1990). A consensus is not guaranteed, although it is more likely than without the system, and governance measures can evolve over time, both to accommodate changing circumstances and evolving demands of the stakeholders. The system is a topic of research for application to Amazonian dams (Athayde et al., 2019).

The Brazilian government has extensive plans for future Amazonian hydroelectric dams (Brazil, EPE, 2020; Fearnside, 2020), and these plans remain in place (Fearnside, 2023b, 2024). Brazil also plans to become a major exporter of green hydrogen by tapping the huge potential for wind power on the country's coast (Bethônico, 2023), but this potential is also the key both to not building more Amazon dams and to avoiding pressure such as that currently pushing to allow inadequate water flow in the Volta Grande. If green hydrogen is exported to Europe while Brazil's cities receive power from new dams, that hydrogen will not be “green”. As a precondition for importing Brazilian hydrogen, European countries should require that Brazil halt all construction of Amazon dams and adopt a better water management system in Volta Grande. The dramatic situation on the Volta Grande should motivate a rethinking of energy and environmental policies in Brazil and in the many other countries that turn a blind eye to the consequences of their plans for hydropower.

Conflict of interest

The authors declare that they have no known conflict of interest.

Acknowledgments

PMF thanks the National Institute for Research in Amazonia (INPA) (PRJ15.125), the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq 406941/2022-0), and the Brazilian Research Network on Climate Change (FINEP/Rede CLIMA 01.13.0353-00). CCR thanks the Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM, Iniciativa Amazônia +10, 01.02.016301.04653/2022-15) and CNPq (314860/2023-1). AOS thanks the São Paulo State Research Foundation (FAPESP 2022/10323-0) and CNPq (307179/2021-4). PMF, PFML and AA thank CNPq for a productivity grants (312450/2021-4; 302365/2022-2; 309727/2023-5). The authors are especially grateful to the Indigenous and non-Indigenous residents of the Volta Grande. Additional information is available from the authors.

References





- AIDA (Asociación Interamericana para la Defensa Ambiental), <https://bitly.co/7QJ7>, 2018.. (Assessed 7 June 2023).
- Athayde, S., Mathews, M., Bohlman, S., Brasil, W., Doria, C.R.C., Dutka-Gianelli, J., Fearnside, P.M., Loiseau, B., Marques, E.E., Melis, T.S., Millikan, B., Moretto, E.M., Oliver-Smith, A., Rossete, A., Vacca, R., Kaplan, D., 2019. Mapping research on hydropower and sustainability in the Brazilian Amazon: advances, gaps in knowledge and future directions. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 37, 50–69, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2019.06.004>.
- Begossi, A., Salivonchik, S.V., Hallwass, G., Hanazaki, N., Lopes, P.F.M., Silvano, R.A.M., Dumaresq, D., Pittock, J., 2019. Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Braz. J. Biol.* 79, 345–368, <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.186572>.
- Bethônico, T., bit.ly/427ynZf, 2023.. (Assessed 7 June 2023).
- Brazil, ELETROBRÁS (Centrais Elétricas Brasileiras), 2009. Aproveitamento hidrelétrico Belo Monte: Estudo de impacto ambiental. Fevereiro de 2009, 36 vols. ELETROBRÁS, Rio de Janeiro, RJ, Brazil <https://bit.ly/3P1ri9A>.. (Assessed 7 June 2023).
- Brazil, EPE (Empresa de Pesquisa Energética), 2020. Plano Nacional de Energia 2050. Ministério de Minas e Energia (MME), EPE, Brasília, DF, Brazil, 230 pp. <https://bit.ly/40S1hgC>. (Assessed 22 November 2023).
- Brazil, IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), <https://bit.ly/45Pbbk>, 2019.. (Assessed 7 June 2023).
- Brazil, IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), <https://bit.ly/3OZ4Qh0>, 2021.. (Assessed 7 June 2023).
- Castello, L., Bayley, P.B., Fabrè, N.N., Batista, V.S., 2019. Flooding effects on abundance of an exploited, long-lived fish population in river-floodplains of the Amazon. *Rev. Fish Biol. Fish.* 29, 487–500, <http://dx.doi.org/10.1007/s11160-019-09559-x>.
- Castro-Díaz, L., Lopez, M.C., Moran, E.F., 2018. Gender-differentiated impacts of the Belo Monte hydroelectric dam on downstream fishers in the Brazilian Amazon. *Human Ecology* 46, 411–422, <http://dx.doi.org/10.1007/s10745-018-9992-z>.
- Climainfo, <https://bit.ly/45QUmGu>, 2023a.
- Climainfo, <https://bit.ly/3Nk0yzR>, 2023b.. (Assessed 7 June 2023).
- de Moraes, A., <https://bit.ly/43PhhA6>, 2022.. (Assessed 7 June 2023).
- Fearnside, P.M., 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's Hydroelectric Development of the Xingu River Basin. *Environ. Manage.* 38 (1), 16–27, <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-005-00113-6>.
- Fearnside, P.M., 2017a. Brazil's Belo Monte Dam: lessons of an Amazonian resource struggle. *Die Erde* 148 (2-3), 167–184, <http://dx.doi.org/10.12854/erde-148-46>.
- Fearnside, P.M., 2017b. Planned disinfection: The example of The Belo Monte Dam as a source of greenhouse gases. In: Issberner, L.-R., Lena, P. (Eds.), *Brazil in the Anthropocene: Conflicts between Predatory Development and Environmental Policies*. Routledge, New York, USA, pp. 125–142, <http://dx.doi.org/10.4324/9781315544069>.
- Fearnside, P.M., 2017c. Belo Monte: actors and arguments in the struggle over Brazil's most controversial Amazonian dam. *Die Erde* 148 (1), 14–26, <http://dx.doi.org/10.12854/erde-148-27>.
- Fearnside, P.M., <https://bitly.co/6dpS>, 2020.. (Assessed 7 June 2023).
- Fearnside, P.M., <https://bit.ly/3bQzliV>, 2021.. (Assessed 7 June 2023).
- Fearnside, P.M., 2023a. The outlook for Brazil's new presidential administration. *Trends Ecol. Evol.* 38 (5), 387–388, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2023.01.002>.
- Fearnside, P.M., <https://bit.ly/3Kh22cL>, 2023b.. (Assessed 7 June 2023).
- Fearnside, P.M., 2024. Lula and Amazonia. pp. 131–143. In: Bourne, R. (Ed.), *Brazil after Bolsonaro: The Comeback of Lula da Silva*. Routledge, New York, NY, USA, <http://dx.doi.org/10.4324/9781003407546-13>, 229 pp.

- Fearnside, P.M., Silva, R.A., <https://bit.ly/47OXSRQ>, 2023. (Assessed 24 November 2023).
- Fearnside, P.M., Berenguer, E., Armenteras, D., Duponchelle, F., Guerra, F.M., Jenkins, C.N., Bynoe, P., García-Villacorta, R., Macedo, M., Val, A.L., de Almeida-Val, V.M.F., Nascimento, N., 2021. Drivers and impacts of changes in aquatic ecosystems. In: Nobre, C., et al. (Eds.), Amazon Assessment Report 2021. Science Panel for the Amazon (SPA). United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA, <http://dx.doi.org/10.55161/IDMB5770>, Chapter 20.
- Fitzgerald, D.B., Sabaj, M.H.P., Sousa, L.M., Gonçalves, A.P., Rapp Py-Daniel, L., Lujan, N.K., Zuanon, J., Winemiller, K.O., Lundberg, J.G., 2018. Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biol. Conserv.* 222, 104–112, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002>.
- Gabriel, J., <https://bit.ly/3QUbpB5>, 2023. (Assessed 24 November 2023).
- Gabriel, J., Holanda, M., Oliveira, T., <https://bit.ly/42nTd6s>, 2023. (Assessed 7 June 2023).
- Gerlak, A.K., Saguier, M., Mills-Novoa, M., Fearnside, P.M., Albrecht, T.R., 2020. Dams, Chinese investments, and EIAs: a race to the bottom in South America? *Ambio* 49 (1), 156–164, <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-018-01145-y>.
- Gonçalves, A.P., <https://bit.ly/4XLc>, 2011. (Assessed 7 June 2023).
- Gonçalves, A.F.G., Pezzuti, J.C.B., 2023. Effect of geographic isolation and temporal patterns on use of wildmeat and fishery resources in Eastern Amazonia, Brazil. *Acta Scientiarum* 45 (2), e69010, <http://dx.doi.org/10.4025/actasci.humansoc.v45i2.69010>.
- Higgins, T., <https://bit.ly/6cCF>, 2021. (Assessed 7 June 2023).
- Holling, C.S. (Ed.), 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Wiley, Chichester, UK, 377 pp. Available at: <http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/823/1/XB-78-103.pdf>.
- ISA (Instituto Socioambiental), <https://bit.ly/42ojiSY>, 2019. (Assessed 7 June 2023).
- ISA (Instituto Socioambiental), <https://bit.ly/3MYVCyU>, 2022. (Assessed 7 June 2023).
- Isaac, V.J., Castello, L., Santos, P.R.B., Ruffino, M.L., 2016. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. *Fish. Res.* 183, 352–359, <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2016.06.017>.
- Juruna, D., <https://vimeo.com/leaoacama/vgx>, 2023. (Assessed 7 June 2023).
- Latif, M., Semenov, V.A., Park, W., 2015. Super El Niños in response to global warming in a climate model. *Clim. Change* 132 (4), 489–500, <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-015-1439-6>.
- Latrubesse, E.M., Arima, E.Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V.R., d'Horta, F.M., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., Baker, P.A., Ribas, C.C., Norgaard, R.B., Filizola, N., Ansar, A., Flyvbjerg, B., Stevaux, J.C., 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546, 363–369, <http://dx.doi.org/10.1038/nature22333>.
- Lima, L., <https://bit.ly/3dq8rE5>, 2022. (Assessed 7 June 2023).
- Lopes, P.F.M., Cousido-Rocha, M., Silva, M.R.O., Carneiro, C.C., Pezzuti, J.C.B., Martins, E.G., de Paula, E.M.S., Begossi, A., Pennino, M.G., 2024. Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environ. Conserv.* 51 (1), 27–35, <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892923000358>.
- Magalhães, S.B., da Cunha, M.C. (Eds.), 2017. *A Expulsão de Ribeirinhos em Belo Monte: Relatório da SBPC. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC), São Paulo, SP, Brazil* <https://bit.ly/3NhTn1s>. (Assessed 7 June 2023).
- Magalhães, S.B., Hernandez, F.D.M. (Eds.), 2009. *Painel de Especialistas: Análise Crítica do Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico de Belo Monte. Painel de Especialistas sobre a Hidrelétrica de Belo Monte, Belém, Pará, Brazil* <https://bit.ly/3MXlycP>. (Assessed 7 June 2023).
- Mayer, A., Castro-Diaz, L., Lopez, M.C., Leturcq, G., Moran, E.F., 2021. Is hydropower worth it? Exploring Amazonian resettlement, human development and environmental costs with the Belo Monte project in Brazil. *Energy Res. Soc. Sci.* 78, 102129, <http://dx.doi.org/10.1016/j.erss.2021.102129>.
- Mayer, A., Lopez, M.C., Leturcq, G., Moran, E.F., 2022. Changes in social capital associated with the construction of the Belo Monte Dam: comparing a resettled and a host community. *Hum. Organ.* 81, 22–34, <http://dx.doi.org/10.17730/1938-3525-81.1.22>.
- Menegassim, D., <https://bit.ly/3oVYuo7>, 2021. (Assessed 7 June 2023).
- Miranda Neto, J.Q., 2014. Reassentamento da população urbana diretamente afetada pelo empreendimento hidrelétrico de Belo Monte em Altamira-PA. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades* 2 (13), 43–57, <http://dx.doi.org/10.17271/231884722132014766>.
- Mourão, R.R., Neuls, G.S., Ninni, K., 2022. Hydropower in the news: How journalists do (not) cover the environmental and socioeconomic costs of dams in Brazil. *Environ. Commun.* 16 (6), 822–835, <http://dx.doi.org/10.1080/17524032.2022.2115095>.
- MPF-PA (Ministério Público Federal no Pará), <https://bit.ly/3qnVojS>, 2022. (Assessed 7 June 2023).
- Palmquist, H., <https://bit.ly/42sLjBR>, 2023. (Assessed 7 June 2023).
- Pertille, T.S., Albuquerque, L., 2020. Direitos humanos das deslocadas ambientais e os impactos da usina de Belo Monte: da exploração amazônica à subjugação feminina. *Revista de Direito Internacional* 17 (1), 273–291, <http://dx.doi.org/10.5102/rdi.v17i1.5984>.
- Pezzuti, J.C.B., Carneiro, C., Mantovanelli, T., Garzón, B.R., <https://bit.ly/6y3K>, 2018.
- Pezzuti, J.C.B., Zuanon, J., Ribas, C., Wittmann, F., d'Horta, F., Sawakuchi, A.O., Lopes, P.F.M., Carneiro, C.C., Akama, A., Garzón, B.R., Mantovanelli, T., Fearnside, P.M., Stringer, L.C., 2022. Belo Monte through The food-water-energy nexus: The disruption of a unique socioecological system on The Xingu River. pp. 22–40. In: Moreira, F.A., et al. (Eds.), *The Water-Energy-Food Nexus: What the Brazilian Research Has to Say*. School of Public Health, University of São Paulo, São Paulo, SP, Brazil, <http://dx.doi.org/10.11606/9786588304075>, 291 pp.
- Rede Xingu Mais, <https://bit.ly/45VGFWP>, 2023. (Assessed 7 June 2023).
- Ritter, C.D., McCrate, G., Nilsson, R.K., Fearnside, P.M., Palme, U., Antonelli, A., 2017. Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: Challenges and prospects to assess biodiversity. *Biol. Conserv.* 206, 161–168, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.031>.
- RTAC/USAID (Research Technical Assistance Center/United States Agency for International Development), <https://bit.ly/43ygvb9>, 2020. (Assessed 7 June 2023).
- Sabaj-Perez, S.M., 2015. Where the Xingu bends and will soon break. *American Scientist* 103 (6), 395–403 <https://bit.ly/6pdpl>.
- Sarmiento, J.C.S., Rocha, C.G.S., 2021. Modificações na paisagem e mudanças sociais ocasionadas pela hidrelétrica de Belo Monte: o fim da comunidade Santo Antônio. *Brazilian Journal of Development* 7 (3), 27308–27319 <https://bit.ly/3oXd26P>. (Assessed 7 June 2023).
- Scarlett, L., 2013. Collaborative adaptive management: challenges and opportunities. *Ecol. Soc.* 18 (3), 26, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05762-180326>.
- Schöngart, J., Wittmann, F., de Resende, A.F., Assahira, C., Lobo, G.S., Neves, D., da Rocha, J.R.M., Mori, G.B., Quaresma, A.C., Demarchi, L.O., Albuquerque, B.W., Feitosa, Y.O., Costa, G.S., Feitoza, G.V., Durgante, F.M., Lopes, A., Trumbore, S.E., Silva, T.S.F., ter Steege, H., Val, A.L., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., 2021. The shadow of the Balbina dam: a synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. *Aquat. Conserv.* 31 (5), 1117–1135, <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.3526>.
- Selibas, D., <https://bit.ly/42p69Jb>, 2023. (Assessed 7 June 2023).
- Sorribas, M.V., Paiva, R.C.D., Melack, J.M., Bravo, J.M., Jones, C., Carvalho, L., Beighley, E., Forsberg, B., Costa, M.H., 2016. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Clim. Change* 136, 555–570, <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-016-1640-2>.
- Stickler, C.M., Coe, M.T., Costa, M.H., Nepstad, D.C., McGrath, D.G., Dias, L.C.P., Rodrigues, H.O., Soares-Filho, B.S., 2013. Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proc Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 110, 9601–9606, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1215331110>.
- Sullivan, Z., <https://bit.ly/3QNa5j7>, 2017. (Assessed 19 November 2023).
- TV5 Monde, <https://bit.ly/3Qt8j5p>, 2022. (Assessed 7 June 2023).
- Walters, C.J., Holling, C.S., 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71, 2060–2068, <http://dx.doi.org/10.2307/1938620>.
- Watts, J., <https://bit.ly/55W8>, 2019. (Assessed 7 June 2023).
- Winemiller, K.O., Mcintyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere Jr, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeninghaus, D.J., Sabaj Pérez, M.H., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Torrente-Vilara, G., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Van Soesbergen, A., Sáenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351, 128–129, <http://dx.doi.org/10.1126/science.aac7082>.
- Zuanon, J.A.S., <https://bit.ly/3MTYXPO>, 1999. (Assessed 7 June 2023).
- Zuanon, J., Sawakuchi, A., Camargo, M., Wahnfried, I., Sousa, L., Akama, A., Cunha, J.M., Ribas, C., D'Horta, F., Pereira, T., Lopes, P., Mantovanelli, T., Lima, T.S., Garzón, B., Carneiro, C., Reis, C.P., Rocha, G., Santos, A.L., de Paula, E.M., Pennino, M., Pezzuti, J., 2019. Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *Papers do NAEA* 28 (2), 1–62, <http://dx.doi.org/10.18542/papersnae.v28i2.8106>.

Original Article

Integrated study of indigenous people' local ecological knowledge and diet analysis to understand the feeding ecology of the herbivorous serrasalmids in a dammed Amazonian River

Estudo integrado do conhecimento ecológico local indígena e análise da dieta para compreender a ecologia alimentar de serrasalmídeos herbívoros em um rio represado na Amazônia

A. L. P. Santos^{a*} , M. Andrade^{a,b} , C. C. Carneiro^c , F. C. Nazaré^a , G. Juruna^d, A. Juruna^d and J. C. B. Pezzuti^{e,f} 

^aUniversidade Federal do Pará – UFPA, Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia, Belém, PA, Brasil

^bUniversidade Federal do Maranhão – UFMA, Centro de Ciências Humanas, Naturais, Saúde e Tecnologia, Curso de Engenharia de Pesca, Pinheiro, MA, Brasil

^cMinistério Público Federal, Altamira, PA, Brasil

^dAssociação Yudjá Miratu da Volta Grande do Xingu, Aldeia Miratu, Terra Indígena Paquiçamba, Vitória do Xingu, PA, Brasil

^eUniversidade Federal do Pará – UFPA, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Guamá, PA, Brasil

^fMuseu Nacional do Rio de Janeiro, Departamento de Vertebrados, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Abstract

The Xingu River is facing impacts from the recently built Belo Monte Hydropower Plant (HPP), which is jeopardizing the pacus (herbivorous fish of the family Serrasalmitidae and primary food source for the Yudjá people) derived from the Big Bend of Xingu (BBX). Part of the water volume in the BBX was redirected to an artificial canal as part of the Belo Monte HPP project. Thus, this study aims to analyze the trophic ecology of pacus through diet analysis and the Local Ecological Knowledge (LEK) of the Yudjá people using a qualitative-quantitative approach on the diet of those fish and check potential changes in fish welfare (mass/total length³) in the BBX after the construction of the Belo Monte HPP. Overall, 133 specimens of eight herbivorous serrasalmid species were sampled after the damming, and previous data on 107 fish specimens of five species were gathered from landings. Terrestrial plants, fruits, and aquatic plants have the highest dietary importance for these fish, indicating the great importance of floodplains and rapids for herbivorous serrasalmids. Well-being, body size, and total mass show that these fish are already being negatively affected by the damming. The Yudjá are thus already feeling these impacts. The current water flow in the BBX is meagre for fish maintenance, and consequently, for the Yudjá people in BBX. Therefore, the amount of water flow to the BBX needs revision to avoid irreversible impacts.

Keywords: Belo Monte, hydrological cycle, impacts, Xingu, pacus.

Resumo

O rio Xingu vem enfrentando os impactos causados pela recém construção da Usina Hidrelétrica (UHE) Belo Monte, que está afetando os pacus (peixes herbívoros da família Serrasalmitidae e a fonte primária de proteína dos Yudjás) da região da Volta Grande do Xingu (VGX). Parte do volume de água do VGX foi redirecionado para um canal artificial no projeto da UHE Belo Monte. Dessa forma, este estudo objetiva analisar a ecologia trófica dos pacus por meio análise de dieta e do Conhecimento Ecológico Local (CEL) dos Yudjás, utilizando uma abordagem qualitativa-quantitativa da dieta deste peixe, além de verificar potenciais mudanças no bem-estar dos pacus na VGX após a construção da UHE Belo Monte. Ao todo, 133 espécimes de 8 espécies de serrasalmídeos foram coletados antes da barragem, e dados prévios de 107 espécimes foram obtidos. Plantas alóctones, frutas e macroalgas apresentaram maior importância na alimentação desses peixes, indicando a grande relevância das corredeiras e planícies de inundação para esses serrasalmídeos herbívoros. O bem-estar, o comprimento total e a massa corporal desses peixes mostram que estes já estão sendo negativamente afetados pela barragem. Os Yudjás também já estão sentindo esses impactos. O volume atual de água sendo convertido para a VGX é insuficiente para a manutenção dos pacus, e consequentemente, dos Yudjás na VGX. Assim, uma revisão do volume de água da VGX atual é necessária para se evitar impactos irreversíveis.

Palavras-chave: Belo Monte, ciclo hidrológico, impactos, Xingu, pacus.

*e-mail: ana-lauraps@hotmail.com

Received: January 15, 2024 – Accepted: July 1, 2024

Editor: Takako Matsumura Tundisi



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

1. Introduction

Amazonian rivers are highly influenced by rainfall regimes leading to seasonal flooding of vast floodplain areas, which also provides major input of allochthonous sources into the fluvial system (Junk et al., 2011). Unsurprisingly, these seasonal allochthonous inputs deeply affect fauna and flora (Horn et al., 2011). For instance, reproductive cycles of diverse floodplain plants are synchronized with flood pulses; many species' seed dispersion depends on changes in water level, being either carried by water or by aquatic animals (Horn et al., 2011). Likewise, aquatic vertebrates, such as fishes, have their assemblages structured by flood pulses, which provide several temporary habitats for feeding, shelter, and spawning away from open river predators (Ferreira et al., 2014; Freitas et al., 2015; Zacardi et al., 2017). Thus, fauna and flora life strategies are tightly linked to seasonal floods, and as such, are highly affected by changes in it.

Despite the need for seasonal flood pulses to the conservation of many of these Amazonian species, there have been constant changes due to constructions of Hydropower Plants (HPP) (Winemiller et al., 2016; Keppeler et al., 2022). HPPs are responsible for most impacts that affect the local biota due to changes in the native water cycle, affecting not only fauna migration routes, but also and the flow of nutrients and energy within trophic cascades (Lees et al., 2016; Winemiller et al., 2016; Keppeler et al., 2022). Additionally, these changes can also result in habitat destruction due to the lack of regular connection between lakes and the main river system (Welcomme, 2008). Such disconnectedness negatively affects fish assemblages by reducing or obliterating food sources and spawning areas (Winemiller et al., 2016). Beyond their effects on fauna and flora, Amazonian HPPs, such as Belo Monte HPP in the Xingu River (Sabaj Perez, 2015), cause major landscape changes. Hence, HPPs have become a concerning point around discussions on protection, preservation and restoration of ecological communities.

All the previously mentioned impacts of HPPs in ecological communities also affect traditional and native Amazonian people. The most prominent effect on these communities lies in their diet, as fishes are one of the main protein sources of Brazilian Amazonians, with the highest fish consumption per capita worldwide - 170 kg/person/year (Isaac et al., 2015). More recently, studies have shown that fish are the primary protein consumed by the Xingu River people (Francesco and Carneiro, 2015; Pezzuti et al., 2018; Zuanon et al., 2020). More specifically, herbivore fishes of the family Serrasalminidae play a dual role by being both seed dispersal vectors (Galetti et al., 2008; Correa et al., 2015a, b) and main food source for traditional communities throughout the year (Carneiro and Pezzuti, 2015; Magalhães et al., 2016). Therefore, better understanding of the feeding ecology of these fishes will help to highlight the ecological role of the species, providing useful information on decision-making processes around environmental conservation (Daskalov et al., 2007; Ferreira et al., 2014).

As traditional Amazonian communities have used natural fish stock for their diet, their people have

adapted their own lifestyle to the fish's natural life cycles (Rebelo et al., 2010; Magalhães et al., 2016). As such, different human populations have gathered knowledge about aquatic fauna around them, and more importantly, have passed it down over generations, which we refer as Local Traditional Knowledge (LEK). In recent years, ethnoecological studies on LEK have found relevant data on Amazonian aquatic fauna, such as what preys on local fish species and what these fish feeding habits are (Silvano et al., 2008; Ramires et al., 2015; Jacobi et al., 2020). Therefore, LEK may help to more rapidly define strategies for the implementation of ecological management systems (Silvano et al., 2008; Ramires et al., 2015; Jacobi et al., 2020), generating essential information for the conservation of fish (Silvano et al., 2008; Silvano and Begossi, 2010; Begossi et al., 2011; Andrade et al., 2016a, b).

In areas where HPPs are built, it is common to have a lack of ecological information from before the dam is constructed (Hallwass et al., 2013), such as sources food for fish. In situations like those, LEK can be a useful tool to gain information about the past (Hallwass et al., 2013). In fact, the LEK has been used in many ways to assess impacts of damming, in the Tucuruí Dam a study evaluated the composition of the fish stock 40 years after the damming, showing a timeline of changes in the fish composition (Hallwass et al., 2013).

Thus, we applied an integrated survey of the feeding ecology of herbivorous serrasalmids in a region of Xingu affected by dam construction. This survey consisted of collecting LEK from the Yudjá people, an indigenous ethnic group derived from the middle Xingu River and comparing it to data collected through stomach content analysis of local serrasalmids. Our study also describes the seasonal variation in fish feeding ecology between dry and wet seasons after the damming of Xingu River, identifying the primary food sources for local serrasalmid species. Finally, we compare fish size, mass, and welfare from before and after dam construction by Belo Monte HPP, which directly shows its impact on local fish stocks. Our findings not only contribute to the growing data on the impact of dam construction on local fauna and human communities but also highlight LEK and biological data as complementary tools to understand damming effects on Amazonian rivers.

2. Materials and Methods

2.1. Study area

The Xingu River is the main right-bank clearwater tributary of the lower Amazon River basin, along with the Iriri and Bacajá Rivers (Sabaj Perez, 2015). The present study was carried out at the 'Big Bend' of Xingu (BBX), an area which currently has an altered flood pulse due to the Belo Monte HPP built in 2016 (Andrade et al., 2016a). HPP construction changed most of the water flow through an artificial channel and lake between two dams; the original water stream located between them, known as 'Big Bend' of Xingu (BBX), had its flow severely impacted (Figure 1). This area encompasses indigenous lands (IL) of

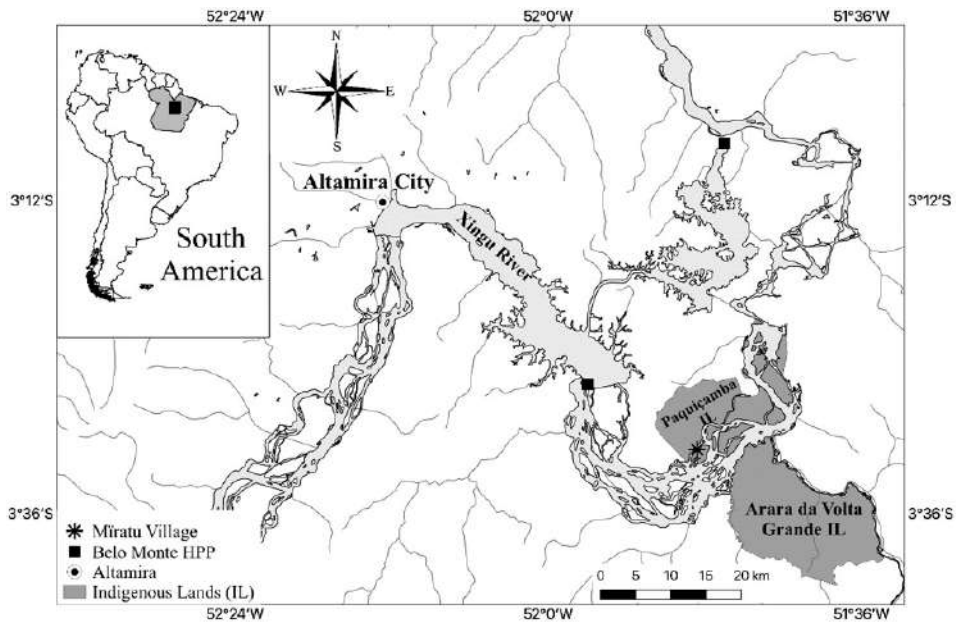


Figure 1. Sites in the Xingu River after the damming by Belo Monte Hydropower Plant in the Big Bend of Xingu (*Volta Grande do Xingu*).

Paquiçamba and *Arara da Volta Grande*, which are directly affected by Belo Monte HPP, as their populations depend on the river for subsistence, locomotion, and culture (Francesco and Carneiro, 2015). The indigenous people from the Juruna ethnicity (or as they prefer, the Yudjá, meaning *owners of the river* in their native language) live in *Paquiçamba* IL, which contains three indigenous villages: *Paquiçamba*, *Miratu*, and *Furo Seco* (Francesco and Carneiro, 2015). The present study was assisted by the indigenous people from *Miratu* village and is part of the project for monitoring the fishing landings by the *Associação Yudjá Miratu da Volta Grande do Xingu* (AYMIX), *Instituto Socioambiental* (ISA), *Universidade Federal do Pará* (UFPA), and *Universidade Federal de São Carlos* (UFSCar), have patterned to monitor the region since 2013 (Carneiro and Pezzuti, 2015; Pezzuti et al., 2018).

2.2. Sampling design

Sampling was performed over 10 days in each of the two seasons: dry (October 2017) and wet (April 2018). Fish specimens were collected from local fisheries for community consumption, and as such were gathered by people using traditional fishing gear, such as casting nets, gillnets, a modification of long line (*'atiradeira'* in Brazilian Portuguese), and screen gillnet, as described by Mesquita and Isaac-Nahum (2015). Specimens were collected from backwaters, rapids, islands, beaches, rocky outcrops, floodplains, and river channels.

After sampling, freshly collected specimens were taxonomically identified, their total length (in centimeters, c) and weight (in grams, g) was measured. Subsequently, their entire gastrointestinal tract was removed, fixed with 10% formaldehyde solution, labeled and stored in plastic bags. Before laboratory analysis, stomach samples were washed with running water, then preserved

with 70% alcohol, and finally identified and grouped into food categories. Biometric data from dry and wet seasons of 2014 (before damming) were collected by the Environmental Basic Plan – Indigenous Component, in the same way as mentioned in the previous paragraph, and were provided by Norte Energia to the AYMIX, but unfortunately stomach content data from before dam construction was not available.

Additionally, for all the previously mentioned years that information regarding the pacus' biometrics was available (2014, 2017, 2018), data from the water flow in the BBX was also collected. To determine the extent of the water flow changes before (2014) and after (2017, 2018) dam construction, these values were compared using Mann Whitney in R software, version 3.5.1 (R Core Team, 2018).

2.3. Diet analysis

For the years 2017 and 2018, when specimens' stomachs were available, their content was analyzed under stereomicroscope and classified to the lowest taxonomic level. Each item was weighed on an electronic scale (A&D, model GR200) with a 0.0001g accuracy, and although empty stomachs were counted (eleven in total, found in the post-damming period), they were excluded from downstream analysis.

Stomach items were classified in six categories: 1 – terrestrial plants (leaves, flowers, stalks, and ground plant material, all from terrestrial plants); 2 – aquatic plants (Podostemaceae, algae, periphyton, and other aquatic plants); 3 – terrestrial invertebrates (Diptera, Hemiptera, Orthoptera, Arachnids, Arthropods, and Coleoptera) 4 – aquatic invertebrates (Ephemeroptera, Simuliidae, Collembola, Trichoptera, Odonata, Annelids, Gastropods, and Porifera); 5 – fish and bird pieces (unidentified bone material, generally comprised of pieces of fish, scales,

spines, and feathers); and 6 – fruits (entire fruits and seeds from terrestrial plants). All remaining items that did not fit in the previous categories, such as sandy sediment, plastic particles, Trematodes, and Nematodes were removed from the analysis, as they are not considered to have significant nutritional value for fishes (the first two are likely ingested by accident, and the others are likely intestinal parasites/commensals). Additionally, due to representing a large fraction of the items found, fruits from terrestrial plants had their own category. Each item's weight was used to calculate their Alimentary Importance index ($A_i\%$), as previously described (Equation 1):

$$A_i = (FixWi) / \sum_{i=1}^n (FixWi) \quad (1)$$

where Fi is the frequency of occurrence of item i and Wi is the weight of item i (Kawakami and Vazzoler, 1980).

Bray-Curtis distance was used to compare diet similarity among species $A_i\%$ values and plotted on a heatmap using the R software, version 3.5.1 (R Core Team, 2018).

2.4. Body mass, size, and condition factor

Fulton's condition factor (K) was calculated to compare the physiological condition (welfare) of pacus from before (2014) and after (2017, 2018) the Xingu River damming, using $K = W/TL^3$ (where W is the total body weight in grams, TL is the total length in centimeters, and 3 is the isometric coefficient). W , TL and K values were compared individually for dry and wet seasons between before (2014) and after-damming (2017, 2018) periods using analysis of variance (ANOVA or Kruskal-Wallis), and *a priori* analysis of the normality of data using a Shapiro-Wilk test in the PAST software, version 2.17c (Hammer et al., 2001).

2.5. Local ecological knowledge (LEK) of pacus feeding behavior

We conducted interviews with all fishers from Miratu village using semi-structured questionnaires about pacus feeding behavior over the different seasons (dry

and wet) and periods (before and after damming). In addition, questionnaires elicited fishers' perception of the physiological condition of pacus. Twenty-one fishers participated in the study, representing the twenty families in Miratu village; 90% were males and have been fishing for more than 10 years. We classified the food items mentioned in the interviews as: 1 – fruit (fruits and seeds); 2 – flowers (whole flowers and petals); 3 – brush (leaves, stalks, and barks of trees); 4 – birds (pieces of meat and feathers); 5 – sponge (scraped Porifera); 6 – aquatic plants; 7 – fish. After that, we used the Shannon-Weaver diversity index (H') to compare the items mentioned by fishers with food items found the stomach of sampled specimens.

Regarding the physiological condition of specimens, we posed questions about the season when pacus was either "thinner" or "fatter", either as having "lost" or "gained" weight, or whether fish did not change between before- and after-damming periods. We also compared this information with K values. We made a table of comparative cognition (Marques, 2012), where the information provided by the interviews with fishers from Miratu village was compared with the food items found in the stomach contents of pacus and cited in literature.

3. Results

The results described here correspond to 107 and 133 specimens collected before and after damming, respectively (Table 1). Specimens from eight taxonomic species (plus their respective vernacular names) were found: *Myleus setiger* (Müller and Troschel, 1844; pacu-caranha), *Myloplus arnoldi* (Ahl, 1936; pacu-peidão or pacu-folha), *Myloplus asterias* (Müller and Troschel, 1844; pacu-olhudo), *Myloplus rubripinnis* (Müller and Troschel, 1844; pacu-branco), *Myloplus schomburgkii* (Jardine, 1841; pacu-cadete), *Ossubtus xinguense* (Jégu, 1992; pacu-capivara), *Tometes ancylorhynchus* (Andrade et al., 2016a; pacu-rosa), and *Tometes kranponhah* (Andrade et al., 2016a; pacu-curupité). In terms of water flow measurements,

Table 1. Average and standard deviation of total length (TL) and weight (W), number of specimens (N) collected in the Big Bend of the Xingu River during dry and wet seasons and before- and after-damming periods.

Species	Dry			Wet		
	N	TL (cm)	W (g)	N	TL (cm)	W (g)
	<i>Before-damming</i>					
<i>Myleus setiger</i>	5	16.8±1.5	98.0±35.6	7	20.7±3.9	152.9±123.2
<i>Myloplus rubripinnis</i>	36	27.8±6.2	643.1±425.6	16	31.9±4.5	1104.7±216.8
<i>Myloplus schomburgkii</i>	5	17.6±1.3	130.0±27.4	19	19.9±2.0	1090.5±399.6
<i>Ossubtus xinguense</i>	2	31.0±11.3	1150.0±1202.1	5	21.6±1.1	930.0±120.4
<i>Tometes kranponhah</i>	2	29.0±15.6	700.0±848.5	10	29.4±12.7	1095.0.5±516.1

Table 1. Continued...

Species	Dry			Wet		
	N	TL (cm)	W (g)	N	TL (cm)	W (g)
	<i>After-damming</i>					
<i>Myleus setiger</i>	15	16.7±3.5	136.7±71.9	-	-	-
<i>Myloplus arnoldi</i>	2	15.5±2.1	75.0±35.4	1	20.0	250.0
<i>Myloplus asterias</i>	3	21.3±1.5	250.0±86.6	-	-	-
<i>Myloplus rubripinnis</i>	32	23.5±3.6	318.8±155.9	30	30.9±3.7	991.7±266.5
<i>Myloplus schomburgkii</i>	6	19.1±1.8	183.3±51.6	-	-	-
<i>Ossubtus xinguense</i>	-	-	-	9	19.1±2.4	194.4±63.5
<i>Tometes ancylorhynchus</i>	6	15.3±1.4	100.0±44.7	-	-	-
<i>Tometes kranponhah</i>	-	-	-	29	19.8±6.2	239.7±213.5

we found a significant reduction by approximately 5000 m³/s in April of 2018 (before-damming) compared to April 2014 (after-damming, Figure 2, $W = 85$, $p < 0.05$).

3.1. Diet analysis

Pacus' diet was unchanged in terms of the number of categories found in the dry and wet seasons (6 items; Figure 3). Moreover, terrestrial plants had the highest dietary importance in both seasons for most species (Ai-wet = 40.4%; Ai-dry = 72.8%), followed by fruits (Ai-wet = 29.7%; Ai-dry = 21.8%). Except for *Tometes ancylorhynchus* and *M. arnoldi*, that during the dry season mainly fed on fish and bird pieces (Ai = 61.7%) and aquatic plants (Ai = 52.7%), respectively. For two species that were only found during the wet season (*O. xinguense* and *T. kranponhah*), aquatic plants were their main food source (Ai = 99.9%; and Ai = 97.9%, respectively). *Ossubtus xinguense* was the only species among the eight collected, which did not present terrestrial plants in diet, and only *M. asterias* did not present invertebrates whether terrestrial or aquatic.

Cluster analysis (Figure 4) showed two groups, one with the species *T. kranponhah*, *O. xinguense*, *T. ancylorhynchus*, and *M. arnoldi* from the wet season, grouped together due to mostly feeding on aquatic plants. Within this group there is a subgroup containing *M. arnoldi* and *T. ancylorhynchus* separated from the other two species by feeding largely on fish and bird pieces. The last main group is formed by all the remaining species which ingested terrestrial plants, with three subgroups. We observed that *M. rubripinnis* grouped within the terrestrial plant group due to the large presence of fruit in their diet during both seasons. It is worth mentioning that *M. arnoldi* from the dry season fed mostly on fish and bird pieces; in that way it stayed separated from the larger group, which consists of species mainly feeding on terrestrial plants.

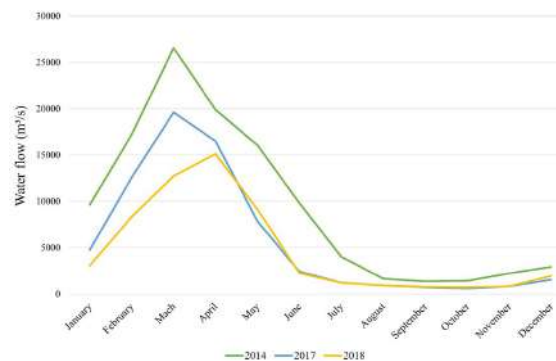


Figure 2. Water flow (m³/s) in the 'Big Bend' of Xingu during the years of 2014, 2017, and 2018.

3.2. Changes in mass, size, and physiological condition

For all species grouped, the condition factor was lower after damming for species during the wet season (Table 2) (S1, Supplementary Material). Comparisons with only species that co-occurred in periods before and after damming (i.e., *M. rubripinnis*, *M. schomburgkii*, *M. setiger*, *O. xinguense* and *T. kranponhah*) showed that only *M. rubripinnis* and *O. xinguense* displayed differences in their condition factor between before and after damming. *Myloplus rubripinnis*, in the dry season, and *O. xinguense*, in the wet season, presented a lower condition factor after damming (Tables 2 and 3).

Comparisons of pacus' sizes with all species grouped were significantly smaller after damming during the dry season but were unchanged during the wet season (Table 2). The mass of pacus comparing all species together proved that fish lost weight after damming whether in the dry or wet season (Table 2). Comparing only the co-occurring species, *T. kranponhah* and *O. xinguense* (collected during wet seasons),

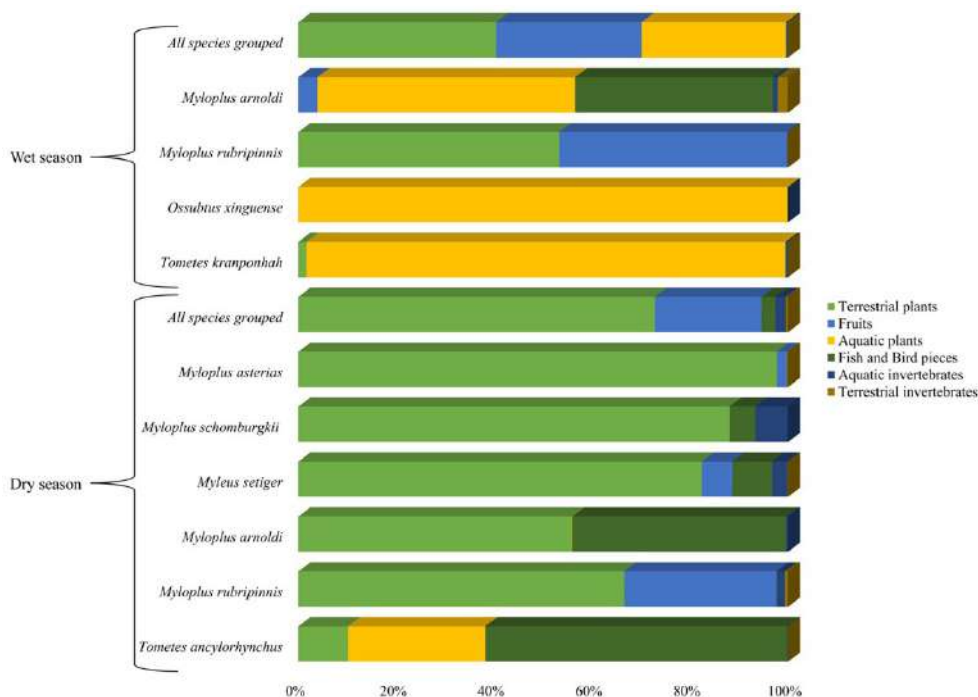


Figure 3. Alimentary importance index (Ai%) for serrasalmid species from BBX collected during dry and wet seasons.

and *M. rubripinnis* (collected during dry seasons) were smaller and thinner in the post-damming period (Table 2).

3.3. Local ecological knowledge of pacus feeding behavior

Based on the Shannon-Weaver index (H'), there is higher diversity of food items ingested by fishes (wet = 8 items; dry = 6 items) than food items mentioned by fishers (wet = 3 items; dry = 6) (wet = $H'_{Diet} = 1.56$; $H'_{Interview} = 0.571$; dry = $H'_{Diet} = 1.555$; $H'_{Interview} = 1.360$). The results for the wet season were consistent with the statistical analysis when we compared the LEK with the condition factor from before and after the damming (Table 2, when the pacus had the lowest K values in the wet season after damming). As all fishers said that the fish is currently tasting bad, smooth and that the pacus were slimmer following damming. Indeed, our findings for *M. rubripinnis* (during the dry season) and *O. xinguense* (during the wet season) support fishers' perception.

Upon asking the fishers if the pacus are either fatter or thinner regarding seasons, most of the fishers indicated differences between seasons, saying that it is possible to find fattest pacus during wet season. The condition factor results for the grouped species also support their narrative, as fish exhibit notable seasonal variations (S1, Supplementary Material). In line with the responses given by most fishers, the remaining co-occurring species exhibited greater K values during wet seasons, except for *T. kranponhah*, which did not exhibit seasonal variations. The comparative cognition table (Table 4) based on food items of pacus mentioned by fishers shows strong

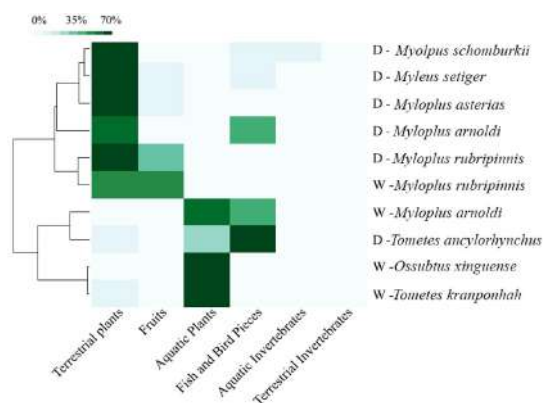


Figure 4. Cluster analysis and heatmap based on similarity of alimentary importance of food sources for pacus during dry and wet seasons.

consistency with literature and with the collection of food items found in the stomach contents analyzed here.

4. Discussion

Our results on the physiological condition, weight and size of pacus, and the LEK emphasize that pacus assemblages have been endangered due to changes caused by Belo Monte HHP. During wet season, both fish welfare and weight decreased after damming, while size remained similar. This suggests that although most fish still develop to their expected length, they

Table 2. Comparisons between periods when serrasalmids were collected in the Big Bend of Xingu; before and after the damming of the Xingu River by Belo Monte Hydropower Plant.

Species	Before	After	Statistical Tests	
	Mean±SD	Mean±SD	P-value	H/F
<i>Total length – Dry Season</i>				
All species grouped	25.9±7.4	20.4±4.6	***	H=14.49
<i>Myleus setiger</i>	16.8±1.5	16.7±3.5	n.s	F=0.002
<i>Myloplus rubripinnis</i>	27.8±6.2	23.5±3.6	**	H=7.64
<i>Myloplus schomburgkii</i>	17.6±1.3	19.1±1.8	n.s	F=2.31
<i>Total length – Wet Season</i>				
All species grouped	25.2±8.0	24.5±7.3	n.s	H=0.24
<i>Myloplus rubripinnis</i>	31.9±4.5	30.9±3.7	n.s	H=1.25
<i>Ossubtus xinguense</i>	21.6±1.1	19.1±2.4	*	F=4.91
<i>Tometes kranponhah</i>	29.4±12.7	19.8±6.2	*	H=4.85
<i>Weight – Dry Season</i>				
All species grouped	559.8±484.2	232.0±149.7	***	H=13.61
<i>Myleus setiger</i>	98.0±35.6	136.7±71.9	n.s	H=1.83
<i>Myloplus rubripinnis</i>	643.1±425.6	318.8±155.9	***	H=10.4
<i>Myloplus schomburgkii</i>	130.0±27.4	183.3±51.6	n.s	H=3.01
<i>Weight – Wet Season</i>				
All species grouped	966.1±453.8	560.9±441.2	***	H=17.3
<i>Myloplus rubripinnis</i>	1104.7±216.8	991.7±266.5	n.s	F=2.12
<i>Ossubtus xinguense</i>	930.0±120.4	194.4±63.5	**	H=9.00
<i>Tometes kranponhah</i>	1095.0±516.1	239.7±213.5	***	H=19.56
<i>Fulton's condition factor – Dry Season</i>				
All species grouped	0.025±0.004	0.025±0.006	n.s	H=0.02
<i>Myleus setiger</i>	0.020±0.003	0.029±0.009	n.s	H=3.52
<i>Myloplus rubripinnis</i>	0.025±0.003	0.023±0.003	**	F=8.89
<i>Myloplus schomburgkii</i>	0.024±0.004	0.026±0.001	n.s	F=1.22
<i>Fulton's condition factor – Wet Season</i>				
All species grouped	0.081±0.064	0.030±0.007	***	H=13.69
<i>Myloplus rubripinnis</i>	0.039±0.024	0.034±0.007	n.s	H=0.25
<i>Ossubtus xinguense</i>	0.094±0.021	0.028±0.005	***	F=83.77
<i>Tometes kranponhah</i>	0.079±0.076	0.026±0.005	n.s	H=1.20

n.s = not significant. * $\alpha < 0.05$. ** $\alpha < 0.01$. *** $\alpha < 0.001$.

