



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE BELÉM
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

GIOVANNA TEIXEIRA FERREIRA

ECOLOGIA TRÓFICA DE *Geophagus altifrons* E *G. argyrostictus*
(CICHLIFORMES: CICHLIDAE) NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE
BELO MONTE, RIO XINGU, BRASIL

Belém
2022

GIOVANNA TEIXEIRA FERREIRA

ECOLOGIA TRÓFICA DE *Geophagus altifrons* E *G. argyrostictus*
(CICHLIFORMES: CICHLIDAE) NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE
BELO MONTE, RIO XINGU, BRASIL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao colegiado do curso de Licenciatura em
Ciências Biológicas, modalidade Biologia, da
Universidade Federal do Pará, como requisito
parcial para obtenção do grau de Licenciado em
Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag

BELÉM
2022

GIOVANNA TEIXEIRA FERREIRA

ECOLOGIA TRÓFICA DE *Geophagus altifrons* E *G. argyrostictus*
(CICHLIFORMES: CICHLIDAE) NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE
BELO MONTE, RIO XINGU, BRASIL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao colegiado do curso de Licenciatura em
Ciências Biológicas, modalidade Biologia, da
Universidade Federal do Pará, como requisito
parcial para obtenção do grau de Licenciado em
Ciências Biológicas.

Data da aprovação: 08/07/2022

Conceito: Excelente

BANCA EXAMINADORA

Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag (Orientador)
Universidade Federal do Pará

Dr. Gleomar Fabiano Maschio (Avaliador)
Universidade Federal do Pará

M.Sc. Erival Gonçalves Prata (Avaliador)
Universidade Federal do Pará

“Só se pode alcançar um grande êxito quando nos mantemos fiéis a nós mesmos.”

(Friedrich Nietzsche)

Dedico este trabalho aos meus pais, amigos, professores
e todos os que me ajudaram ao longo desta caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus familiares mais próximos por todo o apoio e por acreditarem em mim desde o começo. À minha mãe Katia, que me deu forças e incentivo nas horas difíceis e sempre sonhou todos os meus sonhos junto comigo, ao meu pai, Antônio, por toda ajuda e motivação. À minha irmã Gisele, pela atenção sempre que precisei. Às minhas avós, Rosa e Mery, que sempre me encorajaram e acreditaram que eu seria capaz de superar os obstáculos. E a todos meus tios, tias, primos e primas que, de alguma maneira, contribuíram para minha conquista. Agradeço, ainda, aos meus cachorros Romeu, Bob e Elizabeth, que estiveram presentes em todas as tardes/noites que passei escrevendo e trouxeram muita tranquilidade e alegria em momentos difíceis.

À Universidade Federal do Pará, por proporcionar um ensino gratuito e de qualidade. A todos os professores que me acompanharam ao longo do curso e que, com empenho, se dedicam à arte de ensinar. Agradeço ao Laboratório de Ecologia e Conservação e ao Prof. Dr. Luciano Montag por todo conhecimento adquirido e pela oportunidade viver experiências incríveis que contribuíram para minha formação pessoal e acadêmica. Em especial, ao Prof. Dr. Tiago Freitas que foi a responsável por coorientar meu trabalho, sou muito grata por sua dedicação a minha aprendizagem, por esclarecer inúmeras dúvidas e ser tão gentil e paciente. Sou grata aos meus amigos e companheiros de laboratório, principalmente David, Bia, Vanessa e Felipe, por todo trabalho, troca de conhecimentos e diversão durante essa trajetória.

Agradeço aos amigos que fiz durante a graduação, à minha turma e todas às pessoas maravilhosas com quem pude conviver e trocar experiências. Principalmente ao Pedro, Jorge, Sissa, Ariel e Eryklys, companheiros de trabalho e amigos com quem compartilhei vários momentos felizes e ao Luiz Filipe, Fabricio, Talita e Ana por todos os conselhos, risadas e conversas incríveis. Vocês foram essenciais para tornar essa caminhada mais fácil e com toda certeza irão continuar presentes em minha vida. Por fim, gostaria de expressar minha gratidão ao meu namorado Kauê, por seu amor, companheirismo e palavras de incentivo em momentos de ansiedade, ter você ao meu lado foi fundamental para conclusão dessa etapa.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	12
2.2 AMOSTRAGEM E MATERIAL BIOLÓGICO	13
2.3 ANÁLISE DE DADOS	14
3. RESULTADOS	16
4. DISCUSSÃO	23
5. CONCLUSÃO.....	25
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

Figura 1. Espécimes de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* (b) coletados no rio Xingu, Brasil. Fotos: Leandro Sousa.

Figura 2. Trecho de vazão reduzida (TVR; em destaque em azul claro) da UHE Belo Monte na Volta Grande do rio Xingu. Os pontos amarelos podem representar mais de uma localidade amostrada.