Table 3. Range values of the Fulton's condition factor (K), mean and standard deviation (SD) of the pacus species collected in the Big Bend of the Xingu River in the different periods and seasons.

Species	Dry		Wet	
	Min–Max	Mean±SD	Min–Max	Mean±SD
<i>Before-damming</i>				
<i>Myleus setiger</i>	0.015–0.022	0.020±0.003	0.009–0.019	0.014±0.004
<i>Myloplus rubripinnis</i>	0.019–0.034	0.025±0.003	0.019–0.116	0.039±0.024
<i>Myloplus schomburgkii</i>	0.020–0.031	0.024±0.004	0.076–0.244	0.139±0.047
<i>Ossubtus xinguense</i>	0.025–0.034	0.029±0.006	0.066–0.125	0.094±0.021
<i>Tometes kranponhah</i>	0.017–0.020	0.019±0.002	0.018–0.252	0.079±0.076

Table 3. Continued...

Species	Dry		Wet	
	Min–Max	Mean±SD	Min–Max	Mean±SD
	<i>After-damming</i>			
<i>Myleus setiger</i>	0.017–0.046	0.029±0.009	-	-
<i>Myloplus arnoldi</i>	0.018–0.020	0.019±0.002	0.031	-
<i>Myloplus asterias</i>	0.022–0.029	0.025±0.004	-	-
<i>Myloplus rubripinnis</i>	0.006–0.032	0.023±0.003	0.021–0.058	0.034±0.007
<i>Myloplus schomburgkii</i>	0.024–0.027	0.026±0.001	-	-
<i>Ossubtus xinguense</i>	-	-	0.024–0.038	0.028±0.005
<i>Tometes ancylorhynchus</i>	0.015–0.036	0.027±0.008	-	-
<i>Tometes kranponhah</i>	-	-	0.019–0.036	0.026±0.005

Table 4. Comparative cognition table of the feeding ecology of pacus from the Big Bend of Xingu.

Food item mentioned by fishermen	Season	Literature	Found in the fish diet in this study	Mention frequency
Golosa (<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i>)	wet	Not found.	Yes	95.2%
Seringa (<i>Hevea brasiliensis</i>)	wet	Not found.	No	90.5%
Sarão (<i>Myrciaria dubia</i>)	wet/ dry	Not found, but Goulding et al. (1988) mentioned that “The important genera are Eugenia, Psidium, Myrcia and Myrciaria... fishes are often found in large numbers snapping-up the fruits as they fall into the water. All of the species are probably dispersed to some extent by fishes” (Goulding et al., 1988)	No	76.2%
Tucum/Juari (<i>Astrocaryum</i> spp.)	Wet	“...while those found intact and that were possible to identify were... <i>Astrocaryum jauari</i> (Arecaceae)...” (Lopes de Souza, 2005)	Yes	66.7%
Cajá (<i>Spondias mombin</i>)	Wet	Not found.	Yes	52.4%
Figo (<i>Simaba orinocensis</i>)	wet/ dry	Not found.	No	47.6%
Guava (<i>Psidium</i> spp.)	wet/ dry	“...while those found intact and that were possible to identify were... <i>Psidium acutangulum</i> (Myrtaceae)...” (Lopes de Souza, 2005)	Yes	47.6%
Abil (<i>Pouteria caimito</i>)	Wet	Not found.	No	38.1%
Caferana (<i>Vitex snethlagiana</i>)	wet/ dry	Not found.	No	28.6%
Leaves/Flowers	wet/ dry	“According to the alimentary index, juvenile and adult <i>Myleus</i> fed mostly on allochthonous plants (leaves, flowers)”. (Andrade et al., 2019)	Yes	92.9%

are skinnier (with lower weight) likely due to poorer physiological condition (lower K values) post-damming. This happens in association with decreased water flow in BBX region during the wet season after damming, which may be insufficient to temporarily flood nearby forests which represent important food sources for fish. For instance, some food items found in the pacus stomachs are commonly present in riparian forests, such as *Myrciaria dubia* (sarão), *Simaba orinocensis* (fig), *Psidium* spp. (guava). More drastically, our measurements showed that not only weight, but also length of pacus are lower during dry season post-damming, which is in line with descriptions given by the Yudjá people. This may be a result of additive effects of lower dissolved oxygen and higher temperatures during the dry seasons that negatively affect macroalgae abundance (Souza-Cruz-Buenaga et al., 2019), which are now amplified due to lower water flow post-damming. Assembled, these findings suggest that lower water flow, as a result of damming, directly and indirectly limits fish access to their natural feeding sources, which are most prominent during the dry season, both phenomena being observed by the Yudjá people.

Ossubtus xinguense and *T. kranponhah* are herbivorous rheophilic serrasalmids frequently found in rapids that are endemic to the Xingu River basin (Andrade et al., 2019). Along the rapids of the Xingu River, Podostomaceae aquatic plants are massively present (Abe et al., 2015; Medeiros et al., 2015), they typically grow to high densities during the wet season (Devi et al., 2016) and represent an abundant food source to the fishes (Andrade et al., 2019). Since the flood pulse of the BBX has changed because of the Belo Monte HHP, growth patterns of aquatic plants may also be affected, as previously observed (Fitzgerald et al., 2018). Thus, changes in water flow due to Belo Monte HPP construction may decrease the growth of native Podostomaceae plants, consequently decreasing the chances of survivorship of endemic rheophilic pacus that feed on them.

The remaining species we studied here had herbivore behavior, except for *T. ancylorhynchus* and *M. arnoldi* during the wet season, which we can classify as an omnivorous species. The high percentage of terrestrial plants in the serrasalmid diet, even during the dry season, indicates the importance of seasonally flooded forests for pacus assemblage, as higher input of food items (terrestrial plants) to the river occurs during ascending water levels. Terrestrial fruits and seeds are among the items ingested by Serrasalmidae fish in this study, which may indicate their role as seed dispersal vectors, as previously reported (Horn et al., 2011). Plants cited by the Yudjá - such as *Chrysophyllum sanguinolentum*, *Hevea brasiliensis*, *Astrocaryum* spp., and the *Spondias mombin*- still bear fruit in periods when the flow in the BBX is reduce by around 34 to 70% (Utsunomiya et al., 2024). Thus, conservation of these alluvial forests, which contain the highest density of rare species from all biomes in the BBX (Salomão et al., 2007), depends on this interaction, once lower flow in the BBX is hindering certain plants, particularly fruit trees, as the ichthyochory may not occur due to low water levels (Utsunomiya et al., 2024).

Since changes in flood pulses can prevent fish from accessing the food items from floodplains (Fitzgerald et al., 2018), Belo Monte HHP is thought to have changed the composition and abundance of food sources provided for this fish assemblage (Souza-Cruz-Buenaga et al., 2019; Keppeler et al., 2022). Furthermore, there was a great drought in 2016 in the region, caused by of the 2015-2016 El Niño phenomenon, and worsened by the damming, which generated a lower flow rate (10,000 m³/s in April, when 23,000m³/s were expected, representing the peak of the flooding season). Consequently, not only were fish mortality rates high, but also annual spawning hampered due to inaccessible flooded forest (Pezzuti et al., 2018). More alarming is the current water flow control suggested by the National Water Agency (ANA), who proposes a trial alternation between 4,000 m³/s and 8,000m³/s water flow by Belo Monte HHP to the Xingu River (Pezzuti et al., 2018). The flow rates proposed by ANA are not sufficient for the maintenance of wildlife in the BBX, where it is necessary to achieve 15,000m³/ at the peak of the flooding season (Zuanon et al., 2020). In summary, the effects of El Niño on BBX illustrate how changes in the flood pulse might make fish assemblages more vulnerable, especially in the context of climate change.

The food sources mentioned by the Yujá fishers were less diverse than the items found in the stomach contents of pacus. Indeed, based on the fishers' knowledge on the feeding behavior of fishes (Begossi et al., 2011; Ramires et al., 2015; Silvano and Begossi, 2016), they use only main food items as bait for fishing, which explains the lower diversity of food sources stated by fishers as compared to those found in the stomach contents of pacus. Nevertheless, the Yudjá fishers were able to identify specific food sources for pacus, pointing out to the species of fruits, flowers, and leaves consumed by the fish, which in some cases weren't found in the stomach content, likely due to their soft nature. These findings demonstrate that the LEK can be an effective method to understanding fish diets, enabling us to collect similar information from diet analyses yet much more quickly and affordably.

Although Belo Monte HHP was not operating at full power when the data for this work was collected (Carneiro and Pezzuti, 2015), pacus assemblages have already been negatively impacted by environmental changes due to its construction. Accordingly, these impacts are already affecting the Yudjá and other riverside communities living along the BBX, as changes in fish assemblages will affect the main year-round food supply for these peoples (Carneiro and Pezzuti, 2015; Pezzuti et al., 2018, 2024; Zuanon et al., 2020). In fact, the decrease in the supply of fish can cause alterations in the Yudjá's diet, as inclusion of procced food (Pezzuti et al., 2018; Begossi et al., 2019).

The major prevalence of terrestrial plants and aquatic plants in the pacus diet illustrates the great importance of flooded forests and rapids for these fish, emphasizing how these animals depend on the flood pulse. The biometric analysis and LEK showed that pacus assemblages are enduring the impacts of damming, and this has been harming the Yudjá people who live in the BBX. These impacts tend to increase with the adoption of artificial hydrological regimes, which are insufficient to provide native aquatic wildlife access to floodplains. Therefore,

we require urgent review of the planned rates of water flow to the BBX to avoid irreparable damage to the endemic fishes and traditional/native communities that live off the river.

Acknowledgements

We would like to thank the Yudjá from Miratu village and the association AYMÍX, holders of the local ecological knowledge shown in this study. We are grateful to Pedro, Antônio, Nei, Jailson, Michael, Jelson, José, Irá, Jair, Leiliane, Anderson, Junior, Marlon, Jacaré, Josiel, Luis, Severino, Irineu, and Natanael, for participating in the interviews and granting permission to publish them. We thank Instituto Socioambiental (ISA) for their financial and logistic support. ALPS and FCN were funded by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível – CAPES - Finance Code 001. MÂ received a grant from the “Centro de Triagem de Invertebrados” (UFPA/FADESP project #4390/ITV-DS project #R100603.CT.02). MÂ is also funded by the Conselho nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq #310522/2023-4). JCBP was awarded a productivity grant from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. This study is part of the master's dissertation of ALPS in Aquatic Ecology and Fishing Graduate School Program. The Universidade Federal do Pará funded the English review through the Programa de Apoio à Publicação Qualificada (PAPQ/ EDITAL 01/2019 - PROPESP). We would like to thank Danielson Amaral and Christopher Blank for further reviewing translation of this manuscript to English.

Data Availability Statement

Data is available upon request.

References

- ABE, D.S., SIDAGIS-GALLI, C., MATSUMURA-TUNDISI, T., TUNDISI, J.E.M.G., BLANCO, F.P., FARIA, C.R.L. and TUNDISI, J.G., 2015. Additional list of species of aquatic macrophytes in the lower basin of the Xingu River. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 75, no. 3, suppl. 1, pp. 70-77. <http://doi.org/10.1590/1519-6984.03714BM> PMID:26691078.
- AHL, E., 1936. Beschreibungen neuer fische der familie characidae aus sudamerika. *Zoologischer Anzeiger*, vol. 114, pp. 19-26.
- ANDRADE, M.C., FITZGERALD, D.B., WINEMILLER, K.O., BARBOSA, P.S. and GIARRIZZO, T., 2019. Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. *Hydrobiologia*, vol. 829, no. 1, pp. 265-280. <http://doi.org/10.1007/s10750-018-3838-y>.
- ANDRADE, M.C., SOUSA, L.M., OTA, R.P., JÉGU, M. and GIARRIZZO, T., 2016a. Redescription and geographical distribution of the endangered fish *ossutbus xinguense* Jégu 1992 (Characiformes, Serrasalminidae) with comments on conservation of the rheophilic fauna of the Xingu River. *PLoS One*, vol. 11, no. 9, e0161398. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0161398> PMID:27662358.
- ANDRADE, M.C., JÉGU, M. and GIARRIZZO, T., 2016b. Tometes kranponhah and Tometes ancylohrhynchus (Characiformes: Serrasalminidae), two new phytophagous serrasalmids, and the first Tometes species described from the Brazilian Shield. *Journal of Fish Biology*, vol. 89, no. 1, pp. 467-494. <http://doi.org/10.1111/jfb.12868> PMID:26725331.
- BEGOSSI, A., SALIVONCHYK, S.V., ARAUJO, L.G., ANDREOLI, T.B., CLAUZET, M., MARTINELLI, C.M., FERREIRA, A.G.L., OLIVEIRA, L.E.C. and SILVANO, R.A.M., 2011. Ethnobiology of snappers (Lutjanidae): target species and suggestions for management. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, vol. 7, no. 1, pp. 11. <http://doi.org/10.1186/1746-4269-7-11> PMID:21410969.
- BEGOSSI, A., SALIVONCHYK, S.V., HALLWASS, G., HANAZAKI, N., LOPES, P.F.M., SILVANO, R.A.M., DUMARESQ, D. and PITTOCK, J., 2019. Fish consumption on the amazon: A review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 79, no. 2, pp. 345-357. <http://doi.org/10.1590/1519-6984.186572> PMID:30379202.
- CARNEIRO, C. and PEZZUTI, J.C.B., 2015. O monitoramento dos recursos pesqueiros dos Juruna da aldeia Muratu. In: A. FRANCESCO and C. CARNEIRO, eds. *Atlas dos impactos da UHE Belo Monte sobre a pesca*. São Paulo: Instituto Socioambiental, pp. 51-59.
- CORREA, S.B., BETANCUR-R., R., MÉRONA, B. and ARMBRUSTER, J.W., 2015a. Diet shift of Red Belly Pacu *Piaractus brachyomus* (Cuvier, 1818) (Characiformes: Serrasalminidae), a Neotropical fish, in the Sepik-Ramu River Basin, Papua New Guinea. *Neotropical Ichthyology*, vol. 12, no. 4, pp. 827-833. <http://doi.org/10.1590/1982-0224-20130212>.
- CORREA, S.B., COSTA-PEREIRA, R., FLEMING, T., GOULDING, M. and ANDERSON, J.T., 2015b. Neotropical fish-fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, vol. 90, no. 4, pp. 1263-1278. <http://doi.org/10.1111/brv.12153> PMID:25599800.
- DASKALOV, G.M., GRISHIN, A.N., RODIONOV, S. and MIHNEVA, V., 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 104, no. 25, pp. 10518-10523. <http://doi.org/10.1073/pnas.0701100104> PMID:17548831.
- DEVI, M.L., TANDON, S.R. and UNIYAL, P.L., 2016. Features of seeds of Podostemaceae and their survival strategy in freshwater ecosystems. *Rheedia*, vol. 26, pp. 29-36.
- FERREIRA, F.S., VICENTIN, W., COSTA, F.E.S. and SÚAREZ, Y.R., 2014. Trophic ecology of two piranha species, *Pygocentrus nattereri* and *Serrasalmus marginatus* (Characiformes, Characidae), in the floodplain of the Negro River, Pantanal. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 26, no. 4, pp. 381-391. <http://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000400006>.
- FITZGERALD, D.B., SABAJ PEREZ, M.H., SOUSA, L.M., GONÇALVES, A.P., RAPP PY-DANIEL, L., LUJAN, N.K., ZUANON, J., WINEMILLER, K.O. and LUNDBERG, J.G., 2018. Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, vol. 222, pp. 104-112. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002>.
- FRANCESCO, A. and CARNEIRO, C., 2015. *Atlas dos impactos da UHE Belo Monte sobre a pesca*. 1. ed. São Paulo: Instituto Socioambiental.
- FREITAS, T.M.S., PRUDENTE, B.S., OLIVEIRA, V., OLIVEIRA, M.N.C., PRATA, E.G., LEÃO, H. and MONTAG, L.F.A., 2015. Influence of the flood pulse on the reproduction of Tocantinsia piresi (Miranda Ribeiro) and Auchenipterus nuchalis (Spix & Agassiz) (Auchenipteridae) of the middle Xingu River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 75, no. 3, suppl. 1, pp. 158-167. <http://doi.org/10.1590/1519-6984.00114BM> PMID:26691087.

- GALETTI, M., DONATTI, C.I., PIZO, M.A. and GIACOMINI, H.C., 2008. Big fish are the best: seed dispersal of *Bactris glaucescens* by the Pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica*, vol. 40, no. 3, pp. 386-389. <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00378.x>.
- GOULDING, M., CARVALHO, M.L. and FERREIRA, E.G., 1988. *Rio Negro, rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities*. The Hague: SPB Academic Publishing.
- HALLWASS, G., LOPES, P.F., JURAS, A.A. and SILVANO, R.A.M., 2013. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecological Applications*, vol. 23, no. 2, pp. 392-407. <http://doi.org/10.1890/12-0429.1> PMID:23634590.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. and RYAN, P.D., 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, vol. 4, no. 1, pp. 4.
- HORN, M.H., CORREA, S.B., PAROLIN, P., POLLUX, B.J.A., ANDERSON, J.T., LUCAS, C., WIDMANN, P., TJIU, A., GALETTI, M. and GOULDING, M., 2011. Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: the growing evidence. *Acta Oecologica*, vol. 37, no. 6, pp. 561-577. <http://doi.org/10.1016/j.actao.2011.06.004>.
- ISAAC, V.J., ALMEIDA, M.C., GIARRIZZO, T., DEUS, C.P., VALE, R., KLEIN, G. and BEGOSSI, A., 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*, vol. 87, no. 4, pp. 2229-2242. <http://doi.org/10.1590/0001-3765201520140250> PMID:26628023.
- JACOBI, C.M., VILLAMARÍN, F., CAMPOS-SILVA, J.V., JARDINE, T. and MAGNUSSON, W.E., 2020. Feeding of *Arapaima* sp.: integrating stomach contents and local ecological knowledge. *Journal of Fish Biology*, vol. 97, no. 1, pp. 265-272. <http://doi.org/10.1111/jfb.14372> PMID:32383478.
- JARDINE, W., 1841. Pacus of Guiana. In: R. SCHOMBURGK and W. JARDINE, eds. *The natural history of fishes of Guiana*. Edinburgh: The Naturalists' Library, pp. 236-242.
- JÉGU, M., 1992. *Ossubtus xinguense*, nouveaux genre et espèce du Rio Xingu, Amazonie, Brésil (Teleostei: serrasalmidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, vol. 3, pp. 235-252.
- JUNK, W.J., PIEDADE, M.T.F., SCHÖNGART, J., COHN-HAFT, M., ADENEY, J.M. and WITTMANN, F., 2011. A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, vol. 31, no. 4, pp. 623-640. <http://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>.
- KAWAKAMI, E. and VAZZOLER, G., 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, vol. 29, no. 2, pp. 205-207. <http://doi.org/10.1590/S0373-5524198000200043>.
- KEPPELER, F.W., ANDRADE, M.C., TRINDADE, P.A.A., SOUSA, L.M., ARANTES, C.C., WINEMILLER, K.O., JENSEN, O.P. and GIARRIZZO, T., 2022. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. *The Science of the Total Environment*, vol. 838, no. Pt 2, pp. 155951. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155951> PMID:35588808.
- LOPES DE SOUZA, L., 2005. Frugivoria e dispersão de sementes por peixes na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã. *Uakari*, vol. 1, pp. 1-8.
- LEES, A.C., PERES, C.A., FEARNSIDE, P.M., SCHNEIDER, M. and ZUANON, J.A.S., 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, vol. 25, no. 3, pp. 451-466. <http://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>.
- MAGALHÃES, S.B., SILVA, Y.Y.P. and VIDAL, C.L., 2016. Não há peixe para pescar neste verão: efeitos socioambientais durante a construção de grandes barragens – o caso Belo Monte. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, vol. 37, pp. 111-134. <http://doi.org/10.5380/dma.v37i0.45595>.
- MARQUES, J.G.W., 2012. Etnoictologia: pescando pescadores nas águas da transdisciplinaridade. *Revista Ouricuri*, vol. 2, pp. 9-36. <http://doi.org/10.59360/ouricuri.vol2.i2.a6428>.
- MEDEIROS, G.R., RODRIGUES-FILHO, J.L., MATSMURA-TUNDISI, T., TUNDISI, J.E.M., ABE, D.S., OLIVEIRA, H.A., DEGANI, R.M., BLANCO, F.P., FARIA, C.R.L., CAMPANELLI, L., SOARES, F.S., SIDAGIS-GALLI, C.V., TEIXEIRA-SILVA, V., GATTI-JUNIOR, P. and TUNDISI, J.G., 2015. Occurrence of macrophytes species in the lower basin of the Xingu River. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 75, no. 3, suppl. 1, pp. S65-S69. <http://doi.org/10.1590/1519-6984.03114BM> PMID:26691077.
- MESQUITA, E. and ISAAC-NAHUM, V.J., 2015. Traditional knowledge and artisanal fishing technology on the Xingu River in Pará, Brazil. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 75, no. 3, suppl. 1, pp. 138-157. <http://doi.org/10.1590/1519-6984.01314BM> PMID:26691086.
- MÜLLER, J. and TROSCHER, F.H., 1844. Synopsis generum et specierum familiae Characinorum. (Prodromus descriptionis novorum generum et specierum). *Archiv für Naturgeschichte*, vol. 10, pp. 81-99.
- PEZZUTI J.C.B., CARNEIRO C., MANTOVANELLI T., GARZÓN B.R., 2018. *Xingu, o rio que pulsa em nós: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu*. Altamira: Instituto Socioambiental.
- PEZZUTI, J.C.B., ZUANON, J., LOPES, P.F.M., CARNEIRO, C.C., SAWAKUCHI, A.O., MONTOVANELLI, T.R., AKAMA, A., RIBAS, C.C., JURUNA, D. and FEARNSIDE, P.M., 2024. Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia. *Perspectives in Ecology and Conservation*, vol. 22, no. 2, pp. 112-117. <http://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.05.001>.
- R CORE TEAM, 2018. *R: a language and environment for statistical computing* [software]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- RAMIRES, M., CLAUZET, M., BARRELLA, W., ROTUNDO, M.M., SILVANO, R.A.M. and BEGOSSI, A., 2015. Fishers' knowledge about fish trophic interactions in the southeastern Brazilian coast. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, vol. 11, no. 1, pp. 19. <http://doi.org/10.1186/s13002-015-0012-8> PMID:25889226.
- REBELO, S.R.M., FREITAS, C.E.D.C. and SOARES, M.G.M., 2010. Fish diet from Manacapuru Big Lake complex (Amazon): an approach starting from the traditional knowledge. *Biota Neotropica*, vol. 10, no. 3, pp. 39-44. <http://doi.org/10.1590/S1676-06032010000300003>.
- SABAJ PEREZ, M., 2015. Where the Xingu bends and will soon break. *American Scientist*, vol. 103, no. 6, pp. 395. <http://doi.org/10.1511/2015.117.395>.
- SALOMÃO, R. P., VIEIRA, I.C.G., SUEMITSU, C., ROSA, N. A., ALMEIDA, S.S., AMARAL, D.D. and MENEZES, M.P.M., 2007. As florestas de Belo Monte na grande curva do rio Xingu, Amazônia Oriental. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, vol. 2, no. 3, pp. 57-153. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v2i3.696>.
- SILVANO, R.A.M. and BEGOSSI, A., 2010. What can be learned from fishers? An integrated survey of fishers' local ecological knowledge and bluefish (*Pomatomus saltatrix*) biology on the Brazilian coast. *Hydrobiologia*, vol. 637, no. 1, pp. 3-18. <http://doi.org/10.1007/s10750-009-9979-2>.
- SILVANO, R.A.M. and BEGOSSI, A., 2016. From ethnobiology to ecotoxicology: fishers' knowledge on trophic levels as indicator

- of bioaccumulation in tropical marine and freshwater fishes. *Ecosystems*, vol. 19, no. 7, pp. 1310-1324. <http://doi.org/10.1007/s10021-016-0002-2>.
- SILVANO, R.A.M., SILVA, A.L., CERONI, M. and BEGOSSI, A., 2008. Contributions of ethnobiology to the conservation of tropical rivers and streams. *Aquatic Conservation*, vol. 18, no. 3, pp. 241-260. <http://doi.org/10.1002/aqc.825>.
- SOUZA-CRUZ-BUENAGA, F.V.A., ESPIG, S.A., CASTRO, T.L.C. and SANTOS, M.A., 2019. Environmental impacts of a reduced flow stretch on hydropower plants. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 79, no. 3, pp. 470-487. <http://doi.org/10.1590/1519-6984.183883> PMID:30304254.
- UTSUNOMIYA, R., BEVERIDGE, C., LOBO, G., ASSAHIRA, C., MORETTO, E.M. and ATHAYDE, S., 2024. Dewatering the Xingu River: hydrological alterations and biocultural connections among the Arara indigenous people in the Volta Grande region, Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, vol. 24, no. 2, pp. 85. <http://doi.org/10.1007/s10113-024-02230-7>.
- WELCOMME, R., 2008. World prospects for floodplain fisheries. *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 8, no. 2-4, pp. 169-182. <http://doi.org/10.2478/v10104-009-0013-0>.
- WINEMILLER, K.O., MCINTYRE, P.B., CASTELLO, L., FLUET-CHOUINARD, E., GIARRIZZO, T., NAM, S., BAIRD, I.G., DARWALL, W., LUJAN, N.K., HARRISON, I., STIASSNY, M.L.J., SILVANO, R.A.M., FITZGERALD, D.B., PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., ALBERT, J.S., BARAN, E., PETRERE JUNIOR, M., ZARFL, C., MULLIGAN, M., SULLIVAN, J.P., ARANTES, C.C., SOUSA, L.M., KONING, A.A., HOEINGHAUS, D.J., SABAJ, M., LUNDBERG, J.G., ARMBRUSTER, J., THIEME, M.L., PETRY, P., ZUANON, J., VILARA, G.T., SNOEKS, J., OU, C., RAINBOTH, W., PAVANELLI, C.S., AKAMA, A., SOESBERGEN, A. and SAENZ, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, vol. 351, no. 6269, pp. 128-129. <http://doi.org/10.1126/science.aac7082> PMID:26744397.
- ZACARDI, D.M., BITTENCOURT, S.C.S., NAKAYAMA, L. and QUEIROZ, H.L., 2017. Distribution of economically important fish larvae (Characiformes, Prochilodontidae) in the Central Amazonia, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, vol. 24, no. 4, pp. 283-291. <http://doi.org/10.1111/fme.12222>.
- ZUANON, J., SAWAKUCHI, A., CAMARGO, M., WAHNFRIED, I., SOUSA, L., AKAMA, A., MURIEL-CUNHA, J., RIBAS, C., D'HORTA, F., PEREIRA, T., LOPES, P., MANTOVANELLI, T., LIMA, T.S., GARZÓN, B., CARNEIRO, C., REIS, C.P., ROCHA, G., SANTOS, A.L., DE PAULA, E.M., PENNINO, M. and PEZZUTI, J., 2020. Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *Papers Do NAEA*, vol. 1, no. 2. <http://doi.org/10.18542/papersnaea.v28i2.8106>.

Supplementary Material

Supplementary material accompanies this paper.

S1. Comparisons between seasons when serrasalmids were collected in the Big Bend of Xingu; before and after the damming of the Xingu River by Belo Monte Hydropower Plant. n.s = not significant; * $\alpha < 0.05$; ** $\alpha < 0.01$; *** $\alpha < 0.001$

This material is available as part of the online article from <https://10.1590/1519-6984.282304>.



cambridge.org/enc

Research Paper

Cite this article: Lopes PFM et al. (2024) Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environmental Conservation* **51**: 27–35. doi: [10.1017/S0376892923000358](https://doi.org/10.1017/S0376892923000358)

Received: 16 June 2023
Revised: 4 December 2023
Accepted: 4 December 2023
First published online: 27 December 2023

Keywords:









Belo Monte; fish consumption; food sovereignty; hydroelectricity; Xingu River

Corresponding author:

Priscila FM Lopes;
Email: priscila.lopes@ufrn.br

[†]In memoriam.

Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities

Priscila FM Lopes^{1,2} , Marta Cousido-Rocha³ , Monalisa RO Silva^{1,4} ,
Cristiane C Carneiro⁵ , Juarez CB Pezzuti^{2,6,7} , Eduardo G Martins⁸,
Eder MS De Paula⁹ , Alpina Begossi^{2,10,†}  and Maria G Pennino^{1,3} 

¹Fishing Ecology, Management and Economics Group, Department of Ecology, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brazil; ²Fisheries and Food Institute, Rio de Janeiro, Brazil; ³Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Centro Oceanográfico de Vigo, Vigo, Spain; ⁴Department of Fish and Wildlife Conservation, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA, USA; ⁵Federal Prosecutor Office, Altamira, Pará, Brazil; ⁶Centre for Advanced Amazonian Studies (NAEA), Universidade Federal do Pará, Belém, Brazil; ⁷Rio de Janeiro National Museum, Rio de Janeiro, Brazil; ⁸Department of Ecosystem Science and Management, University of Northern British Columbia, Prince George, BC, Canada; ⁹Faculdade de Geografia e Cartografia, Universidade Federal do Pará, Belém, Brazil and ¹⁰Center of Studies and Research in Food (NEPA), CAPESCA, University of Campinas, Campinas, Brazil

Summary

The Neotropics have vast river catchments with untapped hydroelectric potential, but there are multiple expected negative impacts of dams, including those on local food security and livelihoods. Yet, monitoring of dam effects on subsistence is rare, particularly during initial implementation. Our study assessed changes in human fish consumption near the Belo Monte Dam in the Brazilian Amazon during the period 2012–2021, which covers construction, operation and a severe El Niño-induced drought. Over time, fish became less common and were consumed in smaller amounts, even though fewer people shared meals. The largest changes occurred between 2013 and 2016 (post-construction but prior to full operation), resulting in a downward trend in fish consumption, particularly during the drought season. Adding more fish species to the diet did not increase consumption per person. These changes in fish consumption suggest that they stem from environmental impacts of the project (e.g., reduced river level), despite secondary effects from climatic events. These findings underscore the urgent need for comprehensive assessments of the social and ecological impacts of large infrastructure projects in the Amazon, along with sustainable and equitable management strategies to ensure food security and meet the needs of local communities.

Introduction

For decades, large-scale hydroelectric developments have been promoted as a green alternative to meet the world's growing energy demands (Bilgen et al. 2004, Burrier 2016). While most of these dams are concentrated in the developed world, the Neotropics, with their expansive rivers and watersheds, have emerged as a new frontier for hydropower development (Anderson et al. 2006, Winemiller et al. 2016). In the Amazon basin alone, c. 412 dams are operational, under construction or proposed (Little 2014).

Hydroelectric facilities impose significant social-ecological costs, including explosions during construction, altered river flows and changes in sediment transport (Dugan et al. 2010, Poff & Zimmerman 2010, Winemiller et al. 2016). The creation of reservoirs entails deforestation, flooding, shoreline erosion and water diversion, all of which can impact ecosystems (Barbarossa et al. 2020). Additionally, reservoirs favour a few lentic generalist fish species (Agostinho et al. 2016) whilst thwarting overall downstream fish migration (Pelicice et al. 2015). Dams hinder animal migration upstream and contribute to species invasion (Grill et al. 2015, Hahn et al. 2022), endangering endemic species dependent on fast-flowing waters (Lees et al. 2016). Hydropower development also contributes to greenhouse gas emissions, contradicting claimed environmental benefits. Reservoirs produce emissions of methane (CH₄) through plant decomposition lasting for decades, and downstream emissions occur during water passage through turbines and spillways (Deemer et al. 2016). Evidence of some long-term floodplain forest loss downstream will certainly contribute to more CH₄ emissions, although the magnitude of these has yet to be calculated (Resende et al. 2019).

The environmental and physical impacts of dams are closely linked to their social, cultural, economic and health-related impacts on surrounding communities. Hydropower projects often result in population influx, primarily of men (Bro et al. 2018), leading to increased living costs



and straining urban infrastructure such as that related to water, sewage, healthcare, education and prison (Marin & Oliveira 2016). Dam construction and operation, by affecting fish movement, habitats (Pelicice et al. 2015, Agostinho et al. 2016), nutrient dynamics and reproductive timing due to unnatural water flows (Fearnside 2014), can affect fish diversity, which is important for subsistence economies. As a consequence, local food sources are disrupted, contributing to food insecurity, especially in regions where fish consumption represents a vital protein source (Dugan et al. 2010, Isaac & de Almeida 2011).

Linking the impacts of controlled river flows to food security is challenging due to the variability in subsistence practices (Fauchald et al. 2017) and adaptive fishing strategies (Huntington et al. 2017). Accurate dam impact assessment therefore requires consideration of dynamic subsistence practices, adaptive responses and long-term monitoring (Shaffer et al. 2017), a difficult task that is hardly ever done properly and/or independently analysed (Doria et al. 2018), particularly during dam implementation. Mega-dam studies often infer impacts based on expected biodiversity loss (Ziv et al. 2012) or assess socioecological effects post-implementation (Hallwass et al. 2013, Owusu et al. 2017), missing initial and probably more significant human subsistence changes.

Yet, recognition of the social-ecological impacts and costs of hydroelectric dams is increasing globally, leading to the removal of several dams in the USA and Europe (Poff & Hart 2002). In the developing world, new dam proposals now face greater scrutiny, with social-ecological mitigation measures sometimes imposed in the short, medium and long term, although their effectiveness is often insufficient (Schapper et al. 2020). One reason for this is the disproportionate impacts on marginalized groups, including poor and minority communities that are heavily reliant on natural resources (Baird & Shoemaker 2007, Hanna et al. 2016). This is evident amongst many First Nations in Canada (Windsor & McVey 2005), ethnic groups in Thailand and Laos (Foran & Manorum 2009) and Indigenous and riverine groups in Brazil (Diamond & Poirier 2010), which often lack political voice and are disproportionately impacted by dam projects.

With two-thirds of the Amazon rainforest and numerous large, free-flowing rivers, Brazil has become a focus for hydropower development (Winemiller et al. 2016). The magnitude and visibility of such projects have historically been used to mobilize politicians across the political spectrum (Burrier 2016), but their social, ecological and local food security impacts have also often been downplayed across this vast region that combines extreme poverty and a strong dependence on natural resources. This study examines the case of the Belo Monte Dam to investigate whether and how it has affected the food security of vulnerable Amazonian populations throughout its construction and initial years of operation (2012–2021). Bids for its construction were opened in 2011. In 2016, the dam began operating, although its full operation, with all 18 turbines functioning, occurred only at the end of 2019. To maintain its economic viability, particularly during the dry season, 77% of the Xingu River's stretch (a 100-km region known as the 'Volta Grande') had to be diverted, changing the local environment. Belo Monte Dam is highly controversial due to its low energy production, which is estimated to be 69% lower than its capacity (Hernandez 2012), and its social-ecological effects on a previously relatively pristine area inhabited by Indigenous and riverine communities. Belo Monte Dam has significantly affected fish diversity (Fitzgerald et al. 2018), with effects varying by region and time elapsed since construction (Keppeler et al. 2022). However, its effects on fish-dependent riverine groups remain

unclear. Thus, our main hypothesis was that the dam's construction and operation have led to reductions in fish consumption amongst riverine communities, with the extent of these changes varying depending on community location. Communities closer to Belo Monte Dam, particularly those near regions where river flow has been extensively reduced, were expected to experience more pronounced declines in fish consumption, including less frequent consumption and smaller amounts of fish being consumed.

Materials and methods

Belo Monte Dam is a 'run-of-the-river' (ROR) facility, generating power from a flowing river and having a reservoir with limited capacity for water storage. In comparison to other dams, Belo Monte Dam has a different engineering architecture, using the huge natural bend made by the Xingu River before it reaches the quaternary soils of the Amazon plains. It uses an initial smaller dam that creates a reservoir to divert water into a 20-km artificial channel, which, in turn, directs the water to the main, larger dam that is responsible for generating the majority of the electricity (Fig. 1).

Because of the significant changes in river flow, particularly in the Volta Grande region, the Brazilian National Waters Agency (ANA) proposed a hydrograph (Table 1) that would involve alternate years of 4000 (hydrograph A) and 8000 m³/s (hydrograph B) of water flow in April – the peak of the flooding season. Historical flow in the region between 1931 and 2008, however, was 20 000 m³/s. A strong El Niño in 2015 (before the turbines started working) caused the water flow in April to drop to c. 10 000 m³/s, leading to severe negative impacts on fishing and navigation (Pezzuti et al. 2022). Prolonged droughts, as caused by this particular El Niño, decrease the availability and diversity of food resources for fish, which can affect fish diet and behaviour depending on how selective they are (Pereira et al. 2017). Ultimately, an El Niño can affect fish growth and reproduction and the composition and structure of the fish assemblage (Alves et al. 2021).

The establishment of the dam affected at least 52 000 people; 40 000 had to be relocated, mostly due to the reservoir construction, while 12 000 people were directly affected but remained in the region (Francesco 2021).

Data sources

Data on fish consumption collected from 2012 to 2021 in five fishing communities located in the northern Brazilian state of Pará, in the eastern Amazon basin, along the Xingu River (Fig. 1), were obtained from a database provided by the Brazilian Environmental Agency (IBAMA). The database includes raw data and reports of the monitoring programmes on Belo Monte Dam. Sampling is part of the licensing agreement established by IBAMA (Alfredsen et al. 2022). The area affected by Belo Monte Dam, both directly and indirectly, requires continuous monitoring to ensure compliance with environmental obligations and mitigation measures, assessment of the long-term impacts of the dam and gathering of data for future projects. The area affected is determined through environmental impact assessments and ongoing technical analyses. The monitored human communities include those directly impacted (e.g., where reservoirs were created or significant river flow was diverted) and indirectly affected downstream, below the point where river flow normalizes. Indigenous communities are assessed separately under a different protocol. A consulting team

Table 1. Historical mean monthly discharge of the Xingu River at Belo Monte and the projected hydrographs proposed ('consensus hydrograph') to be tested for 6 years. Hydrographs A and B are proposed to be used in alternate years.

	Month											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Mean monthly discharge (m ³ /s; 1931–2008)	7720	12 736	18 139	19 985	15 591	7065	2877	1563	1066	1115	1870	3735
Hydrograph A	1100	1600	2500	4000	1800	1200	1000	900	750	700	800	900
Hydrograph B	1100	1600	4000	8000	4000	2000	1200	900	750	700	800	900

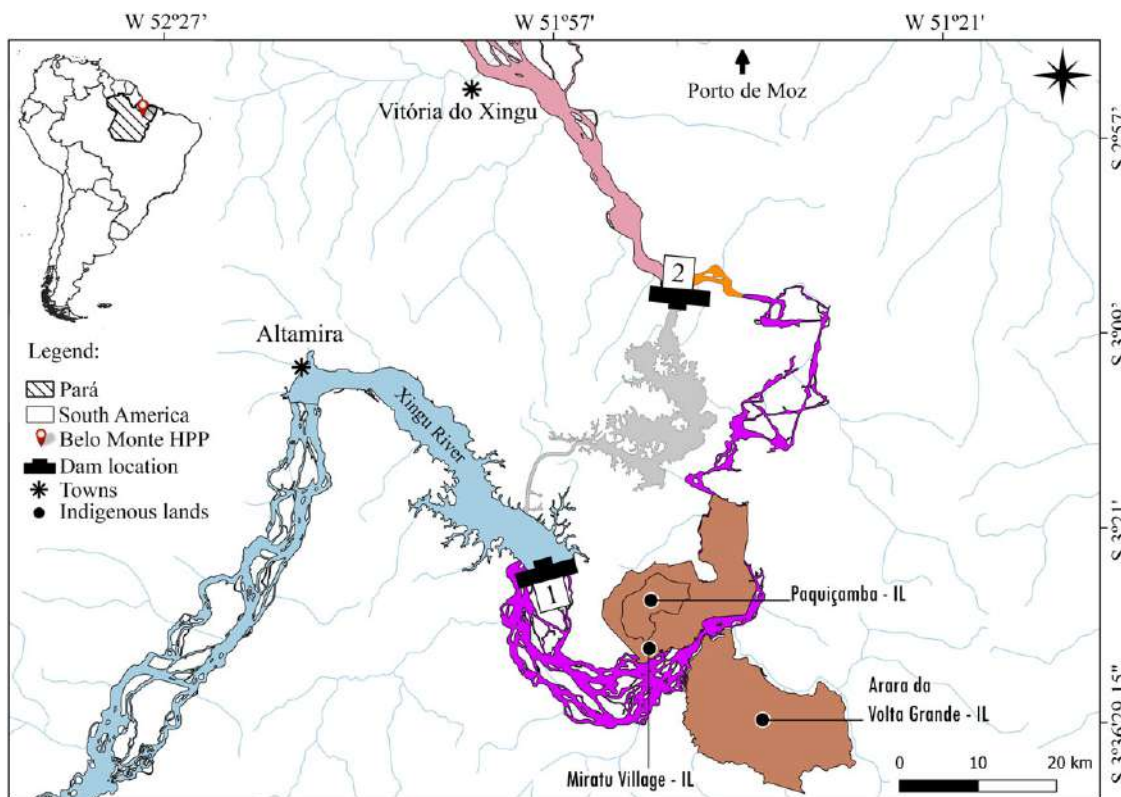


Figure 1. Map of the study region showing the regions that were sampled and analysed separately. The colours represent the limits of each region: blue = reservoir (the area farther away from Altamira and dam 1 corresponds to the rural part of the reservoir, whereas the area closer to Altamira corresponds to the urban area of the reservoir); violet = de-watered reach; orange = downstream – rural; pink = downstream – urban. Numbers 1 (Pimental Dam) and 2 (Belo Monte Dam) represent the locations of the two dams, which are connected by an artificial channel. HPP = hydroelectric power plant; IL = Indigenous lands.

hired by the operating company carried out the sampling. If significant changes in people’s diet occur, the government can demand mitigation actions from this company.

This database contains information from 2012 through to 2021 on whether fish were consumed or not (which we treat as ‘fish presence’ throughout the manuscript), fish species consumed (data on particular species being consumed improved after 2015), fish consumption per household in kilograms and the number of individuals sharing each meal. The last variable may not reflect the average family size, as extended families could be dining together. Data were collected through daily forms completed by the person responsible for meal preparation or a literate household member in each case. The data collection spanned 7 consecutive days within a single month for each season (rising water, high water, receding water and low water seasons). Not all seasons were sampled in certain years: 2012 excluded the rising and high water seasons, 2014 excluded the receding water season and 2015 and 2016 excluded the rising water season. The number of meals sampled per year varied from 729 (in 2014) to 4174 (in 2021), with an

average of 2849 meals per year. Variation in meals sampled was probably due to families dropping out or joining the research effort along the way.

We organized the data around five distinct regions: (1) ‘reservoir rural’ (rural communities near the reservoir in Altamira municipality, the main urban settlement in the region); (2) ‘reservoir urban’ (urban communities near the reservoir in Altamira); (3) ‘de-watered reach’ (Ilha da Fazenda community); (4) ‘downstream urban’ (the urban region of Vitoria do Xingu municipality and Belo Monte neighbourhood, downstream from the dam; restored river flow); and (5) ‘downstream rural’ (the rural region between Porto de Moz and Vitoria do Xingu municipalities, also downstream from the dam; normalized river flow). These regions capture the variability expected in river levels, from the lowest in the de-watered reach, to downstream regions and urban and rural communities closest to the reservoir, where water levels were the highest. We assume that the sampled individuals fished in or near their respective regions, as it would be unlikely for them to venture farther away due to factors such as distance, time and costs. It is also possible that people consumed

purchased fish in some meals, an event that is more likely to occur in urban areas than rural zones.

Considering that the data were collected by a household member and not by a researcher, only vernacular fish names were provided. Many correspond to multiple species previously identified by the consulting team. For instance, *tucunaré* (peacock bass) includes *Cichla melaniae*, *Cichla monoculus* and *Cichla pinima*, but specific species in meals could not be determined. Hence, *tucunaré* is categorized as *Cichla* spp.

River level information came from the Brazilian National Water Agency (<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>) for the downstream area (used for both the rural and urban sections), the reservoir (used for the rural and urban sections) and the de-watered region.

Statistical analyses

We divided our analytical framework into two steps. First, we used a time-series approach to check whether changes in fish consumption were related to the dam construction (prior to the reservoir filling and turbine operation), operation and/or the 2015–2016 El Niño-induced drought. Second, we investigated factors that could affect fish consumption, hypothesizing that a reduction in river level (discharge) would, by affecting fish, reduce both instances of fish in meals (i.e., fish presence) and per capita fish consumption.

In step 1, we used the ‘strucchange’ package (Zeileis et al. 2003) in R software (R Development Team 2022) to assess changes in normalized per capita fish consumption (g fish/person) over time. This test for structural changes examined statistical changes (breakpoints) in the mean of the time series and in the linear regression coefficients (Zeileis et al. 2003). The ‘breakpoints’ function was used to find the optimal number of segments and the *F*-statistic compared the model before and after a breakpoint. We ran the analysis separately for the five distinct regions and a further one for ‘all regions’. Taking a yearly average of the daily data, we calculated the corresponding break year (i.e., the year when there was a departure from the previous trend). We chose a yearly scale for sampling due to the lack of continuous sampling throughout the year and irregular sampling of all four water seasons. We did not limit the number of breaks that the analyses could identify.

In step 2, we used a Bayesian hurdle model to investigate factors affecting fish presence in meals and fish consumption given that fish were not present in most meals (73%), thus making fish consumption a zero-inflated variable. The hurdle model consisted of two sub-models: one to quantify the occurrence of fish consumption (binary variable that measured whether fish were eaten or not); and the other to quantify the magnitude of fish consumption when it did occur. We investigated which factors affected the occurrence (binary variable ‘fish presence’) and abundance of fish (defined as fish consumed in kg/person/meal).

As data were collected multiple times from families in the same locality, on the same day, in the same affected region and without any means to identify the family, we took the mean of both variables (‘fish presence’ and ‘fish consumption’) by date, locality and affected region to avoid dependency issues. For example, if 10 meals were sampled in one specific affected region (e.g., ‘downstream rural’) on a given day, a single average value was used instead of one value per meal (for ‘fish presence’, the average values represent the proportion of meals with fish). We modelled ‘fish presence’ using a β -distribution and ‘fish consumption’ using a γ -distribution (Supplementary Material 1) and found no temporal dependency in the data.

Models were fitted using the integrated nested Laplace approximation approach (Rue et al. 2009) in R software (R Development Team 2022). Default vague Gaussian distribution priors with a 0 mean and a variance of 100 were implemented for all of the fixed effects. We started from the complete models and tested various combinations with the removal of variables (Table 2). The best model was chosen based on the lowest widely applicable information criterion and deviance information criterion. The complete R code is available at <https://github.com/MartaCousido/Large-hydroelectric-dams-a-grim-future-for-the-food-security-of-vulnerable-Amazonian-populations>.

Results

Between 2012 and 2021, both the presence of fish in meals (from 37.6% to 19.4%) and the actual consumption per meal per household (by 58.5%, from 0.62 to 0.22 kg) declined. The average number of people sharing meals for the whole region also decreased from 4.7 in 2012 to 4.1 in 2021 but was nevertheless associated with a drop in consumption from 0.13 kg per capita per meal in 2012 to 0.06 kg per capita per meal in 2021. The main fish served in meals shifted from 2015 to 2021 (the period during which more consistent data on fish species were available), with *pescada* (Sciaenidae), which are lentic-adapted species, gaining relevance and *tucunaré* (*Cichla* spp.) and *pacu* (Serrasalminidae) losing importance (Fig. 2).