Figura 3. Representação gráfica do nMDS (Escalonamento multidimensional não-métrico) da composição da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* (b) entre os períodos hidrológicos, durante o período de dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte, rio Xingu.

Figura 4. Composição da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* (b) ao longo dos períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte.

Figura 5. Sobreposição de nicho (Índice de Pianka) entre espécimes de *Geophagus altifrons* e *Geophagus argyrostictus* ao longo dos períodos hidrológicos (vazão m^3/s) durante dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte, rio Xingu.

Figura 6. Intensidade alimentar (baseada no Índice de Repleção; *IR*) de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* (b) ao longo de períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021, no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte, rio Xingu, Brasil.

Tabela 1. Índice de Importância Alimentar (*IAi*) dos itens e categorias alimentares da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (Galt) e *Geophagus argyrostictus* (Garg) nos períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte. N = número de estômagos analisados.

Tabela 2. Valores estatísticos (PERMANOVA) da comparação da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (Galt) e *Geophagus argyrostictus* (Garg) nos períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte. * valores significativos.

Tabela 3. Valores estatísticos (PERMDISP) da comparação das distâncias dos centroides (amplitude do nicho) de *Geophagus altifrons* (Galt) e *Geophagus argyrostictus* (Garg) nos períodos hidrológicos, entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte. *valores significativos.

RESUMO

O rio Xingu é um dos afluentes do rio Amazonas que tem seus ciclos hidrológicos marcados pelos sucessivos eventos de cheias e secas, denominados pulso de inundação. Tal dinâmica hidrológica é um dos principais preditores dos aspectos ecológicos dos peixes amazônicos, como, por exemplo, os alimentares. Apesar de bem documentado, o efeito do pulso de inundação não é amplamente conhecido para uma importante fração da ictiofauna. Sendo assim, nosso objetivo nesse trabalho foi avaliar a influência dos períodos hidrológicos na ecologia alimentar de *Geophagus altifrons* e *G. argyrostictus* na região da Volta Grande do Xingu, região sob influência da UHE Belo Monte. A fim de entender a influência da vazão na ecologia alimentar das espécies, nós analisamos a composição e intensidade alimentar, além da amplitude e sobreposição de nicho ao longo dos períodos hidrológicos. Realizamos coletas mensais no período de dezembro/2020 a novembro/2021, utilizando malhadeiras. Após a captura, os peixes foram medidos, pesados e tiveram o trato digestivo removidos. Em laboratório, o conteúdo do trato digestivo dos espécimes foi analisado, onde os itens alimentares eram identificados e pesados. Os dados foram submetidos ao Índice de Importância Alimentar (IAi%), onde a dieta de *G. altifrons* foi composta principalmente por sedimento (60,7%), plantas terrestres (31,4%) e insetos aquáticos (6,5%), enquanto que *G. argyrostictus* se alimentou de sedimento (90,6%) e plantas terrestres (6,3%). Porém, evidenciamos diferenças na composição da dieta entre os períodos hidrológicos para ambas os grupos, principalmente quando comparamos a dieta entre os períodos de águas alta (cheia e enchente) e águas baixas (vazante e seca). Esse resultado também refletiu na amplitude de nicho dos indivíduos, indicando dietas mais variadas durante períodos de águas altas. Soma-se a isso a análise da sobreposição alimentar, a qual é maior em períodos de menor vazão. Por fim, a intensidade alimentar dos espécimes analisados se manteve estável em todos os períodos. Os resultados evidenciaram estratégias alimentares distintas de ambas os espécimes entre os períodos hidrológicos, ressaltando a importância do pulso de inundação na ecologia de *Geophagus*. Destacamos, ainda, que os efeitos da desregulação da dinâmica hidrológica do rio Xingu estão longe de serem esclarecidos, e que os resultados obtidos no presente estudo podem contribuir com novas e importantes informações ecológicas sobre o comportamento dos espécimes de *Geophagus* no pós-barramento.

Palavras-chave: Amazônia, dieta, ictiofauna, pulso de inundação, sobreposição de nicho.

1. INTRODUÇÃO

A bacia Amazônica geralmente apresenta ciclos hidrológicos bem definidos, onde o nível de água dos rios atinge um pico máximo (períodos de cheia) e um mínimo (seca), além de períodos transicionais (e.g., enchente e vazante). Essa dinâmica de alternância entre cheias e secas é denominado pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989). A sucessão entre esses ciclos é um importante fator regulador da biodiversidade aquática, incluindo seus processos tróficos (Goulding, 1980; Junk *et al.*, 1989; Scarabotti *et al.*, 2011).

Com o aumento do nível da água nos períodos de cheia, ocorre o alagamento da vegetação marginal, e essa área alagada possibilita o acesso da fauna aquática à recursos alóctones antes indisponíveis (Junk & Wantzen, 2004; Fernandes *et al.*, 2009). Do contrário, durante as secas, o retorno das águas aumenta a concentração dos organismos nos canais principais, além de nutrientes advindos da matéria orgânica proveniente do ambiente terrestre (Espírito-Santo *et al.*, 2009). Sendo assim, nos períodos de águas altas (cheia e enchente) há um maior aporte de nutrientes de origem terrestre, como frutos, sementes, invertebrados e detritos, e uma tendência de que esses sejam observados na cadeia trófica dos organismos aquáticos, especialmente os peixes. Naturalmente, tais recursos alimentares diminuem durante períodos de seca e vazante (Cunico *et al.*, 2002; Winemiller, 2004).

Neste cenário, espécimes herbívoros, detritívoros e onívoros são as principais guildas tróficas favorecidas pelo pulso de inundação, com destaque para os representantes do gênero *Geophagus*, um dos táxons mais diversos da família Cichlidae na região Neotropical (Dagosta & De Pinna, 2019) (Figura 1). O hábito alimentar do gênero *Geophagus* é geralmente descrito como onívoro, se alimentando predominantemente de plantas terrestres e larvas de insetos (De Moraes *et al.*, 2004; Bastos *et al.*, 2011; Da Costa Amaral *et al.*, 2020). Adicionalmente, são nectobentônicos com morfologia adaptada para forrageamento no leito de rios e lagos (Oliveira & Graça, 2020), de preferência com folhíço e/ou substrato arenoso ou argiloso (Cyrino *et al.*, 2008). Apesar da influência do pulso de inundação nas relações alimentares dos peixes ser bem documentada na Amazônia, especialmente nos últimos anos (Correa & Winemiller, 2014; Barbosa *et al.*, 2018; Freitas *et al.*, 2022), existem poucos estudos sobre a influência direta dos pulsos na alimentação de *Geophagus* dado a riqueza de espécies do grupo (Van der Sleen & Albert, 2018).

Entretanto, os pulsos de inundação são eventos naturais que estão sujeitos a modificações de origem antrópica como a construção de barragens para fins energéticos (e.g.,

usinas hidrelétricas, centrais hidrelétricas). Uma vez implantado, o funcionamento desses empreendimentos controla, de maneira artificial, a vazão do rio e a frequência e duração dos ciclos hidrológicos, afetando a dinâmica natural do pulso de inundação (Timpe & Kaplan, 2017; Souza-Cruz-Buenaga *et al.*, 2018). Com isso, podem ocorrer mudanças na disponibilidade de recursos alimentares para a ictiofauna e demais organismos aquáticos e, como consequência, ocorrer mudanças nas relações tróficas, comprometendo o equilíbrio do ecossistema (Barbosa *et al.*, 2018; Andrade *et al.*, 2019).

No contexto Amazônico, o rio Xingu se destaca por sua relevante ictiofauna, com mais de 450 espécies de peixes descritas, sendo 63 delas endêmicas (Dagosta & De Pinna, 2019). Adicionalmente, o rio Xingu também se destaca pelas características hidrogeomorfológicas, chamando atenção para sua capacidade de aproveitamento hidrelétrico. Desta forma, foi instalado no ano de 2015 a usina hidrelétrica (UHE) de Belo Monte em uma região denominada Volta Grande do Xingu. Para tal empreendimento, foi construído um primeiro barramento (barragem Pimental), desviando parte do rio por meio de canais artificiais para formação de um reservatório intermediário que abastece a casa de força principal (barragem Belo Monte). Assim, a vazão do trecho do rio Xingu entre as duas barragens foi drasticamente alterada (Keppeler *et al.*, 2022), sendo que os efeitos para a ictiofauna ainda são desconhecidos.

Diante do exposto, nosso objetivo principal nesse trabalho foi analisar como o pulso de inundação, ainda existente no trecho de vazão reduzida (TVR) da UHE Belo Monte, influencia a ecologia alimentar dos peixes, utilizando como modelo de avaliação espécimes de *Geophagus altifrons* e *Geophagus argyrostictus* (Figura 1), os quais ocorrem em simpatria na área estudada. Tivemos, como hipóteses, que a composição da dieta e intensidade alimentar de ambas as espécies analisadas sejam diferentes ao longo dos ciclos hidrológicos, uma vez que nos períodos de águas altas (enchente e cheia) pode haver maior disponibilidade de recursos alimentares de origem alóctone quando comparado com o período seco. Consequentemente, esperamos que ocorra menor compartilhamento desses itens entre os grupos como estratégia para evitar possível competição. Contrariamente, esperamos que, durante as águas baixas (seca e vazante) ocorram menor disponibilidade de recursos e maior sobreposição de nicho alimentar entre elas.