All regions experienced a single shift in fish consumption, although the exact year of the shift varied. Prior to the full operation of the dam (2013–2015), two regions (downstream – rural and urban) witnessed decreases in their consumption patterns. The rural part of the reservoir, which had the highest fish consumption per person per meal, particularly when the reservoir was filled (2015), showed a statistically significant downward shift in fish consumption in 2016, coinciding with the end of the El Niño period (Supplementary Material S1, Figs S1–S3 & Tables S1 & S2). Consumption in the de-watered reach shifted decisively down in 2017, although consumption had been steadily declining since 2013. All regions combined experienced a negative shift in fish consumption in 2015 (Fig. 3), probably influenced by the substantial decrease in fish consumption in the rural region of the reservoir. The urban part of the reservoir (town of Altamira), where consumption was the lowest at the outset, saw a slight increase from 0.033 kg/person/meal in 2013 to 0.053 kg/person/meal in 2014–2015, before suffering a downward shift in 2019. Between 2020 and 2021, fish consumption around the urban reservoir decreased to 0.032 kg/person/meal.

Fish presence in meals and consumption (in kg) differed across regions. People closest to Altamira, the urban part of the reservoir, ate fish less often (14% of meals) and had the lowest per capita consumption (0.044 kg/person/meal for the entire period). Rural areas around the reservoir had fish in 45% of meals and had the highest consumption (0.2 kg/person/meal). The average fish consumption per capita across all regions shifted in 2015 from 0.131 kg/person/meal between 2012 and 2015 to 0.094 kg/person/meal in 2016; fish presence regardless of the amount consumed also declined from 36% to 26% over the same period. Average per capita fish consumption continued to decrease, reaching a minimum in 2021 (0.055 kg/person/meal), a drop of 55% in relation to the 2012–2015 period; fish presence followed a similar pattern, decreasing from 36% to 19%. The highest average per capita fish consumption was in 2014 (0.144 kg/person/meal; Fig. 3 – all regions), when fish were present in 36% of all meals.

Table 2. Comparison of the hurdle models used to explain fish presence in meals and fish consumption per meal per capita in the five regions affected by the Belo Monte Dam (reservoir – rural and urban, downstream – rural and urban, and de-watered reach). Y_i and Z_i are the average ‘fish presence’ and ‘fish consumption’ response variables, with μ_i^Y representing the expected average ‘fish presence’ and μ_i^Z representing the expected ‘fish consumption’ where fish were present in the meal. α^Y and α^Z are the intercepts of each of the variables ‘fish presence’ and ‘fish consumption’, β_0^Y and β_0^Z are the coefficients associated with the reference level of the affected region variable (which is de-watered reach) for ‘fish presence’ and ‘fish consumption’, respectively, $\sum_{j=1}^C \beta_j^Y D_{ij}$ (or $\sum_{j=1}^C \beta_j^Z D_{ij}$) corresponds to the parametric factor effect of the affected region, $f_3(level_i)$ and $g_3(level_i)$ are the second-order random walk (RW2) river level rate effects, $g_4(richness_i)$ is the RW2 effect of fish richness in meals, $f_1(time_i)$, $g_1(time_i)$, $f_2(season_i)$ and $g_2(season_i)$ are the time and season RW2 effects and $\gamma^Y time_i$ and $\gamma^Z time_i$ are linear time effects.

Model	WAIC	DIC
1 $logit(\mu_i^Y) = \alpha^Y + f_1(time_i) + f_2(season_i) + f_3(level_i)$ $logit(\mu_i^Z) = \alpha^Z + g_1(time_i) + g_2(season_i) + g_3(level_i) + g_4(richness_i)$	15 076.63	15 064.00
2 $logit(\mu_i^Y) = \beta_0^Y + f_1(time_i) + f_2(season_i) + \sum_{j=1}^C \beta_j^Y D_{ij}$ $logit(\mu_i^Z) = \beta_0^Z + g_1(time_i) + g_2(season_i) + g_4(richness_i) + \sum_{j=1}^C \beta_j^Z D_{ij}$	14 785.21	14 774.70
3 $logit(\mu_i^Y) = \beta_0^Y + \gamma^Y time_i + f_2(season_i) + \sum_{j=1}^C \beta_j^Y D_{ij}$ $logit(\mu_i^Z) = \beta_0^Z + \gamma^Z time_i + g_2(season_i) + g_4(richness_i) + \sum_{j=1}^C \beta_j^Z D_{ij}$	14 798.42	14 790.19
4 $logit(\mu_i^Y) = \beta_0^Y + f_1(time_i) + \sum_{j=1}^C \beta_j^Y D_{ij}$ $logit(\mu_i^Z) = \beta_0^Z + g_1(time_i) + g_4(richness_i) + \sum_{j=1}^C \beta_j^Z D_{ij}$	14 813.26	14 805.63
5 $lt(\mu_i^Y) = \alpha^Y + f_1(time_i) + f_3(level_i)$ $logit(\mu_i^Z) = \alpha^Z + g_1(time_i) + g_3(level_i) + g_4(richness_i)$	15 111.30	15 100.77

DIC = deviance information criterion; WAIC = widely applicable information criterion.

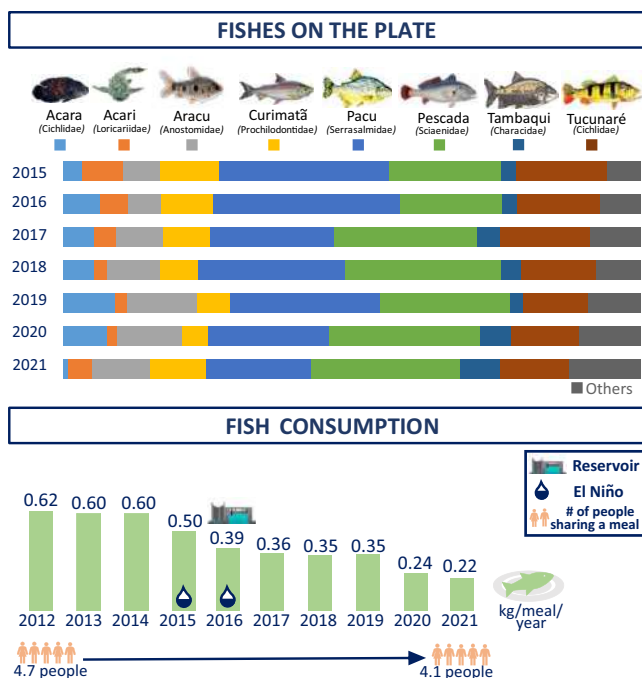


Figure 2. Changes in the diets of riverine communities affected by the Belo Monte Dam. The upper part of the figure indicates the presence (in percentage) of each fish in meals in each year. The data cover the period from 2015 to 2021 (due to the low – 15% – identification of fish by local vernacular names before this period) and reveal a decrease in the fish species present in meals. The eight highlighted species accounted for 86% of the average fish consumption. ‘Others’ includes 35 additional fish species identified by their vernacular names and some unidentified fish (average of 3%) from the sample. The lower part of the figure shows changes in fish consumption (kg/meal/household) and the average number of people sharing each meal from 2012 to 2021.

The complete model, containing the variable ‘affected region’ (Model 2 of Table 2), best explained ‘fish presence’ (β) and amount of ‘fish consumed’ (γ). People residing in the rural area (reservoir and downstream) showed a higher probability of including fish in their meals, followed by those in the downstream urban area, de-watered reach and reservoir urban area. The presence of fish in meals did not significantly differ between the de-watered reach and the downstream urban area. Among those including fish in their meals, individuals living near the rural part of the reservoir consumed larger portions compared to those from other areas. Although people in the de-watered reach were less likely to include fish in their meals, when they did, their portions were larger compared to those in the downstream urban, reservoir urban and downstream rural areas (Supplementary Material S2, Fig. S4 & Tables S3 & S4). These regional effects can be partly attributed to fluctuations in river level, as these two variables were correlated. This outcome was expected, given the substantial variations in river level observed across the regions (Fig. 4a).

The model confirmed a decline in fish presence (Fig. 4b) and consumption of larger fish portions in recent years (Fig. 4c). Fish were less likely to be present in meals between January and March and between August and October, and they were also consumed in smaller portions between August and October (drought season; Fig. 4d,e). Fish amount varied with fish richness, with slightly higher consumption occurring when only one species was present (Fig. 4f).

Discussion

The environmental and physical impacts of dams are inextricably intertwined with their social, cultural, economic and health-related impacts (Grisotti 2016, Bro et al. 2018), and the Belo Monte

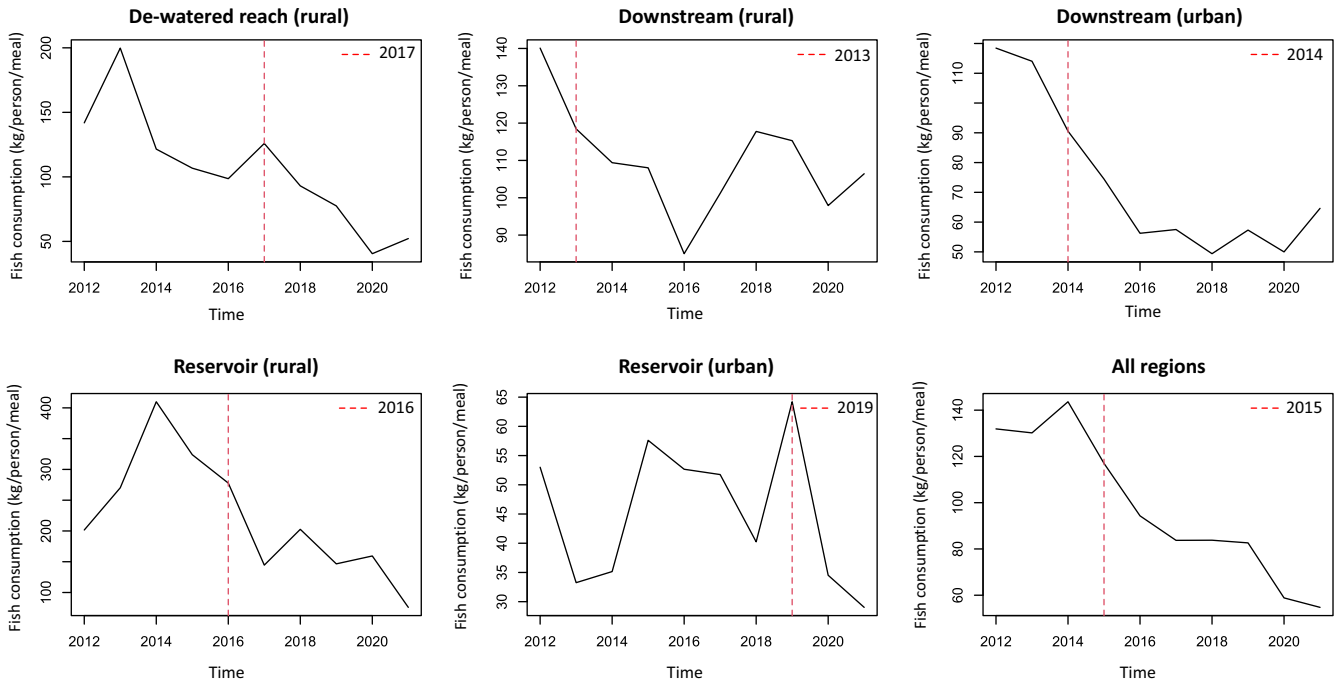


Figure 3. Breakpoints (shifts) identified in the fish consumption (kg/person/meal) time-series data between 2012 and 2021 in the area of influence of the Belo Monte hydroelectric dam. The red line, determined by the *F*-statistic, identifies the year during which a shift towards a different state in fish consumption happened. ‘All regions’ represents all five regions combined.

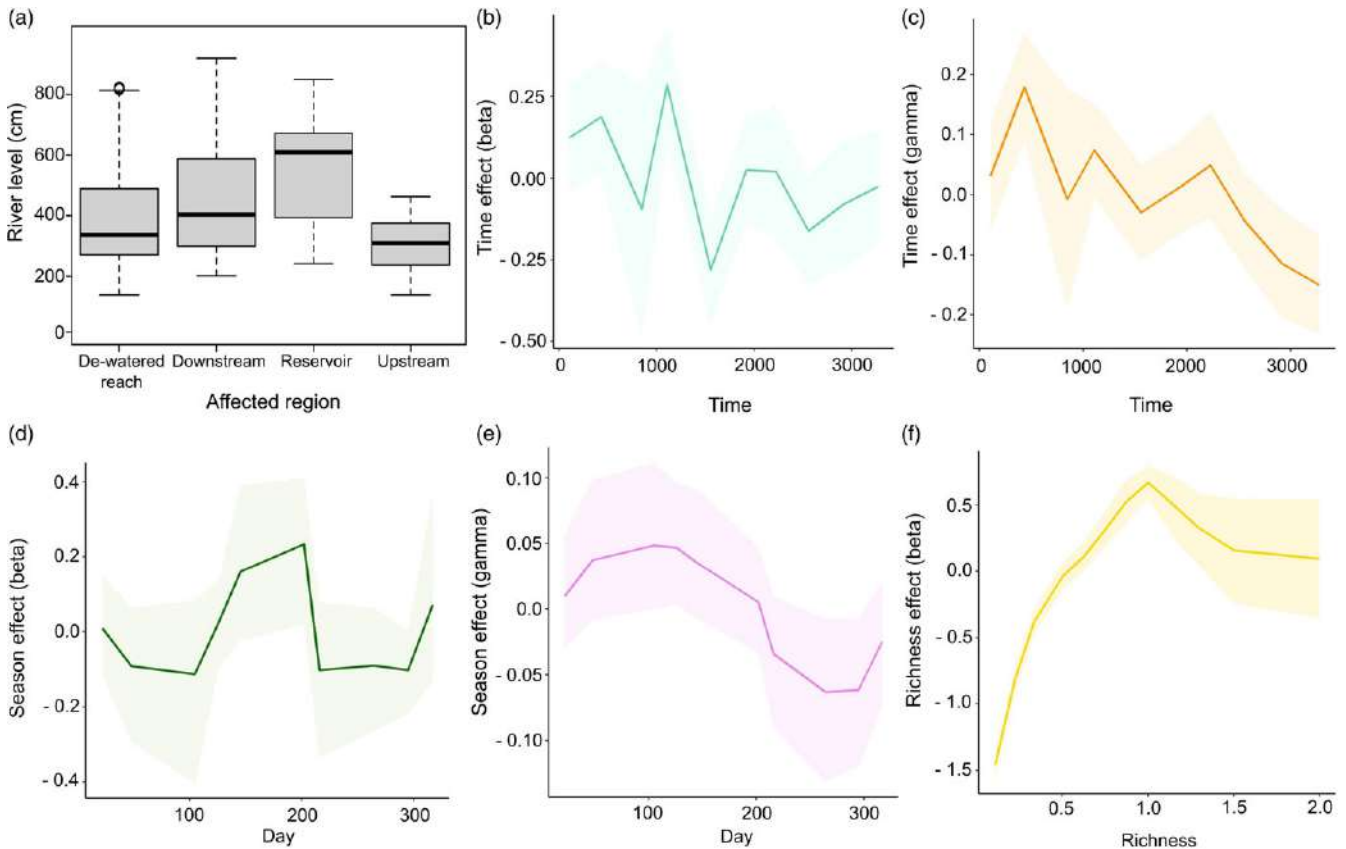


Figure 4. (a) Box plot showing the variation in the river level per affected region over the same period. (b–f) Functional responses of the independent variables used in the Bayesian hurdle model to explain variation in fish consumption per capita per meal between 2012 and 2021 in the region affected by the Belo Monte Dam. The richness effect (f) needs to be interpreted whilst considering that the data were transformed to derive the average consumption per day of the location.

hydroelectric dam is no exception (Fearnside 2017). Yet, monitoring such changes prior to and during impacts is rare or, when done, is treated as a 'bureaucratic burden' (Doria et al. 2018). Delayed evidence of these changes complicates attributing responsibility to dam operators for potentially negative consequences.

Our findings suggest that changes can come early on, and in the case of Belo Monte Dam such changes impacted fish, a vital dietary staple in the Amazon (Isaac & de Almeida 2011). Our analysis shows a significant reduction in fish presence and consumption in the Belo Monte Dam-affected region that coincides with dam construction, operation and an El Niño event. These findings offer partial support to our expectation that areas closer to the dam, such as the de-watered reach, saw greater impacts. Yet, we showed that downstream areas, where the river flow is normalized, have been severely impacted. Three out of five negative shifts in fish consumption occurred prior to the El Niño event, with only one region – the reservoir urban (the town of Altamira) area – seeing a slight increase in fish consumption after 2015 (Supplementary Material S2 & Tables S3 & S4), although this region also went through a downward shift in fish consumption in 2019. Fish consumption was especially low in the drought season and towards the end of the rising/beginning of the high water season. The species composition of local fish meals may be changing – for example, with an increased frequency of consuming lentic-adapted species such as *pesCADAS* (Sciaenidae), particularly for those people living close to the reservoir (Silvano et al. 2000). Having multiple fish species in meals did not increase fish consumption by mass per person; instead, higher intakes were observed when only one species was present.

Our analysis of fish consumption and diet richness in the region affected by the Belo Monte Dam following its first 10 years of construction and operation suggests two main conclusions. First, despite a decrease in the number of people sharing meals, fish consumption decreased both overall and on a per capita basis, except in Altamira, where it was consistently the lowest. Second, the local population's dietary diversity has been affected. People may be compensating for the decreased fish consumption by diversifying their diets when possible. Diversifying diets and accepting items that are usually ignored is a known strategy for dealing with the risks of food shortage (MacCord & Begossi 2006). However, this strategy might not be sufficient if fish availability continues to decrease, a pattern that has been shown to arise in regions affected by dams long after their implementation (Hallwass et al. 2013, Owusu et al. 2017). In fact, for Belo Monte Dam there is already evidence that fish richness significantly decreased after the beginning of dam operation, being particularly evident in lotic regions (Keppeler et al. 2022). If diversifying diets does not work for whatever reason, people may resort to more drastic strategies, such as migration out of the area (Nagabhatla et al. 2020). Although the Belo Monte region has seen rural migration for job opportunities during construction (Calvi et al. 2020), further research is needed in order to understand how decreased fish availability has impacted family migration and household resilience (Crush 2013, Warner & Afifi 2014).

The construction of the dam resulted in physical changes that directly affected local subsistence, evident through multiple and always negative shifts in our study. The 2015–2016 El Niño event highlighted a region already facing significant challenges in its fish diet, potentially contributing to the declines in fish consumption observed even amongst communities near the reservoir, despite reservoirs typically being productive parts of impounded rivers in

the first years after impoundment. It is also possible that, in addition to the El Niño, the reservoir was already transitioning into a new but expected low-yield phase following the initial trophic surge (Hoeinghaus et al. 2009).

The relationship between river level and region played a crucial role in explaining the fluctuations in fish frequency and consumption. It was expected that fish scarcity would be primarily influenced by natural seasonal fluctuations (Oliveira et al. 2010) and artificial water control (Hallwass et al. 2013), and our analyses confirm that these fluctuations disproportionately impacted the de-watered stretch and downstream region, where the natural flow was severely disrupted. The decrease in fish consumption following damming, particularly in downstream regions, aligns with reports of reduced fishery yields elsewhere in the world (Dugan et al. 2010, Hallwass et al. 2013, Santos et al. 2018, Arantes et al. 2019), but the magnitude of the loss observed in this study appears to be unprecedented for the Amazon. The unseen impact attributed to Belo Monte has been detected in fish community data, providing a warning about the supposedly reduced ecological impacts of ROR dams (Keppeler et al. 2022). Fish intake in the Amazon varies dramatically by region, ranging from 0.37 kg/person/day (Cerdeira et al. 1997) to 0.81 kg/person/day (Corrêa et al. 2014), with fish accounting for up to 70% of all animal protein consumed (Begossi et al. 2019). Yet, in the Belo Monte area, per capita consumption quickly dropped to 0.06 kg/person/day from what was already a low level of 0.13 kg/person/day in 2012. The recovery of the ecosystem seems unlikely. Many fish species vital for human subsistence in the Amazon rely on normal river flows, based on local seasonality, and/or cannot use fish passages (Pelicice et al. 2015, Arantes et al. 2019), and they have therefore already shown significant community structure changes in, for example, fish richness and diversity (Keppeler et al. 2022).

While it is challenging to establish direct causality between the Belo Monte Dam and decreased fish consumption due to the absence of pre-construction data, the observed changes in human diets raise concerns about further reductions in river flow. Moreover, these impacts were expected (Arantes et al. 2019, Keppeler et al. 2022) and predicted by the impact assessment studies (LEME 2009). Such reductions would probably lead to increased reliance on external markets for staple foods; however, this reliance will depend on employment or other cash sources, and heightened food insecurity and loss of food sovereignty might occur. Mitigation strategies should go beyond providing protein replacements, as these alternatives may lack the nutritional qualities of fish protein and could therefore contribute to an increase in chronic diseases (Piperata 2007, Silva & Padez 2010). Additionally, the cultural significance of fish and water in Indigenous cosmologies should not be overlooked (Diamond & Poirier 2010), and the loss of fish and fishing opportunities affects the ability of rural communities, especially children, women and the elderly, to sustain themselves (Rudolph & McLachlan 2013). Replacing water-based with land-based proteins due to dam impacts can expand the food supply's ecological footprint (Orr et al. 2012). Loss of food security and sovereignty can disrupt livelihoods, as already observed in Altamira, the main town affected by the Belo Monte Dam, where social networks have broken down (Grisotti 2016, Marin & Oliveira 2016). Tearing apart the social fabric of a community can compromise how members address food hardships because in communities that are well structured individuals typically support each other through exchanging and donating food when needed (da Costa et al. 2014, Gurven et al. 2015).

Conclusions

Riverine communities living in the region affected by the Belo Monte Dam have suffered severe losses in fish consumption, the primary source of protein for rural populations living along the margins of the Amazon and its major tributaries. These losses have steadily increased since the dam's implementation, which is in accordance with changes in fish community observed since then. While the Belo Monte Dam cannot be indisputably associated with these drastic changes in the Xingu people's diet due to a lack of pre-dam data, its operation has probably exacerbated them. If river flow is further reduced for increased energy production, and especially if this is enhanced by extreme climate events, a more severe shortage of fish can be expected, exacerbating the food security crisis. This is particularly concerning in a country where the decision-making process behind dam construction appears to be influenced by a complex web of interests rather than being solely driven by meeting energy demands (Burrier 2016). Meanwhile, the consequences for food security, food sovereignty and livelihoods receive scant attention. This oversight is primarily due to the marginalized status attributed to those who bear the brunt of these consequences. It is crucial to recognize immediate and long-term food security issues caused by hydroelectric dams when weighing the advantages and disadvantages of mega-project developments.

Supplementary material. To view supplementary material for this article, please visit <https://doi.org/10.1017/S0376892923000358>.

Acknowledgements. We thank the riverine communities for patiently recording their diets despite their growing difficulties. We are grateful to IBAMA for sharing their data and addressing any questions and comments we had. Many experts kindly shared information, and Leandro Silva prepared the map.

Financial support. PFML and AB (in memoriam; 301592/2017-9) thank CNPq for a productivity grant (302365/2022-2) and FAPESP for a visiting research scholarship (2018/22087-4).

Competing interests. The authors declare none.

Ethical standards. None.

References

- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NLC, Ortega JCG, Pelicice FM (2016) Fish assemblages in neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts, and management. *Fisheries Research* 173: 26–36.
- Alfredsen K, Amundsen P-A, Hahn L, Harrison PM, Helland IP, Martins EG, et al. (2022) A synoptic history of the development, production and environmental oversight of hydropower in Brazil, Canada, and Norway. *Hydrobiologia* 849: 269–280.
- Alves JC, Andreotti GF, Agostinho AA, Gomes LC (2021) Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 848: 1811–1823.
- Anderson EP, Pringle CM, Rojas M (2006) Transforming tropical rivers: an environmental perspective on hydropower development in Costa Rica. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 679–693.
- Arantes CC, Fitzgerald DB, Hoehinghaus DJ, Winemiller KO (2019) Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 37: 28–40.
- Baird IG, Shoemaker B (2007) Unsettling experiences: internal resettlement and international aid agencies in Laos. *Development and Change* 38: 865–888.
- Barbarossa V, Schmitt RJP, Huijbregts MAJ, Zarfl C, King H, Schipper AM (2020) Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117: 3648–3655.
- Begossi A, Salivonchik SV, Hallwass G, Hanazaki N, Lopes PFM, Silvano RAM, et al. (2019) Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian Journal of Biology* 79: 345–357.
- Bilgen S, Kaygusuz K, Sari A (2004) Renewable energy for a clean and sustainable future. *Energy Sources* 26: 1119–1129.
- Bro AS, Moran E, Calvi MF (2018) Market participation in the age of big dams: the Belo Monte hydroelectric dam and its impact on rural agrarian households. *Sustainability* 10: 1592.
- Burrier G (2016) The developmental state, civil society, and hydroelectric politics in Brazil. *Journal of Environment & Development* 25: 332–358.
- Calvi MF, Moran EF, da Silva RFB, Batistella M (2020) The construction of the Belo Monte Dam in the Brazilian Amazon and its consequences on regional rural labor. *Land Use Policy* 90: 104327.
- Cerdeira RGP, Ruffino ML, Isaac VJ (1997) Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do Lago Grande de Monte Alegre, PA – Brasil. *Acta Amazonica* 27: 213–227.
- Corrêa MAdA, Kahn JR, Freitas CEdC (2014) Perverse incentives in fishery management: the case of the *defeso* in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics* 106: 186–194.
- Cragg JG (1971) Some statistical models for limited dependent variables with application to the demand for durable goods. *Econometrica* 39: 829–844.
- Crush J (2013) Linking food security, migration and development. *International Migration* 51: 61–75.
- da Costa MKB, de Melo CD, Lopes PFM (2014) Fisheries productivity and its effects on the consumption of animal protein and food sharing of fishers' and non-fishers' families. *Ecology of Food and Nutrition* 53: 453–470.
- Deemer BR, Harrison JA, Li S, Beaulieu JJ, DelSontro T, Barros N, et al. (2016) Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. *BioScience* 66: 949–964.
- Diamond S, Poirier C (2010) Brazil's native peoples and the Belo Monte Dam: a case study. *NACLA Report on the Americas* 43: 25–29.
- Doria CRC, Athayde S, Marques EE, Lima MAL, Dutka-Gianelli J, Ruffino ML, et al. (2018) The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. *Ambio* 47: 453–465.
- Dugan PJ, Barlow C, Agostinho AA, Baran E, Cada GF, Chen D, et al. (2010) Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong Basin. *AMBIO* 39: 344–348.
- Fauchald P, Hausner V, Schmidt J, Clark D (2017) Transitions of social-ecological subsistence systems in the Arctic. *International Journal of the Commons* 11: 275–329.
- Fearnside PM (2014) Impacts of Brazil's Madeira River dams: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy* 38: 164–172.
- Fearnside PM (2017) Belo Monte: actors and arguments in the struggle over Brazil's most controversial Amazonian dam. *DIE ERDE – Journal of the Geographical Society of Berlin* 148: 14–26.
- Fitzgerald DB, Perez MHS, Sousa LM, Gonçalves AP, Py-Daniel LR, Lujan NK, et al. (2018) Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation* 222: 104–112.
- Foran T, Manorum K (2009) Pak Mun Dam: perpetually contested? In: F Molle, T Foran, M Kakonen (eds), *Contested Waterscapes in the Mekong Region: Hydropower, Livelihoods and Governance* (pp. 55–80). London, UK: Earthscan.
- Francisco AA (2021) *Terror e resistência no Xingu*. São Paulo, Brazil: ISA – Instituto Socioambiental.
- Grill G, Lehner B, Lumsdon AE, MacDonald GK, Zarfl C, Liermann CR (2015) An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters* 10: 015001.
- Grisotti M (2016) The construction of health causal relations in the Belo Monte Dam context. *Ambiente e Sociedade* 19: 287–304.
- Curven M, Jaeggi AV, von Rueden C, Hooper PL, Kaplan H (2015) Does market integration buffer risk, erode traditional sharing practices and increase inequality? A test among Bolivian forager–farmers. *Human Ecology* 43: 515–530.
- Hahn L, Martins EG, Nunes LD, Machado LS, Lopes TM, da Câmara LF (2022) Semi-natural fishway efficiency for goliath catfish (*Brachyplatystoma* spp.) in a large dam in the Amazon Basin. *Hydrobiologia* 849: 323–338.



- Hallwass G, Lopes PF, Juras AA, Silvano RAM (2013) Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecological Applications* 23: 392–407.
- Hanna P, Langdon EJ, Vanclay F (2016) Indigenous rights, performativity and protest. *Land Use Policy* 50: 490–506.
- Hernandez FDM (2012) Hidrelétricas na Amazônia: renovabilidade e não renovabilidade da política energética. Se é desejável a renovabilidade das formas de conversão de energia, por que não é desejável renovar a política energética? *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 7: 791–811.
- Hoeinghaus DJ, Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM, Okada EK, Latini JD, et al. (2009) Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology* 23: 1222–1231.
- Huntington HP, Begossi A, Gearheard SF, Kersey B, Loring PA, Mustonen T, et al. (2017) How small communities respond to environmental change: patterns from tropical to polar ecosystems. *Ecology & Society* 22: 9.
- Isaac VJ, de Almeida MC (2011) *El Consumo de pescado en la amazonía brasileña*. Rome, Italy: FAO.
- Keppeler FW, Andrade MC, Trindade PA, Sousa LM, Arantes CC, Winemiller KO, et al. (2022) Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. *Science of the Total Environment* 838: 155951.
- Lees AC, Peres CA, Fearnside PM, Schneider M, Zuanon JAS (2016) Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 25: 451–466.
- LEME (2009) Estudo de Impacto Ambiental do Projeto AHE Belo Monte. LEME Engenharia Ltda/Letrobrás/Camargo Corrêa/Andrade Gutierrez/Odebrecht [www document]. URL <http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte>
- Little PE (2014) *Mega-development Projects in Amazonia: A Geopolitical and Socioenvironmental Primer*. Lima, Peru: Derecho, Ambiente y Recursos Naturales.
- MacCord PFL, Begossi A (2006) Dietary changes over time in a caiçara community from the Brazilian Atlantic Forest. *Ecology and Society* 11: 38.
- Marin REA, Oliveira AdC (2016) Violence and public health in the Altamira region: the construction of the Belo Monte hydroelectric plant. *Regions and Cohesion* 6: 116–134.
- Nagabhatla N, Pouramin P, Shin S, Sharma P, Glickman T, Brahmabhatt R, et al. (2020) Water and food security crisis influencing human mobility patterns: a comprehensive overview. In: VR Squires, MK Gaur (eds), *Food Security and Land Use Change under Conditions of Climatic Variability: A Multidimensional Perspective* (pp. 49–76). Cham, Switzerland: Springer International Publishing.
- Oliveira RC, Dórea JG, Bernardi JVE, Bastos WR, Almeida R, Manzatto ÂG (2010) Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): impact on hair mercury. *Annals of Human Biology* 37: 629–642.
- Orr S, Pittock J, Chapagain A, Dumaresq D (2012) Dams on the Mekong River: lost fish protein and the implications for land and water resources. *Global Environmental Change* 22: 925–932.
- Owusu K, Obour PB, Nkansah MA (2017) Downstream effects of dams on livelihoods of river-dependent communities: the case of Ghana's Kpong Dam. *Geografisk Tidsskrift – Danish Journal of Geography* 117: 1–10.
- Pelicice FM, Pompeu PS, Agostinho AA (2015) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 16: 697–715.
- Pereira LS, Tencatt LFC, Dias RM, de Oliveira AG, Agostinho AA (2017) Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. *Hydrobiologia* 795: 65–80.
- Pezzuti JCB, Zuanon J, Ribas C, Sawakuchi AO, Lopes PFM, Carneiro CC, et al. (2022) Belo Monte through the food–water–energy nexus: the disruption of a unique socioecological system on the Xingu River. In: FA Moreira, MD Fontana, TF Malheiros, GM Di Giulio (eds), *The Water–Energy–Food Nexus: What the Brazilian Research Has to Say* (pp. 22–40). São Paulo, Brazil: University of São Paulo.
- Piperata BA (2007) Nutritional status of Ribeirinhos in Brazil and the nutrition transition. *American Journal of Physical Anthropology* 133: 868–878.
- Poff NL, Hart DD (2002) How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52: 659–668.
- Poff NL, Zimmerman JKH (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55: 194–205.
- R Development Team (2022) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Resende AF, Schöngart J, Streher AS, Ferreira-Ferreira J, Piedade MTF, Silva TSF (2019) Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: the collateral effects of hydropower production. *Science of the Total Environment*, 659: 587–598.
- Rudolph KR, McLachlan SM (2013) Seeking Indigenous food sovereignty: origins of and responses to the food crisis in northern Manitoba, Canada. *Local Environment* 18: 1079–1098.
- Rue H, Martino S, Lindgren F, Simpson D, Riebler A, Krainski E (2009) *INLA: Functions which allow to perform a full bayesian analysis of structured additive models using integrated nested laplace approximation*. R Package Version 17.3.
- Santos RE, Pinto-Coelho RM, Fonseca R, Simões NR, Zanchi FB (2018) The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: the high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Fisheries Management and Ecology* 25: 380–391.
- Schapper A, Unrau C, Killoh S (2020) Social mobilization against large hydroelectric dams: a comparison of Ethiopia, Brazil, and Panama. *Sustainable Development* 28: 413–423.
- Shaffer CA, Milstein MS, Yukuma C, Marawanaru E, Suse P (2017) Sustainability and comanagement of subsistence hunting in an indigenous reserve in Guyana. *Conservation Biology* 31: 1119–1131.
- Silva H, Padez C (2010) Body size and obesity patterns in Caboclo populations from Pará, Amazonia, Brazil. *Annals of Human Biology* 37: 218–230.
- Silvano RAM, do Amaral BD, Oyakawa OT (2000) Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the upper Juruá River fish community (Brazilian Amazon). *Environmental Biology of Fishes* 57: 25–35.
- Warner K, Afifi T (2014) Where the rain falls: evidence from 8 countries on how vulnerable households use migration to manage the risk of rainfall variability and food insecurity. *Climate and Development* 6: 1–17.
- Windsor JE, McVey JA (2005) Annihilation of both place and sense of place: the experience of the Cheslatta T'En Canadian First Nation within the context of large-scale environmental projects. *The Geographical Journal* 171: 146–165.
- Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, Fluet-Chouinard E, Giarrizzo T, Nam S, et al. (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351: 128–129.
- Zeileis A, Kleiber C, Krämer W, Hornik K (2003) Testing and dating of structural changes in practice. *Computational Statistics & Data Analysis* 44: 109–123.
- Ziv G, Baran E, Nam S, Levin SA (2012) Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 5609–5614.

Versão traduzida por Renata Utsunomiya. Texto publicado originalmente na revista *Regional Environmental Change* em inglês. Favor citar como:

UTSUNOMIYA, R.; BEVERIDGE, C.; LOBO, G.; ASSAHIRA, C.; MORETTO, E.; ATHAYDE, S. Dewatering the Xingu River: hydrological alterations and biocultural connections among the Arara Indigenous People in the Volta Grande region, Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, v. 24, n. 2, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02230-7>

Desviando as águas do rio Xingu: alterações hidrológicas e conexões bioculturais entre os indígenas Arara e a Volta Grande do Xingu, Amazônia Brasileira

Renata Utsunomiya^{1,5}

Claire Beveridge²

Guilherme Lobo³

Cyro Assahira^{1,5}

Evandro M. Moretto^{1,4,5}

Simone Athayde^{6,7}

RESUMO

Nas últimas décadas, a construção de grandes usinas hidrelétricas na Amazônia brasileira aumentou, colocando em risco os modos de vida de Povos Indígenas e comunidades tradicionais (PICT). A barragem de Belo Monte está em operação desde 2015, criando um trecho com a vazão reduzida devido ao desvio parcial da vazão do rio Xingu, da região conhecida como “Volta Grande”, onde está localizada a Terra Indígena Arara da Volta Grande do Xingu. Os objetivos do estudo foram: (1) Compreender as conexões bioculturais entre o Povo Indígena Arara e o Rio Xingu antes da operação da barragem; (2) Analisar as alterações hidrológicas no trecho de vazão reduzida e descrever as implicações para a floresta aluvial; e (3) Elucidar como essas mudanças afetam os Arara e o Sistema Socioecológico da Volta Grande. Utilizamos análise documental,

E-mail de correspondência: renata.uts@gmail.com

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM), Instituto de Energia e Ambiente (IEE), Universidade de São Paulo (USP), SP 05508-900, Brasil

² Departamento de Terra e ambiente e Instituto de Ambiente, Universidade Internacional da Flórida (FIU), Miami, FL 33199, Estados Unidos da América

³ Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade, Instituto de Filosofia e Ciências Humanas (IFCH), Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP 13083-867, Brasil

⁴ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH), Universidade de São Paulo (USP), SP 03828-000, Brasil

⁵ Grupo de Pesquisa em Planejamento e Gestão Ambiental (PLANGEA), São Paulo, Brasil

⁶ World Resources Institute (WRI)

⁷ Departamento de estudos globais e socioculturais, Centro Kimberly Green de América Latina e Caribe, Universidade Internacional da Flórida (FIU), Miami, FL 33199, Estados Unidos da América

entrevistas semiestruturadas, análises hidrológicas com base no conceito de vazão ambiental e uma abordagem biocultural que considera a interconexão entre os sistemas humano e natural. Os resultados mostram uma diminuição significativa na magnitude da vazão, maior frequência de ciclos reversos de enchimento e esvaziamento, aumento da incerteza na dinâmica do Rio Xingu e efeitos degradantes na floresta inundável. As percepções dos Arara mostram os efeitos de sua conexão biocultural com o Rio Xingu, como o impedimento de realizar atividades tradicionais como a pesca. Os resultados enfatizam a degradação da resiliência do Sistema Socioecológico da Volta Grande, a necessidade de desenvolver recomendações de vazão ambiental de forma participativa e a adoção de uma abordagem de gestão adaptativa, além de envolver PICT nas tomadas de decisões. Por fim, há uma urgente necessidade de reconsiderar a atual agenda de energia hidrelétrica na Amazônia.

PALAVRAS-CHAVE

Indígenas Arara da Volta Grande do Xingu; barragem de Belo Monte; hidrelétricas na Amazônia; vazão ambiental; abordagem biocultural; alterações hidrológicas

INTRODUÇÃO

A bacia do rio Amazonas é crucial por sua rica biodiversidade e descarga de água (Junk et al. 2010). Infelizmente, este bioma está sob ameaça de várias atividades humanas, incluindo mineração, desmatamento e construção de barragens hidrelétricas (Fearnside 2015; Latrubesse et al. 2017; Moran e Athayde 2019). Essas atividades representam ameaças à sobrevivência física e à reprodução cultural de PICT da Amazônia. Essas comunidades perpetuam a rica biodiversidade da região, que está interconectada com sua diversidade sociocultural (Sterling et al. 2017b; Athayde et al. 2021). As conexões bioculturais dos PICT estão enraizadas em territórios onde historicamente viveram. No entanto, eles têm sido sistematicamente ignorados durante o licenciamento ambiental e operação de barragens hidrelétricas no Brasil (Hanna et al. 2014, 2016; Athayde 2014; Zanotti 2018).

A usina hidrelétrica (UHE) Belo Monte começou a ser construída em 2011 e entrou em operação em 2015, modificando o sistema socioecológico do rio Xingu (MPF et al. 2019). A operação de Belo Monte começou a reduzir a vazão, ou seja, desviar parte do fluxo de água da parte do trecho do rio chamado "Volta Grande" para abastecer a casa de força da UHE Belo Monte. Como consequência, o trecho passou a ter a vazão reduzida, onde vivem os indígenas Arara e outras comunidades indígenas e ribeirinhas, passou a ser controlado pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico por meio das comportas da barragem de Pimental (Figura 1).

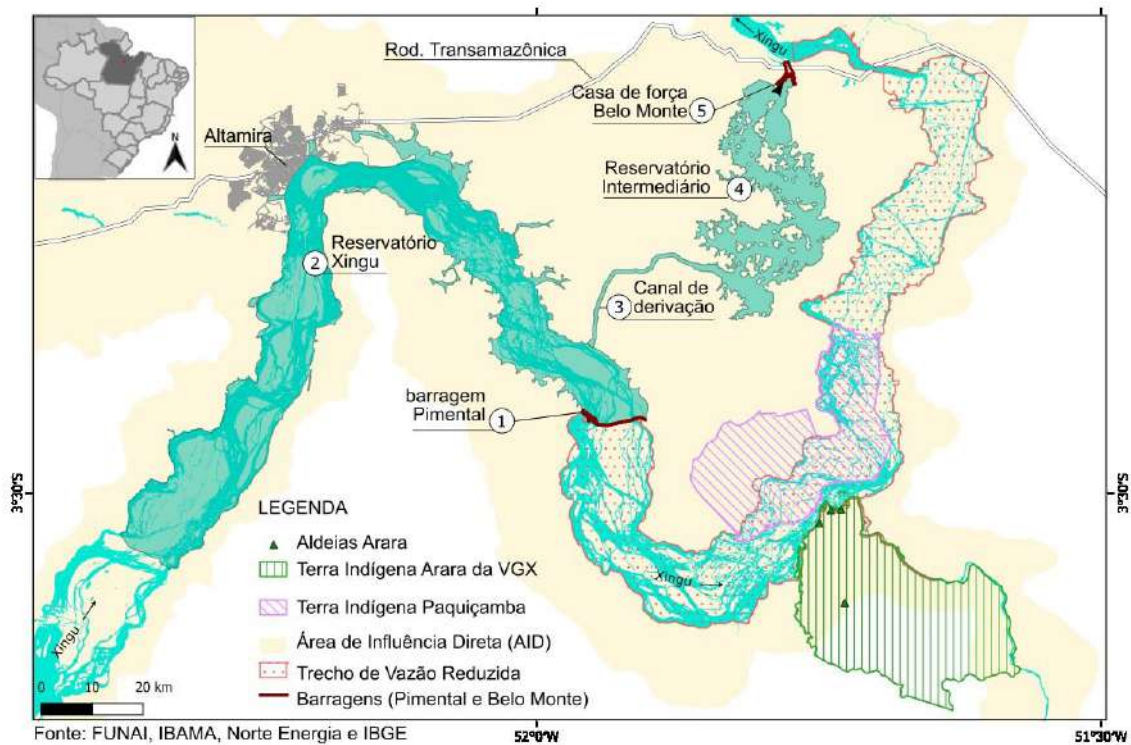


Figura 1. Mapa da área de estudo da região da Volta Grande, Terras Indígenas e Hidrelétrica de Belo Monte. O complexo da hidrelétrica Belo Monte (Capacidade instalada 11.233 MW/ano, energia firme: 4571MW/ano) inclui: (1) Barragem Pimental, com 6 turbinas e 20 vertedouros que regulam a vazão para o trecho de vazão reduzida; (2) Reservatório Xingu, à montante de Pimental; (3) Canal de derivação, canal construído que desvia a vazão para Belo Monte; (4) Reservatório Intermediário, reservatório construído em um vale com diques; (5) Barragem Belo Monte, a casa de força principal com 18 unidades geradoras (turbinas). Fonte: Elaboração própria.

Os impactos sobre as florestas inundáveis que ocorre à jusante de barragens hidrelétricas na Amazônia são frequentemente negligenciados em comparação com os efeitos à montante (Baird et al. 2021). No entanto, as barragens podem perturbar os habitats definidos pelos pulsos de inundações e, dessa forma, exceder a tolerância à inundações de espécies arbóreas, levando a uma mortalidade generalizada de árvores e perda de serviços ecossistêmicos para além das áreas inundadas (Lobo et al. 2019; Resende et al. 2019). Efeitos negativos na flora da floresta de igapó exigem pesquisa e monitoramento de longo prazo para detectar mudanças, como vem sendo relatado para o caso da barragem de Balbina (em operação desde 1989) (Assahira et al. 2017; Schöngart et al. 2021).

Nosso objetivo foi compreender os impactos da barragem de Belo Monte na região da Volta Grande percebidos pelo Povo Indígena Arara, da Terra Indígena Arara da Volta Grande do Xingu, e visa responder às seguintes perguntas: (1) Quais eram as conexões bioculturais do povo Arara com o Rio Xingu, e quais eram suas principais previsões de impactos futuros antes da operação da barragem? (2) Que mudanças ocorreram no regime hidrológico do Rio Xingu na região da Volta Grande após 2015 (pós-barragem)?; (3) Como as alterações hidrológicas impactaram as florestas alagáveis (igapó e sarobal)?; e (4) Como as mudanças no regime hidrológico afetaram as conexões bioculturais do povo Arara com o sistema socioecológico da Volta Grande?

Fundamentação teórica

As barragens hidrelétricas perturbam significativamente os regimes hidrológicos naturais dos rios amazônicos, o que traz a importância da regulação vazões ambientais (Timpe e Kaplan, 2017). A vazão ambiental é definido como:

"A quantidade, o período ideal e a qualidade dos fluxos de água necessários para sustentar ecossistemas de água doce e estuários, além dos modos de vida e o bem-estar humanos que dependem desses ecossistemas." (Arthington et al. 2018, p. 2).

Foram desenvolvidas abordagens para orientar o desenvolvimento de recomendações de vazão ambiental (Esselman e Opperman 2010) com base em parâmetros hidrológicos (por exemplo, magnitude da vazão, duração, período ideal (*timing*), reversões e taxa de aumento/redução da vazão) (Richter et al. 1996). Barragens hidrelétricas alteram os pulsos de inundação dos rios e podem desencadear mudanças ecológicas profundas (Correa et al. 2022), afetando a diversidade biocultural de várias maneiras. Por outro lado, os PICTs e suas visões de mundo, sistemas de conhecimento, estratégias de modos de vida e regimes de governança desempenham um papel essencial na resiliência dos sistemas socioecológicos (Athayde et al. 2021). Assim, os PICTs podem desempenhar um papel importante na gestão de recursos hídricos e na formulação de políticas públicas, incorporando Conhecimentos Ecológico Local (CEL) e abordagens bioculturais (Zanotti, 2018). As abordagens bioculturais são construídas a partir de perspectivas culturais com base no contexto local, abrangem valores, conhecimentos e necessidades, e "reconhecem as interconexões entre ecossistemas e bem-estar humano" (Sterling et al. 2017b, p.1800). Indicadores bioculturais são importantes indicadores da resiliência do sistema socioecológico que emergem do contexto local (Sterling et al. 2017a).

As relações entre pulsos de inundação dos rios, sistemas aquáticos e modos de vida locais são fundamentais para compreender as perturbações do fluxo de rios devido à operação de barragens hidrelétricas. A principal força motriz ecológica, geomorfológica e biogeoquímica das planícies de inundação amazônicas é o pulso de inundação monomodal anual, que historicamente foi relativamente previsível, embora tenha variações interanuais (Junk et al. 1989). O El Niño Oscilação Sul (ENOS), um fenômeno climático periódico que interfere nos padrões de precipitação e no pulso de inundação do sul da Amazônia, influencia essas variações interanuais⁸. O pulso de inundação permite a circulação de água, sedimentos e nutrientes entre o canal principal e as planícies de inundação, resultando em uma ampla variedade de habitats (Junk et al. 1989; Hess et al. 2003). Esse pulso cria um regime temporal do rio, ou uma ritmicidade do rio, que gera diversas paisagens fluviais (Jackson et al. 2022). Comunidades ribeirinhas estão interconectadas com essas paisagens fluviais de diferentes maneiras, e seus modos de vida abrangem múltiplas atividades sazonais e manejo da biodiversidade em harmonia com cada estágio do pulso do rio (Magalhães e Cunha 2017).

As paisagens fluviais amazônicas englobam planícies de inundação biodiversas com espécies arbóreas que desenvolveram historicamente adaptações ao pulso de inundação monomodal, como mecanismos morfológicos e fisiológicos (Junk et al. 1989; 2010). O ritmo de crescimento e a fenologia das espécies arbóreas mostram uma forte conexão com o período de inundação, com a frutificação e dispersão de sementes sincronizadas com a cheia e alagamento das planícies (Schöngart et al. 2002; Junk et al. 2010). As florestas inundáveis de rios amazônicos

⁸ El Niño (fase positiva do ENOS) causa menor precipitação, e La Niña (fase negativa do ENOS) causa maior precipitação (Marengo e Espinoza, 2016).

de águas claras e de água preta são chamadas de igapó, e possuem espécies arbóreas bem adaptadas a um longo período de inundação, incluindo espécies que podem viver até 800 anos (Junk et al. 2011; Resende et al. 2020).

Os PICTs da região da Volta Grande têm uma perspectiva única sobre as paisagens fluviais que não são totalmente descritas na literatura científica (Junk et al. 2015), um aspecto vital de seu Conhecimento Ecológico Local que reconhece ambientes e recursos específicos (Frechione et al. 1989). Ao longo da planície de inundação do rio Xingu, eles reconhecem o igapó como a "vegetação de mata limpa localizada à beira da terra e ilhas quando inundadas". Além disso, comunidades locais reconhecem outro ambiente da paisagem fluvial conhecido como *sarobal*, caracterizada por "área de pedras e praias de areia grossa, coberta por árvores baixas e arbustos espaçados, com ocorrência de muitas fruteiras", frequentemente fundidas com a paisagem fluvial de *pedral*, descrita como "lajeiro grande e contínuo de pedras" (Arara e Juruna 2018, p.19). Essas paisagens fluviais – *pedral/sarobal* e igapó – são progressivamente submersas durante o período da enchente, cobrindo coletivamente toda a planície de inundação (Figura S1). A floresta inundável está presente nas paisagens fluviais de *sarobal* e igapó, cuja vegetação é bem adaptada às inundações anuais. A vegetação do *sarobal* (localmente chamada de *saroba*) enfrenta condições desafiadoras dentro de fissuras e fendas em rochas graníticas ou ao longo de praias, com uma riqueza de 42 espécies arbóreas, incluindo 17 espécies endêmicas no trecho com a vazão reduzida da região da Volta Grande (Cunha e Ferreira 2012).

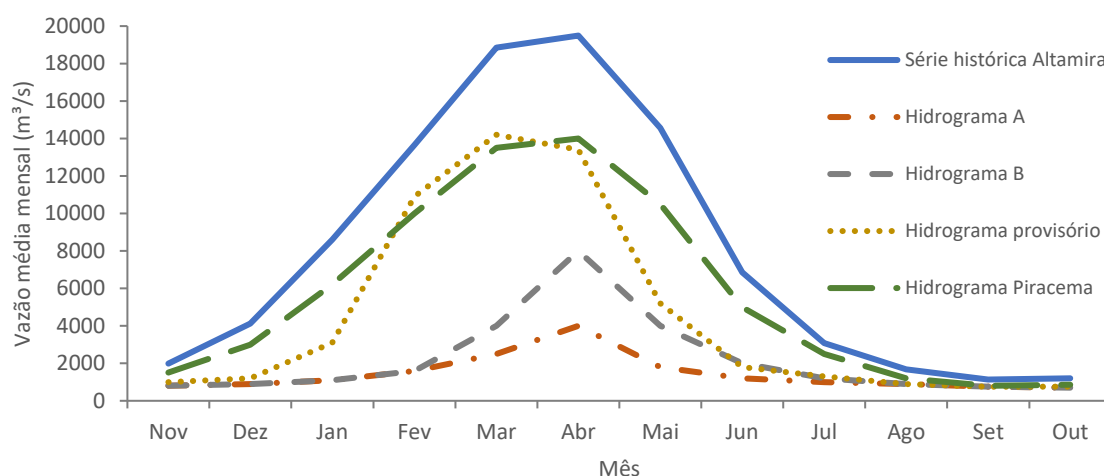
MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo: Sistema Socioecológico da Volta Grande

O rio Xingu, o maior afluente de águas claras do rio Amazonas, está localizado na Amazônia Oriental brasileira. As nascentes do rio Xingu se encontram no planalto central brasileiro e fornecem águas esverdeadas ligeiramente ácidas, transparentes e pobres em nutrientes (Junk et al. 2011). A geomorfologia da região da Volta Grande é definida por um sistema anastomosado com múltiplos canais de fluxo e de leito rochoso. O rio consiste em corredeiras, leito de areia fina a grossa e uma alta variação no nível da água entre as estações seca e chuvosa, criando um ambiente único para a biodiversidade na Amazônia (Sawakuchi et al. 2015), classificado como planície de inundação de rio de águas claras (Wittmann et al. 2022). As espécies de árvores frutíferas da planície de inundação desempenham um papel vital na cadeia alimentar aquática do rio Xingu, de águas claras e baixo teor de nutrientes, fornecendo até 83% da dieta dos peixes (IBAMA 2019). Dessa forma, a inundação periódica dos habitats de igapó e *sarobal* é criticamente importante para os ciclos de alimentação e reprodução de várias espécies (Arantes et al. 2019; Fitzgerald et al. 2018). A região da Volta Grande possui várias paisagens fluviais que sustentam os modos de vida e as atividades socioculturais dos PICTs (Arara e Juruna 2018), formando um complexo sistema socioecológico.

A operação da hidrelétrica de Belo Monte começou no final de 2015, e a outorga de alocação de água determinou critérios para a regulação do fluxo liberado para o trecho cuja vazão passou a ser desviada (Trecho de Vazão Reduzida - TVR) da região da Volta Grande. A outorga de água estabeleceu um "Hidrograma de Consenso" (HC), com valores de vazão mínimos mensais de água a serem liberadas no TVR com a intenção de garantir uma vazão ambiental. Ele compreende os hidrogramas A e B (Figura 2), para serem utilizados em anos alternados. Assim, o HC pretende compensar um ano com um pico de inundação mais baixo (hidrograma A, 4000 m³/s) com um pico de cheia ligeiramente mais alto no ano seguinte (hidrograma B, 8000 m³/s) (IBAMA 2009). No entanto, este HC foi contestado por estudos científicos, bem como relatórios

de agências governamentais, que afirmam que as vazões mínimas mensais são muito baixas e não garantem a sustentabilidade do sistema socioecológico da Volta Grande, no trecho de vazão reduzida (MPF et al. 2019; Zuanon et al. 2020; MPF 2022; IBAMA 2019).



	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out
Série histórica	1980	4218	8958	14120	18900	19480	14770	6948	3115	1713	1155	1229
Hidrograma Provisório (IBAMA, 2019)	1000	1200	3100	10900	14200	13400	5200	1800	1300	900	750	760
Hidrograma Piracema (MPF, 2022)	1500	3000	6200	10000	13500	14000	10500	5000	2500	1200	800	850
“Hidrograma de Consenso” (HC)												
HC - A	800	900	1100	1600	2500	4000	1800	1200	1000	900	750	700
HC - B	800	900	1100	1600	4000	8000	4000	2000	1200	900	750	700

Figura 2. Hidrogramas. Série histórica – vazão média mensal na estação Altamira (1971-2015); Hidrograma Provisório – estabelecido pelo órgão ambiental (com base na vazão média mensal dos anos 2016-2019) para o período 2021-2022 (IBAMA 2019); Hidrograma Piracema – proposta de valores de vazão mínima média mensal pelo painel de cientistas Observatório da Volta Grande do Xingu e MATI-VGX, requerido via ação o Ministério Público (MPF 2022); e “Hidrograma de Consenso” – Valores mínimos de vazão média mensal para ser liberada para o trecho de vazão reduzida em anos alternados (HC-A e HC-B) (IBAMA 2009). Fonte: Elaboração própria.

Terra Indígena Arara da Volta Grande do Xingu

Os povos indígenas Arara da bacia do Xingu residem em três Terras Indígenas (TIs): Arara da Volta Grande do Xingu (Arara da VGX), Arara e Cachoeira Seca. A TI Arara da VGX está situada na confluência dos rios Bacajá e Xingu na região da Volta Grande (Figura 1), município de Senador José Porfírio, estado do Pará. Os habitantes falam português brasileiro regional, enquanto os outros dois subgrupos falam a língua Caribe. Seus modos de vida foram influenciados por relações interétnicas históricas, como consequência de várias atividades econômicas que ocorreram na região, como a extração de látex (*Hevea brasiliensis*). O processo de demarcação da TI Arara da VGX foi concluído em 2015. A TI tem uma área de 255 km², com 228 habitantes (Arara et al., 2020) residindo em quatro aldeias: Terrawangã, Guary-Duan, Itkoum e Maryká.

Dados e Métodos

Adotamos uma abordagem biocultural (Sterling 2017b, Zanotti 2018), inter e transdisciplinar, para compreender as mudanças no Sistema Socioecológico da Volta Grande através das perspectivas das comunidades Arara (Athayde et al. 2021). Nossa abordagem abrange análises hidrológicas, análise documental e coleta de dados primários.

O ciclo hidrológico começa no período de enchente do rio e termina no período da seca e foi dividido em quatro períodos hidrológicos: enchente (dezembro-fevereiro); cheia (março-maio); vazante (junho-agosto); e seca (setembro-novembro). Os dados de vazão média diária foram obtidos da Agência Nacional de Águas (ANA): período pré-operacional da barragem (1971-2014) da estação Altamira (código: 18850000), utilizando o banco de dados de Siddiqui et al. (2021) com um total de 42 anos hidrológicos (excluídos anos com menos de 80% de dados: 2002, 2003, 2015). O período pós- barragem (2016-2021) foi obtido a partir da estação Mangueiras (código: 18865003, trecho de vazão reduzida). As análises hidrológicas com base na vazão média diária foram realizadas com os Indicadores de Alteração Hidrológica (IHA), versão 7.1 (TNC, 2009), considerando os 5 componentes de vazão ambiental (que variam de vazão extremamente baixa a grandes enchentes) (TNC 2009).

O coeficiente Pardé foi calculado para examinar a distribuição sazonal do pulso do rio dividindo a vazão média mensal dividida pela vazão média anual (Meile et al. 2011). Além disso, foi calculado o indicador HP1 para examinar mudanças hidrológicas de curto prazo, este representa uma medida adimensional da magnitude de hidropicos e é determinado calculando a média anual da diferença entre a vazão horária máxima e mínima de cada dia, dividida pela descarga média diária (Carolli et al. 2015). O cálculo do indicador HP1 utilizou dados horários do período de operação de Belo Monte (2016 a 2021, com 2017 excluído devido a dados insuficientes). Esta comparação utilizou dados da estação Mangueiras (impactado) e a estação UHE Belo Monte montante (código: 18821000) localizado a montante do reservatório do Xingu (não impactado).

A análise documental incluiu relatórios de agências governamentais e documentos do processo de licenciamento ambiental (IBAMA 2009; FUNAI 2009; Norte Energia 2022b; MPF 2022). As conexões bioculturais entre os Arara e o rio Xingu também foram exploradas a partir de memórias e diferentes usos do rio e das percepções dos efeitos das alterações hidrológicas do rio Xingu no ecossistema e nas atividades de subsistência. Os dados foram coletados em um seminário técnico em 2023, e de notas de diário das citações de Leôncio Arara (2014-2015), que agora fazem parte do acervo de um projeto de museu indígena local (Arara et al. 2020). Foram realizadas Entrevistas semiestruturadas em julho de 2022 e fevereiro, junho e julho de 2023 (aprox. 20 dias) com 21 moradores da TI Arara da VGX, incluindo mulheres e homens (adultos e anciãos), lideranças, pescadores, contadores de histórias, curadores e benzedeiros, agentes ambientais e trabalhadores de saúde. Utilizamos o método de amostragem em bola de neve no qual cada entrevistado identificou outros especialistas no mesmo tema. As entrevistas foram transcritas e codificadas usando o software NVIVO (versão 14) com base nas perguntas de pesquisa principais. Foram utilizados nomes fictícios para preservar o anonimato dos entrevistados, com exceção das citações de Leôncio Arara. Foi realizada uma consulta de consentimento informado com os participantes com base nos termos do comitê nacional de ética em pesquisa e foi obtida uma autorização da Fundação Nacional do Índio (FUNAI) para pesquisa realizada em TIs.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Rio fala e tem movimento: As conexões bioculturais dos Arara com o Rio Xingu

O povo Arara possui fortes conexões bioculturais com o Rio Xingu e seu afluente Bacajá que historicamente tem sido uma fonte importante de peixes, animais de caça, produtos florestais e plantas medicinais, que os moradores Arara se referem como "nossa farmácia". Além disso, o rio tem sido uma fonte econômica garantida, principalmente através da pesca comercial, que os moradores se referem como "nossa riqueza", até a chegada da Hidrelétrica de Belo Monte.

O líder, historiador, curador e guia espiritual, Leôncio Arara, desempenhou um papel vital na afirmação da identidade do povo Arara (Arara et al. 2020). Leôncio descreveu memórias admiráveis relacionadas à água, bem como espíritos e outros seres não-humanos que possuem agência (Almeida 2014) e habitam as águas e florestas do Rio Xingu (Patrício 2006; FUNAI 2009; Patrício et al. 2009). Até seu falecimento em 2017, ele fez previsões importantes sobre mudanças no Rio que aconteceriam após o início da operação da barragem:

Porque essa água aqui ela vem vindo agora, entonce esse Xingu dá o nome de Xingu vivo, né, mas vocês acredita que ele um dia vai ser morto, é Xingu vivo, mas quando tapar lá encima vai morrer, vai ser Xingu morto (...) (Leôncio Arara 2014, comunicação pessoal).

Leôncio descreveu que o Rio Xingu "não tem nível" pois está "sempre mudando" (Figura S2) durante uma reunião com engenheiros antes da implementação de Belo Monte em sua comunidade. Ao citar eventos de seca e cheia extremas, ele apontou marcas onde a água alcançou o porto da aldeia Terrawangã:

Em 1964 deu uma minoria de água, ainda falta um pouco para dar essa minoria de 64 e eles [Norte Energia] falaram que vai ficar igual a essa minoria com mais cinco metros pra baixo. Em 64 a gente passava o canal enxergando o gorgulho do fundo. Dentro desse rio Bacajá morreu muito peixe por que a água esquentou demais e nesse centro aí não tinha água (...) (Leôncio Arara 2015, comunicação pessoal).

Em 1957, Leôncio lembrou que a água inundou algumas casas mais próximas à margem. Em 1958, ele trabalhou na extração de látex "com água até a cintura", pois foi um ano que alcançou um dos picos de inundação mais altos (40610 m³/s) da série histórica (IBAMA 2009). Dados históricos sobre os efeitos climáticos do El Niño e La Niña correspondem às observações de Leôncio em 1957 e 1958.

Leôncio e seus descendentes falam sobre espíritos e entidades não-humanas como a "Mãe D'água", que é "quem cuida da água e tudo aquilo que fica na água" (Arara et al. 2020). Ele destacou preceitos e regras para interagir com a água para não desrespeitar esses seres, evitando assim alagamentos ou acidentes de barco, que podem demandar curas espirituais: "as pessoas tem que saber andar no rio como também na mata, se não souber se comportar frente a água a pessoa pode ser 'batida' pela mãe d'água" (Patrício et al. 2009, p.77). O ancião descreveu que a água do rio "fala" e "tem movimento", e também corredeiras e cachoeiras são paisagens sonoras que se tornam silenciosas por volta da meia-noite. Ele disse que as mudanças ambientais também teriam consequências no "mundo espiritual" (Patrício et al. 2009, p.78). Segundo Leôncio: "O que vai acontecer com eles, os espíritos? Eles têm o poder de desmornar qualquer coisa. Eles podem pegar outro comportamento " (Patrício et al. 2009, p.77).

Após a operação de Belo Monte, os Arara começaram a perceber diferentes mudanças no pulso de inundação do rio, na qualidade da água e na floresta aluvial (Tabela 1) desencadeadas pelas alterações hidrológicas no trecho de vazão reduzida da região da Volta Grande.

Tabela 1. Citações selecionadas dos indígenas Arara sobre as transformações no rio, na floresta aluvial e no sistema socioecológico da Volta Grande.

TEMAS		TRECHOS SELECIONADOS DE ENTREVISTAS COM OS INDÍGENAS ARARA DA TERRA INDÍGENA ARARA DA VOLTA GRANDE DO XINGU
Alterações hidroclógicas	Magnitude (IHA)	(a) “Um afluente desse aí [Rio Bacajá] que ele já era segurado já por causa do Xingu ali ó, aí o Xingu não segurou mais, aí ele olha, os garapé arriaram todos” (Fabio 2023, comunicação pessoal) (b) “Porque o [rio] Xingu secou. Aí por isso que muitas coisas mudou depois do barramento foi por isso, porque as fruta que antigamente nós pegava peixe, hoje nós não consegue pegar mais porque não tem. Tem muita fruta, mas cai tudo no seco. O peixe não come, que cai no seco aí nós não pega [os peixes]” (Euarda 2023, comunicação pessoal)
	Reversões de vazão (IHA)	(c) “Porque quando não tinha barragem de primeiro, o rio enchia, ai quando ele dava pra trás, ele fazia só vaziar mesmo, e agora não, o rio uma hora ta desse jeito ai, ta seco, secando, pensa que não ele já ta encima de novo, que eles tampa agora lá, quando eles soltam agua ai enche, e de primeira não tinha negócio de agua presa, era direto, o rio enchia até o que dava, quando ele vazava já era vazante era direto até chegar o nível mesmo que ficava no verão (...) tá secando aí, daqui uma base de 2-3 dias pensa que não e vem uma cabeçada de água, rapaz o rio tá enchendo, é assim. Enche 2 dias, rapaz começou a vaziar de novo, é assim, é por isso que os peixes não se aprumam nos poços [locais mais fundos do rio], se você tá, pega um peixe bem aqui, tá nessa altura de água boa aqui, no outro dia, 2 dias, a água já saiu dali já saiu tudo lá, pra você achar ele dá trabalho” (Lucimar 2022, comunicação pessoal)
	Duração e período ideal (IHA)	(d) “Frutas que caem no [chão] seco mesmo, porque quando o rio enche já passou o tempo delas, da safra dela” (Lucimar 2022, comunicação pessoal) (e) “O rio não enche, e quando enche não segura a cheia pra ela [tracajá] comer a rama, né? Aí a tracajá ela só coisa quando tiver cheia. Se tiver cheia, se vaziar a rama ela não come. Porque ela ali não alcança a rama” (Elson 2022, comunicação pessoal)
	Taxa de subida e descida das águas (IHA)	(f) “O rio ia secando, mas gradativamente, ele nunca chegou a vaziar assim por semana, assim, um metro né e a Norte Energia [operadora de Belo Monte] faz isso, então é muito rápido então eu acho que isso tá afetando bastante, porque aí você não dá tempo, você não dá tempo, você passa aqui hoje num lugar, né, aí você vem e amanhã já tá mais seco, que a gente tem que ter noção não é que nem uma estrada que você passa por um buraco você sabe que aquele buraco está vindo, quando você vem de volta, você já vem devagar e passa devagar, mas o rio não, se você ver uma pedra aqui ela está rasa, você passou tranquilo, aí você vem ela já tá é no seco, aí você bate” (Elson 2023, comunicação pessoal)
	Eventos de rápida elevação do nível d’água (enxurrada)	(g) “Teve até confusão que a gente cobrou eles [operador da barragem], que eles não avisaram né, teve que encher e a gente tirar as coisas, mana foi embora tudo, ali do [aldeia] Guary-Duan desceu canoa, desceu barco, e aqui desceu balde de roupa, saiu perdendo foi tudo, as mesas que ficam na beira, as banquinha de a gente lavar roupa, desceu tudo aí água abaixo, e a água ficou correndo, porque quando é inverno desce mais rápido, ai ficou, foi a maior enchente dessa época (Osvalda 2022, comunicação pessoal)
Qualidade da água	Sedimento	(h) “A água hoje em dia a água ela é muito suja. Não dá pra consumir. É. as pessoas consomem, mas porém eu mesmo eu não eu não recomendo uma pessoa beber água do rio porque dá diarreia, aumenta a verminose e e a dor de barriga que a infecção no intestino tudo é causado pela água por conta dela ser muito suja. É um, a água ela é suja ela tem um coí nela sei lá o que tem aquilo. Coí é uma... tipo uma espuma amarela alaranjada que dá na água hoje em dia que antigamente não tinha. E até quando a gente pega naquela espuma que pega na gente dá aquela impinge, não sei se tu já ouviu falar, uma micose, dá uma micose que coça (Dina 2023, comunicação pessoal)
	Temperatura	(i) A seca tá mudando mais porque a água esquenta muito, quando ele [rio Xingu] seca muito, aí tem os poços né que fica, pelo menos aqui dentro do [rio] Bacajá morre muito peixe porque ele seca, seca demais e fica quente a água (Osvalda 2022, comunicação pessoal)
Floresta aluvial	Igapó e sarobal	(j) Quando se seca o rio, se suga as frutas, quando se seca o rio, que abaixa que seca tudo lá (...) seco pra um lado e pra outro, antes era diferente chega era pisado de bicho no tempo, né, aí tu passa nos pé de muru-muru [árvore frutífera], quando cai o muru-muru aqui, outro lá pra acolá não tem também, chega aquela massa assim, era caititu, até jabuti comia, anta tudo, não tem também. Você vai no muru-muru, você ia de primeira e escutava caça quebrando, hoje você passa, quando é uma desse tamanho [pequeno] que cai, não é o normal mais (Celso 2022, comunicação pessoal)

Antes não havia água presa: Alterações hidrológicas na região da Volta Grande

"Não tem água certa, não tem paragem, uma hora tá cheio outra hora tá seco o peixe endoida, é que nem nós fica doido também" (Lucimar 2022, comunicação pessoal)

Após a construção e operação de Belo Monte, o regime hidrológico na região da Volta Grande sofreu duas mudanças principais: (1) Mudanças no pulso de inundação anual: Magnitude, período ideal e duração; e (2) Vazão irregular: reversões, taxas de subida/descida e eventos de rápida elevação do nível do rio.

Mudanças no pulso de inundação anual: Magnitude, timing e duração

Os resultados das análises hidrológicas com o software IHA (Tabelas S1, S4) mostram a diminuição na magnitude dos picos de cheia, a principal alteração que ocorre no trecho de vazão reduzida. Outra observação é a maior frequência períodos com vazão extremamente baixa que, desde o início da operação de Belo Monte, passou a ocorrer todos os anos (Figura 3a, em vermelho) com aumento de 59% na duração (média de 44,6 dias pré para 71 pós-barragem).

Os valores mais baixos de pico de cheia foram registrados em 2016 (média diária de 10968 m³/s) e 2021 (12126 m³/s). O ciclo hidrológico 2015-2016 foi um ano seco devido à influência de um forte El Niño (IBAMA 2019), sobreposto ao início da operação da barragem (com o enchimento dos reservatórios ocorrendo de novembro de 2015 a fevereiro de 2016). O início da operação das comportas causou impactos ecológicos imediatos típicos de barragens como aumento da turbidez, mortalidade de peixes, entre outros (Agostinho et al. 2007). Os anos seguintes tiveram redução na vazão média mensal de todos os meses. Comparando os períodos pré e pós-barragem (Tabela S1), os meses dos períodos de enchente, cheia e vazante foram os mais afetados (MPF 2022), com as maiores reduções em janeiro (70%) e junho (67%). Entre as diferenças interanuais, as reduções na vazão média mensal chegaram a alcançar até 88% (janeiro de 2020).

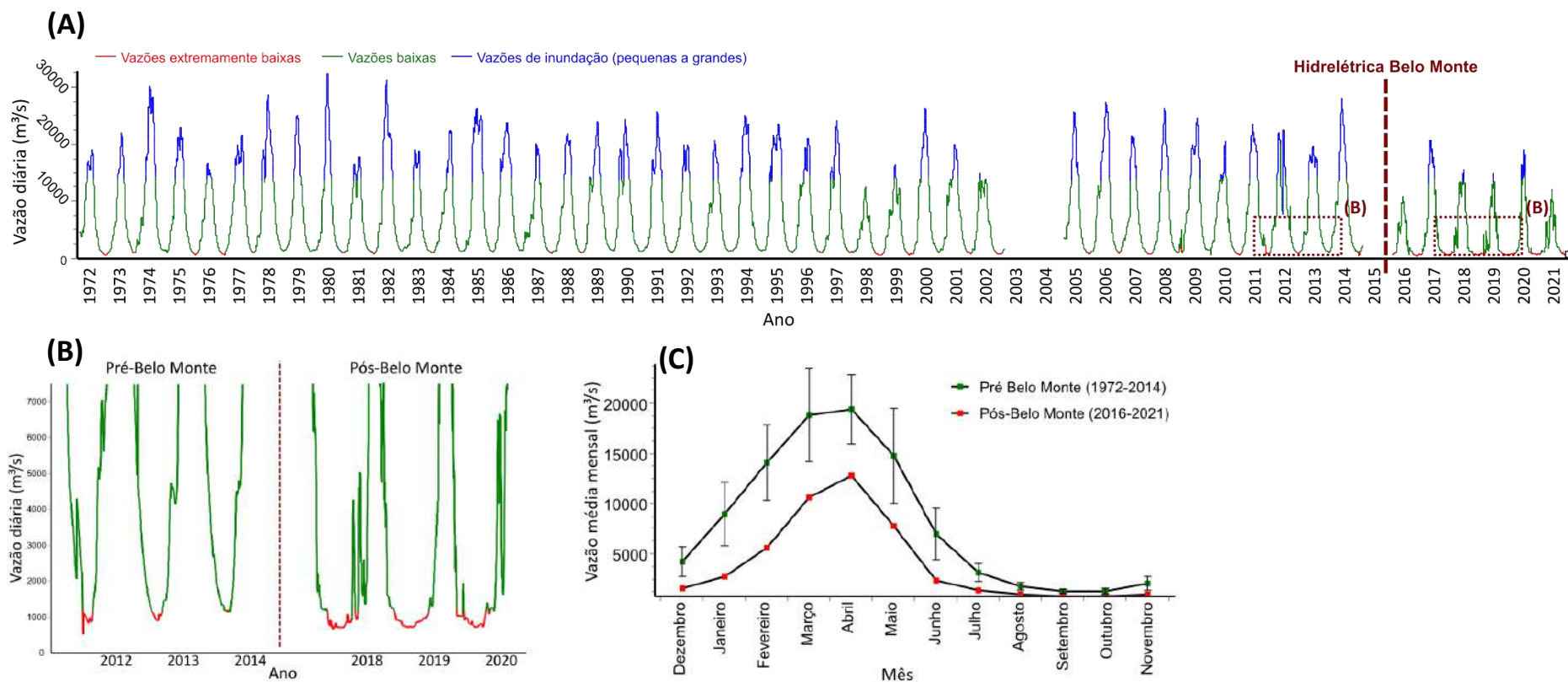


Figura 3. **(A)** Série histórica da estação Altamira e ciclos hidrológicos pós-Belo Monte com base na vazão diária, usando análise paramétrica do software IHA (TNC 2009). Componentes de vazão ambiental (do inglês, *Environmental Flow Components – EFC*): vazões extremamente baixas (*extreme low flows*) em vermelho – vazões abaixo de 1176 m³/s, períodos de seca com níveis baixos, determinados pelo parâmetro EFC padrão (<10% das vazões diárias da série histórica) (TNC, 2009); Vazões baixas (*Low flows and high flow pulses*) em verde – vazões acima de 1176 m³/s e abaixo de 14000 m³/s, fluxo do rio sustentada pela água subterrânea e período de enchente/vazante quando o nível de água não extravasa as margens (TNC 2009), i.e., não há alagamento de igapó no trecho de vazão reduzida; Vazões de inundação (pequenas a grandes) (*Small and large floods*) em azul – período de cheia com inundação que extravasa as margens, incluindo cheias extremas da série histórica (TNC 2009) utilizando o critério de acima de 14000m³/s (MPF 2022). **(B)** Ampliação do item A – vazão em 2012-2014 (pré-Belo Monte) e 2018-2020 (pós-Belo Monte). **(C)** Vazões médias mensais comparando pré- e pós-Belo Monte. Dados pré-Belo Monte tem escala de variabilidade, calculado a partir da mediana ± percentil 17 (TNC 2009). Fonte: Elaboração própria.

Meses com maiores reduções na magnitude da vazão correspondem aos períodos de enchente e vazante, indicando que o período de seca tem se tornado mais longa e o período de inundação das áreas alagáveis (períodos da enchente, cheia e vazante) está com a duração mais curta (Figura 4a). Considerando a complexidade das planícies de inundação que são inundadas gradativamente pelo pulso do rio, definir os valores mínimos de vazão que definem a cheia que extravasa as margens do canal é uma tarefa complicada e pode variar entre diferentes áreas do rio. Assim, a análise de mudanças na duração da cheia e do período ideal para esta considerou três critérios (Tabela S2). Esses resultados convergem com o coeficiente Pardé que apontam uma redução significativa nos períodos de enchente/vazante (Figura 4).

Estudos complementares realizados no âmbito do licenciamento ambiental mostram 14000 m³/s como a vazão mínima para inundar todas as áreas de pedrais (Norte Energia 2022b). Os anos pós-barragem (2016 a 2021) não alcançaram essa vazão (Tabela S3). E a duração desse período de inundação diminuiu 81,9% (Tabela S2), o que reforça a contestação dos critérios do Hidrograma de Consenso que atribuem valores mínimos muito baixos, principalmente no período da cheia.

A redução na magnitude da vazão diminui a planície de inundação, e a prolongação do período de seca concentra o fluxo nos canais principais. Assim, há um aumento na temperatura da água e uma diminuição na velocidade da água e na oxigenação nas planícies de inundação laterais que ficam fragmentadas dos canais principais (Zuanon et al. 2020; Souza-Cruz-Buenaga et al. 2019). Em relação à qualidade da água, os Arara dizem que está "poluída", "escura" e "amarela", devido a maior quantidade de sedimentos ("coí") do que antes. O aumento da temperatura, descrito como "água quente" e "sopa", também afeta a fauna aquática (Tabela 1, item i), e tem afastado os peixes da margem do rio, prejudicando este importante local de pesca nos portos das aldeias.

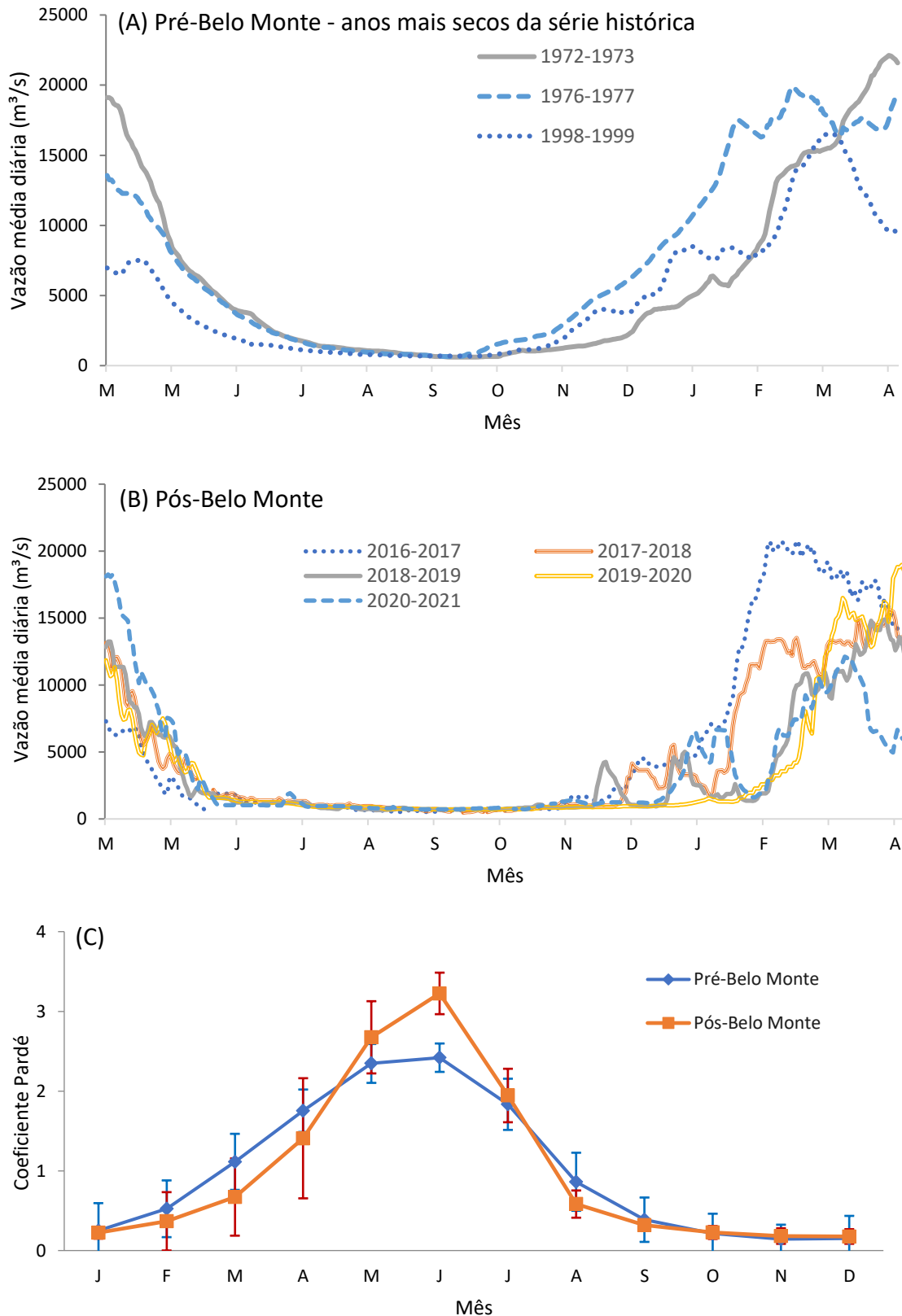


Figura 4. Aumento do período de seca: comparação do pulso do rio Xingu pré- e pós-Belo Monte (maio a abril). (A) Comparação dos 3 ciclos hidrológicos mais secos da série histórica (estação Altamira); (B) Pulso do rio no trecho de vazão reduzida pós-Belo Monte (estação Mangueiras). (C) Coeficiente Pardé, indicador normalizado com base na vazão média mensal dividida pela média anual, demonstrando a distribuição anual da vazão pré- e pós-Belo Monte. Fonte: Elaboração própria.

Vazão irregular: reversões, taxas de subida/descida e eventos de rápida elevação do nível do rio

No trecho de vazão reduzida, os ciclos com reversões na vazão (alternância entre subida e descida do nível do rio, e vice-versa) estão ocorrendo com aproximadamente uma amplitude de uma semana (Tabela 1, item c). Esse padrão de repetição provavelmente está ligada a forma como a hidrelétrica de Belo Monte opera para atender à demanda de energia semanal/mensal estabelecida pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico. Eles podem ser visualmente notados como padrões zigzagues no pulso de inundação do trecho de vazão reduzida (Figura 4B e 6), contrastando com as reversões que ocorrem no pulso natural do rio Xingu (chamadas de "repiquetes"), que não são tão acentuadas. Esses repiquetes costumavam ocorrer nos Períodos de enchente e cheia (Figura 4A) e raramente ocorriam no período de vazante (Tabela 1, c) antes de Belo Monte. Os padrões de reversão de vazão do trecho de vazão reduzida também são diferentes dos fenômenos de hidropico (no inglês *hydropeaking*, as reversões de vazão que ocorrem durante o dia devido à variação na demanda de energia) e é percebido à jusante das barragens hidrelétricas a fio d'água (Almeida et al. 2020). No caso de Belo Monte, as reversões são observadas no período de uma semana no trecho de vazão reduzida, e as variações de demanda de energia subdiárias provavelmente refletem em oscilações no nível do reservatório.

Análises a partir de vazões médias diárias mostraram um aumento de 287% nas reversões de vazão (27,5 pré e 106,5 pós-barragem), com aumentos significativos em 2016-2017 (Figura S3) durante a instalação, teste e início de novas turbinas (que ocorreu entre 2016-2019). Mesmo após a finalização da instalação de todas unidades geradoras (capacidade instalada), as reversões de vazão continuaram muito mais altas do que antes de Belo Monte, especialmente durante o período da vazante, com um aumento de 1624% (1,6 pré, 27,3 pós-barragem). Já o indicador HP1 mostra que as variações que ocorrem com base horária têm maior desvio padrão (Figura 5) o que indica uma maior taxa de subida/descida do nível do rio que ocorrem devido a essas reversões que passaram a ser mais bruscas e rápidas. Estas mudanças são narradas pelos Arara como "enche-vaza", "seca e enche de uma vez", "o rio está doido", "feito maré" (Tabela 1, itens c-g).

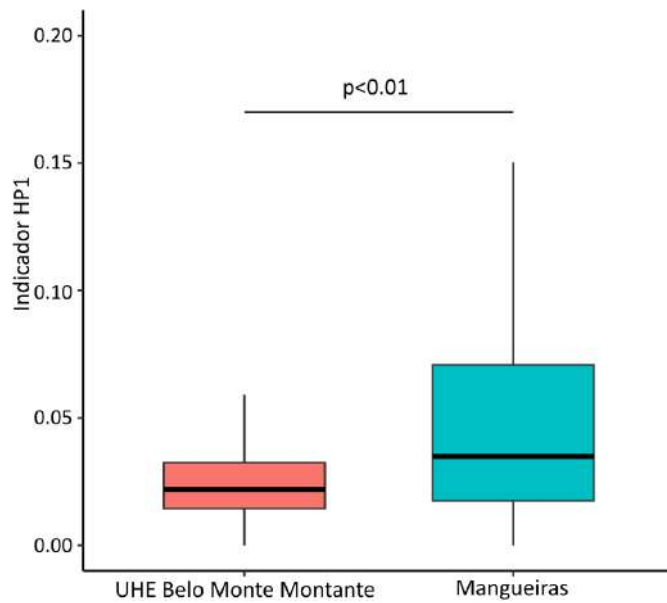


Figura 5. Indicador HP1. Indicador adimensional da magnitude de hidropico no rio Xingu, com base na vazão horária da estação “UHE Belo Monte montante” (código 18821000) em vermelho, à montante do reservatório Xingu (área sem impacto) e “Mangueiras” (código 18865003) em azul, < 1 km à jusante da barragem de Pimental, trecho de vazão reduzida. Indicador com base na diferença entre vazão horária máxima e mínima do dia, dividida pela média diária. Demonstra a taxa de mudança horária da vazão. Resultado do teste Wilcox foi $p < 0.01$ ($2.713829e-65$) demonstrando diferenças significantes entre área não impactada e o trecho de vazão reduzida.

Em 2019 e 2021, ocorreram eventos atípicos com reversões acentuadas durante o período de enchente, com subida e descida do nível da água em um intervalo de poucas semanas. Em 2019, esse evento ocorreu devido à manutenção de linhas de transmissão de eletricidade (Figura 6a). Em 2021 (Figura 6b), a causa foi a batalha judicial entre a Norte Energia, concessionária de Belo Monte, e o órgão ambiental nacional que suspendeu o Hidrograma de Consenso e estabeleceu um hidrograma provisório com vazões mínimas mensais mais altas (IBAMA 2019), forçando a liberação de mais água para janeiro e fevereiro de 2021 (Hidrograma provisório, Figura 2). No entanto, este foi revertido de forma controversa no início de fevereiro de 2021, e a vazão voltou a ser desviada de acordo com o Hidrograma de Consenso B (MPF 2022). Esses eventos revelam a incerteza da operação de Belo Monte e a vulnerabilidade do trecho de vazão reduzida.

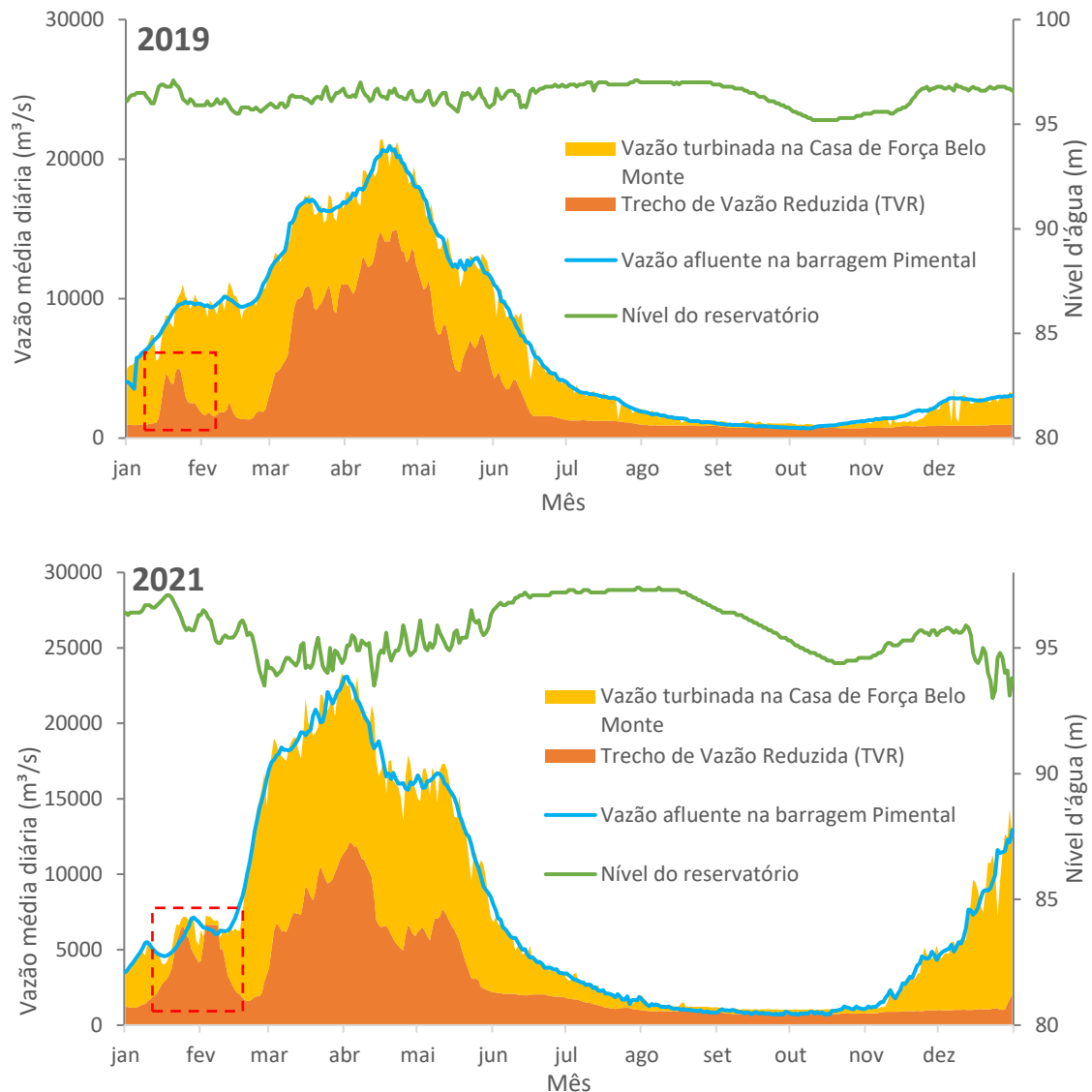


Figura 6. Reversões de vazão e eventos atípicos: pulso de inundação do trecho de vazão reduzida em 2019 (A) e em 2021 (B) demonstrando eventos atípicos (destacados em vermelho) em janeiro e fevereiro (período da enchente). Vazão liberada pela barragem de Pimental (pelo vertedouro ou pelas 6 turbinas) no trecho de vazão reduzida em laranja escuro, Vazão que passa pelas unidades geradoras (até 18 turbinas) na Casa de Força Belo Monte em amarelo; Vazão afluente que chega na barragem de Pimental em azul; Nível do reservatório à montante da barragem Belo Monte em verde. Fontes: Agência Nacional das Águas (dados das estações hidrológicas) e Operador Nacional do Sistema Elétrico (dados de operação de Belo Monte, acessado em: https://www.ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_vazes.aspx)

Os Arara narram sobre indicadores bioculturais que descrevem sinais de início dos períodos de enchente e cheia, como marcas em rochas ou árvores e as ilhas que são visíveis nos portos das aldeias. Essas ilhas são gradualmente inundadas pela subida do nível do rio, formando áreas menores, uma paisagem fluvial chamada restinga ou torrão (Arara, Juruna, 2018). O período da cheia também foi descrito como o "tempo da restinga" e essa paisagem fluvial era importante para uma técnica de caça específica e coletiva (a "caçada de restinga"). Atualmente, essa caça é afetada pelo atraso na subida do nível do rio e aumento na taxa de subida do nível do rio. Esse fenômeno é narrado pelos Arara através da observação do desaparecimento tardio e rápido das ilhas que são visíveis dos portos das aldeias.

O rápido aumento do nível do rio pode criar eventos como o que ocorreu no final de janeiro de 2016, durante o enchimento do reservatório, que foi descrito como "cabeçada d'água" pelos Arara (Tabela 1, item g). Durante esse evento, a vazão dobrou de valor (1500 para 3000 m³/s) em um intervalo de 8 horas, arrastando pertences domésticos que estavam na margem do rio, e resultando em uma perda de confiança e medo do rio, especialmente entre os mais velhos.

Outros fenômenos hidrológicos que vem ocorrendo no trecho de vazão reduzida foram descritos pelo Observatório da Volta Grande, um painel científico que apoia o Ministério Público do Estado do Pará (MPF-PA), e pelo monitoramento da região da Volta Grande (Monitoramento Ambiental e Territorial Independente da Volta Grande do Xingu, MATI-VGX) que envolve PICTs da Volta Grande. Durante um Seminário Técnico, foi apresentado um evento atípico ocorrido em 8 de fevereiro de 2023: ovas secas de peixes foram encontradas em uma área de desova ("piracema") devido a uma desconexão dessa área com o rio Xingu. A redução na vazão do rio Xingu nesse dia (com média de 4605 m³/s, comparado a 12613 m³/s média da série histórica) resultou em uma área inundada menor e na ausência do efeito de remanso que represava a água na floresta de igapó. Consequentemente com o rebaixamento do nível no igapó, os peixes voltaram para o Rio Xingu, deixando as ovas para trás. Essas mudanças no fluxo do rio Xingu durante o período da enchente comprometem a desova dos peixes, já que os igarapés afluentes do rio Xingu, importantes para alimentação e reprodução, também estão sendo afetados (Tabela 1, itens a, i).

Conexões bioculturais interrompidas entre o Rio Xingu, a floresta de várzea e os peixes

"A questão da alimentação, de tudo fica ruim, as tracajá num engorda, né? Porque ela tem que engordar pra ela poder alimentar os ovos delas. E os peixe também eles tem que se alimentar de bastante alimentação, folha, fruta, sei lá e eles perde o peso também do, eles ficam muito magro perde a alimentação dele, não tem, eles não vão comer, no caso eles não vão comer figo, não vão comer bananinha não vão comer e o sarão, não vão comer a golosa, a cajá porque cai tudo no seco, então isso aí tudo é fruto de peixe comer." (Celso 2023, comunicação pessoal).

As alterações hidrológicas têm sérias implicações nas interconexões entre o pulso do rio e a floresta aluvial do *sarobal* e igapó. As 10 principais frutas que ocorrem nesses ambientes e estão relacionados à atividade pesqueira dos Arara, seja pelo uso da fruta como isca ou pelo local como ponto de pesca (Norte Energia 2015, Sartorelli et al., 2018) são descritos na Tabela 2. O período de frutificação dessas espécies ocorre principalmente durante o período de inundação (enchente, cheia e vazante) porém a duração da inundação está mais curta após a operação de Belo Monte. Assim, espécies que frutificam no início da enchente e no final da vazante, como o sarão, a goiaba-de-Janeiro, o figo e a goiaba-de-Junho (Tabela 2), estão em um risco ainda maior de cair no solo seco (Tabela 1, item d).