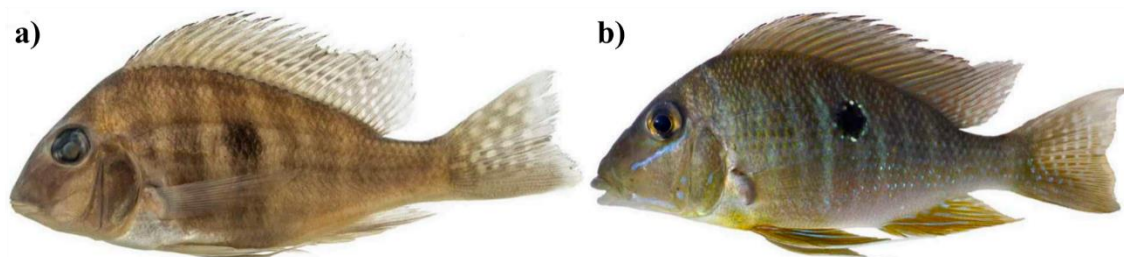


Figura 1. Espécimes de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* coletados no rio Xingu, Brasil. Fotos: Leandro Sousa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Os espécimes analisados foram coletados na região da Volta Grande do rio Xingu, mais especificamente no trecho de vazão reduzida (TVR), resultante da implementação da UHE Belo Monte (Figura 2). O rio Xingu é uma drenagem de águas claras, com aproximadamente 2,000 km de extensão, inserido em uma planície rochosa (De Paula Silva *et al.*, 2015) e vegetação ombrófila densa com enclaves (Barbosa *et al.*, 2018). O clima da região corresponde ao tropical quente e úmido (Peel *et al.*, 2007), com pluviosidade variando mensalmente de 2,690 a 7,520 mm³ (Viana *et al.*, 2012). No período em que as coletas foram realizadas (dezembro/2020 a novembro/2021), a vazão média do TVR variou de 821,9 m³/s (abril) e 707,7 m³/s (outubro). Com base nessa variação, é possível definir quatro períodos hidrológicos distintos: enchente (dezembro a fevereiro), cheia (março a maio), vazante (junho a agosto) e seca (setembro a novembro). Os dados de vazão foram fornecidos pela Norte Energia, concessionária da UHE Belo Monte, e foram aqui utilizados como preditor nas análises da ecologia alimentar dos organismos. Ambas as variáveis (períodos hidrológicos e vazão) foram utilizados como *proxy* para o pulso de inundação.

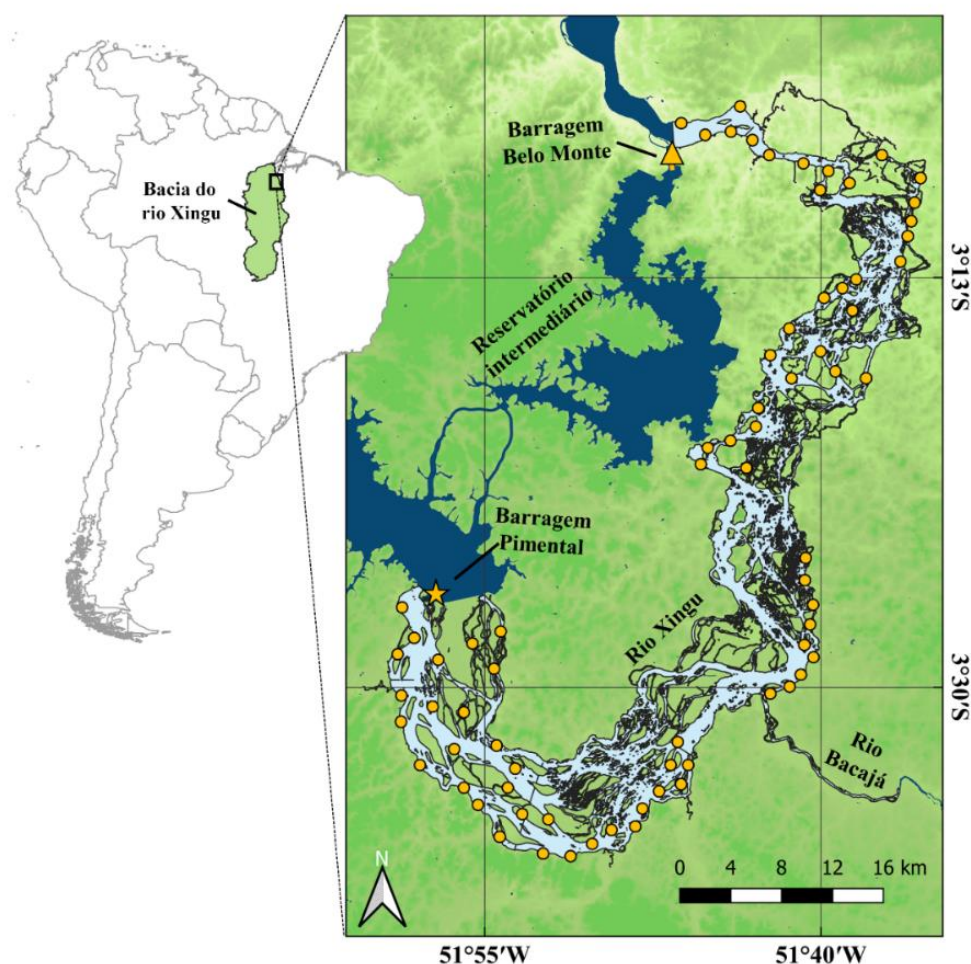


Figura 2. Trecho de vazão reduzida (TVR; em destaque em azul claro) da UHE Belo Monte na Volta Grande do rio Xingu. Os pontos amarelos podem representar mais de uma localidade amostrada.