Tabela 2. Dez espécies de frutas principais usadas na pesca artesanal Arara. Período de frutificação e redução da magnitude da vazão média mensal pós-Belo Monte. Fontes: Arara, Juruna (2018), Norte Energia (2015), Sartorelli et al. (2018).

PRINCIPAIS FRUTEIRAS UTILIZADAS NA PESCA ARTESANAL ARARA DA VOLTA GRANDE DO XINGU													
Espécie	Ambiente	Meses de frutificação											
		D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N
SARÃO <i>Myrciaria dubia (Kunth) McVaugh</i>	Saroba												
GOIABA DE JANEIRO <i>Psidium densicomum Mart. ex DC.</i>	Saroba												
GOLOSA <i>Chrysophyllum sanguinolentum (Pierre) Baehni</i>	Ilha, baixão e igapó												
FIGO <i>Simaba orinocensis Kunth</i>	Saroba, beiradão e ilha												
LANDI-ROXO <i>Pouteria sp</i>	Saroba												
LANDIZÃO-DE-CAROÇO <i>Calophyllum brasiliense Cambess</i>	Saroba												
LANDIZINHO-VERMELHO <i>Panopsis sessilifolia (Rich.) Sandwith</i>	Saroba, beiradão												
TUCUM <i>Astrocarium spp.</i>	Saroba e beiradão												
SERINGUEIRA <i>Hevea Brasiliensis</i>	Beiradão, terra alta, igapó/baixão, mata aberta,												
CAJÁ <i>Spondias mombin L.</i>	Mata alta, grota, baixão, juquira e beiradão												
CAFERANA <i>Vitex snethlagiana Huber ex Moldenke</i>	Saroba												
GOIABA DE JUNHO <i>Psidium riparium Mart. ex DC.</i>	Saroba												
REDUÇÃO NA VAZÃO NO TRECHO DE VAZÃO REDUZIDA APÓS A HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE													
Porcentagem de redução da magnitude da vazão média mensal:		D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N
		66%	70%	61%	44%	34%	48%	67%	60%	48%	38%	43%	56%

O nível do rio Xingu não alcança mais as fruteiras durante esses períodos principais de frutificação de diferentes espécies (Figura S1), impactando a floresta aluvial e a sobrevivência da fauna aquática pelas interferências na alimentação e reprodução. Análises de manchas de inundação para diferentes valores de vazão no trecho de vazão reduzida foram solicitadas pelo órgão ambiental (Norte Energia 2022b). Os resultados mostram uma diminuição significativa na área de inundação para todos as paisagens fluviais (Tabela S5), que atingiram 91% e 82% (nos hidrogramas A e B, respectivamente) para as florestas de igapó (fitofisionomia Dbu+Abp, de acordo com a classificação padrão de vegetação brasileira, IBGE 2012). Isso corrobora com o que todos os Arara afirmam que "os igapós não estão inundando".

A diminuição do pulso de inundação afeta os mecanismos de dispersão de sementes na planície de inundação (Assahira et al. 2017; Rocha et al. 2020) com mudanças na dispersão de sementes pela água (hidrocoria) e pelos peixes (ictiocoria), que mal alcançam essa importante fonte de alimento (Keppeler et al. 2022; Cunha e Ferreira 2012). A fenologia das espécies de fruteiras encontradas nas altas elevações do igapó é ainda mais afetada pelas mudanças no pulso de inundação devido à redução da duração ou falta de inundação dessas áreas. Após 3-5 anos com essas mudanças, a floresta aluvial começa a apresentar sinais de mortalidade, que podem durar décadas (Schongart et al. 2002; Lobo et al. 2019; Resende et al. 2019; Assahira et al. 2017). As taxas de subida do nível do rio mais altas "varrem" as sementes (Lucimar, comunicação pessoal), interferindo nos processos hidrocóricos. O atraso no período ideal da inundação também afeta os processos ictiocóricos, já que os peixes são estimulados pela queda de frutas na água e não comerão essas frutas caídas no chão que são varridas pela inundação tardia (Elson, comunicação pessoal). As árvores frutíferas também são locais importantes de caça, como lagoas e pequenos córregos ("grotas"), que também são afetados (Tabela 1, item j). A atividade de caça é a principal fonte atual de proteína para os Arara (69%), que aumentou como resultado da diminuição da produção pesqueira (Norte Energia 2022a).

Toda a floresta aluvial dos ambientes pedral, *sarobal* e igapó estão sofrendo, e continuarão a sofrer, alterações e os efeitos podem se estender a outras paisagens terrestres e fluviais, em parte devido aos efeitos sobre o lençol freático. O lençol freático da bacia do Xingu é raso, responde rapidamente às mudanças na água superficial e já vem sofrendo rebaixamento (Zuanon et al. 2020). Como resumido por Celso (comunicação pessoal): "quando o rio seca, suga as frutas". A redução significativa da planície inundada e as reversões de vazão afetarão a floresta aluvial, tornando impossível para as espécies se adaptarem (Lobo et al. 2019; Resende et al. 2019; Souza-Cruz-Buenaga et al. 2019). Esses ambientes de floresta aluvial e o pulso de inundação são essenciais para fornecer gradientes laterais, variação espacial, diversidade de condições ambientais e conectividade de habitats, proporcionando maior diversidade filogenética e funcional de peixes (Keppeler et al. 2022; Fitzgerald et al. 2018; Barbosa et al. 2015). Os impactos iniciais já mostram declínios nessas características, bem como na riqueza e abundância de espécies de peixes em áreas impactadas por Belo Monte (Keppeler et al. 2022). A comunidade de peixes do trecho de vazão reduzida está enfrentando mudanças, as espécies nadadoras ativas possuem maior vantagem e os peixes bentônicos sedentários comuns em ambientes de pedral estão mais prejudicados (Keppeler et al. 2022). É necessário um melhor entendimento dos efeitos da redução da inundação e da conectividade de habitats a curto, médio e longo prazo (MPF, 2022) devido à complexidade do ecossistema local e às lacunas de conhecimento.

Modos de vida e conexões bioculturais do Povo Indígena Arara

As mudanças no regime hidrológico estão afetando as conexões bioculturais dos indígenas Arara com a região da Volta Grande de várias formas. A pesca Arara está sendo afetada pelas alterações hidrológicas, e eles descrevem que os peixes estão se concentrando nos canais principais, onde o fluxo tem maior velocidade. A incerteza da operação da barragem leva o rio, os peixes e os Arara a "ficarem doidos" com as reversões de fluxo, acarretando a desorientação de cardumes (Tabela 1, item c) e prejudicando o planejamento dos pescadores (Santos et al. 2020). Uma vez que uma reversão ocorre, eles não encontrarão os peixes e, portanto, perderão renda. Relatórios oficiais de monitoramento de pesca relatam mudanças na atividade pesqueira Arara: a maioria das espécies de peixes capturadas (pacu-branco frugívoro, *Myloplus rubripinnis*, para a curimatá detritívora, *Prochilodus nigricans*), equipamentos e técnicas de pesca, aumento da distância dos pontos de pesca, aumento do esforço, menor custo-benefício e quase fim da pesca comercial (Norte Energia 2022a). Essa tendência pode levar a um colapso futuro da pesca, além da perda de conhecimento tradicional associado a essa atividade (Mesquita e Isaac 2015). O tracajá (*Podocnemis unifilis*, espécie de quelônio) também é motivo de preocupação (Tabela 1, item e). Durante o período de vazante, que coincide com o período de desova da espécie, há um aumento significativo no número de inversões (1624%). Essa situação pode levar à inundação dos ninhos, o que pode prejudicar ainda mais a reprodução e ameaçar a espécie. Portanto, são necessários mais estudos para serem conduzidos em praias de nidificação a fim de entender e estabelecer medidas para proteger essa espécie (MPF 2022).

O Rio Xingu, como centro da vida social Arara, está mudando. A navegação Arara tem sido afetada pelas alterações hidrológicas desde a operação de Belo Monte, limitando a área de navegação e o acesso a pontos de pesca e ao território tradicional. Descompassos entre os ciclos climáticos naturais e o pulso sazonal aumentam o risco de barcos colidirem com pedras (Tabela 1, item f) e de ocorrer alagamentos no setor do reservatório. A piora da qualidade da água é interpretada como a causa de doenças de pele, inflamação nos olhos e no estômago (Tabela 1, h). A incerteza em torno de inundações rápidas ainda causa medo em atividades cotidianas como as crianças nadando nos portos das aldeias (Tabela 1, g). Osvalda (comunicação pessoal) relatou o volume mais baixo de paisagens sonoras de cachoeiras e Roberta (comunicação pessoal) relatou que alguns espíritos da água desapareceram. Essas mudanças em curso podem resultar em menor trânsito no rio, levando a uma perda de conhecimentoa tradicionais associada a atividades cotidianas de subsistência e renda e as conexões bioculturais com a paisagem do rio Xingu.

Vazão ambiental na região da Volta Grande: discussões e recomendações

Analisamos os parâmetros de alterações hidrológicas no trecho de vazão reduzida e discutimos como o Hidrograma de Consenso falhou em alcançar o objetivo de garantir a sobrevivência do sistema socioecológico da Volta Grande. Reiteramos os resultados de relatórios que discutiram essa questão (IBAMA 2019; FUNAI 2009; MPF et al. 2019; MPF 2022), além de destacar a importância das iniciativas de ciência cidadã, monitoramentos e painéis de especialistas (Pezzuti et al. 2022; Zuanon et al. 2020). Em fevereiro de 2021, o tribunal decidiu permitir a operação do Hidrograma de Consenso com o pagamento de 157 milhões de reais (~30 milhões de dólares) para mitigação de impactos (Termo de Compensação Ambiental - TCA n.3/2021), mas algumas medidas propostas nesse termo já estavam ocorrendo e outras têm eficiência duvidosa e contestável, como ações de reflorestamento da floresta aluvial (MPF 2022; Pezzuti et al. 2020). Essa decisão do tribunal reforça a falsa retórica de que todos os impactos podem ser mitigáveis (Athayde 2014) e desvia do princípio da precaução, da discussão do

objetivo da vazão ambiental e das condições para a resiliência do sistema socioecológico da Volta Grande.

É urgente reavaliar a forma como Belo Monte opera para garantir a sobrevivência do sistema socioecológico da Volta Grande. O caso de Belo Monte destaca a importância da adoção de uma abordagem de gestão adaptativa para planejar e gerir sistemas socioecológicos complexos e imprevisíveis. Embora sejam necessárias pesquisas adicionais (por exemplo, para compreender efeitos na navegação, floresta aluvial, pesca, aspectos culturais, entre outros), os estudos existentes e os dados de monitoramentos (oficiais e não oficiais, como o MATI-VGX) não foram considerados na tomada de decisão, prejudicando a aprendizagem experiencial e o aprimoramento da governança e da capacidade adaptativa (Moretto et al. 2021). É imperativo envolver diversos atores, incluindo o conhecimento científico com a expertise não acadêmica e o conhecimento ecológico local de Povos Indígenas e comunidades tradicionais (Baird et al. 2020), além de levar em consideração diversos indicadores bioculturais que foram destacados pelos Arara.

O caso de Belo Monte demonstra a negação contínua da participação de Povos Indígenas e comunidades tradicionais na gestão de impactos socioecológicos no Brasil (Hanna et al. 2014; Doria et al. 2017), bem como a falha em reconhecer e incorporar aspectos socioculturais nesses processos (FUNAI 2009; Hanna et al. 2016). Embora não abordadas neste documento, as relações de poder e as dimensões de justiça ambiental (Lopes et al. 2018) são essenciais para reconhecer os PICTs e a região da Volta Grande como sujeitos de direitos (Pontes Jr e Barros 2016) e garantir uma consulta adequada e contínua (Hanna et al. 2014). Por fim, a previsão de um cenário futuro mais seco no sul da Amazônia (Marengo e Espinoza 2016) pode piorar o conflito pela água causado por Belo Monte, prejudicando a viabilidade econômica e a geração de energia dessas e de outras hidrelétricas na Amazônia (Almeida et al. 2021). Com base em nossos resultados e discussões, recomendamos uma lista de ações para garantir a vazão ambiental e a resiliência do sistema socioecológico da Volta Grande (Tabela S6).

CONCLUSÕES

Nossos resultados integram análises ecológicas com indicadores bioculturais dos Arara por meio de uma abordagem inter e transdisciplinar. O sistema socioecológico do rio Xingu e os indígenas Arara são interconectados e atualmente passam por mudanças significativas devido a alterações hidrológicas no trecho de vazão reduzida pela operação de Belo Monte. Essas mudanças incluem uma redução drástica na magnitude da vazão, especialmente durante os períodos de enchente e vazante, com uma redução média mensal de 34-70%. Também há uma maior ocorrência de reversões na vazão (287%) e variabilidade na taxa de subida/descida, bem como uma duração mais curta do período de inundação, que diminuiu em 81,9%. Nosso estudo revelou múltiplos efeitos do processo de desvio das águas no ecossistema da planície de inundação, incluindo impactos em espécies de árvores frutíferas importantes para a pesca, além de processos ecológicos descritos pelo conhecimento ecológico Arara. As mudanças nos rios Xingu e Bacajá têm um impacto significativo nos modos de vida e nas conexões bioculturais das comunidades Arara. Essas mudanças levam a um acesso restrito ao seu território tradicional, aumento dos riscos e de insegurança, incerteza sobre a dinâmica do rio e impedimento de realizar atividades tradicionais. Todos esses fatores contribuem para um grau maior de vulnerabilidade física e cultural e tornam mais difícil a transmissão de saberes tradicionais entre gerações. As consequências dessas mudanças ambientais no "mundo espiritual", como previsto por Leôncio Arara, revelam a necessidade de estudos mais específicos sobre os impactos socioculturais entre os Arara e outros povos indígenas afetados por barragens. Nossos resultados

destacam a importância da adoção de uma estratégia de gestão adaptativa, incluindo o envolvimento de PICTs na tomada de decisões. Esse envolvimento não deve se limitar à fase de licença prévia e da aprovação da construção da barragem, mas deve se estender à gestão dos impactos socioecológicos, bem como à operação da barragem, e as perspectivas de PICTs devem orientar o desenvolvimento participativo de recomendações de fluxo ambiental. Nossas descobertas sugerem que a operação de Belo Monte causa impactos que não são visibilizados e que podem estar ocorrendo em outras hidrelétricas da região amazônica. Assim, é urgente e necessário reconsiderar a agenda hidrelétrica na região Amazônica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio do programa de Internacionalização da CAPES para financiar o período de intercâmbio de RU na Florida International University (FIU). Agradecemos ao Kimberly Green Latin American and Caribbean Center, ao Programa de Excelência em Estudos Brasileiros e ao Tropical Rivers Lab por hospedarem RU na FIU. Agradecemos ao programa CAPES/PROEX pelo financiamento da pesquisa de campo e à Bolsa de Doutorado FAPESP (2020/07037-0) concedida a GL. Agradecemos aos projetos de pesquisa, e respectivos líderes, que facilitaram a colaboração dos autores: "Global Importance of Amazon freshwaters" liderado pela Dra. Elizabeth Anderson (Bolsa #GBMF10612, Fundação Gordon & Betty Moore); e "Após as Barragens Hidrelétricas: Processos sociais e ambientais após a construção de Belo Monte, Jirau e Santo Antônio na Amazônia brasileira" (SPEC/FAPESP - 2019/17113-9) liderado pelo Dr. Emilio Moran. Também apreciamos as sugestões de Sharmin Siddiqui e Igor Johansen. Por fim, agradecemos e reconhecemos todos os indígenas Arara da Terra Indígena Arara da Volta Grande do Xingu, por sua participação e apoio.

FINANCIAMENTO

Agradecemos ao programa CAPES/Proex pelo financiamento da pesquisa de campo, ao programa de internacionalização CAPES por financiar o período de intercâmbio de RU na FIU, à Fundação de Pesquisa do estado de São Paulo (FAPESP) (código de financiamento 2020/07037-0) pela bolsa de doutorado concedida a GL, e a bolsa de pós-doc concedida a CB (#GBMF10612).

REPÓSITÓRIO DE BANCO DE DADOS

Os bancos de dados e os resultados das análises hidrológicas estão publicamente disponíveis no repositório hydroshare: Acesso em:

<https://www.hydroshare.org/resource/924ad15a08f64b798c6d81c488b238e7/>

REFERÊNCIAS

Agostinho, AA, Gomes, LC, Pelicice, FM (2007) Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá.

Almeida J (2014) Between Distinct Voracities: The Hydro-energetic Machine and the Iyakaliti's Response. *Tipiti: Journal of the Society for the Anthropology of Lowland South America* 12(2):93–98. <https://digitalcommons.trinity.edu/tipiti/vol12/iss2/2>. Accessed 14 May 2019

Almeida RM, Hamilton SK, Rosi EJ, Barros N, Doria CRC, et al. (2020) Hydropeaking Operations of Two Run-of-River Mega-Dams Alter Downstream Hydrology of the Largest Amazon Tributary. *Frontiers in Environmental Science* 8:1–11. doi: 10.3389/fenvs.2020.00120

Almeida RM, Fleischmann AS, Brêda JPF, Cardoso DS, Angarita H, et al. (2021) Climate change may impair electricity generation and economic viability of future Amazon hydropower. *Global Environmental Change* 71. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2021.102383

Arantes CC, Fitzgerald DB, Hoeninghaus DJ, Winemiller KO (2019) Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 37:28–40. doi: 10.1016/j.cosust.2019.04.009

Arara AFN, Müller RP, Utsunomiya R, Ferreira EX (2020) A Casa de Memória Leôncio Arara e os Arara da Volta Grande do Xingu. *Espaço Ameríndio* 14(1):157–190. doi: 10.22456/1982-6524.100737

Arara, Juruna (2018). Plano de Gestão Territorial e Ambiental da Volta Grande do Xingu: Terras Indígenas Paquiçamba, Arara da Volta Grande do Xingu e Área Indígena Juruna do Km 17. Verthic. <https://acervo.socioambiental.org/acervo/documentos/plano-de-gestao-territorial-e-ambiental-volta-grande-do-xingu-terras-indigenas>. Accessed 20 June 2022

Arthington AH, Bhaduri A, Bunn SE, Jackson SE, Tharme RE, et al. (2018) The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows. *Frontiers in Environmental Science* 6(JUL):1–15. doi: 10.3389/fenvs.2018.00045

Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, Wittmann F, Cintra BBL, et al. (2017) Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *Forest Ecology and Management* 396:113–123. doi: 10.1016/j.foreco.2017.04.016

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(2):80–92. <https://digitalcommons.trinity.edu/tipiti/vol12/iss2/1>. Accessed 25 May 2019

Athayde S, Shepard G, Cardoso T, Voort H, Zent S, et al. (2021) Chapter 10 Critical interconnections between the cultural and biological diversity of Amazonian peoples and ecosystems. Science Panel for the Amazon. <https://www.theamazonwewant.org/wp-content/uploads/2022/05/Chapter-10-Bound-May-9.pdf>. Accessed 2 September 2021.

Baird, IG, Silvano RAM, Parlee B, Poesch M, Napoleon A, et al. (2021) The Downstream Impacts of Hydropower Dams and Indigenous and Local Knowledge: Examples from the Peace–Athabasca, Mekong, and Amazon. *Environmental Management* 67:682–696. doi: 10.1007/s00267-020-01418-x

Barbosa TAP, Benone NL, Begot TOR, Gonçalves A, Sousa L, et al. (2015) Effect of waterfalls and the flood pulse on the structure of fish assemblages of the middle Xingu River in the eastern Amazon basin. *Brazilian Journal of Biology* 75(3):S78–S94. doi: 10.1590/1519-6984.00214BM

Carolli, M, Vanzo, D, Siviglia, Zolezzi G, Bruno MC, et al. (2015). A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams. *Aquat Sci* 77:639–653 . doi: 10.1007/s00027-015-0408-5

Correa SB, Van Der Sleen P, Siddiqui SF, Bogotá-Gregory JD, Arantes CC, et al. (2022) Biotic Indicators for Ecological State Change in Amazonian Floodplains. *BioScience* 72(8):753–768. doi: 10.1093/biosci/biac038

Cunha DA, Ferreira LV (2012) Impacts of the Belo Monte hydroelectric dam construction on pioneer vegetation formations along the Xingu River, Pará State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 35(2):159–167. doi: 10.1590/s1806-99592012000200005

- Doria CRC, Athayde S, Marques EE, Lima MA., Dutka-Gianelli J, et al. (2017) The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. *Ambio*, 47(4): 453-465. doi: 10.1007/s13280-017-0994-7
- Esselman PC, Opperman JJ (2010) Overcoming information limitations for the prescription of an environmental flow regime for a central American river. *Ecology and Society*. 15(1):6. doi: 10.5751/ES-03058-150106
- Fearnside PM (2015) Hidrelétricas na Amazônia: Impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. Editora do INPA, Manaus.
- Fitzgerald DB, Perez MHS, Sousa LM, Gonçalves AP, Py-Daniel LR, et al. (2018) Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation* 222:104–112. doi:10.1016/j.biocon.2018.04.002
- Frechione, J, Posey, DA, Silva, LF (1989) The Perception of Ecological Zones and Natural Resources in the Brazilian Amazon: An Ethnoecology of Lake Coari. *Advances in Economic Botany*, 7, 260–282. <http://www.jstor.org/stable/43927557>. Accessed 20 October 2023.
- FUNAI - Fundação Nacional do Índio (2009) Parecer Técnico nº 21 – Análise do Componente Indígena dos Estudos de Impacto Ambiental. http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/Processos/UHE%20Belo%20Monte_Volume%2011.pdf. Accessed 14 July 2022.
- Hanna P, Vanclay F, Langdon EJ, Arts J (2014) Improving the effectiveness of impact assessment pertaining to Indigenous peoples in the Brazilian environmental licensing procedure. *Environmental Impact Assessment Review* 46:58–67. doi: 10.1016/j.eiar.2014.01.005
- Hanna P, Vanclay F, Langdon EJ, Arts J (2016) The importance of cultural aspects in impact assessment and project development: reflections from a case study of a hydroelectric dam in Brazil. *Impact Assessment and Project Appraisal* 34(4):306–318. doi: 10.1080/14615517.2016.1184501
- Hess LL, Melack JM, Novo EMLM, Barbosa CCF, Gastil M (2003) Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment* 87(4):404–428. doi: 10.1080/14615517.2016.1184501
- IBAMA - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e de Recursos Naturais Renováveis (2009) Parecer Técnico n.114 – COHID/CGENE/DILIC/IBAMA. http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/Processos/UHE%20Belo%20Monte_Volume%2013.pdf. Accessed 12 June 2021.
- _____ (2019) Parecer Técnico n. 133/2019-COHID/CGTEF/DILIC. <https://ox.socioambiental.org/sites/default/files/ficha-tecnica/node/202/edit/2020-08/Parecer%20T%C3%A9cnico%20133-2019%20-%20IBAMA.pdf>. Accessed 12 June 2021.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012) Manual Técnico da Vegetação Brasileira. IBGE, Rio de Janeiro.
- Jackson S, Anderson EP, Piland NC, Carriere S, Java L, et al. (2022) River rhythmicity: A conceptual means of understanding and leveraging the relational values of rivers. *People and Nature*. 4(4):949–962. doi: 10.1002/pan3.10335
- Junk, W, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge DP, ed. *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, pp 110-127

Junk WJ, Piedade MTF, Wittmann F, Schöngart J, Parolin P (2010) Central Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management (Ecological Studies). Springer, Dordrecht

Junk WJ, Piedade MTF, Schöngart J, Cohn-Haft M, Adeney JM, et al. (2011) A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31:623–640. doi: 10.1007/s13157-011-0190-7

Junk, WJ, Wittmann, F, Schöngart, J, Piedade, MTF (2015) A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management*, 23(4), 677–693. doi: 10.1007/s11273-015-9412-8

Keppeler FW, Andrade MC, Trindade PAA, Sousa LM, Arantes CC, et al. (2022) Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. *Science of the Total Environment* 838(155951):1-16. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.155951

Latrubesse EM, Arima EY, Dunne T, Park E, Baker VR et al. (2017) Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546(7658):363–369. doi: 10.1038/nature22333

Lobo GS, Wittmann F, Piedade MTF (2019) Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *Forest Ecology and Management* 434:110–118. doi: 10.1016/j.foreco.2018.12.001

Lopes PF, Freitas CT, Hallwass G, Silvano RA, Begossi A et al. (2021). Just Aquatic Governance: The Amazon basin as fertile ground for aligning participatory conservation with social justice. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(5):1190-1205. doi: 10.1002/aqc.3586

Magalhães, SB; Cunha, MC (2017). A expulsão de ribeirinhos em Belo Monte. Relatório da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC). São Paulo: SBPC, 2017. 448 p. <http://portal.sbpcnet.org.br/livro/belomonte.pdf>. Accessed 02 March 2020.

Marengo JA, Espinoza JC (2016) Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: Causes, trends and impacts. *International Journal of Climatology* 36(3):1033–1050. doi: 10.1002/joc.4420

Meile T, Boillat JL, Schleiss AJ (2011) Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquat Sci* 73:171–182. doi: 10.1007/s00027-010-0154-7

Mesquita EMC, Isaac Nahum VJ (2015) Traditional knowledge and artisanal fishing technology on the Xingu River in Pará, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75(3):S138–S157. doi: 10.1590/1519-6984.01314BM

Moran EF, Athayde S (2019) Hydropower and sustainability in the Anthropocene. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 37:A1–A6. doi: 10.1016/j.cosust.2019.06.003

MPF - Ministério Público Federal, Ministério Público do Estado do Pará, Defensoria Pública da União, Defensoria Pública do Estado do Pará (2019). Relatório de vistoria interinstitucional: Garantia da vida e proteção do patrimônio natural e socioambiental da Volta Grande do Rio Xingu. https://www.mpf.mp.br/pa/sala-de-impressao/documentos/2019/Relatorio_VGX_2019.pdf. Accessed 12 June 2021.

MPF - Ministério Público Federal (2022) Parecer Técnico 02/2022. Altamira: MPF-PA <https://ox.socioambiental.org/sites/default/files/ficha-tecnica/node/202/edit/2022-08/Of%C3%ADcio%20n%C2%BA%201473-2022GABPRM1-TSCS-PRM-ATM-PA-00009246.2022.pdf>. Accessed 20 January 2023

Moretto EM, Athayde S, Doria CRC, Gallardo ALCF, Araújo NC, Duarte CG, Branco EA, Pulice SMP, et al. (2021) Gestão Adaptativa na etapa de Acompanhamento da Avaliação de Impacto Ambiental. *Estudos Avançados* 35(103):201–218. doi: 10.1590/s0103-4014.2021.35103.

Norte Energia (2015) 5º Relatório Consolidado Semestral do Projeto Básico Ambiental – Componente Indígena da Usina Hidrelétrica de Belo Monte: Anexo 8.1-3 Levantamento de recursos prioritários. http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/Relatorios%20Semestrais/5%c2%ba%20RC%20PBA%20-%20CI/5%c2%ba%20RC-PBACI/8%20-%20PROGRAMA%20DE%20GEST%c3%83O%20TERRITORIAL/8.1/Anexos/Anexo%208.1-3-Levantamento%20de%20recursos%20prioritarios.pdf. Accessed 3 June 2021

Norte Energia (2022a) 18º Relatório Consolidado Semestral do Projeto Básico Ambiental – Componente Indígena da Usina Hidrelétrica de Belo Monte: Anexo AVG_PGTI-2_003 Monitoramento da pesca e da caça na TI Arara da Volta Grande do Xingu http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/UHE%20Belo%20Monte_2022/. Accessed 3 December 2022

Norte Energia (2022b) Estudos Complementares do Trecho de Vazão Reduzida – Modelagem Matemática Hidrodinâmica Bidimensional da UHE Belo Monte. http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/CE%200354-2022-SSA-IBAMA%20-%20Resp%20OF%20112-IBAMA/. Accessed 3 December 2022

Patrício MM (2006) Relatório Circunstanciado de Identificação e Delimitação da T.I. Arara da Volta Grande do Xingu. CGID/FUNAI, Brasília.

Patrício MM, Araújo CO, Lima FPN, Abreu LA, Carvalho Jr JR, Patrício MSM, Melo EA (2009) Estudo de Impacto Ambiental do AHE Belo Monte: Componente Indígena. Terra Indígena Arara da Volta Grande do Xingu. http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/EIA/Volume%2035%20-%20Estudos%20Etnoecol%3gicos/TOMO%203/. Accessed 2 May 2020

Pezzuti JCB, Zuanon J, Ribas C, Wittmann F, D’Horta F et al. (2022) Belo Monte through the food-water-energy nexus: The disruption of a unique socioecological system on the Xingu River. In: Moreira FA, Fontana MD, Malheiros TF, Di Giulio GM (org) *The Water-Energy Food Nexus: What the Brazilian Research has to say*. USP, São Paulo, pp 22-40

Pezzuti JCB, Akama A, Goncalves AP, Agostinho A, Benone NL, et al. (2020) Parecer sobre a Nota Técnica NE-PR-SSAI-NT-0346-0 “Estudos experimentais para mitigação de impactos sobre peixes e quelônios na Volta Grande do Xingu”. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia* 131:4-13. https://www.sbi.bio.br/images/sbi/boletim-docs/2020/marco_131.pdf. Accessed 20 June 2022

Pontes Júnior FA, Barros LV (2016) Natureza como sujeito de direitos: a proteção do Rio Xingu em face da construção de Belo Monte. In: Dilger G, Lang M, Pereira Filho J (org) *Descolonizar o imaginário: debates sobre o pós-extrativismo e alternativas ao desenvolvimento*. Fund. R. Luxemburgo, São Paulo, pp 426-443

Resende, A. F. de, Schöngart, J., Streher, A. S., Ferreira-Ferreira, J., Piedade, M. T. F., & Silva, T. S. F. (2019). Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Science of the Total Environment*, 659, 587–598. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.208

Resende, AF, Piedade, MT, Feitosa, YO, Andrade, VHF, Trumbore, SE et al. (2020). Flood-pulse disturbances as a threat for long-living Amazonian trees. *New Phytologist*, 227(6), 1790-1803. doi: 10.1111/nph.16665

Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braunt DP (1996) A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* 10(4):1163–1174. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x

Rocha M, Feitosa YO, Wittmann F, Piedade MTF, Resende AF et al. (2020) River damming affects seedling communities of a floodplain forest in the Central Amazon. *Acta Botanica Brasilica* 34(1):192–203. doi: 10.1590/0102-33062019abb0263

Santos RE, Pinto-Coelho RM, Drumond MA, Fonseca R, Zanchi FB (2020) Damming Amazon Rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. *Ambio* 49(10):1612–1628. doi: 10.1007/s13280-020-01316-w

Sartorelli PAR, Benedito ALD, Campos Filho EMC, Ferreira INR, Juruna APS et al. (2018) Plantas dos povos da Volta Grande do Xingu. *Baobá Floresta, Barreiras*

Sawakuchi AO, Hartmann GA, Sawakuchi HO, Pupim FN, Bertassoli DJ et al. (2015) The Volta Grande do Xingu: Reconstruction of past environments and forecasting of future scenarios of a unique Amazonian fluvial landscape. *Scientific Drilling*. 20:21–32. doi: 10.5194/sd-20-21-2015

Schöngart J, Piedade MTF, Ludwigshausen S, Horna V, Worbes M (2002) Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of Tropical Ecology* 18(4):581–597. doi: 10.1017/S0266467402002389

Schöngart, J, Wittmann, F, Resende, AF, Assahira, C, Lobo, GS et al. (2021). The shadow of the Balbina dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. *Aquatic Conservation*. doi:10.1002/aqc.3526

Siddiqui SF, Zapata-Rios X, Torres-Paguay S, Encalada AC, Anderson EP, et al. (2021) Classifying flow regimes of the Amazon basin. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31(5):1005–1028. doi: 10.1002/aqc.3582

Souza-Cruz-Buenaga FVA, Espig SA, Castro TLC, Santos MA (2019) Environmental impacts of a reduced flow stretch on hydropower plants. *Brazilian Journal of Biology*, 79(3): 470–487. doi: 10.1590/1519-6984.183883

Sterling E, Ticktin T, Morgan TKK, Cullman G, Alvira D, et al. (2017a) Culturally grounded indicators of Resilience in Social-Ecological Systems. *Environment and Society: Advances in Research*. 8(1):63–95. doi: 10.3167/ares.2017.080104

Sterling, EJ, Filardi C, Toomey A, Sigouin A, Betley E, et al. (2017b) Biocultural approaches to well-being and sustainability indicators across scales. *Nature Ecology & Evolution* 1(12):1798–1806. doi: 10.1038/s41559-017-0349-6

Timpe K, Kaplan D (2017) The changing hydrology of a dammed Amazon. *Science Advances* 3(11):1-14. doi: 10.1126/sciadv.1700611

TNC - The Nature Conservancy (2009) Indicators of Hydrologic Alteration Version 7.1 User's Manual.

Wittmann, F, Householder, JE, Piedade, MTF, Schöngart, J, Demarchi, LO et al. (2022). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water (Switzerland)*, 14(21), 1–28. doi: 10.3390/w14213360

Zanotti L. (2018) Biocultural Approaches to Conservation: Water Sovereignty in the Kayapó Lands. In: Rozzi R, May Jr RH, Chapin III FS, Massardo F, Gavin MC, et al. (ed) *From Biocultural Homogenization to Biocultural Conservation*, Springer, Denton, pp 343–359

Zuanon J, Sawakuchi A, Camargo M, Wahnfried I, Sousa L, et al. (2020) Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *Papers do NAEA*, 28(2): 20-62. <http://dx.doi.org/10.18542/papersnaea.v28i2.8106>. Accessed 13 February 2021

Desviando as águas do rio Xingu: alterações hidrológicas e conexões bioculturais entre os indígenas Arara e a Volta Grande do Xingu, Amazônia Brasileira

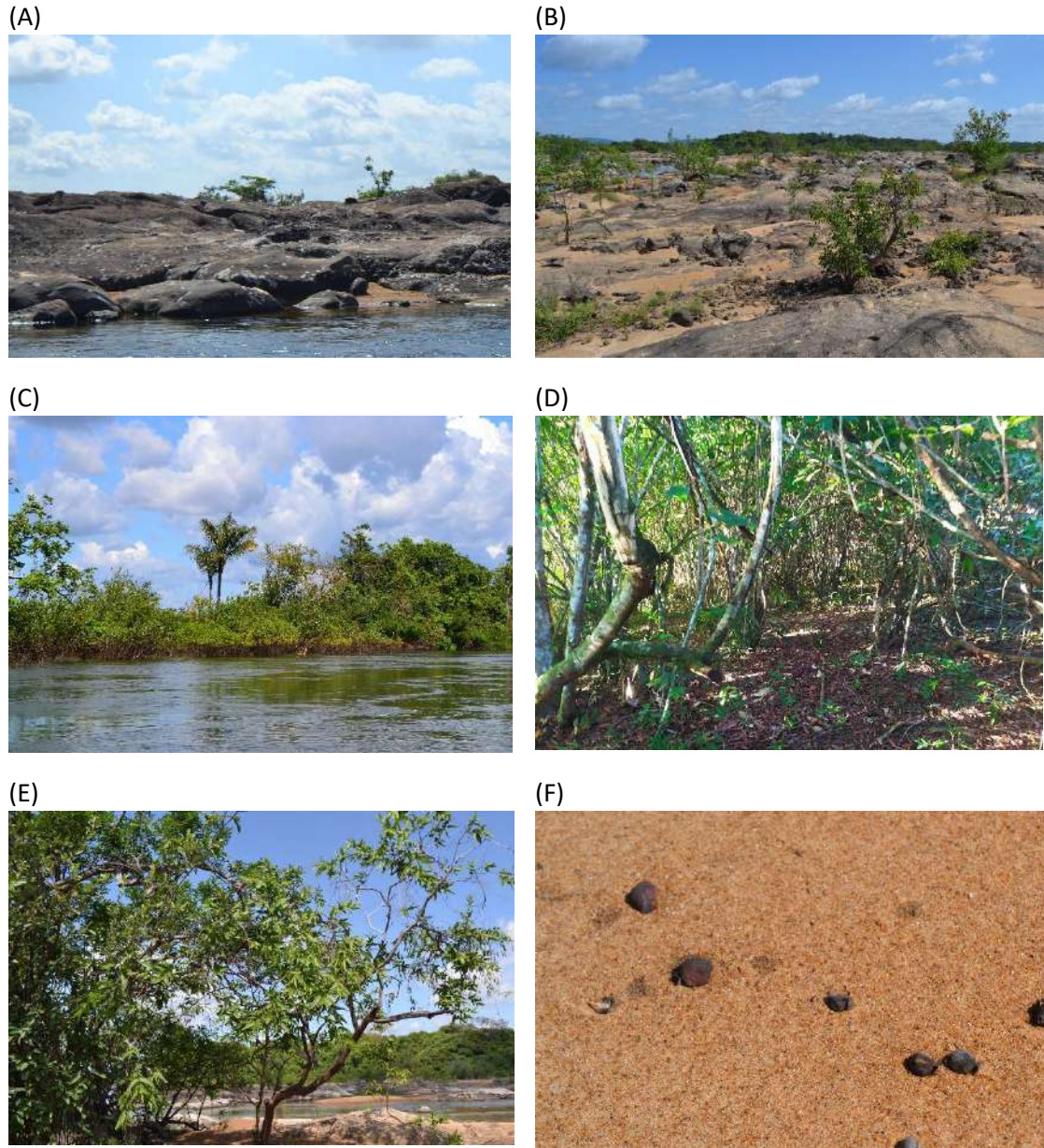


Figura S1. Etnoambientes da planície de inundação: (A) Pedral; (B) Pedral/Sarobal; (C) Sarobal; (D) Igapó. “Frutos caindo no seco”: (E) Espécie arbórea Goiaba de Junho em julho de 2023 (Vazão diária de 31/07/2023 de 901 m³/s, vazão média mensal de julho pós-Belo Monte de 1261 m³/s, vazão média mensal de julho pré-Belo Monte de 3115 m³/s). Fotos: Renata Utsunomiya.

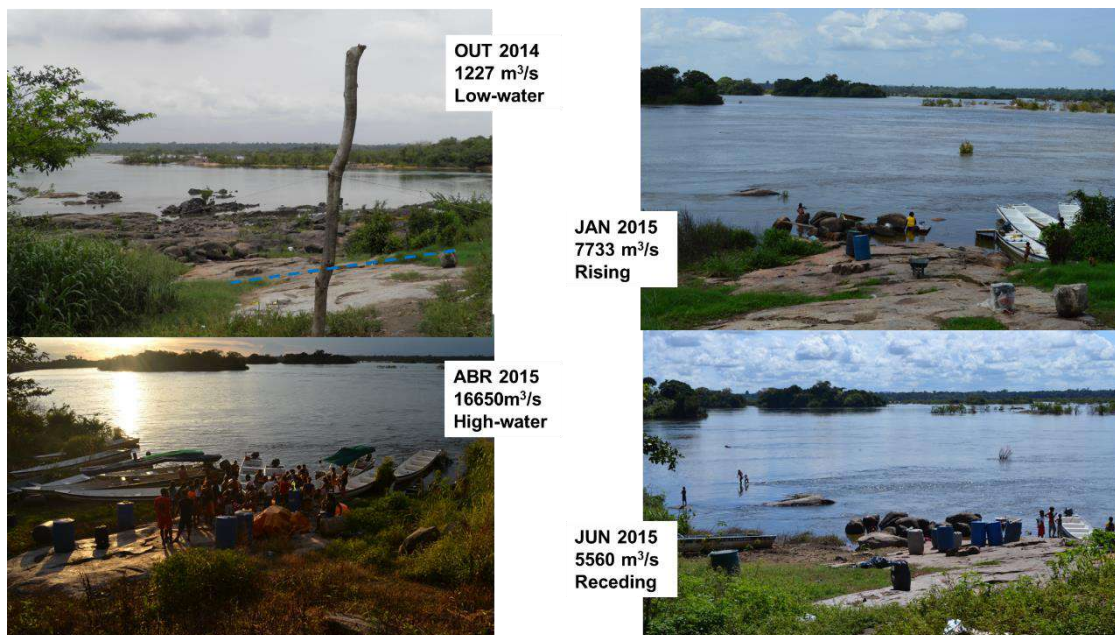


Figura S2. Nível do rio Xingu no porto da aldeia Terrawangã, Terra Indígena Arara da Volta Grande do Xingu, em diferentes períodos hidrológicos: seca (*low-water*), enchente (*rising*), cheia (*high-water*) e vazante (*receding*) e vazões médias mensais correspondentes. Linha tracejada azul destacando diferença aproximada entre nível na seca e na cheia. Fotos: Renata Utsunomiya.

Tabela S1. Vazão média mensal dos ciclos hidrológicos pré- e pós- Belo Monte e porcentagem de redução por mês comparado à média do período pré-Belo Monte, no trecho de vazão reduzida.

Ciclo Hidrológico			Enchente			Cheia			Vazante			Seca		
			Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro
pré-Belo Monte	1972-2014 (série hist..)	média (m³/s)	4218	8958	14120	18900	19480	14770	6948	3115	1713	1155	1229	1980
Pós-Belo Monte	2015-2021	média (m³/s)	1451	2657	5576	10590	12770	7700	2307	1261	896.8	720.6	699.2	890
		redução %	66	70	61	44	34	48	67	60	48	38	43	55
Pós-Belo Monte (cada ciclo)	2015-2016	média (m³/s)	876.7	1474	5474	7204	9378	5027	1705	1254	806.2	580.1	679.5	883.4
		redução %	79	84	61	62	52	66	75	60	53	50	45	55
	2016-2017	média (m³/s)	2167	4613	12600	19600	16410	7905	2674	1394	1008	761.4	583.9	887.7
		redução %	49	49	11	-4	16	46	62	55	41	34	52	55
	2017-2018	média (m³/s)	1661	3220	8146	12410	13940	8633	2221	1210	828.9	721	707	862.4
		redução %	61	64	42	34	28	42	68	61	52	38	42	56
	2018-2019	média (m³/s)	1871	2362	1766	8605	12980	7471	2612	1201	901.4	753.2	715.1	806.2
		redução %	56	74	87	54	33	49	62	61	47	35	42	59
	2019-2020	média (m³/s)	910.4	1109	1837	7533	15680	12020	2614	1179	903.5	759.3	767.9	1004
		redução %	78	88	87	60	20	19	62	62	47	34	38	49
	2020-2021	média (m³/s)	1218	3162	3632	8198	8224	5142	2018	1326	933	748.5	741.8	896.5
		redução %	71	65	74	57	58	65	71	57	46	35	40	55

Tabela S2. Critérios de vazão mínima para o período da cheia com extravasamento das margens e alagamento de igapó. Resultados dos parâmetros duração e período ideal (*timing*) para os períodos pré- e pós-Belo Monte (pré-BM e pós-BM).

Vazão mínima para a cheia (m³/s)	Duração (dias)			Período ideal (data Juliana)			Descrição do critério e observações
	pré-BM	pós-BM	redução (%)	pré-BM	pós-BM	atraso (dias)	
4000	180.6	48,7	47,5	-	-	-	Valores de pico de cheia do Hidrograma de Consenso A (ANA 2014) Restrições ambientais severas (IBAMA 2019) (parâmetro período ideal foi descartado devido a múltiplas reversões de vazão e picos no período pós-Belo Monte)
8000	127.7	53.6	58,8	87,3	99,3	12	Valores de pico de cheia do Hidrograma de Consenso B (ANA 2014) Permite o alagamento de parte da planície de inundação (pedral, sarobal e praias principalmente), mas com importantes restrições comparadas ao pulso natural (IBAMA 2019) Início da época úmida (<i>wet season</i>) (Keppeler et al. 2022)
14000	80	14.5	81,9	81.5	106.8	25	Vazão mínima do pico de cheia proposta pelo Hidrograma Piracema (MPF 2022) Fitofisionomia Paas arbustivo (pedral) totalmente inundada (Estudos complementares, Norte Energia 2022b)

Tabela S3. Resultados do parâmetro duração para anos pré- (média da série histórica) e pós-Belo Monte, de acordo com os diferentes critérios de vazão mínima para o período da cheia.

Critério de mínimo de vazão da cheia (m³/s)	Duração da cheia (dias)						
	Pré-Belo Monte (média)	Pós-Belo Monte (por ano)					
		1972-2014	2016	2017	2018	2019	2020
4000	180.6	112	144	120	103	89	103
8000	127.7	39	96	92	61	68	30
14000	80	0	70	14	9	40	0

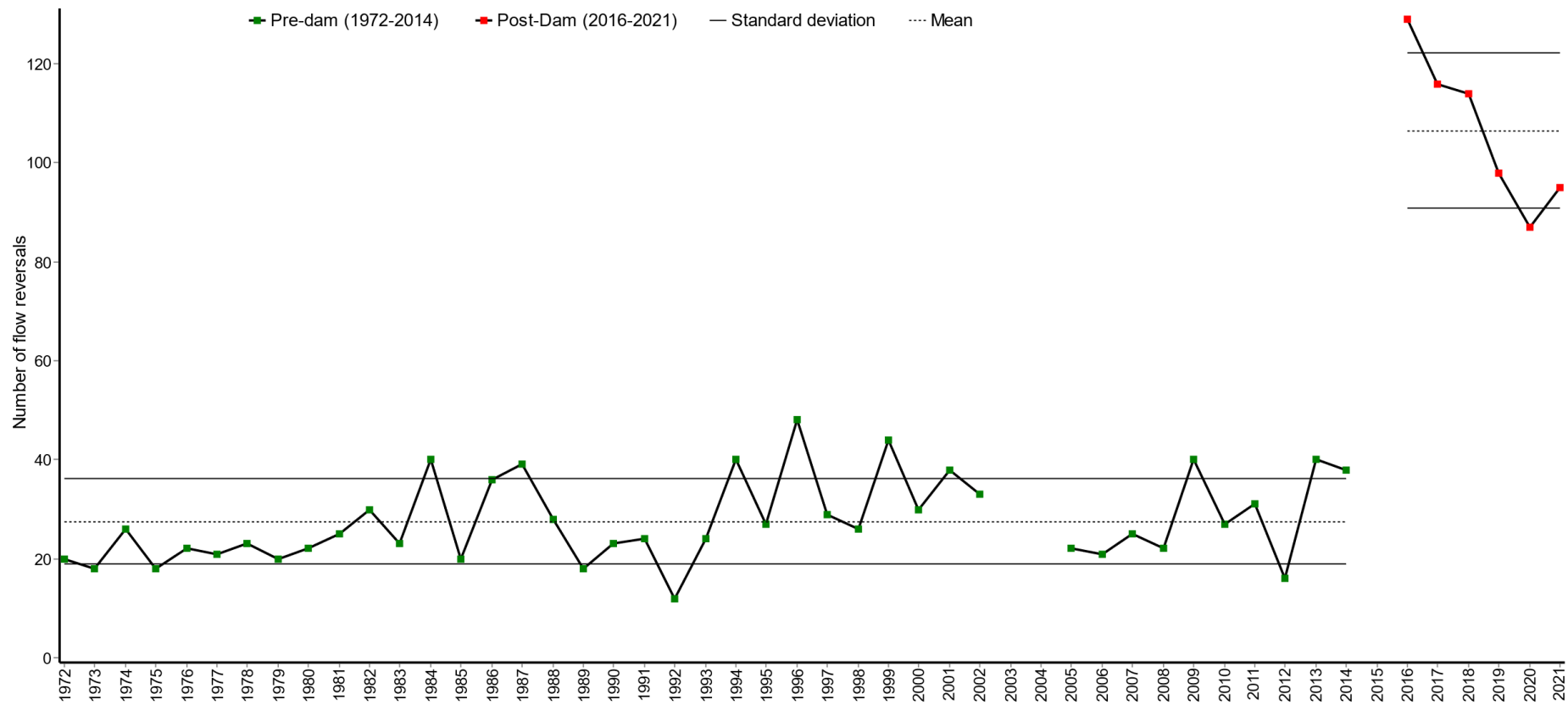


Figura S3. Número de reversões de vazão calculados com base na vazão média diária, comparação entre período pré- e pós-Belo Monte.

Tabela S4. Resultados dos indicadores de alterações hidrológicas (*Indicators of Hydrological Alterations – IHA*): tabela de resultados paramétricos, para cálculo dos parâmetros hidrológicos gerais; e não-paramétricos, para cálculo da duração da cheia, com uso do critério de vazão 14000 m³/s como mínima para o período da cheia.

PARAMETRIC SCORECARD								
Pre-impact period: 1972-2014 (41 years)			Post-impact period: 2016-2021 (6 years)					
NormalizationFactor	1			1				
Mean annual flow	8010			3944				
Non-Normalized Mean Flow	8010			3944				
Annual C. V.	0.92			1.2				
Flow predictability	0.71			0.77				
Constancy/predictability	0.44			0.46				
% of floods in 60d period	0.85			1				
Flood-free season	199			287				
	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
Parameter Group #1								
December	4218	1451	0.356	0.366	-2767	-65.61	0.01002	2.814
January	8958	2657	0.3517	0.4844	-6301	-70.34	0.1327	37.74
February	14120	5576	0.2662	0.7534	-8543	-60.5	0.4872	183
March	18900	10590	0.2441	0.4528	-8312	-43.97	0.2087	85.49
April	19480	12770	0.1783	0.2605	-6712	-34.45	0.08214	46.05
May	14770	7700	0.3211	0.3354	-7074	-47.88	0.01428	4.446
June	6948	2307	0.3643	0.1707	-4641	-66.79	-0.1936	-53.14
July	3115	1261	0.2783	0.06628	-1854	-59.53	-0.212	-76.18
August	1713	896.8	0.2493	0.08124	-815.8	-47.64	-0.1681	-67.41
September	1155	720.6	0.1807	0.09763	-434.3	-37.6	-0.08311	-45.98
October	1229	699.2	0.2822	0.09163	-529.8	-43.11	-0.1905	-67.53
November	1980	890	0.3495	0.07252	-1090	-55.06	-0.277	-79.25
Mean % change						52.7		62.4
	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
Parameter Group #2	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
1-day minimum	969.2	626.2	0.2382	0.1689	-343	-35.39	-0.06926	-29.08

3-day minimum	1005	631	0.2167	0.161	-373.6	-37.19	-0.05566	-25.69
7-day minimum	1015	639.2	0.2152	0.1543	-375.7	-37.02	-0.06093	-28.31
30-day minimum	1068	671.9	0.202	0.1077	-396.5	-37.11	-0.0943	-46.68
90-day minimum	1279	740.8	0.1899	0.06192	-538.5	-42.09	-0.128	-67.39
1-day maximum	22930	15570	0.1843	0.2445	-7354	-32.08	0.06022	32.67
3-day maximum	22870	15440	0.1844	0.2477	-7439	-32.52	0.06329	34.32
7-day maximum	22740	15150	0.1845	0.2505	-7587	-33.37	0.06604	35.79
30-day maximum	21490	13860	0.1874	0.2715	-7631	-35.5	0.08411	44.88
90-day maximum	18590	10980	0.1832	0.3234	-7611	-40.93	0.1402	76.53
Number of zero days	0	0	0	0				
Base flow index	0.1283	0.1728	0.1882	0.2961	0.04448	34.66	0.1079	57.34
	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
Parameter Group #3								
Date of minimum	274.8	271.2	0.03802	0.03744	3.638	1.988	-0.0005782	-1.521
Date of maximum	92.46	101.3	0.05858	0.04887	8.87	4.847	-0.009712	-16.58
Mean % change						3.4		9.1
	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
Parameter Group #4	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
Low pulse count	0.09756	0.8333	3.839	1.595	0.7358	754.2	-2.244	-58.45
Low pulse duration	1.167	8.333	0.2474	0.2828	7.167	614.3	0.03541	14.31
High pulse count	1.268	0.8333	0.4327	1.403	-0.435	-34.29	0.9701	224.2
High pulse duration	66.83	24.67	0.4531	1.383	-42.17	-63.09	0.9303	205.3
Low Pulse Threshold	603.3							
High Pulse Threshold	15420							
Mean % change						366.5		125.6
	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
Parameter Group #5	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
Rise rate	206.8	195.4	0.2399	0.1981	-11.47	-5.544	-0.04181	-17.43
Fall rate	-151.8	-169.3	-0.1608	-0.2632	-17.51	11.54	-0.1024	63.68
Number of reversals	27.54	106.5	0.3103	0.1477	78.96	286.8	-0.1626	-52.39
Mean % change						101.3		44.5

	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
EFC Low Flows	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
December Low Flow	4165	2296	0.3204	0.3417	-1868	-44.86	0.02127	6.639
January Low Flow	8047	3126	0.2497	0.3354	-4920	-61.15	0.08575	34.35
February Low Flow	11290	4976	0.1721	0.6255	-6317	-55.94	0.4535	263.5
March Low Flow	12000	8585	0.1014	0.2669	-3416	-28.46	0.1655	163.3
April Low Flow	12140	11530	0.1179	0.1889	-613.4	-5.051	0.07102	60.24
May Low Flow	10960	7270	0.1498	0.2505	-3690	-33.67	0.1007	67.2
June Low Flow	6617	2465	0.2846	0.2277	-4152	-62.74	-0.05688	-19.98
July Low Flow	3116	1364	0.2773	0.1102	-1752	-56.23	-0.1671	-60.25
August Low Flow	1756	1229	0.22	0.008976	-526.8	-30	-0.211	-95.92
September Low Flow	1314		0.0706					
October Low Flow	1443		0.1829					
November Low Flow	2023	1370	0.3223	0.1101	-652.8	-32.27	-0.2123	-65.85
	MEANS		COEFF. of VAR.		DEVIATION FACTOR		DEV. of C.V.	
EFC Parameters	Pre	Post	Pre	Post	Magnitude	%	Magnitude	%
Extreme low peak	903,8	783	0,2101	0,2633	-120,8	-13,37	0,05326	25,35
Extreme low duration	44,59	70,96	0,701	0,4502	26,36	59,12	-0,2508	-35,78
Extreme low timing	277,3	269,5	0,03526	0,2277	7,854	4,292	0,1925	545,8
Extreme low freq.	1	2,5	0,7416	0,4899	1,5	150	-0,2517	-33,94
NON-PARAMETRIC SCORECARD								
	MEDIAN		COEFF. of DISP.		DEVIATION FACTOR		SIGNIFICANCE COUNT	
	Pre	Post	Pre	Post	Medians	C.D.	Medians	C.D.
High flow peak	22000	16510	0,2554	0,3055	0,2496	0,1965	0,01001	0,7017
High flow duration	80	14,5	0,6344	3,448	0,8188	4,436	0,001001	0,002002
High flow timing	81,5	106,8	0,0806	0,08436	0,138	0,04661	0,06206	0,9189
High flow frequency	1	1	0	2	0		0,1181	
High flow rise rate	247,9	408,5	0,7186	1,322	0,648	0,8397	0,03103	0,2623
High flow fall rate	-225,8	-486	-0,4549	-1,313	1,152	1,886	0,00	0,1001
EFC high flow threshold:		14000						

Table S5. Redução da área inundada pelo Hidrograma de Consenso. Porcentagem de redução dos Hidrogramas A e B (HC-A e HC-B) do “Hidrograma de Consenso” proposto por Belo Monte, para cada tipo de etnoambiente (Arara, Juruna 2018) e fitofisionomias associadas (IBGE 2012) calculado usando dados de estudos complementares de modelagem hidrodinâmica (Norte Energia 2022b).

ETNOAMBIENTE	FITOFISIONOMIA	REDUÇÃO DA ÁREA INUNDADA PELO HIDROGRAMA DE CONSENSO	
		HC-A	HC-B
Pedral	Paas arbustivo: Vegetação com influência fluvial ou lacustre sem palmeiras	43%	35%
Sarobal	Paas arbóreo: Vegetação com influência fluvial ou lacustre sem palmeiras	69%	53%
Igapó	Dbu: + Abp Floresta ombrófila densa de terras baixas com dossel uniforme e variação de dossel emergente com palmeiras	91%	82%

Table S6. Recomendações para garantir a vazão ambiental no trecho de vazão reduzida por Belo Monte e para garantir a resiliência do sistema socioecológico do Volta Grande. As referências de apoio incluem literatura acadêmica e documentos do processo de licenciamento.

RECOMENDAÇÕES	REFERÊNCIAS
<p>1. Elaboração participativa de recomendações de fluxo ambiental e revisão do “Hidrograma de Consenso”</p> <p>A criação de recomendações de vazão ambiental deve envolver as comunidades indígenas e locais afetadas de forma participativa. Deve-se respeitar os protocolos de consulta, caso existam, e levar em conta seu conhecimento ecológico e suas conexões bioculturais. Até que as recomendações de fluxo ambiental sejam concluídas, manter provisoriamente o Hidrograma de Piracema proposto pelo Ministério Público e MATI-VGX. Essas recomendações e revisões devem incluir:</p> <p>a) As áreas de pedral e sarobal devem ser inundadas por um período suficiente para garantir que a fauna aquática tenha acesso aos alimentos. Além disso, durante os períodos de frutificação, uma parte do igapó deve ser inundada, pois este fornece habitats cruciais de alimentação e reprodução. (IBAMA 2019; MPF 2022).</p> <p>b) Identificar as principais questões e mapear áreas críticas para processos ecológicos (ex.: navegação, pesca, piracema, pontos de desova de tracajá, locais e espécies de importância cultural, etc.). Análises de vazões críticas que criam barreiras naturais importantes, como cachoeiras, são necessárias para entender melhor os efeitos sobre as espécies migratórias longitudinais (MPF 2022; Barbosa et al. 2015).</p> <p>c) Utilizar os parâmetros de alteração hidrológica (magnitude, duração, período ideal, reversões e taxa de subida/descida do nível d’água) na elaboração de recomendações de vazão ambiental e na análise e monitoramento periódicos com uso dos parâmetros de alteração hidrológica em escala adequada (vazão horária e diária, não apenas mensal).</p> <p>d) Incluir critérios que regulam a operação para simular as condições de pulso de inundação pré-Belo Monte (e.: taxa de incremento mensal, do Hidrograma Piracema). Criação de regras de operação de barragens necessárias para evitar reversões abruptas de vazão que constem na outorga de água da Agência Nacional de Águas (como no caso da barragem de Lajeado, no rio Tocantins, resolução da ANA n.70/2021, para regulação de vazão evitando riscos a jusante para atividades turísticas em praias) e limitar as taxas de subida/descida do nível d’água em períodos específicos que podem afetar processos ecológicos (ex.: desova de tracajá) ou representar riscos à saúde e à segurança humana (ex.: navegação).</p>	<p>Recomendações participativas de vazão ambiental (Esselman, Opperman, 2010);</p> <p>Parâmetros de vazão ambiental (Richter et al., 1996);</p> <p>Cachoeiras como barreiras naturais (Barbosa et al. 2015)</p> <p>Hidrograma Piracema (MPF 2022)</p> <p>Relatório órgão ambiental IBAMA (2019);</p> <p>ANA – Agência Nacional das Águas. Resolução n.70 (2021).</p>
<p>2. Consideração das mudanças climáticas e fenômenos climáticos periódicos</p> <p>Consideração das previsões e efeitos das mudanças climáticas na pluviosidade e hidrografia na bacia do Xingu nas recomendações de vazão ambiental:</p> <p>a) Criação de um programa de monitoramento de mudanças climáticas para elaborar previsões, incluindo estudos de mudanças climáticas regionais e fenômenos climáticos.</p> <p>b) Monitoramento de fenômenos climáticos para a bacia hidrográfica do Xingu, com informações da NOAA e do INPE para previsões do ENSO (El Niño e La Niña) sobre ocorrência de fortes anomalias que podem influenciar a vazão anual disponível do rio Xingu.</p> <p>c) Estabelecer abordagem de gestão adaptativa que considerem as previsões anuais do ENSO. Isso deve ser feito em um arranjo participativo para a tomada de decisões, para definir a energia firme anual que garanta uma vazão ambiental para o trecho de vazão reduzida, especialmente quando forem identificadas previsões de El Niño fortes.</p>	<p>NOAA (EUA)</p> <p>(https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/enso/)</p> <p>INPE – Instituto Nacional de Pesquisas espaciais</p> <p>(http://enos.cptec.inpe.br/)</p> <p>Vazão ambiental e fenômenos climáticos (Esselman, Opperman 2010)</p>
<p>3. Planos de Comunicação e de Emergências</p> <p>Implementação de planos e projetos para lidar com emergências devido a eventuais aumentos abruptos de vazão no trecho de vazão reduzida:</p> <p>a) Elaborar um Plano de Ação de Emergência no trecho de vazão reduzido para possíveis eventos de rápido aumento do nível d’água. Melhorar a comunicação para informar ações de emergência em caso de descarga rápida nos vertedouros, incluindo áreas remotas sem acesso à internet (ex.: acampamentos de pescadores) indicadas pelas comunidades locais.</p>	<p>Riscos à população local (MPF 2022)</p>

<p>b) Garantir a navegação segura pelas comunidades locais no trecho do reservatório do Xingu para evitar acidentes e complementar o estudo das rotas locais de navegação com a participação das comunidades indígenas e locais para identificar pontos críticos de navegação.</p>	
<p>4. Gestão Adaptativa e governança participativa Estabelecer uma abordagem de Gestão Adaptativa para lidar com as complexidades e incertezas, por meio de um arranjo de governança participativa adequado para monitorar os impactos socioecológicos. Considerando:</p> <p>a) Garantir a participação das partes interessadas com aprendizado experimental, incluindo painéis de monitoramento científico (e transdisciplinar) e iniciativas de ciência cidadã (ex.: MATI-VGX) no arranjo de governança.</p> <p>b) Garantir uma gestão dos impactos socioecológicos que considere o direito ao consentimento livre, prévio e informado (CLPI) dos povos indígenas e das comunidades locais.</p>	<p>Gestão Adaptativa (Moretto et al., 2021); Governança Povos Indígenas e comunidades tradicionais (Athayde et al, 2021); CLPI(Hanna et al. 2014); Monitoramento cidadão: MPF (2022), Science (2023)</p>

Paper do NAEA

Volume 28

Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu

Jansen Zuanon¹, André Sawakuchi², Marcelo Camargo³, Ingo Wahnfried⁴, Leandro Sousa⁵, Alberto Akama⁶, Janice Muriel-Cunha⁷, Camila Ribas⁸, Fernando D’Horta⁹, Tatiana Pereira¹⁰, Priscila Lopes¹¹, Thais Mantovanelli¹², Tânia Stolze Lima¹³, Biviany Garzón¹⁴, Cristiane Carneiro¹⁵, Carolina Piwowarczyk Reis¹⁶, Gerôncio Rocha¹⁷, Ana Laura Santos¹⁸, Eder Mileno De Paula¹⁹, Maria Pennino²⁰, Juarez Pezzuti²¹



Nós somos daqui, estamos falando da Volta Grande do Xingu. Nosso povo é da Volta Grande do Xingu. Daqui surgimos e aqui estamos. Aqui é nossa região. Nosso povo e a Volta Grande do Xingu merecemos mais respeito.

Gilliarde Juruna, cacique da aldeia Miratu

RESUMO

A biodiversidade aquática e a elevada produtividade pesqueira da Bacia Amazônica se devem principalmente à dinâmica anual dos pulsos de inundação e às extensas áreas alagáveis. Alguns dos principais impactos da construção de barragens para geração de hidroeletricidade incidem precisamente nesta dinâmica hidrológica. A construção da Usina Hidrelétrica (UHE) Belo Monte interfere na dinâmica hidrológica da Volta Grande do Xingu (VGX) ao desviar a maior parte da vazão para fora desse trecho do rio. Com base em uma análise crítica da literatura sobre o impacto de barragens e de monitoramentos em campo, que vêm sendo conduzidos tanto pelo empreendedor quanto por pesquisas independentes, verificamos que seriam necessários volumes de água substancialmente maiores do que o hidrograma proposto pela empresa e pela Agência Nacional de Águas (ANA), para não causar a total ruptura na conexão do rio com as planícies alagáveis, com efeitos negativos em cascata que comprometem, inclusive, a segurança alimentar em toda a VGX. A proposta de testar o hidrograma estabelecido pela empresa por seis anos, com uma drástica redução de vazão e perda da previsibilidade e regularidade do pulso anual de inundação, fere o Princípio Precaucionário, contraria o conhecimento ecológico acumulado sobre o tema e coloca em risco o ambiente, a biota e os modos de vida das populações humanas estabelecidas naquela região.

Palavras-chave: Volta Grande do Xingu. Juruna (Yudjá). Hidrograma de Consenso. Regras de operação. Belo Monte.

1 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. E-mail: jzuanon3@gmail.com.

2 Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. E-mail: andreas@usp.br.

ABSTRACT

The aquatic biodiversity and the high fish productivity of the Amazon basin are mainly due to the annual dynamics of the flood pulses and the extensive wetlands. Some of the main impacts of the construction of dams for the generation of hydroelectricity are related to the changes in hydrological dynamics. The construction of the Belo Monte Hydroelectric Plant (HPP) interferes with the hydrological dynamics of the Volta Grande do Xingu (VGX) by diverting most of the flow out of that section of the river. Based on a critical review of the literature on the impacts of dams, as well as in direct field monitoring conducted by both the entrepreneur and our independent research, we found that water volumes substantially larger than those proposed by the company and the Brazilian National Agency of Waters (ANA) are necessary to avoid the loss of the connections between the river and its floodplains, which would result in negative cascade effects that would compromise food security throughout the VGX. The proposal to test the hydrogram established by the company for six years, with a drastic reduction of flow and loss of predictability and regularity of the annual flood pulse, violates the Precautionary Principle, runs counter to the accumulated ecological knowledge on the subject, and puts at risk the natural environment, its biota, and the ways of life of the human populations established in that region.

Keywords: Volta Grande do Xingu. Juruna (Yudjá). Hidrograma de consenso. Operating rules. Belo Monte.

-
- 3 Universidade de São Paulo. E-mail: andrademarcosta@gmail.com.
 - 4 Universidade Federal do Amazonas. E-mail: iwahnfried@gmail.com.
 - 5 Universidade Federal do Pará. E-mail: leandromsousa@gmail.com.
 - 6 Museu Paraense Emílio Goeldi. E-mail: aakama@gmail.com.
 - 7 Universidade Federal do Pará. E-mail: j.muriel.cunha@gmail.com.
 - 8 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. E-mail: camilaribas@gmail.com.
 - 9 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. E-mail: fernandomdhorta@gmail.com.
 - 10 Universidade Federal do Pará. E-mail: tatianasp@gmail.com.
 - 11 Universidade Federal do Rio Grande do Norte. E-mail: pmaccord@gmail.com.
 - 12 Instituto Socioambiental. E-mail: thaismanto@socioambiental.org.
 - 13 Universidade Federal Fluminense. E-mail: tania.stolze@gmail.com.
 - 14 Instituto Socioambiental. E-mail: biviany@socioambiental.org.
 - 15 Ministério Público Federal. E-mail: criskbio@yahoo.com.br.
 - 16 Instituto Socioambiental. E-mail: carolinareis@socioambiental.org.
 - 17 Hidrogeólogo. rocha. E-mail: geroncio@gmail.com.
 - 18 Universidade Federal do Pará. E-mail: ana-lauraps@hotmail.com.
 - 19 Universidade Federal do Pará. E-mail: edermileno@ufpa.br.
 - 20 Instituto Español de Oceanografía de Vigo. E-mail: graziapennino@yahoo.it.
 - 21 Universidade Federal do Pará. E-mail: juarez.pezzuti@gmail.com.

INTRODUÇÃO

O rio Xingu é o segundo maior tributário de águas claras da bacia amazônica e sua complexidade fisiográfica e ecológica no trecho da Volta Grande é surpreendente. Vertendo-se até encontrar a planície amazônica, pelas bordas rochosas do Planalto Central a uma altura de 90 metros, o rio é naturalmente desviado por sistemas de fraturas em rochas cristalinas, desenhando um grande arco de aproximadamente 130 quilômetros que SE divide em vários canais menores entremeados por numerosas ilhas, pedrais e bancos de areia.

“Um labirinto complicado de canais aquosos, corredeiras poderosas e cachoeiras” (SABAJ PÉREZ, 2015) — essa é uma boa descrição das características do rio Xingu, especialmente na Volta Grande. Isso faz da região uma teia complexa de habitats que dependem do ciclo hidrológico anual, o qual apresenta um índice de variação singular. Sabaj Pérez (2015) destacou que “em qualquer ano, o volume de água que entra na Volta Grande durante o mês mais seco é de apenas 4 a 7% do pico de fluxo, representando uma queda de cinco metros no nível do rio” (op. cit.). Em outras palavras, as diferenças na vazão entre o período mais chuvoso e mais seco é de cerca de vinte vezes, o que impõe uma forte sazonalidade, envolvendo pulsos de inundação e migrações da fauna aquática que adentram e em seguida abandonam as planícies aluviais para alimentação e reprodução. Em função dessa morfologia fluvial única e da dinâmica sazonal dos pulsos de inundação e vazão, muitos habitats ficam, durante a seca, isolados dos canais principais.

Alguns desses ambientes sofrem grandes alterações limnológicas, podendo-se tornar 10°C mais quentes. Na cheia, quando o rio se expande novamente, seu corpo se torna bem integrado, com homogeneização química da água, submersão das corredeiras rochosas e dos canais menores e inundação da floresta aluvial. Do ponto de vista biológico, a variação cíclica da inundação representa a característica mais importante para a produção biológica do ecossistema da Volta Grande.

Suas águas banham uma grande heterogeneidade de habitats e mantêm níveis excepcionais de biodiversidade aquática e de endemismos. Recentemente, foram coletadas mais de 450 espécies de peixes de 48 famílias diferentes (SABAJ PÉREZ, 2015) nesse trecho do rio. Foram registradas, ainda, 63 espécies endêmicas à bacia do Xingu (WINEMILLER et al., 2016). Muitas estão na lista de animais ameaçados de extinção no Brasil (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018) e incluem 14 espécies com ocorrência na Volta Grande, dentre as quais se destacam *Hypancistrus zebra* (acari-zebra imperial); *Teleocichla centisquama* (jacundazinho da corredeira), e *Ossubtus xinguense* (pacu-capivara).

A Volta Grande do Xingu compreende quatro municípios do Estado do Pará - Altamira, Anapu, Senador José Porfírio e Vitória do Xingu. Nesse trecho, vivem cerca de mil famílias ribeirinhas e indígenas em comunidades localizadas em sítios ou ilhas, sendo que parte significativa delas são situadas nas margens do rio do Xingu. A região comporta quatro Terras Indígenas (TI): Paquiçamba, Arara da Volta Grande, Trincheira-Bacajá e Arara do Km 22 (CHAVES, 2018). Assim, além da heterogeneidade de habitats, a região é morada de uma diversidade de povos que são, em sua grande maioria, pescadores e grandes conhecedores das características do rio e dos hábitos da ictiofauna.

O povo Juruna (Yudjá), que habita a TI Paquiçamba, é um povo canoieiro e que possui uma diversidade de atividades produtivas, como o extrativismo vegetal de produtos não madeireiros, caça e pesca, sendo considerado povo coletor, pescador, caçador e agricultor.

Grande parte do território tradicional dos Juruna (Yudjá) é composto por ilhas (NIMUENDAJÚ, 1948) e o ambiente aquático a elas associado é fundamental para sua reprodução física e cultural, tendo em vista, entre outros aspectos, a estreita dependência da alimentação com peixes e quelônios, além da caça.

Os Arara são um povo habitante da TI Arara da Volta Grande do Xingu que também possuem profundas conexões com as dinâmicas sazonais do rio, além de manterem fortes e constantes relações intertribais e interétnicas com os Xikrin, Arara do Cachoeira Seca e Juruna (Yudjá) (NIMUENDAJÚ, 1948). A atividade comercial é recorrente e faz parte de seu cotidiano, especialmente com o comércio de Altamira, Ressaca, Ilha da Fazenda (comunidades ribeirinhas da Volta Grande). Navegadores tradicionais do Xingu, também praticam a pesca comercial em remansos do rio Bacajá. A caça, principalmente nas ilhas, é uma atividade de subsistência quase tão importante quanto a pesca, e o extrativismo mais proeminente é o da coleta da castanha (FUNAI, 2009).

Além dos grupos indígenas, a Volta Grande comporta diversas famílias ribeirinhas em ilhas como a Ilha da Fazenda e agricultores e pescadores que habitam a Vila da Ressaca, que está sobre um Projeto de Assentamento (PA) do Inca, o PA Ressaca, cujas terras foram arrecadadas no ano de 1982. Muitos maranhenses vivem hoje nas comunidades da Volta Grande, uma delas inclusive chamada de Maranhenses. A história de ocupação da região por esses coletivos, remete há cerca de 40 anos, estando relacionada a atividades de garimpos artesanais impulsionadas pela abertura da Transamazônica na década de 1970 (CHAVES, 2018).

As populações ribeirinhas da região têm a pesca como atividade central da segurança alimentar das famílias e, além dela, praticam a pequena agricultura, coleta de castanha, fruticultura, caça, dentre outras atividades, que são realizadas sobretudo com emprego de mão de obra familiar, havendo a comercialização do excedente produzido em comunidades maiores ou em cidades como Altamira.

É nesta região de excepcional diversidade socioambiental que desde 2011 está sendo instalada a Usina Hidrelétrica (UHE) Belo Monte, cuja Área Diretamente Afetada (ADA) envolve dois reservatórios, duas barragens, um canal de derivação e o Trecho de Vazão Reduzida (TVR) que corresponde a 100 dos 130 quilômetros da Volta Grande do rio Xingu. Para poder operar, a usina foi construída sob a lógica de engenharia que irá manter a Volta Grande do Xingu como TVR, submetida a uma redução de até 80% da vazão de água, desviada para operar as turbinas da casa de força principal. Essa redução, determinada pelo que se definiu como **hidrograma de consenso (HC)**, trará uma série de impactos, em parte já prognosticados, que poderão inviabilizar a vida como a conhecemos na região.

Assim, o objetivo deste artigo é qualificar o debate técnico sobre a vazão residual que deve ser liberada pela usina para garantir o nível e a qualidade de água suficientes para a manutenção dos ciclos ecológicos, da biodiversidade e endemismos, e do modo de vida de povos indígenas e ribeirinhos que vivem na Volta Grande do Xingu.

A proposição defendida é que os volumes e a periodicidade de liberação da água para a Volta Grande do Xingu devem levar em consideração necessariamente os conhecimentos tradicionais das comunidades locais bem como análises derivadas de pesquisas científicas. Assim, este artigo se estrutura a partir da exposição de dados e análises do monitoramento independente feito pelos Juruna (Yudjá) da Terra Indígena Paquiçamba e de análises específicas da comunidade científica de especialistas das áreas de ictiofauna, quelônios,

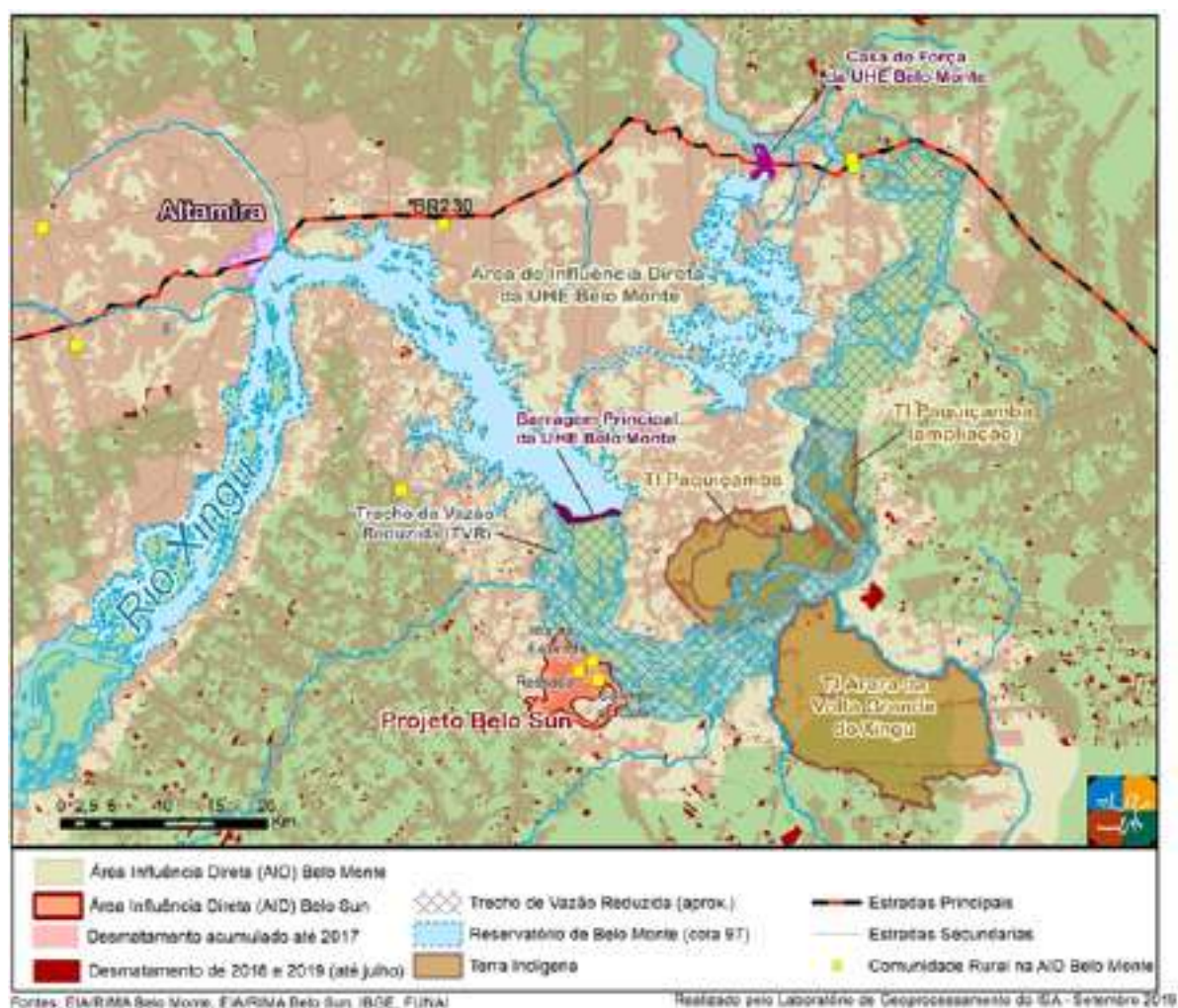
avifauna, qualidade da água, antropologia, geografia, geologia e hidrologia, elencando, em cada eixo temático, recomendações objetivas para a revisão da proposta de hidrograma vigente no licenciamento ambiental da UHE Belo Monte.

MÉTODOS

Hidrograma de consenso - Definição e previsão normativa

A concepção de engenharia da usina de Belo Monte tem como base operacional uma geração de energia a fio d’água, ou seja, a quantidade de turbinas em funcionamento dependerá basicamente das vazões naturais afluentes à casa de força, uma vez que o reservatório tem capacidade reduzida de acumulação (Figura 1).

Figura 1: Localização da Volta Grande do Xingu (VGX) e da UHE Belo Monte



Desde novembro de 2015, o rio Xingu foi definitivamente barrado e o fluxo de vazão das águas passou a ser controlado pela Norte Energia, empresa concessionária da UHE Belo Monte. Na medida em que as turbinas vão sendo instaladas, mais água passa a ser desviada

para o canal de derivação e segue para o reservatório intermediário. Dali, o fluxo vai para a barragem principal onde fica a maior parte das turbinas e é gerada a maior parte da energia.

A UHE Belo Monte iniciou sua operação comercial em abril de 2016, com apenas oito turbinas instaladas das 18 planejadas para a instalação da sua capacidade máxima de 11.233,1 MW. A quantidade média planejada de geração de energia, ou energia firme, é de 4.571 MW. Em dezembro de 2018, a UHE Belo Monte alcançou um total de 7.566,3 MW de potência instalada. Segundo o cronograma de construção da usina, a instalação da última turbina será em dezembro de 2019.

A partir daí a maior parte da descarga (fluxo de vazão) do Xingu passará a ser desviada da região da Volta Grande, restando nela uma vazão residual controlada pela concessionária da barragem. Entre as duas Terras Indígenas pela qual o rio passa nesse trecho, a diminuição da vazão natural chegará a ser de até 80% em relação à vazão natural histórica do rio.

Desde 2015, portanto, a quantidade, velocidade e nível da água na região da Volta Grande não decorrem mais do fluxo natural do Xingu, mas dependem da operadora da UHE Belo Monte. Nesse sentido, o licenciamento ambiental determinou, como condição sine qua non para a instalação do empreendimento, que a concessionária fosse obrigada a garantir a passagem de uma vazão mínima de água para a região da Volta Grande do Xingu. A definição dessa vazão precisaria ser capaz de garantir as condições de continuidade da vida aquática e permitir a manutenção dos modos de vida das comunidades humanas que dela dependem.

Assim, com o intuito de seguir a exigência do licenciamento, a concessionária apresentou uma proposta de volumes de vazão como medida de mitigação para os efeitos adversos decorrentes da extrema redução no TVR, o que foi chamado de **hidrograma de consenso (HC)**. Seu objetivo é reproduzir artificialmente o pulso sazonal de cheias e secas que caracteriza as vazões naturais do rio Xingu. Trata-se de um esquema hidrológico que tem como princípio lógico a definição de quantidades mínimas de água que devem correr pela Volta Grande para garantir a manutenção dos processos ecológicos, a sustentabilidade socioambiental da região e a viabilidade dos modos de vida e navegação de seus povos enquanto assegura também a geração de energia da usina.

A proposta de hidrograma atualmente vigente tem sua origem no Estudo de Impacto Ambiental - Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) (Brasil. Eletronorte, 2002). Segundo a Eletronorte, empresa que realizou os primeiros estudos para aproveitamento hidrelétrico do rio Xingu em Belo Monte, “o hidrograma ecológico proposto é fruto de um compromisso, ou trade-off, entre dois usos conflitantes”²².

É por essa ideia de conciliação de usos que a Eletronorte justifica a designação da proposta como hidrograma “de consenso”. Contudo, esse termo transmite a falsa impressão de que se trata do resultado de um acordo entre os atores que disputam usos excludentes dos recursos hídricos do rio Xingu, quando, na verdade, fala-se de uma definição feita entre a concessionária e o governo para garantir que a hidrelétrica tenha uma vazão suficiente para a produção mínima de 40% da capacidade instalada de geração de energia.

Em outubro de 2009, a Agência Nacional de Águas (ANA) aprovou a proposta de hidrograma apresentada pela Eletronorte por meio da Resolução nº 740/2009 (BRASIL, Agência Nacional

²² BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas. Gerência de Regulação de Uso. Nota Técnica nº 129/2009/GEREG/SOF-ANA. Brasília, 2009.

de Águas, 2009). O plano apresentado à época pretendia conciliar minimamente três condições de sustentabilidade ecológica e social: 1. a garantia da navegabilidade do trecho, 2. o alagamento anual das áreas de pedrais e, 3. a cada dois anos, o alagamento das planícies de floresta aluvial. Assim, o hidrograma foi definido sobre três premissas:

1. É minimamente necessária uma vazão de **700 metros cúbicos por segundo (m³/s)** durante os meses de seca, para garantir as condições de navegabilidade do trecho da Volta Grande;
2. É minimamente necessária uma vazão de **4.000 m³/s** durante a época da enchente, para garantir o alagamento de pedrais pelo menos **uma vez por ano**;
3. É minimamente necessária uma vazão de **8.000 m³/s** durante os meses de cheia, para garantir o alagamento de parte das planícies de floresta aluvial pelo menos **uma vez a cada dois anos**.

As demais vazões definidas para o hidrograma foram estabelecidas a partir desses valores e com médias mensais de volumes mínimos de água de forma a permitir uma transição dos períodos de seca e cheia. Com isso, a implementação da proposta do HC consiste na alternância de dois planos para a época de cheia anual do rio Xingu: o **hidrograma A**, que garante minimamente uma vazão média mensal de **4.000 m³/s** no mês de abril, e o **hidrograma B**, que deve assegurar uma vazão média mensal de no mínimo **8.000 m³/s** no mês de abril. O rodízio dos dois esquemas é feito de forma anual, como indicado na Tabela 1.

Tabela 1. Vazões médias no Trecho de Vazão Reduzida (TVR), em m³/s

Hidrograma	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
A	1100	1600	2500	4000	1800	1200	1000	900	750	700	800	900
B	1100	1600	4000	8000	4000	2000	1200	900	750	700	800	900

Fonte: Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas. Resolução nº 740, de 06 de outubro de 2009. Anexo III.

Essa distribuição do volume de vazão anual entre a usina e a Volta Grande pretende se sustentar com base no argumento de que a região e seus habitantes poderiam passar por um ano de estresse severo durante a época da cheia, recebendo minimamente 4.000 m³/s, desde que no ano seguinte fosse liberada uma vazão de 8.000 m³/s, que se presume suficiente para recuperar os danos do ano anterior e garantir a reprodução das funções ecológicas da época da cheia.

No hidrograma originalmente proposto pela Eletronorte, variáveis importantes para garantir a sustentabilidade socioambiental da região foram ignoradas. Nele, apenas é considerada a variável da vazão média mensal, indispensável para quantificar a geração de energia, mas praticamente inútil para garantir as condições ambientais necessárias à sobrevivência de espécies de fauna e flora na região, bem como para a manutenção dos modos de vida de indígenas e ribeirinhos. Assim, o nível de água, a velocidade, o tempo e o ritmo das cheias e vazantes foram totalmente desconsiderados nessa proposta.

Não existe certeza sobre os impactos socioambientais decorrentes da possibilidade de implementação do HC (PEZZUTI et al., 2018). Não há qualquer estudo demonstrando a extensão ou a proporção de pedrais e florestas aluviais que serão de fato alagados com os respectivos hidrogramas A e B. Não há, ainda, qualquer estudo específico do EIA-Rima, ou posterior ao mesmo, que indique ou demonstre que a manutenção de médias mensais de 4.000 m³/s e de 8.000 m³/s apenas no mês de abril, durante o período chuvoso (“inverno”), vão garantir a vigência dos processos ecológicos associados aos pulsos anuais de inundação na Volta Grande. Em outras palavras, não há nenhum estudo ou evidência de que os hidrogramas vão possibilitar as migrações tróficas e reprodutivas da fauna aquática para as áreas inundáveis, nem tampouco a manutenção dos padrões e processos ecológicos que caracterizam as comunidades dos ambientes aluviais.

O próprio EIA-Rima, no Prognóstico Global, aponta que seriam necessários pelo menos 15.000 m³/s para que ocorra um pulso de inundação expressivo, e que precisaria, ainda, ser mantido por pelo menos três meses durante o ano. A princípio, com o rio Xingu atingindo essa descarga de água, tanto em termos de volume de vazão quanto de tempo de inundação, os processos ecológicos seriam assegurados (vide informações nos tópicos subsequentes). Nesse cenário, seria garantido também que a fauna aquática realizasse suas migrações laterais anuais, reproduzindo-se e alimentando-se nas planícies inundadas, bem como que ocorresse a dispersão de sementes e a regeneração das plantas que compõem esses ambientes.

Importante ressaltar que duas análises prévias ao atestado de viabilidade da usina feitas pela equipe técnica do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (Ibama) apontaram a insustentabilidade do HC em termos biológicos e socioeconômicos. No parecer técnico nº 114/2009 (BRASIL, 2009), o órgão foi explícito ao afirmar que o hidrograma não deveria ser considerado uma medida adequada de mitigação para a redução de vazão, pois colocava as espécies da fauna e flora seriamente em risco de extinção, bem como ameaçava a permanência de povos indígenas e ribeirinhos na região.

Dentre os destaques de análise técnica está o da reprodução de quelônios, cuja alimentação e reprodução necessitam de vazões mínimas de 13.000 m³/s durante os meses de cheia do rio:

Conforme o EIA, a área do TVR é dita como a que sofrerá o maior impacto negativo, principalmente sobre *P. unifilis* [tracajá], sendo que o hidrograma proposto deverá levar em conta em sua avaliação a viabilidade do alagamento para a entrada dos animais nos igapós, para alimentação. Atualmente a vazão que permite essa entrada é de, em média, 13.000 m³/s, nos meses entre janeiro e fevereiro (BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Parecer técnico nº 114/2009. Brasília, 2009, p. 337).

O EIA-Rima também apontou que, sem a vazão média de 13.000 m³/s, os quelônios aquáticos não poderão acessar as áreas de alimentação para onde sazonalmente se deslocam em busca de frutos, sementes, folhas e talos, entre outros recursos alimentares disponíveis nos igapós. No parecer também é observado que a vazão de 700 m³/s não garantiria a navegabilidade do rio durante a estiagem, sendo que a definição atenderia exclusivamente à necessidade da usina de garantir 300 m³/s no canal de derivação e no reservatório intermediário da usina, que é o mínimo para manter a oxigenação e a qualidade da água. Na parte conclusiva do parecer técnico, o órgão ambiental é claro ao afirmar que o hidrograma apresentado pelo empreendedor está assentado em incertezas e que, para a vazão de cheia de 4.000 m³/s (hidrograma A), a reprodução de alguns grupos animais é inviável. Um segundo parecer

técnico de análise sobre as complementações ao EIA-Rima feitas pela Eletrobrás, publicado em janeiro de 2010 pelo Ibama, declara quanto à proposta de vazão do hidrograma A que:

Para vazões da ordem de 4.000 m³/s, aproximadamente 1/3 dos pedrais situados no terço inferior do TVR ficam expostos e não há a conectividade das planícies aluviais com o rio Xingu. A falta de inundação e do pulso hidrológico acarretará a sucessão das espécies de várzea para espécies de terra firme em longo prazo, em função da perda do ciclo fenológico da floresta aluvial (floração e frutificação). **Associada a isso, ocorrerá a diminuição do sucesso reprodutivo da ictiofauna dependente dos pedrais (28% da riqueza de espécies da Volta Grande) e a drástica diminuição ou até desaparecimento daquela que depende das planícies de inundação (67% da riqueza de espécies da Volta Grande).** Do ponto de vista, pesqueiro poderá ocorrer sobrepesca devido ao aumento da capturabilidade dos peixes (BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Parecer técnico nº 06. Brasília, 2010, p. 7, grifo nosso).

Considerando o hidrograma B, o parecer aponta também que o valor mínimo de 8.000 m³/s representará um importante estresse ao ecossistema. No histórico de vazões do rio Xingu, não foi encontrada, nos 77 anos de registros (Resolução ANA nº 740/2009), vazão mensal de cheia para o mês de abril inferior a 9.564 m³/s (20% maior que 8.000 m³/s).

No que diz respeito ao sincronismo dos pulsos de alagamentos e a intrínseca relação com a manutenção da ictiofauna, o parecer nº 06 (BRASIL, 2010) remete-se às complementações do EIA-Rima que evidenciam que a perda de áreas alagadas com a redução de vazão acarretará a diminuição de abundâncias de espécies de peixes e gerará alteração do recrutamento da maioria das espécies que dependem da cheia:

Considerando as mudanças no regime hidrológico e a perda de áreas de inundação, que deverão ocorrer a partir da instalação do empreendimento hidrelétrico, parece evidente que as espécies de peixes que utilizam a planície de inundação durante a enchente, deverão sofrer o maior impacto, implicando na diminuição de abundâncias. A falta do pulso de inundação ou a diminuição da amplitude do mesmo deverá determinar pelo menos a diminuição dos cardumes de peixes que utilizam essas áreas para reprodução, alimentação e berçário (BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Parecer técnico nº 06. Brasília, 2010, p. 7, grifo nosso).

Por fim, o parecer atesta:

A proposta do hidrograma de consenso, devido à existência de anos com vazões de cheia inferiores a 8.000 m³/s, **não apresenta segurança quanto à manutenção do ecossistema para o recrutamento da maioria das espécies dependentes do pulso de inundação, o que poderá acarretar severos impactos negativos, inclusive o comprometimento da alimentação e do modo de vida das populações da Volta Grande.** Considera-se que, apesar de todo o esforço realizado no Estudo de Impacto Ambiental em prever com segurança os impactos que ocorrerão com a implantação do empreendimento, somente o efetivo monitoramento poderá detectar e quantificar a magnitude destes impactos. Com base nas informações hoje disponíveis, esta equipe considera necessária a afluência da vazão média mensal, no mês de abril, de pelo menos 8.000 m³/s no Trecho de Vazão Reduzida e, portanto, a não aceitação do hidrograma A e do hidrograma de consenso (BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Parecer técnico nº 06. Brasília, 2010, p. 8 e 9, grifo nosso).

Assim, os dois pareceres técnicos do Ibama que antecederam a primeira licença ambiental da usina são taxativos em não aceitar o hidrograma de consenso, já que informações colecionadas no EIA-Rima demonstraram de forma suficiente que a proposta é inviável para assegurar a ecologia e a manutenção da vida na região da Volta Grande. Ou seja, a análise técnica do Ibama conclui por não assegurar a viabilidade da usina com base no hidrograma de consenso proposto.

A Fundação Nacional do Índio (FUNAI), órgão licenciador interveniente da UHE Belo Monte, também manifestou apontamentos em parecer técnico nº 21/2009 (BRASIL, 2009) de análise do EIA-Rima do Componente Indígena. O órgão atestou que o hidrograma proposto precisaria “garantir as condições adequadas para a manutenção do modo de vida dos Juruna (Yudjá) e Arara e sua reprodução física e cultural, intimamente relacionada com a sazonalidade do rio Xingu” (BRASIL, 2009, p. 90).

Ao analisar as implicações do hidrograma nas TIs Paquiçamba e Arara da Volta Grande, a FUNAI apontou que se o hidrograma proposto não fosse suficiente para garantir a reprodução adequada das principais espécies de peixes e de fauna aquática importantes para esses povos, incluindo também o transporte fluvial até Altamira, seria possível a inauguração de uma situação indesejada e temerária de mudança desses grupos familiares da região de suas ocupações tradicionais para outras localidades, figurando uma forma de deslocamento forçado por conta da precarização das condições de vida na região da Volta Grande.

Sobre os Arara, há um apontamento diretamente relacionado às relações intertribais e interétnicas dos Arara, com destaque para as comerciais, matrimoniais e de atendimento à saúde com os Xikrin e relações de parentesco com os Arara de Cachoeira Seca e os Juruna do Paquiçamba. O impedimento de navegação nas rotas tradicionais, seja para comercializarem sua produção e viabilizarem seu atendimento à saúde em Altamira, seja para pescar e caçar entre as ilhas, seja para pescarem na foz do Bacajá ou para pescarem os peixes ornamentais nos pedrais interromperia também uma relação mítica com o rio já que essas rotas levam em consideração não apenas os melhores canais do rio, mas também a existência de seres sobrenaturais e mitológicos que habitam determinados trechos do rio. Assim, a FUNAI apontou que a vazão reduzida do Xingu poderia comprometer de forma significativa a navegação e a manutenção dos laços familiares, comerciais, míticos e políticos que os Arara estabelecem por meio do rio Xingu (FUNAI, 2009, p. 49).

Diante das incertezas científicas suscitadas pelo EIA-Rima, a FUNAI questionou os fundamentos de embasamento do hidrograma e concluiu que:

De fato, o hidrograma ecológico da vazão reduzida na Volta Grande do Xingu, que prevê vazões mínimas intercaladas anualmente de 4.000 e 8.000 m³/s, está relacionado com a viabilidade econômica do empreendimento. [...] No entanto, nossa preocupação é quanto aos fundamentos biológicos e ecológicos do hidrograma no que diz respeito à **manutenção das populações de peixes, o que representa um grande risco para a própria sobrevivência física e cultural dos povos indígenas daquela região** (FUNAI, 2009, p. 92).

Apesar do explícito ateste técnico sobre a inviabilidade do HC e contrariando os pareceres técnicos dos analistas, a presidência do Ibama assinou a Licença Prévia do empreendimento em fevereiro de 2010, subordinada ao atendimento de 40 condicionantes.