2.2 AMOSTRAGEM E MATERIAL BIOLÓGICO

As coletas dos peixes no TVR foram realizadas mensalmente entre dezembro de 2020 e novembro de 2021, utilizamos malhadeiras, tarrafas e redes de arrasto. Em cada mês, a área de estudo foi amostrada durante 14-16 dias a fim de garantir maior heterogeneidade de ambientes amostrados, além de espacializar as coletas ao longo da área de estudo (ver Figura 2). Os peixes foram amostrados, por meio de malhadeiras dispostas em baterias, e expostas, aproximadamente, 2 km entre si. Cada bateria era composta por onze malhadeiras de diferentes tamanhos de malha (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 16, 18 cm), com as dimensões 20 m x 1 m cada, totalizando 220 m². Em cada dia de coleta, três baterias eram expostas no período das 17h às 21h com o auxílio de pescadores. Adicionalmente, os peixes foram coligidos utilizando tarrafas

(2,5 m de altura) em ambientes de corredeiras e rede de arrasto (10 m x 2 m) em praias. Os espécimes capturados foram anestesiados com Benzocaina (0,1 g/l) e eutanasiados conforme as orientações do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA). As coletas do material biológico foram executadas sob a licença Abio nº 1267/2020 (IBAMA).

Após coligidos, mensuramos todos os indivíduos quanto ao comprimento padrão (Cp; precisão de 0,1 centímetros), e massa total (Mt; precisão 0,01 gramas). Em seguida, realizamos um corte ventral da região urogenital até a boca para a remoção do trato digestivo, o qual era pesado (Me; precisão 0,01 g), armazenados em tubo Falcon (15 ml) contendo álcool 70% e transportado ao Laboratório de Ecologia e Conservação (UFPA, Campus Belém).

Em laboratório, o conteúdo do trato digestivo foi depositado em placas de Petri e visualizado em microscópio estereoscópio (aumento 32x). Os itens alimentares eram identificados ao menor nível taxonômico possível com auxílio de literatura especializada e consulta a especialistas, em seguida, pesados em balança analítica de precisão (0,0001g). Por fim, os itens alimentares encontrados foram agrupados em dez categorias alimentares: aracnídeos terrestres, insetos terrestres, plantas terrestres, sementes e frutos, algas, crustáceos, insetos aquáticos, moluscos aquáticos, peixes e sedimentos.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para cada item e categoria alimentar foi calculado a Frequência de Ocorrência (FOi) e Porcentagem de Massa (M). O FOi foi obtido através da fórmula: $FOi = [(n/nt)] * 100$, onde n = número de tratos digestivos com itens e nt = número de tratos digestivos totais. Já M foi calculada pela fórmula: $M = [(m/mtd)] * 100$, na qual m = massa total do item e mtd = massa de todos os itens. Esses dois parâmetros foram então combinados no índice de Importância Alimentar (IAi), que foi obtido a partir da fórmula adaptada de Kawakami e Vazzoler (1980): $IAi = [(FOi * M) / \sum(FOi * M)] * 100$, onde FOi corresponde a Frequência de Ocorrência e $M\%$ a porcentagem de Massa; o IAi fornece, por fim, a importância de cada item/categoria na dieta dos indivíduos.

Para ambas as espécies, valores de IAi das categorias tróficas foram analisados em duas etapas. Primeiro, tais valores foram submetidos a uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS), baseado em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis, utilizando raiz quadrada como método de transformação dos dados. Em seguida, utilizamos a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) para verificar

diferenças na composição da dieta ao longo dos períodos hidrológicos. Em caso de significância no teste global ($p < 0,05$), foi realizado um teste a posteriori comparando os pares de períodos hidrológicos. Em uma segunda etapa, os valores de IA_i foram utilizados em uma Análise Permutacional de Dispersão (PERMDISP), pra testar a influência dos períodos hidrológicos na amplitude de nicho trófico. Essa análise avalia a distância média dos centroides entre os grupos analisados (neste caso, os períodos hidrológicos). Tanto para a PERMANOVA quanto para a PERMDISP, consideramos como unidade amostral a somatória de espécimes de cada grupo coletados em cada dia.