A primeira dessas condicionantes convertia todas as dúvidas e ressalvas dos técnicos em relação ao HC em uma tácita autorização para colocá-lo em prática sob caráter de testes, de modo a monitorar as consequências de sua implementação sobre a biodiversidade

e qualidade de vida de indígenas e ribeirinhos durante seis anos depois de instalada a capacidade plena da usina, ou seja, entre 2020 e 2026.

A condicionante estabelecida pela presidência do Ibama referente a esse aspecto, consiste basicamente em três diretrizes:

1. **O hidrograma de consenso deverá ser testado** após a conclusão da instalação da plena capacidade de geração da casa de força principal, prevista para dezembro de 2019. Os testes deverão ocorrer **durante seis anos** acompanhados de um **“robusto plano de monitoramento”**;
2. **A identificação de importantes impactos** na qualidade da água, ictiofauna, vegetação aluvial, quelônios, pesca, navegação e modos de vida da população da Volta Grande **poderá suscitar alterações nas vazões estabelecidas e consequente retificação da Licença de Operação**;
3. **Entre o início da operação e a geração com plena capacidade deverá ser mantido no TVR minimamente o hidrograma B** proposto no EIA-Rima. Para o período de testes devem ser propostos programas de mitigação e compensação.

A Licença de Instalação, autorizada em 2011, reproduziu a condicionante da Licença Prévia, mas subordinou a alteração do hidrograma à “identificação de impactos não prognosticados nos estudos de impacto ambiental”. Finalmente, a condicionante reproduzida na Licença de Operação, obtida pela concessionária em 2015, limita-se a incluir a prerrogativa de que as vazões da Volta Grande do Xingu devam ser sempre controladas “com o objetivo de mitigar impactos na qualidade da água, ictiofauna, vegetação aluvial, quelônios, pesca, navegação e modos de vida da população da Volta Grande”.

Entretanto, a maneira como a água será liberada para a Volta Grande não foi prevista em nenhuma das regulamentações. Não foi, até então, estipulada nenhuma regra de operação diária e controle da vazão, o que tem permitido que o Operador Nacional do Sistema libere grandes volumes de água de uma só vez, ocasionando enchentes e insegurança em todos os moradores da Volta Grande.

Desde que a UHE Belo Monte entrou em operação, a quantidade de água liberada pela barragem de Pimental tem variado diariamente, fenômeno descrito pelos Juruna (Yudjá) como “rio que virou maré”. Essa imprevisibilidade no nível do rio, regulado pelo fechamento das comportas, tem se configurado em armadilhas diárias para a fauna aquática, que adentra as áreas recém alagadas em resposta a um instinto inato de reprodução e alimentação e logo depois morre aprisionada nos ambientes secos. Essa situação é narrada por seu Agostinho Juruna: “Os peixes estão perdidos. As curimatás perderam a sua ciência. Os peixes não sabem mais onde desovar. Eles perderam os locais da desova. Os peixes estão pedindo socorro”.

Diversos relatos de moradores da Volta Grande do Xingu em 2018 têm apontado que os peixes ficam presos em poças d’água e morrem. Apesar dos informes diários sobre a vazão emitidos pela empresa, por rádio ou telefone, o número da volumetria repassado aos moradores não se traduz, na prática, no nível de água que chega em cada localidade, não sendo assim uma informação útil e orientadora aos moradores.

Pelas razões acima apontadas, entende-se urgente e necessário estipular a revisão de critérios para se definir a vazão que deve ser mantida na Volta Grande do Xingu, tanto em

relação ao volume quanto à periodicidade. Alternativas devem ser estudadas a partir do conhecimento científico disponível e integrado ao conhecimento local dos povos indígenas e ribeirinhos.

Monitoramento independente dos Juruna (Yudjá)

O rio sob a ótica do povo Juruna (Yudjá)

Além da riqueza biológica única, a Volta Grande do Xingu também abriga um patrimônio étnico-cultural de valor inestimável. A região do baixo e do médio rio Xingu, incluindo a bacia do rio Iriri, é o berço de uma civilização de povos canoieiros e produtores de cervejas de milho e mandioca. São falantes de línguas tupi da família Juruna, termo que também serve como etnônimo de um desses povos, cuja autodenominação é Yudjá — um termo que se associa ao fato de ter sido no rio Xingu que seu Criador os ergueu e os trouxe à existência. Tratava-se de uma civilização multiétnica, guerreira, dotada de um forte senso de sua diferença em relação aos povos indígenas da floresta, com os quais mantinham importantes relações de guerra e aliança, como é o caso dos Curuaya e Arara, que terminaram por se estabelecer nos territórios ribeirinhos do Xingu durante o século XIX (NIMUENDAJÚ, 1948; LIMA, 2005).

Ciosos de sua condição de habitantes do rio, os Juruna erguiam suas aldeias preferencialmente nas ilhas do Xingu. Ignora-se o que aconteceu ao povo ou povos da família Juruna que habitavam o baixo Xingu no século XVII quando se deu, a partir de 1625, a invasão desse trecho do rio com a caça de escravos pelos europeus. As grandes cachoeiras existentes na porção jusante da Volta Grande do Xingu limitavam ao norte o território dos Yudjá, e foram uma barreira contra a conquista até pelo menos meados do século XIX, quando foram feitas as primeiras estradas (COUDREAU, 1977).

A economia da borracha, contudo, foi arrasadora para esses povos canoieiros. Os Arupaya e os Peapaya, além de outros cujos nomes nem aparecem nos registros históricos, foram extintos, e apenas os Juruna e os Xipaya sobreviveram (NIMUENDAJÚ, 1981). Por ocasião da expedição do Conde Bismarck ao médio Xingu, em 1842, estimou-se que o povo Juruna, vivendo em liberdade, somava 2.000 pessoas (ADALBERTO, 1977). Entretanto, eram apenas 52 pessoas em estimativa de 1916 feita por Nimuendajú (1993).

Em 1916, o povo Juruna já se achava dividido entre dois grupos, pois uma parte deles havia fugido da Volta Grande alguns anos antes para estabelecer-se na região da foz do rio Fresco. Ali tornaram-se servos de um coronel da borracha, de onde acabaram fugindo novamente para o alto curso do rio, onde vivem até hoje. A outra parte permaneceu na Volta Grande. Nimuendajú (1993) detalha que se tratava da família do tuxaua Muratu, composta por cerca de doze pessoas protegidas pela cachoeira Jericoá (NIMUENDAJÚ, 1993, p. 151). Essas pessoas são as ascendentes dos Juruna que hoje vivem na Volta Grande do Xingu e que “seguram seu território tradicional”.

Na Volta Grande do Xingu, atualmente estão localizadas as Terras Indígenas Paquiçamba e Arara da Volta Grande, dos povos Juruna (Yudjá) e Arara, e diversas comunidades ribeirinhas nas quais moram famílias que se consideram ou são consideradas indígenas. Os Juruna (Yudjá), como muitos outros povos amazônicos, consecutivamente a trágicas perdas territoriais e demográficas, souberam articular ao seu regime semiótico-material

tradicional uma série de relações comerciais baseadas no extrativismo de produtos sazonais, como a castanha e a seringa.

Um aspecto pouco conhecido da história dos Juruna (Yudjá) diz respeito à sua experiência coletiva e pessoal traumática relacionada à exploração da borracha e ao crescimento do núcleo urbano de Altamira, possivelmente intensificado por toda a pressão territorial que se seguiu à abertura da Transamazônica nos anos 1970. Ao longo do século passado, a discriminação bastante peremptória por parte das pessoas de distintas categorias sociais que invadiram suas ilhas, rios e florestas pode ser imaginada com base no senso de “perda da cultura” que afetou os Juruna (Yudjá). Foram no mesmo golpe afetados pela necessidade premente de se “espalhar”, isto é, de praticar o casamento com não-indígenas, fazendo-se parentesco junto a comunidades em que era, e é ainda, importante o contraste entre índio e não-índio, possibilitando assim que o sangue se tornasse um dos idiomas críticos do pertencimento étnico.

O sangue não é, porém, o único idioma que rege o pertencimento étnico desse povo, nem opera de modo absoluto. Ele coexiste com o surgimento dos Juruna (Yudjá) na Volta Grande do rio Xingu, seu consequente senso de pertencimento ao rio e sua autodefinição como “donos” desse rio. O rio Xingu é, com efeito, a grande coordenada cosmo-prática do povo Juruna como uma humanidade singular, é uma humanidade nos termos desta cultura. “O rio sempre foi nossa identidade”, “a gente fala que o nosso costume é o rio, mas a gente não é ouvido”, “somos parecidos com os peixes”, são exemplos de enunciados que falam por si só.

O monitoramento Juruna (Yudjá)

O monitoramento independente realizado pelos Juruna (Yudjá) desde 2013, em parceria com a Universidade Federal do Pará (UFPA) e Instituto Socioambiental (ISA), tem sido uma importante ferramenta de registro dos impactos na Volta Grande do Xingu, com foco em monitorar o rendimento das pescarias e as mudanças no modo de vida das famílias na aldeia Miratu (PEZZUTI et al., 2018).

Para o monitoramento da pesca foi definida a metodologia de registro de desembarque pesqueiro por meio da utilização de formulários (Anexo 1), nos quais foram feitos os registros diários da atividade pesqueira - volume pescado, esforço de pesca, artefatos de pesca e áreas em que a atividade é realizada. Com relação ao monitoramento do consumo alimentar, seis pesquisadores Juruna (Yudjá) pesaram o alimento consumido nas unidades familiares da aldeia ao longo de um dia de cada semana. Nesse dia, todo o alimento foi categorizado e pesado com auxílio de pequenas balanças com capacidade para 5 kg. As informações coletadas a cada refeição incluem horário, número de pessoas e quantidade de cada tipo de alimento, como carne de gado, enlatado, peixe ou caça.

A partir das análises dos dados coletados pelos monitores indígenas, foram apontadas conclusões decorrentes das mudanças ecológicas nas espécies capturadas e no modo de vida dos indígenas diante das alterações do pulso do rio.

A primeira é a constatação da interdependência e sincronismo entre o pulso de inundação das florestas aluviais e a produtividade das pescarias. Ao longo dos anos, foi comprovado que os maiores rendimentos das pescarias ocorreram sempre no início da enchente e da vazante do rio, sendo que 49% do pescado capturado nesses períodos é representado pela pesca de pacus.

O período de cheia inicia-se no final do mês de novembro com o alagamento dos sarobais e, em janeiro, são os igapós que começam a alagar, até que em fevereiro ambos ambientes já se encontram alagados em sua quase totalidade. Esse é o período em que as tracajás e os peixes começam a entrar na floresta aluvial alagada para se alimentarem e garantirem condições de reserva energética para desova na piracema, período de reprodução dos peixes. A importância da cheia decorre da necessidade do alagamento dos ambientes como os sarobais, que abrigam vegetação que fornece alimento para os peixes e tracajás.

Após o barramento definitivo do rio, em novembro de 2015, os volumes das vazões de água da Volta Grande foram alterados. Em 2016, o Xingu apresentou padrão atípico, com enchente expressivamente menor em comparação com a série histórica para o período, apresentando um pico de vazão de aproximadamente 10 mil m³/s, quando a média da máxima histórica é de 23 mil m³/s. Esse volume, que é maior do que prevê o melhor cenário do hidrograma de consenso, foi responsável por uma grande mortalidade de peixes no período reprodutivo, caracterizando o que foi chamado de “ano do fim do mundo” pelos Juruna (Yudjá).

A grande mortalidade de peixes tem relação com a interrupção do fluxo migratório e a indisponibilidade de áreas para alimentação e desova. Os frutos passaram a “cair no seco” em locais que deixaram de ser alagados com a vazão diminuída do fluxo das águas, o que impossibilitou a alimentação e reprodução das espécies.

Uma importante constatação do monitoramento é que a ausência do alagamento de áreas para alimentação fez com que os quelônios e algumas espécies de peixes não conseguissem desenvolver seus ovos para a temporada reprodutiva de 2016 e muitos foram encontrados magros ou mortos. As curimatás (*Prochilodus nigricans*), por exemplo, foram capturadas com ovas secas (ovários atrésicos).

Segundo o monitoramento, os pacus são os peixes mais impactados, já que também dependem da alimentação nas áreas alagadas durante a cheia. As análises das espécies capturadas mostraram alterações no tamanho e na condição nutricional dos peixes. Segundo Agostinho Juruna, “entre dezembro de 2015 e janeiro de 2016, os pacus que pescamos estavam magros e doentes, lisos por fora, ninguém comeu esses peixes com medo de ficarmos doentes também”.

Os peixes ornamentais também vêm sofrendo impactos decorrentes da alteração nas vazões. O acari-zebra (*Hypancistrus zebra*), uma das espécies endêmicas do Xingu, corre risco de extinção por ser altamente sensível a mudanças na temperatura da água e na qualidade do ambiente.

Dentre os impactos no modo de vida dos Juruna (Yudjá) ressaltam-se os ligados ao modo de pesca e consumo alimentar. Os artefatos de pesca tradicionalmente usados pelos indígenas são linha de mão, caniço e tarrafa, sendo os dois primeiros associados à captura de peixes frugívoros, como as espécies de pacu, e o terceiro à captura das espécies de acaris, feita nos pedrais durante o verão. A malhadeira é um artefato que apenas recentemente tem sido incorporado à atividade pesqueira, o que se relaciona aos impactos do barramento do Xingu e às mudanças no regime de vazão.

O monitoramento alimentar acompanhou, entre janeiro de 2014 e dezembro de 2017, um total de 675 refeições entre as famílias da aldeia Miratu. Os dados apontam que entre 2014 e 2015 o peixe constituiu a principal fonte de proteína animal consumida, mas esse quadro se alterou nos anos de 2016 e 2017, quando os produtos provenientes da cidade

se tornaram preponderantes na dieta das famílias. Houve uma drástica diminuição no consumo de peixes a partir de 2016, resultado diretamente relacionado ao barramento do rio. Como a vazão liberada não foi suficiente para alagar as ilhas e sarobais, os peixes não se alimentaram e ficaram magros demais, impossibilitando seu consumo. Isso, por sua vez, elevou o consumo de produtos industrializados oriundos da cidade, como frango, carnes processadas e enlatados.

Esse impacto é central na renda das famílias, que hoje arcam com gastos que não eram previstos, uma vez que, antes do barramento, sua principal fonte de alimentação vinha do rio. Isso gerou impactos profundos na segurança alimentar e econômica dos indígenas.

Os dados referentes aos pacus demonstram um dos muitos processos ecológicos que estão ameaçados com o hidrograma proposto. Como mostra o monitoramento independente dos Juruna (Yudjá), nem a maior vazão no mês de abril do hidrograma B será suficiente para o acesso dos animais às áreas de alimentação na floresta aluvial. A inauguração do hidrograma, prevista para o final de 2019, acarreta em um drástico prenúncio de mortandade e redução de indivíduos de diversas espécies de peixes.

Os Juruna (Yudjá) percebem e atestam essas previsões, como Gelson Juruna, da aldeia Miratu, afirmou em 2017: “Se isso acontecer do jeito que está apresentado, os pacus, as curimatás e as tracajás vão desaparecer, vão acabar. Além disso, se formos viver só o verão o ano todo [época da seca], apenas os acaris vão ser pescados. Se todo mundo só pescar acari, ele também pode desaparecer”.

O processo reprodutivo dos peixes está diretamente relacionado com os pulsos de inundação e com o tempo de alagamento de determinadas áreas. Para que o processo reprodutivo seja completado com sucesso, é necessário um período de pelo menos três meses de inundação, o tempo mínimo necessário para o desenvolvimento das larvas e formação dos alevinos. Mesmo que um rápido pulso de 8.000 m³/s permita o alagamento de uma parte dos pedrais e florestas aluviais, isso de nada adiantaria para garantir o sucesso da reprodução dos peixes.

Levando em conta que o modo de vida dos Juruna (Yudjá), assim como a ecologia dos peixes, está diretamente vinculado à dinâmica de inundação e à vazão do Xingu, as alterações desencadeadas pela proposta do hidrograma de consenso vão gerar transformações negativas que colocarão em risco seu modo de vida.

Além do monitoramento do desembarque pesqueiro e do consumo alimentar na aldeia, em março de 2019 os Juruna (Yudjá) iniciaram um monitoramento específico do alagamento da ilha conhecida como “Ilha do Zé Maria”, que tem papel fundamental para a reprodução dos peixes. Dessa forma, em parceria com equipe técnica da faculdade de Geografia da UFPA de Altamira, foi instalada, no dia 2 de março de 2019, uma estação fluviométrica convencional (conjunto de réguas hidrométricas) no local, localizado a cerca de 4 km da aldeia Miratu. Nessa estação foram realizadas medições diárias da cota fluviométrica às 08:00h e às 17:00h entre os dias 2 de março e 2 de maio. Esses horários foram escolhidos para estabelecer sincronização com as estações eletrônicas da UHE Belo Monte no barramento do Pimental. A escolha por essa ilha foi feita pelos Juruna (Yudjá) diante da sua importância ecológica, já que no inverno é utilizada pela fauna aquática como uma área de alimentação, reprodução e abrigo dos predadores.

No monitoramento eletrônico na estação a jusante do barramento Pimental, notou-se que a maior vazão registrada no dia 22 de abril de 2019 foi equivalente a 14.281,28m³/s. Na estação hidrométrica

na “Ilha do Zé Maria” foi registrada a cota de 174 cm, a qual não foi suficiente para alagar as áreas de igapós. Assim, esse monitoramento da régua foi importante para comprovar que mesmo com uma vazão de 14.000 m³/s no mês de abril, os igapós, áreas fundamentais para a ecologia reprodutiva e alimentar das espécies de peixe e quelônios consumidos pelos Juruna (Yudjá), não foram inundados. Neste sentido, a cota de 8.000m³/s prevista no hidrograma de consenso, definitivamente não inundará diversas ilhas similares e ecologicamente importantes ao longo da Volta Grande do Xingu.

Importante ressaltar que os Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu publicaram seu Protocolo de Consulta em 2017, documento que informa ao governo a forma adequada de dialogar com esse povo sobre quaisquer decisões que afetem seu território e direitos. De acordo com a Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT), da qual o Brasil é signatário, é direito dos povos indígenas e comunidades tradicionais serem consultados antes de qualquer tomada de decisão que gere consequências negativas com relação à manutenção de seus modos de vida e biodiversidade de seus territórios.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Meio físico

Hidrografia

Por conta da magnitude da intervenção no corredor fluvial, a construção e operação da UHE Belo Monte impactam a dinâmica do fluxo fluvial de energia (capacidade de erosão, transporte e deposição), matéria (água, areias, siltes, argilas, húmus) e informação (dispersão da flora e fauna) do rio Xingu. Os desdobramentos já podem ser percebidos nos meios bióticos, abióticos e nas comunidades indígenas e ribeirinhas locais.

A montante do reservatório da UHE, com a redução da velocidade das águas, ampliou-se a deposição de sedimentos que irão assorear a desembocadura dos rios Iriri e Xingu, eliminando e remodelando as áreas de inundação. No trecho do reservatório, com o armazenamento de água e a conseqüente mudança da cota fluviométrica, houve uma inundação permanente de parte da planície fluvial e ilhas do rio Xingu e afluentes, ampliação da deposição de sedimentos, aumento da disponibilidade de água subterrânea com a elevação do lençol freático e mudanças na temperatura das águas. E no trecho a jusante do barramento Belo Monte a quantidade de água é semelhante à original, entretanto, ocorre restrição de sedimentos, o que amplia a capacidade de erosão e transporte rio abaixo.

A construção do barramento Pimental repartiu a vazão da água do rio Xingu e inibiu o fluxo de sedimentos, modificando a relação entre a capacidade de transporte e de erosividade do escoamento na Volta Grande do Xingu. Assim, a água que flui por ela não tem mais a mesma disponibilidade de sedimentos para transportar, o que implica na ampliação da erosão lateral e vertical desse trecho do rio, modificando a planície fluvial.

A vazão não é e não pode ser entendida como igual ao longo do rio, e isso pode ser observado na comparação das medições²³ de vazão realizadas na estação fluviométrica UHE Belo Monte

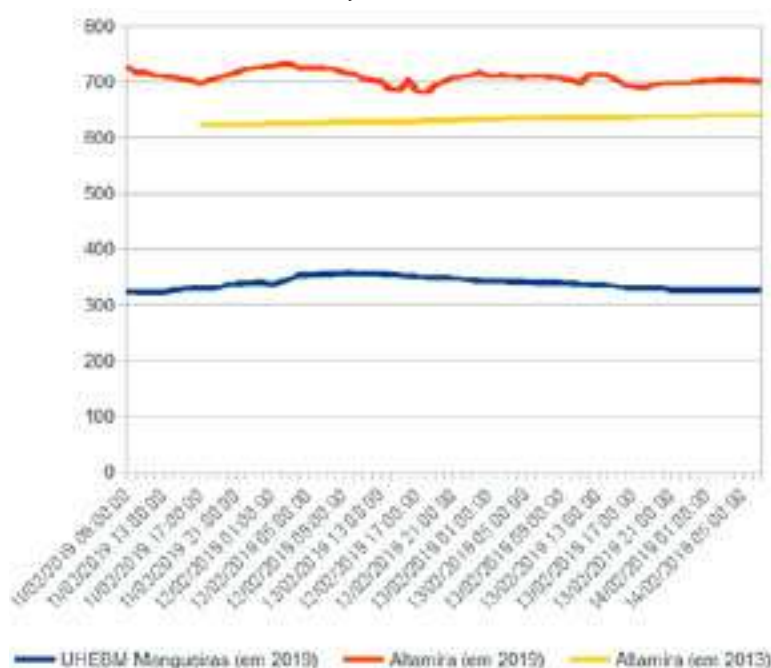
23 Dados relatório NORTE ENERGIA. 11º Relatório final consolidado de andamento do PBA e do atendimento de condicionantes. Brasília, Fevereiro, 2017.

Mangueiras, logo após o barramento Pimental, e da estação Ilha da Fazenda, cerca de 15 km do mesmo barramento. Isso se dá tanto pela diferença de forma do canal fluvial nos trechos mensurados, como pela velocidade ampliada da água por conta da pressão exercida pela massa d’água do reservatório sobre o barramento Pimental.

O hidrograma de consenso ainda não foi implementado e a quantidade de água que flui pela Volta Grande do Xingu ainda é maior do que a proposta nele. Mesmo assim, tal quantidade não permite que os igapós sejam inundados, comprometendo a alimentação e reprodução de várias espécies, perturbando o modo de vida das comunidades ribeirinhas e indígenas. A quantidade de água também não consegue transpor em volume adequado o conjunto de cachoeiras do Jericoá, restringindo a dispersão de espécies que sobem e descem o rio no período sazonal de aumento da vazão do rio.

Os dados da estação UHE Belo Monte Mangueiras (Figura 2) também demonstram que a vazão é irregular durante o dia, aumentando e diminuindo seu valor, diferente da vazão natural que aumenta progressivamente para depois começar o processo de redução, o que provoca impactos na rotina de vida da fauna e dos ribeirinhos e indígenas.

Figura 2 - Gráfico com medições da Cota Fluviométrica em 72h da Estação UHEBM Mangueiras no mês de fevereiro de 2019 e da Estação Altamira no mês de fevereiro de 2013 e 2019



Fonte: Brasil, Agência Nacional de Águas (2019)

A redução da quantidade de água que passa na Volta Grande do Xingu impacta a navegação, obrigando os ribeirinhos e indígenas a realizarem trajetos maiores, pois as embarcações não conseguem mais passar por determinados locais.

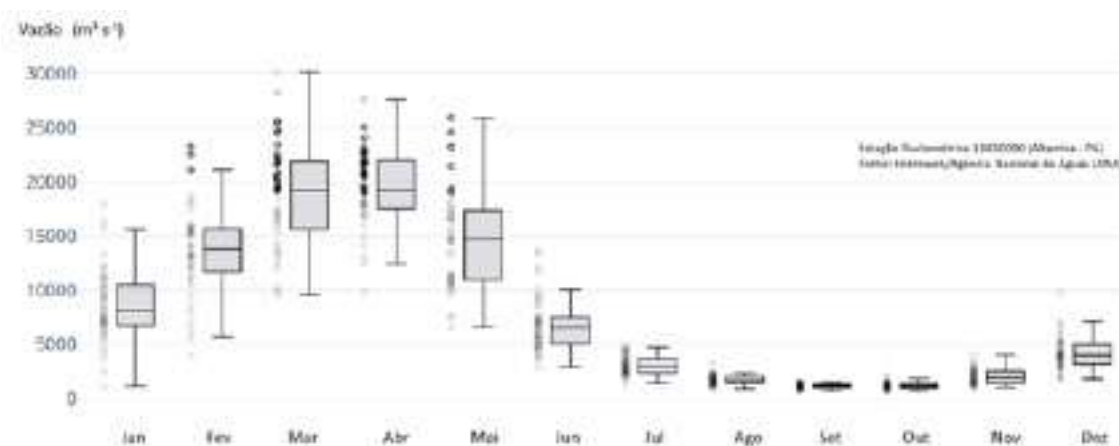
O rio Bacajá, que deságua na Volta Grande, por não ser mais influenciado pela subida das águas do rio Xingu, teve sua velocidade aumentada no período de chuva (Jan-Mar), o que tornou impraticável a navegação por propulsão humana, conforme relatado por morador da Terra Indígena Arara.

Hidrologia e mudança climática

A proposta do hidrograma de consenso proposto pela empresa e pela ANA considerou a disponibilidade de água (vazões) baseada nas vazões históricas do rio Xingu. As vazões médias históricas do rio Xingu em Altamira entre os anos de 1971 e 2014 variaram entre 9.000 e 30.000 m³/s no mês de março (vazão máxima) e entre 700 e 2000 m³/s no mês de setembro (vazão mínima) (Figura 3). As vazões médias anuais integradas somam 95.300 m³/s (Tabela 2). As vazões máximas na Volta Grande sob o hidrograma proposto serão de 4.000 ou 8.000 m³/s (abril) e as vazões mínimas serão de 700 m³/s (outubro). As vazões anuais integradas na Volta Grande admitidas pelos hidrogramas A e B são de 17.250 m³/s e 25.950 m³/s, respectivamente (Tabela 2). Deste modo, o cenário proposto para operação da UHE Belo Monte implica concessão de somente cerca de 18% (hidrograma A) e 27% (hidrograma B) da água historicamente disponível para a Volta Grande.

Destaca-se ainda que os hidrogramas propostos fundamentam-se exclusivamente em séries históricas de vazões do rio Xingu²³, desconsiderando potenciais mudanças de médio-longo prazo na disponibilidade de água superficial na bacia hidrográfica, seja por mudança climática ou por mudanças no uso da terra e incremento de outros usos da água, como por exemplo para irrigação, que tem se intensificado no alto Xingu, e para abastecimento urbano.

Figura 3. Vazões históricas (anos 1971-2014) do rio Xingu na estação 18850000 (Altamira, PA) utilizadas como referência para o plano de operação da UHE Belo Monte (BRASIL, Agência Nacional de Águas, 2009)



A comparação entre as vazões vertidas em Pimental e o nível d'água medido na régua da aldeia Miratu ao longo de dezoito meses indica acoplamento entre ambas variáveis (Figura 4). Notam-se variações diárias do nível d'água da ordem de 40 cm. A partir da correlação entre vazão vertida em Pimental e nível d'água na aldeia Miratu (Figura 5), foram estimados os níveis d'água médios mensais sob os hidrogramas A e B (Figura 6).

24 BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas. Nota Técnica 129/2009/GEREG/SOF-ANA, p. 13, Brasil, Agência Nacional de Águas, 2009.

Tabela 2. Hidrogramas (A e B) propostos para a Volta Grande em comparação com as vazões históricas do rio Xingu em Altamira (PA)

Mês	Hidrograma A (m3/s)	Hidrograma B (m3/s)	Média histórica (m3/s)	Déficit A (m3/s)	Déficit B (m3/s)	Déficit A (%)	Déficit B (%)
Jan	1100	1100	8600	7500	7500	87,2	87,2
Fev	1600	1600	13700	12100	12100	88,3	88,3
Mar	2500	4000	18800	16300	14800	86,7	78,7
Abr	4000	8000	19500	15500	11500	79,5	59
Mai	1800	4000	14700	12900	10700	87,8	72,8
Jun	1200	2000	6800	5600	4800	82,4	70,6
Jul	1000	1200	3000	2000	1800	66,7	60
Ago	900	900	1700	800	800	47,1	47,1
Set	750	750	1100	350	350	31,8	31,8
Out	700	700	1200	500	500	41,7	41,7
Nov	800	800	2000	1200	1200	60	60

A comparação entre as vazões vertidas em Pimental e o nível d’água medido na régua da aldeia Miratu ao longo de dezoito meses indica acoplamento entre ambas variáveis (Figura 4). Notam-se variações diárias do nível d’água da ordem de 40 cm. A partir da correlação entre vazão vertida em Pimental e nível d’água na aldeia Miratu (Figura 5), foram estimados os níveis d’água médios mensais sob os hidrogramas A e B (Figura 6).

Figura 4. Variação da vazão vertida em Pimental e do nível d’água do rio Xingu na aldeia Miratu (Volta Grande) no período entre Jan/2016 e Jan/2017.



Fonte dos dados: Norte Energia S.A. e Monitoramento Independente.

Figura 5. Relação (regressão linear) entre vazão vertida em Pimental e nível d'água na aldeia Miratu (Volta Grande)

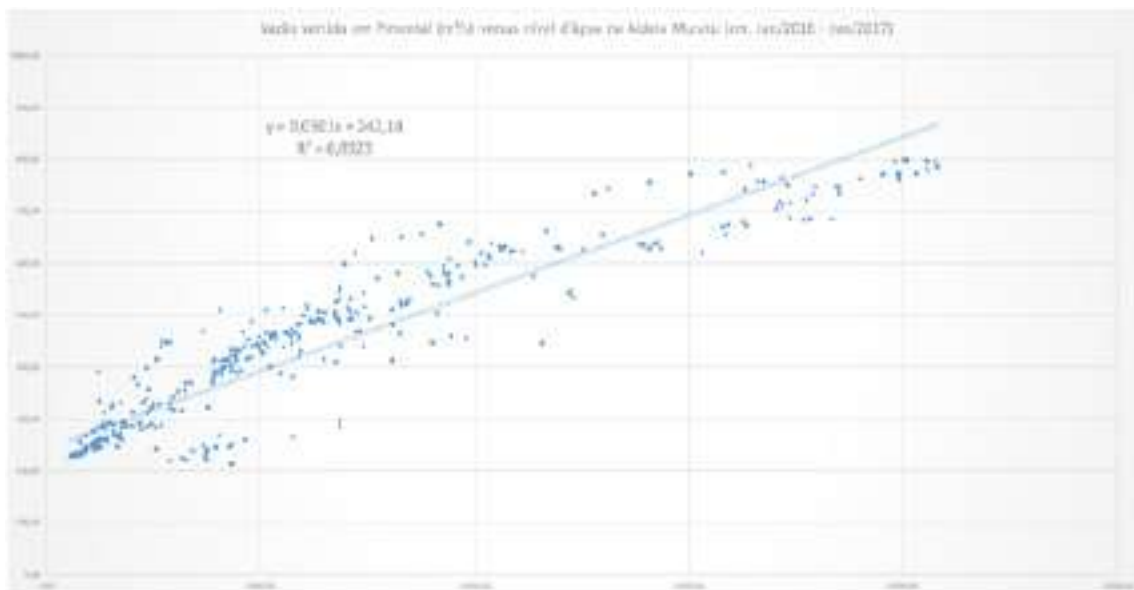


Figura 6. Níveis d'água médios mensais estimados para o rio Xingu na aldeia Miratu sob os hidrogramas A e B, em comparação com a variação do nível d'água do ano de 2016



Como informado nas seções anteriores deste estudo, os critérios considerados pela Eletronorte para definição das vazões do hidrograma de consenso visam permitir: i) navegação na Volta Grande (700 m³/s); ii) alagamento de pedrais para garantir a conservação do acari-zebra (>4.000 m³/s) e; iii) inundação das ilhas e da planície com floresta alagável (8.000 m³/s). A manutenção destas três condições depende dos níveis d'água associados às vazões estabelecidas pelo hidrograma.

O condicionamento do hidrograma a vazões médias mensais permite grandes variações diárias do nível d'água. Nesta condição de operação, o hidrograma proposto não cumprirá os requisitos para os quais foi definido (modular o pulso anual de cheia para propiciar condições seguras de navegação e conservação de ecossistemas aquáticos e de inundação). Como descrito anteriormente, isso tem causado impactos sobre a biota aquática e, conseqüentemente, sobre a pesca e a segurança alimentar dos Juruna (Yudjá).

Variações diárias e abruptas da vazão e nível d’água implicam riscos a jusante para o ecossistema da Volta Grande do Xingu, assim como para comunidades que habitam a Volta Grande. Assim, normas para regularização de vazões diárias envolvem também aspectos de segurança das populações a jusante.

Também se salienta que as estimativas de uso da água a montante do município Altamira são baseadas em dados escassos e projeções sem significância estatística (ex. uso da água para agricultura)²⁵. Deste modo, incertezas sobre o uso da água do rio Xingu a montante de Altamira combinadas com projeções de redução da precipitação no leste da Amazônia devido à mudança climática (SORRIBAS et al., 2016) podem implicar vazões futuras menores que as condições históricas. Recomendações para avaliação dos hidrogramas A e B propostos para a Volta Grande são apresentadas a seguir.

Qualidade da água

As águas do rio Xingu assim como outros rios amazônicos, desde a chegada de grupos migratórios para ocupação e desenvolvimento produtivo-econômico da região, vêm sendo contaminadas e tendo suas propriedades físico-químicas naturais alteradas. Grandes obras de infraestrutura são responsáveis por intensificar essas alterações, comprometendo mais ainda a qualidade dos rios.

A construção da UHE Belo Monte no rio Xingu é responsável por muitas dessas modificações. A proposta de implantação do hidrograma de consenso irá comprometer a qualidade do rio, com ênfase para o trecho da Volta Grande do Xingu.

Segundo o EIA-Rima do Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte (LEME ENGENHARIA, 2009), o rio Xingu é um rio classe 2: suas águas são usadas para recreação de contato primário (como natação e mergulho), irrigação de plantas, aquicultura e pesca. Antes de Belo Monte, no entanto, a Volta Grande possuía características de um corpo hídrico classe 1, cuja definição inclui a proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas e o abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado.

Em recente vistoria realizada por equipes com representantes de nove instituições nacionais e internacionais, as diferentes populações que vivem na Volta Grande relataram uma piora na qualidade da água, e conseqüentemente a interrupção de atividades de lazer como banhos e uso para lavagem de roupas e louças, além da impossibilidade de consumo das águas. O contato com a água do rio, ainda, passou a provocar irritações na pele e nos olhos.

No último relatório de qualidade de água disponível pela Norte Energia (2019, 11.4.1: projeto de monitoramento limnológico e de qualidade da água superficial – com dados do diagnóstico realizado entre dezembro de 2011 e maio d18), a Volta Grande foi apresentada com bons índices de qualidade de água.

A incoerência entre as percepções da população e os dados de monitoramento no que tange à qualidade da água pode ser explicada pelo fato da análise seguir os parâmetros descritos para um corpo hídrico classe 2. Caso o rio Xingu tivesse recebido a classificação devida de

24 BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas. Nota Técnica 129/2009/GEREG/SOF-ANA, p. 51, Brasil, Agência Nacional de Águas, 2009).

corpo hídrico de tipo 1, ele teria sido monitorado com parâmetros mais restritos e seus relatórios não estariam mostrando índices aceitáveis para a qualidade da água.

Águas subterrâneas

Estudo realizado pela ANA demonstra que 58% das cidades da região Norte são abastecidas exclusivamente por água subterrânea e 7% possuem sistemas mistos de abastecimento. Ou seja, dois terços de todas as sedes municipais da região Norte do Brasil usam água subterrânea, apesar de quase todas estarem localizadas na bacia hidrográfica do rio Amazonas.

Na região, a água subterrânea ocorre predominantemente a pequenas profundidades, gerando uma intensa conexão entre água superficial e subterrânea. Os principais fatores que causam esta conexão são os altos índices pluviométricos, os pequenos gradientes topográficos e a extensa presença de formações geológicas sedimentares ou de solo de alteração superficiais favoráveis à transmissão e ao armazenamento de água. Estes fatores também favorecem a rápida resposta do nível de água subterrânea a eventos de precipitação, com pequena duração do aumento gerado.

A instalação de barragens em rios da região traz, portanto, alterações significativas nos aquíferos freáticos, impactando a população ribeirinha e indígena que depende de poços para sobreviver.

A montante das barragens, onde se formam os lagos, ocorre a elevação do nível de água, a redução da velocidade e até a reversão de direção de fluxo, o que pode reduzir a qualidade da água. A jusante das barragens, com a redução do nível de água do rio, como no caso de Belo Monte, ocorre uma redução do nível de água subterrânea e, dependendo da magnitude da redução, poços rasos podem secar.

Para monitorar os impactos causados pela barragem de Belo Monte, a Norte Energia fez o monitoramento dos níveis de água (NA) através da instalação de piezômetros e cadastro de cisternas em Altamira e na Volta Grande do Xingu, apresentados no 15º Relatório Consolidado do Programa de Monitoramento das Águas Subterrâneas (2019).

Em Altamira foi observado o aumento dos NA nos pontos monitorados. O aumento é mais intenso nas áreas próximas ao reservatório, com média de elevação superior a um metro em todos os piezômetros localizados a até 600 m de distância da orla da cidade. Este fato indica que a razão da alteração não é o regime de chuvas, conforme afirma a Norte Energia. O maior aumento médio, de 1,8 m, foi observado no piezômetro PZ_ALT21, o que representa uma redução da profundidade do nível de água de 45%.

Já na Volta Grande, o monitoramento da Norte Energia demonstra que houve redução relativa dos níveis de água após o enchimento do reservatório no período de cheia do rio Xingu em 62,5% dos pontos monitorados, mesmo com precipitações mais intensas no ano de 2018. No período de vazante, houve redução relativa dos níveis de água em 37,5% dos pontos. No período de seca, 36,7% dos pontos estavam com níveis mais profundos em 2017 e 2018.

Há, contudo, dois problemas relevantes nos dados da Norte Energia que devem ser corrigidos para que os efeitos das vazões estabelecidas pelo hidrograma de consenso possam ser analisados efetivamente: (1) A frequência das medições de água subterrânea e (2) sua comparação com nível de água, e não vazão, tanto no reservatório quanto na Volta Grande do Xingu.

O efeito da frequência fica evidente ao observarmos as medições de nível de água feitas com transdutores de pressão a cada quatro horas (figuras 11.3.1 23 a 26 do 15º Relatório), que mostram respostas de elevação e redução de nível de água ocorrendo em períodos de algumas horas a poucos dias, como reflexos de eventos de precipitação individuais ou sequenciais. No período de estiagem, eventos únicos de precipitação podem causar rápida elevação e redução do NA em aquíferos freáticos raso, caso o solo já esteja saturado de água. Um exemplo é a elevação e retorno do nível de água em 10 cm registrada no PZ_ALT8, no dia 29 de setembro de 2017, como resposta a uma precipitação acumulada de 32 mm ocorrida no mesmo dia (precipitação obtida do INMET para a estação meteorológica de Altamira - OMM 82353). Na estação chuvosa, sequências de eventos de precipitação podem gerar alterações significativas de elevação o NA que depois desaparecem em períodos inferiores a 30 dias. Um exemplo é a elevação de 42 cm registrada no PZ_ALT8 entre os dias 31 de março e 25 de abril de 2016, como resposta a uma precipitação acumulada de 327 mm. Assim, para separar o efeito de elevação do NA causado pela chuva, em relação ao causado pelo barramento do rio Xingu, é necessário ter medições diárias dos piezômetros, tanto em Altamira quanto na Volta Grande do Xingu. Também é necessário ter a cota do nível da água do reservatório e do rio Xingu para poder comparar com as cotas da água medidas nos piezômetros.

Garantia de usos múltiplos da água e instrumentos de gestão de recursos hídricos

A Volta Grande do Xingu pode ser considerada uma notável feição geológica, derivada de movimentos neotectônicos ao longo de falhas, que soergueram um grande bloco rochoso, desviando o fluxo natural do rio, e dando origem a esse trecho (RODRIGUES, 1993).

O rio Xingu, no trecho da Volta Grande, percorre uma área com base de rochas mais duras e entrecortadas por fraturas. Na busca do caminho até o terreno mais baixo (região de acúmulo de sedimentos), o rio se desdobra em canais, seguindo as fraturas do terreno, formando um conjunto de corredeiras único no mundo.

Após Belo Monte, a Volta Grande pode se tornar um esqueleto rochoso seco e com menos vida, pois o hidrograma proposto destina vazões insuficientes para manter as funções ecológicas. A região poderia ser um corredor ecológico sustentável, desde que contasse com vazões e fluxos necessários para manter as condições de vida no habitat.

É fundamental que a questão do hidrograma possa ser discutida com o lastro de seguimento da legislação vigente no país, a começar pela própria Constituição de 1988 que prevê competir à União a proteção das Terras Indígenas e seus bens. Há que ser observado também o Código de Águas Nacional (1934) que, em seu artigo nº 143, prevê explicitamente que nos aproveitamentos de energia hidráulica devem ser satisfeitas as seguintes condições de interesses gerais: a) alimentação e necessidades das populações ribeirinhas; b) da salubridade pública; c) da navegação; d) da irrigação; e) da proteção contra inundações; f) da conservação e livre circulação dos peixes.

A Lei 9.433/1997, que criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), em seu artigo terceiro, estabelece como uma de suas principais diretrizes a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, sociais e culturais, bem como a necessidade da integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental.

A Lei Federal 9.984/2000 que criou a ANA, dentre seus objetivos, estabelece no artigo 4º, inciso XXIII, que é de sua competência declarar a situação crítica de escassez que impacte os usos múltiplos da água. Diante disso, é competência da ANA garantir e assegurar as condições de navegação no rio e nos igarapés e declarar, quando for constatada, a situação crítica de escassez de água que impeça a manutenção da vida.

No caso da Volta Grande, que já sofre as consequências da redução da vazão e de situação de escassez de água, a ANA precisa ser instada a se manifestar sobre a região e as condições atuais.

No mesmo artigo 4º, inciso VII, é estabelecido como objetivo da ANA o estímulo e apoio das iniciativas para a criação de comitês de bacias hidrográficas. De acordo com a Lei 9.433/1997, os comitês de bacias (CBH) são espaços de deliberação intersetoriais nos quais as decisões sobre o uso dos rios em todo o país devem ser tomadas e que têm competência para definir as condições em que é possível autorizar os aproveitamentos de recursos hídricos. Hoje, há mais de 200 comitês de bacias hidrográficas no Brasil que funcionam como fóruns administrativos que buscam consensos sobre usos de bacia hidrográfica.

O sistema de gerenciamento de recursos hídricos por meio de gestão por bacia hidrográfica envolve a participação de estados, municípios e sociedade civil, e conta com colegiados constituídos pelo poder público, representação de entidades de usuários e sociedade civil organizada. O comitê de bacia faz o planejamento de usos de água, e pode abarcar fundos financeiros com aportes de royalties do setor elétrico em decorrência de barragens. Em São Paulo, por exemplo, existe uma lei estadual que criou um fundo estadual de recursos hídricos dos royalties que são alocados em programas de gestão desses recursos. Nestes espaços há integração de entes e podem ser instituídas câmaras técnicas temáticas dentro do comitê.

Assim, é necessário que o governo federal respeite e aplique toda a legislação vigente sobre gestão de recursos hídricos na Amazônia. A ANA precisa atuar ativamente para analisar a situação da Volta Grande no contexto de implementação de um hidrograma restritivo e também avaliar a possibilidade de apoiar a implementação do comitê de bacia no Xingu.

Nesse caso, enxerga-se o comitê como um espaço oportuno para que as populações afetadas possam exercer o direito de opinar e decidir sobre a viabilidade dos usos múltiplos da água nos diversos trechos do rio afetados pela usina de Belo Monte.

Meio biótico

Relações entre a ictiofauna e a dinâmica hidrológica no rio Xingu

Assim como vastamente observado em diversos outros rios tropicais, as hidrelétricas afetam a ictiofauna de corredeiras de maneira devastadora (ZARLF et al., 2015, WINEMILLER et al., 2016). Os empreendimentos hidrelétricos são instalados em trechos de rios com grande desnível, onde ocorrem as corredeiras, causando a inundação desses biótopos e alterando profundamente as características da água e a dinâmica hidrológica local. No rio Xingu, as corredeiras abrigam uma elevada riqueza de espécies de peixes de hábitos fortemente reofilicos (ZUANON, 1999, CAMARGO et al., 2004, FITZGERALD et al., 2018), muitas das quais endêmicas e completamente dependentes da manutenção da integridade desses ambientes para a sua sobrevivência.

As barragens e os grandes reservatórios formados por elas isolam populações de peixes e dificultam as migrações reprodutivas, reduzindo ou até mesmo impedindo o fluxo gênico. Adicionalmente a esses impactos, a UHE Belo Monte apresenta um trecho de rio que passou a ter a vazão drasticamente reduzida, que deveria ser regulada de forma a manter viáveis as populações de todas as espécies de peixes e comunidades humanas que delas dependem. Para tal, devem ser mantidos, mesmo que em menor escala, pulsos de inundação anuais que sejam similares aos naturais, possibilitando a reprodução dos ciclos biológicos dessas espécies.

Os ciclos de enchente e vazante são fundamentais para a dinâmica ecológica dos trechos de corredeiras, para os ciclos biológicos das plantas podostemáceas (que crescem sobre as rochas das corredeiras), do perifiton que recobre essas rochas (e a fauna de invertebrados aquáticos associadas a esses microhabitats), bem como para a manutenção de lagos, inundação das ilhas e da vegetação como os sarobais, que constituem a base da alimentação de pacus, curimatás, acaris ornamentais, entre outros grupos de peixes. Assim, a fragilidade ecológica da fauna e flora associadas aos trechos de corredeiras e às planícies aluviais da Volta Grande do Xingu exige que a intensidade e o ritmo dos ciclos naturais de inundação sazonal sejam mantidos da forma mais próxima possível ao que ocorria antes das alterações no curso do rio.

O hidrograma de consenso prevê que a vazão do rio na Volta Grande seja drasticamente reduzida e que os volumes máximos de água durante o pico da cheia sejam modificados de um ano para outro, numa sequência que alternaria anos de secas drásticas com secas ainda piores - as quais representam volumes menores do que os historicamente registrados para aquele trecho do rio. Por outro lado, no cenário de cheias, as vazões máximas pretendidas são insuficientes para inundar as planícies aluviais onde os peixes e quelônios encontram o alimento fundamental para que acumulem reservas de energia e completem seus ciclos hidrológicos. Essas vazões máximas planejadas também não serão capazes de fornecer os recursos necessários para a ictiofauna, pois a sua curtíssima duração não permite que as plantas e os peixes sincronizem os seus ciclos biológicos em um intervalo de tempo tão pequeno.

A produção dos frutos nas ilhas e regiões ribeirinhas e o amadurecimento de gônadas dos peixes demandam entre **três a quatro meses de enchentes fortes e regulares a cada ano**, ou seja, com uma subida constante e progressiva do nível da água. Isso torna o ciclo de inundação previsível para os organismos e garante tempo para que os ciclos biológicos das espécies ocorram naturalmente.

Para a fase pós-enchimento do rio, entre os anos 2016 e 2018, já há dados do monitoramento realizado como parte do Plano Básico Ambiental (PBA) que atestam alterações na ictiofauna, conforme apontado no 15º Relatório Consolidado do Programa de Monitoramento da Ictiofauna:

"As análises das gônadas dos peixes capturados durante os últimos três anos de monitoramento e da densidade de larvas de peixes, indicaram mudanças na composição e no número de indivíduos maduros e do ictioplâncton. Mais especificamente, nos setores Montante, Jusante, Reservatório Intermediário, Bacajá e em menor intensidade o Trecho de Vazão Reduzida, a abundância dos espécimes maduros diminuiu nos anos de pós-enchimento quando comparados com os de pré-enchimento" (NORTE ENERGIA, 2019, seção 13.3.4-24) . "Em todos os setores monitorados foi observada uma evidente alteração na ictiofauna, sendo comprovada pela redução na fase de pós enchimento considerando os parâmetros da riqueza de espécies, abundância de peixes, mudança na composição da ictiofauna e das guildas tróficas, além de significativas reduções em tamanho corporal das assembleias.

Em todos os setores monitorados foi observada uma evidente alteração na ictiofauna, sendo comprovada pela redução na fase de pós enchimento considerando os parâmetros da riqueza de espécies, abundância de peixes, mudança na composição da ictiofauna e das guildas tróficas, além de significativas reduções em tamanho corporal das assembleias" (NORTE ENERGIA, 2019. Pp. – 13.3.4-23).

“Os resultados gerados nestas doze campanhas de monitoramento pós-enchimento comprovaram uma progressiva alteração da ictiofauna na área de influência da UHE de Belo Monte. [...] Em todos os setores monitorados foi observada uma evidente alteração na ictiofauna, sendo comprovada pela redução na fase de pós enchimento considerando os parâmetros da riqueza de espécies, abundância de peixes, mudança na composição da ictiofauna e das guildas tróficas, além de significativas reduções em tamanho corporal das assembleias. [...] as assembleias dos igapós e canal apresentaram modificações em dois setores cada (i.e., igapó: setor Montante e Trecho de Vazão Reduzida; e canal: no setor Trecho de Vazão Reduzida e no Bacajá). Estas diferenças observadas na estrutura das assembleias foram comprovadas na análise da ecologia trófica da ictiofauna através do uso dos isótopos estáveis. [...] **Através do estudo de dinâmica de populações foi detectado para oitos espécies de peixes de importância comercial mudanças significativas nas frequências do tamanho corporal dos espécimes coletados entre as fases de pré e pós barramento e entre os trechos a montante e jusante da barragem.** [...] As análises das gônadas dos peixes capturados durante os últimos três anos de monitoramento e da densidade de larvas de peixes, indicaram mudanças na composição e no número de indivíduos maduros e do ictioplâncton. Isso sugere que entre anos ocorrem variações na composição das espécies de peixes em fase madura, assim como na sua abundância (NORTE ENERGIA, 2019, p. 25, grifo nosso).

Dessa forma, é possível perceber que a metodologia empregada no monitoramento do empreendimento atesta alterações na ictiofauna no trecho de vazão reduzida, corroborando a percepção dos Juruna (Yudjá) e os relatos do monitoramento independente no qual há frequentes indicações de mudanças no tamanho corporal das espécies capturadas para consumo dos indígenas, em decorrência da provável redução na disponibilidade de alimento para os peixes.

O monitoramento ainda aponta por exemplo, o acari-amarelinho (*Baryancistrus xanthellus*), de grande valor ornamental, e pescada-branca (*Plagioscion squamosissimus*) com registro de indivíduos de menor comprimento no TVR no período pós-enchimento (2016 a 2018) que nos demais ambientes, "com maiores probabilidades de ocorrência de comprimentos maiores no setor montante, em relação ao Trecho de Vazão Reduzida" (NORTE ENERGIA, 2019, seção 13.3.4-9).

Dentre os peixes endêmicos, de destaque para pesca ornamental e/ou conservação, destacamos as espécies que foram registradas apenas no período pré-enchimento:

"Dentre as espécies, seis espécies das 41 endêmicas foram amostradas apenas no pré-enchimento, a constar: *Hypancistrus zebra* (Loricariidae - CR - Criticamente em Perigo), *Pituna xinguensis* e *Plesiolebias altamira* (ambas Cynolebiidae e CR - Criticamente em Perigo), *Sartor respectus* (Anostomidae), *Sternarchogiton zuanoni* (Aptereronotidae - VU – Vulnerável) e *Typhlobelus auriculatus* (Trichomycteridae)" (NORTE ENERGIA, 2019 seção 13.3.4-3).

Ecologia dos pacus (Peixes: Serrasalminidae)

Ao longo do ciclo hidrológico de 2017-2018, no âmbito do projeto de monitoramento independente realizado pelos Juruna (Yudjá), foi conduzido um estudo específico sobre os pacus em parceria com a UFPA. O objetivo foi avaliar os impactos da UHE Belo Monte sobre a alimentação destes peixes, que constituem o principal tipo de pescado consumido e comercializado pelos Juruna (Yudjá).

Os estômagos dos peixes analisados foram obtidos a partir de pescarias realizadas em dois períodos do ciclo hidrológico, na seca e cheia. Logo após as pescarias, os pacus foram pesados, identificados e o trato gastrointestinal foi coletado. Além disso, os Juruna (Yudjá) forneceram dados de peso e comprimento de espécies de pacus pescados antes do barramento do rio Xingu, provenientes do programa de monitoramento do PBA - Componente Indígena, oriundos dos períodos de cheia e seca do ano de 2014, e que foram coletados antes do enchimento do reservatório do Xingu e do início da implementação de um regime alterado de vazão na VGX. Com isso, foi possível comparar a condição nutricional destes peixes.

As informações de peso e comprimento dos pacus foram usadas no cálculo do Fator de Condição de Fulton para a verificação do bem-estar fisiológico dos espécimes coletados nos momentos de pré- e pós-barramento. Foram coletados 133 indivíduos no pós-barramento e obtidos os dados de 107 indivíduos no pré-barramento, de oito espécies: *Myloplus arnoldi* (pacu-peidão/pacu-folha), *Myloplus rubripinnis* (pacu-branco), *Myloplus schomburgkii* (pacu-cadete), *Myleus setiger* (pacu-caranha), *Myloplus asterias* (pacu-olhudo), *Tometes ancylorhynchus* (pacu-rosa), *Tometes kranponhah* (pacu-curupité) e *Ossubtus xinguense* (pacu-capivara).

Houve uma predominância de plantas alóctones e frutas na dieta dos pacus durante os dois períodos e de macroalgas na cheia. Os Juruna (Yudjá) descreveram que os pacus ficaram mais magros após o barramento definitivo do rio, percepção que foi corroborada pela comparação dos fatores de bem-estar fisiológico, peso e comprimento de antes e após o barramento (Tabela 3). Os valores do fator de condição foram significativamente menores após o barramento quando comparados com os valores obtidos durante a cheia, especialmente para o pacu-brando, o pacu-capivara, e para as espécies de pacus quando analisadas em grupo.

Os resultados comprovam que os pacus são dependentes do pulso de inundação para a sua alimentação e que a alteração da dinâmica hidrológica sazonal interfere negativamente na ecologia alimentar e na saúde dos peixes. Além disso, também fica comprovado que a quantidade de água que está sendo vertida para a Volta Grande após o barramento definitivo do rio em novembro de 2015 é insuficiente para a manutenção dessas espécies de pacus e, consequentemente, dos Juruna (Yudjá).

A partir dos dados de desembarques pesqueiros do PBA disponibilizados pela Norte Energia, os quais incluem os dados registrados entre 2012 e 2018, foram realizadas análises da Captura Por Unidade de Esforço (CPUE) com identificação de pontos de quebra.

Estes pontos de quebra mostram momentos em que o padrão da CPUE se altera. Para um cálculo adequado da CPUE, é importante estabelecer “métiers”, ou seja, pescarias caracterizadas por meio das mesmas técnicas/métodos e com esforços similares. Isto não foi feito. Embora as planilhas disponibilizadas trouxessem informações sobre dias de pesca e número de pescadores, não incluem informações completas sobre esforço, dimensões das redes utilizadas, ou número de anzóis, entre outros dados. Assim, abre-se a ressalva de que, embora corretas, as análises de série temporal são incompletas e podem apresentar resultados distintos, se feitas por “métier”.

Tabela 3: Comparação do fator de condição das espécies de pacus (Serrasalminidae) entre antes e depois da UHE Belo Monte dos espécimes coletados na Volta Grande do rio Xingu (* = diferença significativa)

Espécies	Antes	Depois	Testes	
	Média±DP	Média±DP	P -value	H/ F
<i>Fator de condição – Seca</i>				
Espécies agrupadas	0,025±0,00 4	0,025±0,00 6	n, s	H= 0,02
<i>Myleus setiger</i>	0,020±0,00 3	0,029±0,00 9	n, s	H= 3,52
<i>Myloplus rubripinnis</i>	0,025±0,00 3	0,023±0,00 3	* *	F= 8,89
<i>Myloplus schomburgkii</i>	0,024±0,00 4	0,026±0,00 1	n, s	F= 1,22
<i>Fator de condição – Chovia</i>				
Espécies agrupadas	0,081±0,06 4	0,030±0,00 7	* **	H= 13,69

<i>Myloplus rubripinnis</i>	0,039±0,02 4	0,034±0,00 7	n. s	H= 0,25
<i>Ossubtus xinguense</i>	0,094±0,02 1	0,028±0,00 5	* **	F= 83,77
<i>Tomates krauponhah</i>	0,079±0,07 6	0,026±0,00 5	n. s	H= 1,20

Os resultados da série temporal indicaram três pontos de quebra: fim de 2013, início de 2015 e meados de 2016. Estas quebras sugerem respectivamente uma queda, seguida por uma recuperação e nova queda da CPUE total. Desde então, a CPUE permaneceu em um patamar mais baixo. Além disso, em uma análise preliminar da série temporal por áreas de menor influência da barragem, foi detectado que as CPUEs variaram de forma distinta. Houve uma tendência da CPUE média se manter estável na área de alta influência do empreendimento e de aumentar em áreas a montante.

As análises descritivas sugerem uma queda acentuada no uso de igarapés, áreas alagadas e lagos. Os lagos, por exemplo, antes áreas importantes de pesca, praticamente não são mais utilizados. Esta tendência é observada para todas as regiões analisadas (jusante, montante e área de alta influência). Na área de alta influência da barragem, igarapés e alagados praticamente deixaram de ser utilizados a partir de 2014, embora apresentem um pequeno sinal positivo em 2016.

Em termos de embarcação, há uma maior utilização de voadeiras nos últimos anos em detrimento das canoas a remo, especialmente na área de alta influência da barragem, o que sugere a procura de pontos de pesca mais distantes. Rabetas ainda são o tipo de barco predominante nas pescarias.

Um exame do último relatório da Norte Energia revela impactos semelhantes para a Volta Grande do Xingu, incluindo queda da produtividade pesqueira geral e das espécies mais importantes, redução do consumo de pescado junto às famílias indígenas e ribeirinhas, e ainda uma mudança na composição de espécies. Adicionalmente, em resposta a um pedido do Ministério Público, são apresentados, de forma separada, a média do número de petrechos utilizados por pescaria (redes de pesca, principalmente) ao longo dos anos, indicando uma tendência linear de crescimento.

Contudo, contrariando os próprios resultados apresentados, que por sua vez corroboram diversos estudos realizados em barragens no Brasil e em diversas outras partes do mundo, as conclusões da empresa são de que não foram detectados quaisquer impactos do empreendimento. Mesmo a redução na quantidade de peixes consumidos pelas famílias de

pescadores, ribeirinhos e indígenas, de acordo com a empresa, não compromete a segurança alimentar, pois este é compensado com o aumento do consumo de produtos industrializados. As interpretações dos consultores da empresa são generalizadas para todo o PBA da pesca, incluindo a VGX. Reiteramos que tanto a análise independente do banco de dados fornecido pela Norte Energia quanto os resultados apresentados pela empresa apontam tendências de queda sucessivas, incluindo mais uma quebra com o início da operação do empreendimento. É este o questionamento. A interpretação e as conclusões apresentadas nos relatórios do PBA vão em direção contrária do que mostram os dados e as análises.

Quelônios

Os impactos de barramentos sobre comunidades de quelônios aquáticos envolvem tanto a ecologia alimentar quanto reprodutiva, com impactos conhecidos e previsíveis. Estes são mais graves em sistemas fluviais que funcionam sob sistema de pulso de inundação, tanto pelo comprometimento dos ciclos sazonais, anteriormente descritos, como também pela elevada diversidade de quelônios aquáticos que tipicamente habitam estes complexos ambientes (para uma revisão sobre estes impactos ver MOLL e MOLL, 2004) No rio Xingu, as mudanças no nível do rio e o controle artificial do fluxo d'água e dos pulsos de inundação estabelecidos para a Volta Grande do Xingu vêm afetando diretamente a ecologia alimentar e reprodutiva dos quelônios.

No entanto, os últimos relatórios do Programa de Conservação e Manejo de Quelônios disponibilizados pela Norte Energia indicam que não houve diferença ou impacto sobre os quelônios entre as etapas de implantação e operação da UHE Belo Monte. Os relatórios, contudo, deixam claro que os delineamentos experimentais, os esforços de coleta e as análises foram inadequados e insuficientes para avaliar os impactos do empreendimento sobre este grupo. Nenhuma das condicionantes das Licenças Prévia, de Instalação e de Operação foram cumpridas no tocante aos quelônios aquáticos.

Foram capturados apenas 374 animais ao longo de cinco anos, sem qualquer comparação entre épocas, e ambientes. Somente são discriminadas as capturas por trecho, mas o esforço é inadequado. O esforço amostral das capturas deveria estar discriminado por ano e por área, analisado de forma complementar às contagens. Deveria também ser padronizado por técnica/método e garantir a captura de um número mínimo de animais que possa representar a estrutura populacional e de sexos em cada trecho monitorado, considerando as alterações ambientais esperadas em cada trecho. Embora sejam apresentadas análises por trecho, as próprias tabelas com os resultados apresentam o problema central do monitoramento: dados insuficientes e esforço inadequado, pulverizado em diferentes métodos de captura que são seletivos, não permitem comparações entre si e que não podem ser integrados ou analisados em conjunto.

Para se estabelecer uma comparação, nos levantamentos do EIA-RIMA foram capturados 1.352 indivíduos em apenas três campanhas com cerca de 15 dias de duração cada uma, dentro de um período de seis meses. Fica claro que o monitoramento apresentado no âmbito do PBA foi mal dimensionado, com esforço muito inferior ao necessário e sem um desenho amostral que permita avaliar tendências populacionais. Isso comprometeu de forma definitiva a possibilidade de monitorar mudanças na estrutura populacional, que inclui tanto a razão sexual como a distribuição de tamanhos, e que precisaria ser monitorada cuidadosamente tanto na fase de implementação quanto de operação.

Embora estas constatações sejam generalizadas para todos os trechos, na VGX a situação é a mesma. Da mesma forma, para uma análise do fator de condição dos animais (relação peso-comprimento) o tamanho da amostra é muito baixo, sobretudo considerando a importância de comparar pré- e pós-enchimento, levando em conta que a comparação deve ser feita em separado para animais capturados na cheia e na seca. Isso porque os animais tendem a perder peso naturalmente durante a seca, que é o período de escassez de alimento para animais aquáticos, sobretudo os herbívoros (MOLL e MOLL, 2004).

Em cinco anos, apenas 102 exemplares de tracajá *Podocnemis unifilis* da Volta Grande foram submetidos ao estudo de dieta. Não existe nenhuma informação referente aos ambientes e época de coleta, o que se faz necessário em função da influência da sazonalidade e disponibilidade temporária de igapós e sarobais como áreas de alimentação. Considerando os drásticos efeitos do barramento do rio na Volta Grande do Xingu e no acesso às áreas de alimentação na ausência de pulsos sazonais de inundação, a escassez de informações detalhadas sobre a ecologia alimentar desta espécie, prevista tanto como condicionante da Licença Prévia como no próprio PBA, compromete a implementação de medidas mitigatórias ou compensatórias. As análises realizadas não detalham os itens de origem vegetal, que correspondem à maior parte da biomassa observada nos estômagos. É bem conhecido o hábito herbívoro dos quelônios. O que se precisa monitorar, para subsidiar ações de conservação e mitigação, é a presença de itens provenientes das áreas inundáveis, o que não foi contemplado.

Mesmo levando em conta as alterações previstas nos ambientes anualmente utilizados para reprodução no EIA-Rima, a temperatura e os fatores que influenciam no sucesso reprodutivo de quelônios na Volta Grande do Xingu não estão sendo monitorados. Além disso, todos os ninhos estão sendo transferidos para chocadeiras e não há como avaliar quaisquer impactos sobre a reprodução dos quelônios se não há o monitoramento de ninhos na natureza. Este é um componente fundamental, pois hidrelétricas provocam profundas alterações nos ambientes de desova, tanto a montante quanto a jusante do barramento (MOLL, 1997, MOLL e MOLL, 2004, FÉLIX-SILVA, 2009). Infelizmente, constata-se que isso não foi feito até o presente momento e não há como avaliar quaisquer impactos com base no sucesso de eclosão em chocadeiras.

É irrealista e enganoso afirmar ausência de impactos na reprodução de quelônios aquáticos com base nas taxas de eclosão de ninhos incubados em cativeiro, como faz o relatório da Norte Energia, pois não existe qualquer relação entre o que acontece numa chocadeira do que certamente está ocorrendo nas áreas de desova. Com isso, a Norte Energia deixa de cumprir recomendações do EIA- Rima, Condicionantes da Licença Prévia, Licença de Instalação e Licença de Operação, assim como os objetivos do PBA de ecologia de quelônios no tocante à ecologia reprodutiva e do monitoramento dos impactos das mudanças nos ambientes utilizados para reprodução e, conseqüentemente, no sucesso reprodutivo e na razão sexual dos filhotes.

Desta forma, o monitoramento realizado atualmente por empresas terceirizadas com a supervisão da concessionária Norte Energia não tem sido capaz de avaliar os impactos da redução de vazão na Volta Grande do Xingu sobre os quelônios. Com estas lacunas no monitoramento durante todo o período pré-enchimento, infelizmente perdeu-se a oportunidade de avaliar com segurança os impactos de Belo Monte sobre os quelônios aquáticos, tanto na VGX como em outros trechos sob influência do empreendimento.

Avifauna associada aos ambientes alagáveis amazônicos

Os programas de monitoramento da avifauna terrestre, aquática e semiaquática, no 15º Relatório Consolidado (pontos 12.3.7 e 13.4.2, respectivamente), indicam que não foi observada diferença significativa entre as etapas de implantação e operação da UHE Belo Monte. Essa conclusão se baseia em um extenso monitoramento utilizando redes de neblina, pontos de escuta e transectos aquáticos.

O desenho amostral e analítico implementado, no entanto, não permite uma avaliação robusta dos efeitos das atividades do empreendimento sobre o grupo de aves mais afetado pela eventual adoção do hidrograma de consenso, ou seja, as espécies associadas aos ambientes aluviais. Além dos impactos sobre os ecossistemas aquáticos, a discussão sobre as mudanças de vazão na Volta Grande do Xingu passa, necessariamente, pela avaliação da resiliência ou não de ambientes aluviais adaptados ao ciclo anual de inundação.

Entre as espécies que compõem a avifauna não-aquática da Amazônia, 15% são típicas desses ambientes sazonalmente alagados (REMPSEN e PARKER, 1983), das quais 24 são consideradas ameaçadas (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018). Por outro lado, uma grande quantidade de espécies consideradas típicas de outros ambientes (ex. floresta de terra firme) são dependentes de recursos, como alimentos e locais para reprodução, disponibilizados sazonalmente nos ambientes aluviais (ex. HAUGAASEN e PERES, 2007).

Dados preliminares mostram que a avifauna associada a ambientes alagáveis é pouco conhecida e a sua diversidade subestimada (THOM et al., 2018). Além disso, devido ao caráter linear (ao longo dos rios) da sua distribuição, é um grupo mais vulnerável a eventos de extinção local e quebra de conectividade entre populações (COHN-HAFT et al., 2007, VALE et al., 2008).

Essa avifauna está especialmente exposta à deterioração dos ambientes adaptados ao ciclo anual de inundação e deve ser objeto de análise específica. No entanto, a amostragem da avifauna associada aos ambientes inundáveis encontra-se dispersa entre (1) o monitoramento da avifauna terrestre, onde apenas algumas poucas parcelas dos módulos de amostragem se encontram em ambientes aluviais; e (2) o monitoramento da avifauna aquática e semiaquática, onde foi realizada amostragem, por meio de pontos de escuta distribuídos em diferentes ambientes aluviais.

No monitoramento da avifauna terrestre não são realizadas análises específicas dos dados obtidos nesses ambientes inundáveis. Além disso, as análises do monitoramento da avifauna aquática e semiaquática não consideram as diferenças entre os ambientes amostrados, que inclui formações tão discrepantes quanto praias e florestas de igapó.

Ressalta-se, ainda, que nenhuma análise foi realizada com o objetivo de avaliar eventuais alterações no uso desses ambientes por espécies que são dependentes sazonais (caso de várias espécies de terra firme).

Por fim, embora os relatórios indiquem que não foram observadas diferenças significativas entre os cenários pré- e pós-enchimento, as comparações se basearam, principalmente, em abundância e diversidade total. Apenas dez espécies (consideradas bioindicadoras) foram alvo de análises individuais, e quando isso foi feito, foi verificada redução da abundância de algumas espécies que são típicas de ambientes alagáveis.

Considerando a maior vulnerabilidade da avifauna de ambientes aluviais às mudanças no ciclo hidrológico, essa comunidade deveria ter sido alvo de análises específicas, considerando (1) as variações espaciais (diferentes ambientes amostrados) e (2) temporais (diferentes períodos amostrados do ciclo hidrológico). Um outro problema é que os métodos utilizados nos programas de monitoramento de aves, aqui analisados, são muito dependentes do observador e têm sido criticados na literatura (KOBLOITZ et al., 2017). Alternativas seriam métodos que geram registros verificáveis e que permitem padronização e conferência das identificações, como o monitoramento acústico passivo por meio de gravadores eletrônicos (DEICHMANN et al., 2017).

Sendo assim, entendemos que os resultados apresentados no monitoramento não podem ser considerados suficientes para avaliar com segurança os impactos da redução de vazão na Volta Grande do Xingu sobre a avifauna associada aos ambientes sazonalmente alagáveis e, tampouco, para fazer inferências sobre os possíveis impactos decorrentes da adoção do hidrograma de consenso.

Constatações sobre mudanças no modo de vida dos Juruna (Yudjá)

Como os demais povos indígenas amazônicos, os Juruna (Yudjá) são particularmente sensíveis à marcação espaço-temporal da sua existência pelo regime das chuvas, a ele articulando, como se sabe, seu calendário anual. E por esse modo tornando notavelmente distintas, quer dizer, sazonais, as suas próprias atividades produtivas, educativas, lúdicas e político-cerimoniais. Isso dota as culturas indígenas de uma feição interessante: por meio da sazonalidade deliberadamente imprimida às ações humanas, essas culturas se inserem em teias de relações etnoecológicas multiespecíficas, fazendo-se engrenar no que se poderia chamar de máquina cósmica. O uso dessa expressão é importante para se ter em conta a articulação dos ritmos espaço-temporais que caracterizam todas as categorias de seres vivos ao regime das chuvas e à fonte originária da periodicidade a que, segundo entendem esses povos, a vida está subordinada, que são certas constelações celestes e o sol e a lua - essas personificações celestes da periodicidade (ou temporalidade reversível) (LIMA, 2005). Não por acaso, um modo muito difundido entre os povos ameríndios de se imaginar o fim do mundo é como a queda do céu.

Tem-se o hábito de caracterizar a sazonalidade dos mundos indígenas amazônicos distinguindo-se unicamente duas estações, segundo o regime das chuvas, mas isso não é suficiente para a descrição de povos canoeiros como os Juruna (Yudjá), cujas práticas tradicionais são predominantemente orientadas pelo regime hidrológico, exigindo a consideração de quatro estações hidrológicas (enchente, cheia, vazante e seca), das quais dependem toda a variedade de habitats que não apenas compõem a paisagem sazonalmente cambiante da Volta Grande do Xingu como condicionam o exercício dos direitos originários desse povo canoeiro.

Consideremos agora mais de perto o que os Juruna (Yudjá) estão vivenciando no momento.

“Os peixes estão pedindo socorro”, disse seu Agostinho Juruna com grande pesar. Ele explicava, na ocasião de uma visita de inspeção do Ministério Público Federal à região da Volta Grande do Xingu, a transformação negativa nas práticas de desova de espécies como a curimatá desde o barramento do rio e formação do reservatório de Belo Monte em 2015.

Ele notou que esses peixes passaram a ocupar espaços de pedrais para sua desova. Segundo o patriarca da aldeia, as curimatás não têm entrado nas regiões de igapó das florestas aluviais por terem “perdido sua confiança” nos regimes de cheia e enchente do rio.

Isso tem relação direta com a tecnologia de engenharia da obra e seus processos de liberação e retenção dos volumes de água para a Volta Grande do Xingu, região abaixo da barragem. Desde seu barramento, as águas do Xingu são controladas por comportas que liberam ou retêm os volumes de água, como já mencionado, causando variações diárias totalmente distintas do padrão natural, e que ficam omitidas com a apresentação de médias mensais desses volumes. “Os peixes estão perdidos, o pacu e a tracajá perderam sua fonte de alimentação com o fim das cheias”, continuou explicando Agostinho.

O ano de 2016 é chamado pelos Juruna como “ano do fim do mundo”. Essa consideração catastrófica relaciona-se com uma dramática transformação vivida na Volta Grande do Xingu nunca antes vista por esse povo canoeiro. Uma assustadora mortandade de peixes, espécies encontradas com ovos secos por não terem conseguido desovar, emagrecimento de outras por falta de alimento, diminuição abrupta e brusca dos volumes de cheia, inúmeras tracajás magras e fracas. Essas são apenas algumas referências descritas pelos Juruna (Yudjá) que os fizeram nomear esse ano como “o ano do fim do mundo”. 2016 é um ano que não pode se repetir para a Volta Grande, mostra o monitoramento independente dos Juruna (Yudjá). O estudo destaca que esse ano teve um volume de água maior do que o melhor cenário previsto pelo hidrograma de consenso.

Os Juruna (Yudjá), por meio da realização de seu monitoramento independente, engajam-se com cientistas, de modo semelhante como se engajam com entidades e seres de diversas espécies, para defender a conexão entre seu modo de vida e a Volta Grande do Xingu. De suas vidas e modos de existência e a vida da Volta Grande e das diversas espécies de plantas, animais, ambientes e paisagens que dela dependem e com ela se conectam. Essas relações de conectividades não podem ser ignoradas ou tratadas como questões secundárias dos impactos de Belo Monte. As práticas de conhecimento juruna não podem ser subvertidas ou simplesmente obliteradas por órgãos licenciadores e atores da sociedade civil ou de setores governamentais. Esses conhecimentos, que normalmente são referidos como “tradicionais” nas peças técnicas documentais que acompanham o licenciamento, a construção e a operação de um empreendimento, não podem ser tratados como argumentos ilustrativos ou cujos conteúdos sejam desqualificados por argumentos de especialistas que assinam cada um desses conjuntos de documentos.

O que os Juruna (Yudjá) mostram ao convocar outros especialistas a comporem os debates sobre as transformações e os impactos de Belo Monte na Volta Grande do Xingu e em suas vidas é a necessidade urgente de que suas práticas de conhecimento sejam consideradas nos processos de tomadas de decisão que afetem suas vidas. A composição a qual nos convidam os Juruna (Yudjá) é fazer valer a premissa de que tomadas de decisão, como as definições dos volumes de água do hidrograma de consenso, devem ser realizadas em espaços públicos de debate, levando em consideração as indagações e as teorias de quem conhece o rio, porque tem o rio correndo em suas veias.

Devemos assim chamar a atenção para a necessidade urgente de medidas de prevenção contra a potência destrutiva do par de hidrogramas previsto sobre a segurança alimentar e a cultura juruna, assim como das demais populações ribeirinhas da Volta Grande do Xingu. Enquanto um povo canoeiro, um povo cujas práticas tradicionais são marcadas por uma

profunda conectividade com a paisagem, com os habitats sazonais de migração, alimentação e reprodução de peixes, tracajás e diversas outras espécies de animais, é urgente que o hidrograma seja revisto.

Recomendações Gerais

Diante do exposto ao longo do presente artigo são elencadas, a seguir, recomendações entendidas pelos autores como fundamentais para se assegurar a integridade da Volta Grande do Xingu no cenário de implementação e operação da usina de Belo Monte:

- Cancelar os testes do hidrograma de consenso atualmente proposto no licenciamento ambiental e redefinição de critérios para a vazão a ser mantida na Volta Grande do Xingu.

- Revisar o hidrograma de consenso, a ser realizado pelo poder público, com apoio da comunidade científica e integrando os conhecimentos de povos indígenas e ribeirinhos que vivem na região. Deve haver revisão periódica do modelo de novo hidrograma adotado e, a cada ano, podem ser analisadas propostas de ajustes nas vazões por meio de modelagens.

- Implementar o(s) hidrograma(s) considerando o critério de variação de vazão em escala diária em detrimento da média mensal, que oculta a irregularidade e imprevisibilidade do nível d’água em escala diária.

- Em respeito ao princípio da precaução, testar inicialmente modelos de hidrograma conservadores, envolvendo reduções e mudanças mínimas das vazões naturais do rio para aumentar progressivamente a cada ano a quantidade de água desviada, na medida em que impactos negativos possam ser identificados e mitigados.

- Para além da quantidade de água a ser liberada, é importante incorporar o tempo de inundação contínuo e suficiente para permitir o alagamento de certos trechos das paisagens do rio. Dessa forma, o hidrograma deve ser baseado em níveis de água que garantam a inundação dos igapós; as águas devem aumentar paulatinamente até os igapós serem inundados, permanecendo inundados por tempo equivalente ao observado sob condições naturais, e diminuir gradualmente até valores próximos do mínimo histórico para o trecho.

- Os valores de vazão máxima devem ser revistos e ajustados para que a inundação das planícies aluviais e das corredeiras ocorra da forma mais natural possível. Para isso, a vazão máxima sazonal deveria ser próxima de 15.000m³/s no pico da cheia (geralmente em abril), com duração das fases de enchente, cheia e início da vazante de três a quatro meses contínuos.

- O ritmo de enchente e vazante no TVR deve ser constante e previsível para a biota, ou seja, a subida e descida das águas devem ocorrer de forma progressiva e regular, sem interrupções ou variações significativas na vazão diária de um mesmo período do ciclo sazonal.

- Realizar um estudo de modelagem ecológica para quantificação dos habitats efetivamente disponíveis para os peixes da Volta Grande do Xingu nas diferentes vazões naturais, de forma a gerar informações mais precisas para garantir o estabelecimento de um hidrograma capaz de garantir a preservação e o funcionamento ecológico naquela região.

- Realizar levantamento para estabelecer a relação entre vazão vertida em Pimental e níveis d’água em pontos da Volta Grande considerados críticos para navegação (nível para

manutenção de coluna d'água suficiente para passagem das embarcações utilizadas pelas comunidades locais) e para alagamento de pedrais e florestas aluviais relevantes para a biota aquática.

- Determinar os níveis d'água nos setores da Volta Grande correspondentes às vazões críticas mencionadas nos hidrogramas A e B (700, 4.000 e 8.000 m³/s) e representar hidrogramas para o nível d'água.

- Informar o modo de operação da UHE Belo Monte e as vazões destinadas à Volta Grande em escala diária, em tempo real, com ampla divulgação e facilidade de acesso às vazões vertidas e níveis d'água projetados.

- Informar o protocolo de operação da UHE Belo Monte e plano emergencial, caso ocorram vazões extremas (>25.000 m³/s), com os respectivos níveis d'água projetados para a Volta Grande.

- Considerar as projeções futuras de disponibilidade de água superficial na bacia do rio Xingu (i.e. estimativas de vazões futuras) utilizadas no plano de operação da UHE Belo Monte durante o período de outorga.

- Apresentar plano de operação da UHE Belo Monte caso as vazões futuras do rio Xingu em Altamira sejam menores ou maiores que as condições históricas (escala interanual, mensal e eventos extremos de seca e cheia).

- Ampliar o monitoramento utilizando indicadores biológicos (organismos e/ou comunidades aquáticas – Art. 7, § 30, CONAMA 357) e monitorar as possíveis interações entre as substâncias e a presença de contaminantes não listados na Resolução, passíveis de causar danos aos seres vivos, utilizando-se de ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos ou outros métodos cientificamente reconhecidos (Art. 7, § 40, CONAMA 357).

- Aprimorar o monitoramento da água atualmente realizado pela empresa Norte Energia por meio da:

(1) Continuidade do monitoramento de água subterrânea e precipitação em Altamira e no TVR pela Norte Energia;

(2) Inclusão de dados de nível de água do reservatório em Altamira e do TVR;

(3) Aumento do número de pontos de monitoramento de água subterrânea, especialmente no trecho entre o ponto TVR-7 e o sítio Belo Monte, no TVR;

(4) Instalação de réguas linimétricas e de hidrômetros simples em comunidades ribeirinhas e aldeias no TVR.

- Capacitar a população para monitoramento de água subterrânea, superficial e precipitação, para que o conhecimento seja disseminado e mais dados sejam gerados através, por exemplo, da incorporação de poços privados na rede de monitoramento. Com isso se espera permitir que a população de Altamira e do TVR consiga identificar como a chuva, o nível do reservatório, o nível do rio Xingu e da água subterrânea estão relacionados, e como eles são afetados pelas vazões definidas no hidrograma proposto pela Norte Energia.

- Criar um comitê de bacia no Xingu, com previsão de instalação de uma câmara técnica especializada para o monitoramento da Volta Grande do Xingu, visando à definição das

vazões necessárias e como isso pode variar mês a mês, e fazer um modelo de simulação que seja acordado pelos especialistas.

- Converter a vazão do HC em cotas altimétricas, fixando réguas em locais predeterminados ao longo da Volta Grande, possibilitando que as comunidades locais acompanhem e monitorem o nível da água durante o ciclo hidrológico.

- Aprimorar o monitoramento da pesca atualmente realizado por meio do desembarque pesqueiro de:

(1) Análises feitas por “métier” (técnicas/métodos de pesca);

(2) Análises de esforço que considerem número e dimensão dos petrechos de pesca utilizados;

(3) Oficinas participativas de discussão dos resultados, incluindo atores locais e pescadores independentes;

(4) Disponibilização na página do Ibama na internet do banco de dados completo da pesca, incluindo os detalhes referentes às artes de pesca com número e dimensões dos petrechos utilizados.

- Aprimorar o monitoramento de quelônios atualmente realizado por meio da:

(1) Reformulação dos referidos projetos de monitoramento, com redimensionamento e padronização do esforço amostral de capturas, e da adoção de um sistema de monitoramento participativo dedicado ao ciclo reprodutivo dos quelônios no ambiente natural;

(2) Reformulação e intensificação do estudo de dieta, para que mudanças na alimentação possam ser detectadas no monitoramento realizado, considerando-se, sobretudo, as fontes alimentares provenientes dos ambientes sazonalmente alagados;

(3) Revisão dos valores de vazão para que ocorra a inundação das planícies aluviais, respeitando o sincronismo do ciclo hidrológico, com duração das fases de enchente, cheia e vazante de três a quatro meses;

(4) Utilização de um índice de abundância de ninhos, nos ambientes naturais de desova, como ferramenta para monitoramento a longo prazo.

- Aprimorar o monitoramento da avifauna associada aos ambientes alagáveis amazônicos atualmente realizado por meio da:

(1) Realização de e uma amostragem mais densa (maior número de réplicas espaciais e temporais);

(2) Uso de métodos com menor dependência do observador

(3) Análise específica dessa comunidade, que reúne espécies com associação ecológica mais restrita aos ambientes alagáveis;

(4) Análise da comunidade que é dependente sazonal dos ambientes inundáveis.

*Mapeamento dos ambientes alagáveis presentes na Volta Grande do Xingu, caracterizando a situação anterior à implantação do empreendimento, assim como a atual.

*Levantamento de estimativa da proporção de cada um desses ambientes que será afetada pela implementação do hidrograma de consenso.

- O hidrograma adotado precisará garantir as condições adequadas para a manutenção, transmissão e enriquecimento contínuo das práticas de conhecimento do povo Juruna (Yudjá) e seu reconhecimento como um patrimônio imaterial deste povo, cuja preservação é um benefício para a humanidade como um todo. As condições adequadas para o bem-estar psíquico das pessoas, com o respeito a sua autonomia ontológica, sua autodeterminação e autogovernança, e seu direito a uma perspectiva de futuro nos quadros de sua cultura e de sua dependência aos regimes de periodicidade. Deve haver uma permanente abertura para se escutar as pessoas, pois elas estão se sentindo “sem saída” - um sinal inequívoco de que estão vivenciando um estado de opressão.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em respeito à Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho, os Juruna demandam ser consultados, assim como os ribeirinhos e demais indígenas que também moram na Volta Grande do Xingu, “com respeito, transparência, boa-fé e honestidade”, conforme apontado no protocolo de consulta, sempre que propostas de ações possam causar impactos em suas vidas. A quantidade e a qualidade da água que irá correr à Volta Grande do Xingu são assuntos de fundamental interesse desses povos, cujas vidas estão diretamente relacionadas com o pulso e a sazonalidade do rio Xingu e seus ciclos de enchente-inverno, vazante-verão. Essa não deve ser uma decisão unilateral ou tratada apenas como um item técnico-burocrático do empreendimento, ao contrário, é fundamentalmente uma decisão política se considerarmos a garantia de manutenção dos regimes de existência dos povos da Volta Grande do Xingu.

Está comprovado cientificamente, com base no monitoramento independente realizado pelos Juruna (Yudjá), assim como nos dados levantados nos programas do próprio PBA e pelas constatações de cientistas independentes, como as percorridas ao longo deste artigo, que as vazões do hidrograma proposto no licenciamento inviabilizarão a vida na Volta Grande do Xingu.

Não há condições de que os testes dos próximos seis anos ocorram com base no hidrograma inicialmente proposto, pois apenas se pode testar algo que ainda não tenha nenhum indicativo ou indício de comprovação ou de possível consolidação. A sobrevivência e a manutenção de todo o ecossistema da Volta Grande e dos modos de vida de comunidades não podem ser objetos de testes quando são contundentes e claras as evidências e indicativos de impactos graves e irreversíveis que já ocorrem e estão em curso, mesmo com vazões bem superiores às do hidrograma proposto.

Em respeito ao princípio da precaução, devem ser testados inicialmente modelos de hidrograma conservadores, envolvendo reduções e mudanças mínimas no ambiente, aumentando progressivamente a quantidade de água desviada na medida em que impactos negativos possam ser identificados e mitigados, quando for o caso. Para isso, avaliações periódicas precisarão ser feitas em um espaço independente e com amparo da academia, das populações da Volta Grande e do Governo.

Os Juruna (Yudjá) afirmaram em seminário sobre o hidrograma de consenso realizado em fevereiro de 2019 na cidade de Belém, Pará, no Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA),

que o monitoramento realizado por eles não é uma ação em si mesma. Nas palavras de Natanael Juruna: “Não estamos aqui monitorando nossa própria morte”. Estão aqui fazendo a nós, membros da comunidade científica, civil, empresarial e estatal, um apelo. Esse apelo é um pedido de socorro como aquele feito pelos peixes, segundo narrou Seu Agostinho. Um apelo em nome da vida e da sua diversidade, que marcam a Volta Grande do Xingu.

É fundamental que o hidrograma de consenso seja revisto e os testes cancelados pelo governo. O processo de revisão deverá ser feito mediante um amplo debate com participação das populações da Volta Grande do Xingu, comunidade científica ampla e pesquisadores independentes de diversas áreas de conhecimento, seguindo minimamente o patamar de recomendações apontadas no decorrer do presente artigo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADALBERTO, Príncipe da Prússia. *Brasil: Amazonas-Xingu*. Belo Horizonte: Itatiaia; São Paulo: Edusp, 1977.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Parecer técnico nº 114/2009*. Brasília, 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Parecer técnico nº 06*. Brasília, 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. *Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional*. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 de março de 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de águas. *Resolução n. 740/2009*.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. Gerência de Regulação de Uso. *Nota Técnica nº 129/2009/GEREG/SOF-ANA*. Brasília, DF, 2009.

BRASIL. Eletronorte. *Complexo Hidrelétrico Belo Monte: Estudo de Impacto Ambiental- EIA*. Versão preliminar. 6. v. Brasília: ELETRONORTE, s/d [2002].

CAMARGO, M., GIARRIZO, T., ISAAC, V. Review of the geographic distribution of fish fauna of the Xingu River Basin, Brazil. *Ecotropica*, n. 10, p. 123–147. 2004.

CHAVES, K.A. “Agora o rio vive seco -Populações tradicionais, exceção e espoliação em face da instalação de grandes projetos na Volta Grande do Xingu”. Dissertação de Mestrado. Unesp, Rio Claro, 2018.

COHN-HAFT, M., NAKA, L. N., FERNANDES, A. M. Padrões de distribuição da avifauna da várzea dos rios Solimões-Amazonas. In: Albernaz A.L. (eds). *Conservação da Várzea: Identificação e Caracterização de Regiões Biogeográficas*. IBAMA/ProVárzea, 2007. p 287-324.

COUDREAU, H. *Viagem ao Xingu*. Belo Horizonte: Itatiaia; São Paulo: Edusp, 1977.

DEICHMANN, J. L., HERNÁNDEZ-SERNA, A., DELGADO, A., CAMPOS-CERQUEIRA, M., AIDE, M. T. Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. *Ecological Indicators*, n. 74, p. 39-48. 2017.

FÉLIX-SILVA, D. *Ecologia e conservação de Podocnemis unifilis Troschel 1848 (Testudines, Podocnemididae) no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, PA, Brasil*. 274 p., Tese de Doutorado, UERJ, Rio de Janeiro, 2009.

FITZGERALD, D. B., SABAJ PÉREZ, M., SOUSA, L. M., GONCALVES, A. P., RAPP PY-DANIEL, L., LUJAN, N. K., ZUANON, J., WINEMILLER, K. O., LUNDBERG, J. G. Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, v. 222, p. 104-112, 2018.

FUNAI. *Parecer técnico 21: análise do componente indígena dos estudos de impacto ambiental UHE Belo Monte*. Brasília, 2009.

HAUGAASEN, T., PERES, C. A. Vertebrate responses to fruit production in Amazonian flooded and unflooded forests. *Biodiversity Conservation*, v. 16, n. 14, p. 4165-4190. 2007.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Licença Prévia da UHE Belo Monte 342/2010*. Disponível em: https://servicos.ibama.gov.br/licenciamento/consulta_empresendimentos.php Acesso em: 18/08/2018

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Licença de Instalação da UHE Belo Monte 795/2011*. Disponível em: https://servicos.ibama.gov.br/licenciamento/consulta_empresendimentos.php Acesso em: 18/08/2018.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Licença de Operação da UHE Belo Monte 1317/2015*. Disponível em: https://servicos.ibama.gov.br/licenciamento/consulta_empresendimentos.php. Acesso em: 18/08/2018.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada, Brasília-DF: ICMBio, 2016.

KOBLITZ, R. V., LIMA, A., MENIN, M., ROJAS-AHUMADA, D., CONDRATI, L., MAGNUSSON, W. E. Effect of species-counting protocols and the spatial distribution of effort on rarefaction curves in relation to decision making in environmental-impact assessments. *Austral Ecology*, n. 42, p. 723-731. 2017.

LEME ENGENHARIA. *Estudo de Impacto Ambiental – Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte, Capítulo 15: Diagnóstico das Áreas Diretamente Afetada e de Influência Direta – Ecossistema Aquático – Qualidade da Água e Limnologia*, 176p, 2009.

LIMA, T. S. *Um peixe olhou pra mim*. O povo Yudjá e a perspectiva. São Paulo: Editora UNESP, 2005.

MOLL, E. O. Effects of habitat alteration on river turtles of tropical Asia with emphasis on sand mining and dams. In: J.V. Abbema (ed.) *Proceedings: Conservation, Restoration and Management of Tortoises and Turtles – an International Conference*. 11-16 July 1993. State University of New York, New York, 494p, 1997. p. 37-41.

MOLL, D., MOLL, E. *The ecology, exploitation and conservation of river turtles*. Oxford University Press, 2004.

NIMUENDAJÚ, C. Tribes of the Lower and Middle Xingu River. In: Steward, J. (ed.) *Handbook of South American Indians, III: The Tropical Forest Tribes*. Washington, Smithsonian Institute, 1948. p. 213-243.

NIMUENDAJÚ, C. Fragmentos de religião e tradição dos índios Sipáia: contribuições ao conhecimento das tribos de índios da região do Xingu, Brasil Central. *Religião e Sociedade*, Rio de Janeiro: Tempo e Presença Ed.; São Paulo: Cortez, n. 7, p.3-47, jul. 1981.

NIMUENDAJÚ, C. *Etnografia e indigenismo*. Campinas: Editora da Unicamp, 1993.

NORTE ENERGIA. *11º Relatório final consolidado de andamento do PBA e do atendimento de condicionantes*. Brasília, Fevereiro, 2017.

NORTE ENERGIA. *15º Relatório final consolidado de andamento do PBA e do atendimento de condicionantes*. Brasília, Fevereiro, 2019.

PEZZUTI, J., CARNEIRO, C., GARZÓN, B. R., MANTOVANELLI, T. *Xingu, o rio que pulsa em nós - Monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu*. Altamira, ISA-Instituto Socioambiental, 2018.

REMSEN, J. V., PARKER III, T. A. Contribution of River-Created Habitats to Bird Species Richness in Amazonia. *Biotropica*, v. 15, n. 3, p. 223-231. 1983.

RODRIGUES, S. *Neotectônica e sedimentação quaternária na região da Volta Grande do Xingu*. São Paulo, IGUSP, 1993.

SABAJ PÉREZ, M. H., 2015. Where the Xingu bends and will soon break. *American Scientist*, n. 103, p. 395-403.

SORRIBAS, M. V., PAIVA, R.C.D., MELACK, J. M., BRAVO, J. M., JONES, C., CARVALHO, L., BEIGHLEY, E., FORSBERG, B., COSTA, M. H. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Climatic Change*, n. 136, p. 555-570. 2016.

THOM, G., AMARAL, F. R. D., HICKERSON, M. J., ALEIXO, A., ARAUJO-SILVA, L. E., RIBAS, C. C., CHOUERI, E., MIYAKI, C. Y. Phenotypic and Genetic Structure Support Gene Flow Generating Gene Tree Discordances in an Amazonian Floodplain Endemic Species. *Systematic Biology*, v. 67, n. 4, p. 700-718. 2018.

VALE, M. M., COHN-HAFT, M., BERGEN, S., PIMM, S. L. Effects of future infrastructure development on threat status and occurrence of Amazonian birds. *Conservation Biology*, v. 22, n. 4, p. 1006-1015. 2008.

WINEMILLER, K. O., MCINTYRE, P. B., CASTELLO, L., FLUET-CHOUINARD, E., GIARRIZZO, T., NAM, S., BAIRD, I. G., DARWALL, W., LUJAN, N. K., HARRISON, I., STIASSNY, M. L. J., SILVANO, R. A. M., FITZGERALD, D. B., PELICICE, F. M., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., ALBERT, J. S., BARAN, E., PETRERE JR, M., ZARFL, C., MULLIGAN, M., SULLIVAN, J. P., ARANTES, C. C., SOUSA, L. M., KONING, A. A., HOEINGHAUS, D. J., SABAJ PÉREZ, M. H., LUNDBERG, J. G., ARMBRUSTER, J., THIEME, M. L., PETRY, P., ZUANON, J., TORRENTE-VILARA, G., SNOEKS, J., OU, C., RAINBOTH, W., PAVANELLI, C. S., AKAMA, A., VAN SOESBERGEN, A., SÁENZ, L.

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

ZARFL, C., LUMSDON, A. E., BERLEKAMP, J., TYDECKS, L., TOCKNER, K. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, n. 77, p. 161–170. 2015.

ZUANON, J. *História natural da ictiofauna de corredeiras do rio Xingu, na região de Altamira, Pará*, In Instituto de Biologia. 199 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.