Adicionalmente, os valores de IA_i dos itens alimentares foram utilizados para calcular a sobreposição de nicho dos espécimes, empregando o Índice de Pianka (1974), dado pela fórmula: $O_{jk} = \frac{\sum_i (P_{ij} * P_{ik})}{\sqrt{\sum_i (P_{ij}^2) * \sum_i (P_{ik}^2)}}$, sendo O_{jk} o índice de Pianka entre os indivíduos (j e k), P_{ij} e P_{ik} a proporção do recurso i na dieta dos indivíduos, s e n o número total de itens. Tal índice varia de 0 (nenhum compartilhamento de itens) a 1 (sobreposição total). A fim de também testar o efeito do pulso de inundação na sobreposição de nicho dos *Geophagus*, os valores de O_{jk} foram avaliados por meio de um Modelo Linear Generalizado (GLM, família “quasibinomial”), utilizando como variável preditora as quotas mensais médias de vazão do rio Xingu do período amostrado. Para essa análise, a unidade amostral consistiu no conjunto de indivíduos por espécie coletados em cada mês.

Por fim, avaliamos a intensidade alimentar dos grupos por meio do Índice de Repleção (IR ; Zavala-Camin, 1996), obtido pela fórmula: $IR = (Me/Mt) * 100$, onde Me representa a massa do conteúdo estomacal e Mt a massa total do indivíduo. Os valores de IR também foram testados por meio de um GLM (família “quasibinomial”), avaliando o efeito da vazão do rio Xingu na intensidade alimentar dos espécimes, utilizando os indivíduos como amostras. Todas as análises aqui descritas foram realizadas no software R (R Core Team, 2021).

3. RESULTADOS

Analizamos 558 estômagos, dos quais 161 pertenciam a *G. altifrons* e 357 de *G. argyrostictus*. Desse total, apenas 40 estômagos não continham conteúdo e foram descartados das análises (nove para *G. altifrons* e 31 de *G. argyrostictus*). Em média, os espécimes de *G. altifrons* mediram 10,2 cm e pesaram 45,4 g, enquanto a média de *G. argyrostictus* foi de 11,7 cm e 54,1 g. No geral, a alimentação de *G. altifrons* foi composta por 34 itens alimentares, e predominantemente pelas categorias sedimento (61% *IAi*), plantas terrestres (31,5%) e insetos aquáticos (6,6%). Por sua vez, *G. argyrostictus* se alimentou de 36 itens, principalmente sedimento (87%) e plantas terrestres (8,4%). A Tabela 1 apresenta os valores de *IAi* dos itens e categorias alimentares de ambos as espécies.

Porém, a composição dieta variou tanto para os espécimes de *G. altifrons* ($F = 7,414$, $p = 0,001$) quanto para os de *G. argyrostictus* ($F = 2,529$, $p = 0,024$) (Figura 3). Para *G. altifrons*, as diferenças mais evidentes da dieta ocorreram entre os períodos de enchente e seca ($F = 5,714$, $p = 0,004$), enchente e vazante ($F = 16,319$, $p = 0,001$) e cheia e vazante ($F = 9,928$, $p = 0,001$). Durante a enchente, *G. altifrons* se alimentou predominantemente de plantas terrestres (81%) e insetos aquáticos (10%), na cheia a alimentação foi baseada no consumo de plantas terrestres (58%). Já na vazante, a dieta de foi composta principalmente por sedimentos (81%), enquanto que na seca os itens mais importantes na dieta foram sedimento e plantas terrestres (67% e 30%, respectivamente) (Figura 4a). Para os espécimes de *G. argyrostictus*, observamos diferenças na dieta entre seca e cheia ($F = 5,609$, $p = 0,008$) e cheia e vazante ($F = 3,017$, $p = 0,037$). No período de enchente os itens sedimento (82%) e plantas terrestres (10%) tiveram maior contribuição, enquanto que na cheia os mesmos itens contribuíram com 85% e 9%, respectivamente. Na vazante, o item sedimento continuou em destaque, sendo responsável por 92%, seguido por plantas terrestres (6%). Durante a seca o sedimento predominou com 94% de contribuição na dieta de *G. argyrostictus* (Figura 4b). A Tabela 2 sumariza os valores estatísticos das comparações da composição da dieta entre os períodos hidrológicos para ambos os grupos.

Tabela 1. Índice de Importância Alimentar (IAi) dos itens e categorias alimentares da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (Galt) e *Geophagus argyrostictus* (Garg) nos períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte. N = número de estômagos analisados.

Itens alimentares	Enchente		Cheia		Vazante		Seca		Total	
	Galt N = 27	Garg N = 46	Galt N = 37	Garg N = 50	Galt N = 54	Garg N = 148	Galt N = 37	Garg N = 82	Galt N = 155	Garg N = 326
ALÓCTONES										
Aracnídeos terrestres						<0,01			<0,01	<0,01
Arachnida						<0,01				
Insetos terrestres	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Diptera		<0,01			<0,01			<0,01		
Inseto terrestre						<0,01				
Hymenoptera		<0,01						<0,01		
Plantas Terrestres	0,81	0,09	0,58	0,14	0,13	0,06	0,30	0,06	0,31	0,08
Caule	<0,01	0,02	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,03	<0,01		
Flor								<0,01		
Folha			<0,01							
Fragmento vegetal	0,82	0,08	0,50	0,07	0,07	0,04	0,04	0,03		
Raiz				<0,01	<0,01	<0,01		<0,01		
Sementes e frutos	0,01	0,01	<0,01	0,01		<0,01		0,01	<0,01	<0,01
AUTÓCTONES										
Algas		<0,01			<0,01	<0,01			<0,01	<0,01
Alga filamentosa		<0,01			<0,01	<0,01				
Crustáceo	0,03								<0,01	
Decapoda (Caridea)	0,07									
Insetos aquáticos	0,10	0,01	0,14	0,05	0,05	0,03	0,03	0,02	0,06	0,04
Coleoptera (Elmidae)					<0,01					
Coleoptera (Hydrophilidae)					<0,01					
Diptera (Ceratopogonidae)				<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
Diptera (Chironomidae)	<0,01	0,03	0,02	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01		
Diptera (Simuliidae)						<0,01				
Diptera (Tipulidae)		<0,01								
Diptera (fragmento)	0,02	<0,01				<0,01		<0,01		
Ephemeroptera (Baetidae)		<0,01			<0,01					
Ephemeroptera (Polymitarcyidae)				<0,01						
Ephemeroptera (fragmento)				<0,01	<0,01					
Fragmento		0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
Hemiptera		<0,01			<0,01					

Hemiptera (Belostomidae)				<0,01						
Hemiptera (Corixidae)		<0,01				<0,01	<0,01			
Hemiptera (Micronectidae)				<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
Hemiptera (Naucoridae)						<0,01				
Trichoptera (Hydrobiosidae)						<0,01				
Trichoptera (Hydropsychidae)					<0,01					
Trichoptera (Hydroptilidae)				<0,01		<0,01				
Trichoptera (Leptoceridae)		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
Trichoptera (Odontoceridae)				<0,01						
Trichoptera (Philopotomidae)						<0,01				
Trichoptera (fragmento)	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01		<0,01		
Molusco aquático	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01
Bivalve		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01		
Fragmento		<0,01		0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
Gastrópode	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
Peixe	<0,01			<0,01					<0,01	<0,01
Fragmento	<0,01			<0,01						
Sedimento	0,05	0,85	0,27	0,77	0,81	0,92	0,67	0,94	0,61	0,87
Detrito	0,08	0,36	0,46	0,86	0,87	0,86	0,92	0,95		
Pedra/Areia	<0,01	0,48		0,03	0,03	0,08	<0,01			

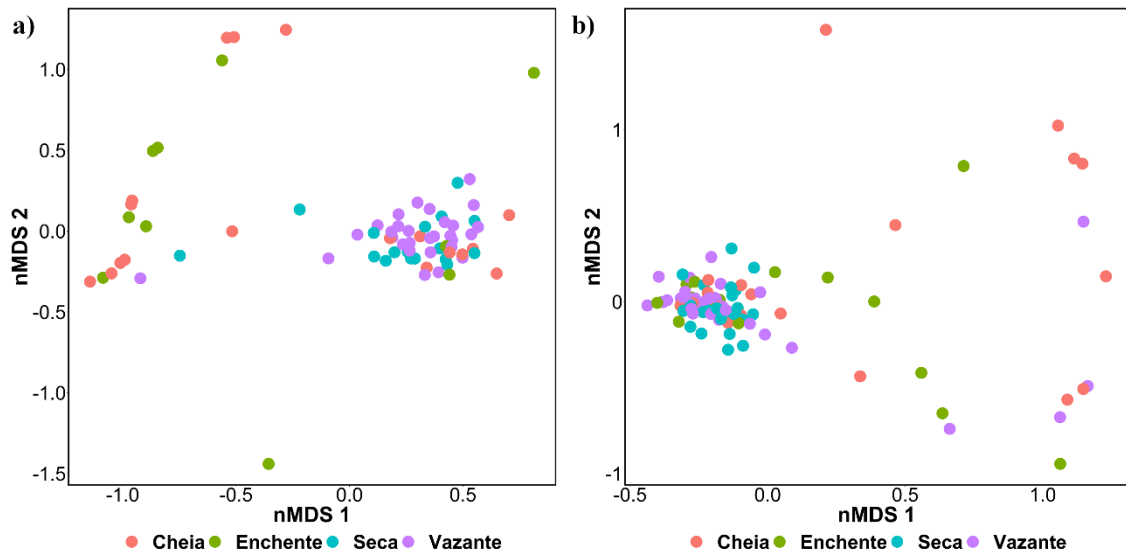


Figura 3. Representação gráfica do nMDS (Escalonamento multidimensional não-métrico) da composição da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* (b) entre os períodos hidrológicos, durante o período de dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte, rio Xingu.

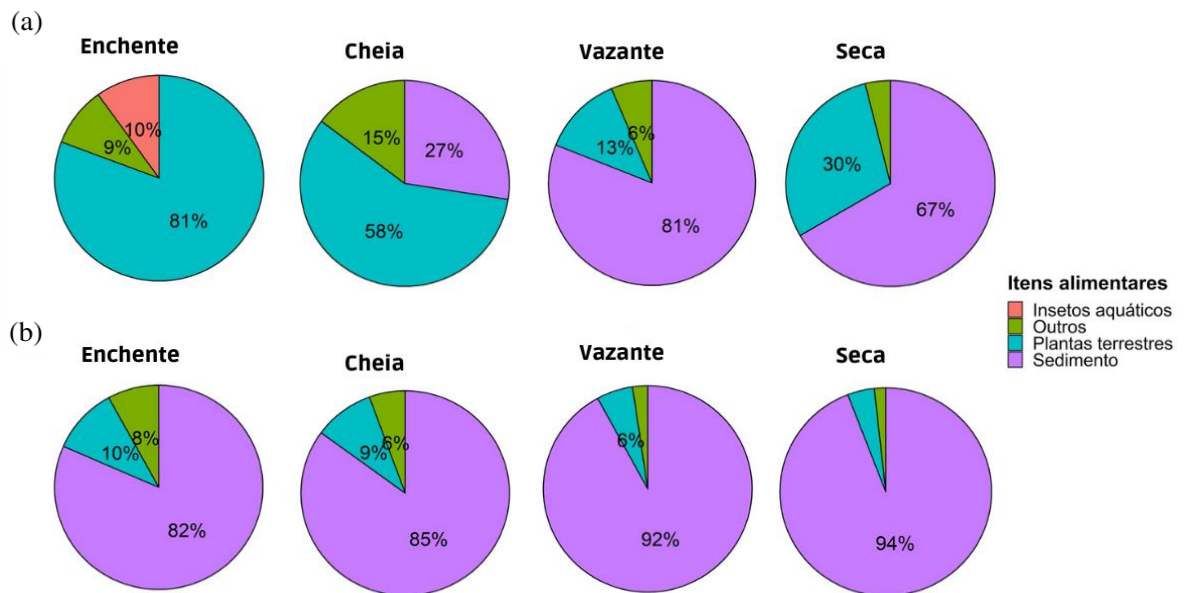


Figura 4. Composição da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* (b) ao longo dos períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte.

Tabela 2. Valores estatísticos (PERMANOVA) da comparação da dieta de espécimes de *Geophagus altifrons* (Galt) e *Geophagus argyrostictus* (Garg) nos períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte.

*valores significativos

PERMANOVA	Galt		Garg	
	Valor F	Valor p	Valor F	Valor p
Enchente/Seca	5,714	0,004*	2,315	0,097
Enchente/Cheia	0,569	0,598	0,925	0,411
Enchente/Vazante	16,319	<0,001*	0,531	0,595
Seca/Cheia	3,060	0,069	5,609	0,008*
Seca/Vazante	2,910	0,071	0,341	0,698
Cheia/Vazante	9,928	<0,001*	3,017	0,037*

Quanto a amplitude de nicho, a distância média (dm) dos centroides entre os pares de comparação também evidenciou diferenças entre os períodos hidrológicos para *G. altifrons* ($F = 19,872$, $p < 0,001$) e *G. argyrostictus* ($F = 23,286$, $p < 0,001$). Para ambos os espécimes, a PERMDISP evidenciou diferenças quando comparamos os períodos de águas altas (enchente e cheia) e os períodos de águas baixas (vazante e seca). Em *G. altifrons* observamos diferença entre os períodos de seca ($dm = 0,36 \pm 0,20$) e cheia ($dm = 0,54 \pm 0,09$) ($t = 4,961$, $p < 0,001$), vazante ($dm = 0,3 \pm 0,18$) e cheia ($t = 7,296$, $p < 0,001$), seca e enchente ($dm = 0,56 \pm 0,15$) ($t = 4,241$, $p < 0,001$) e vazante e enchente ($t = 5,634$, $p < 0,001$). Igualmente para *G. argyrostictus*, a diferença na amplitude de nicho foi observada entre os períodos seca ($dm = 0,28 \pm 0,14$) e cheia ($dm = 0,47 \pm 0,21$) ($t = 5,588$, $p < 0,001$), e vazante ($dm = 0,30 \pm 0,21$) e cheia ($t = 4,802$, $p > 0,001$), seca e enchente ($dm = 0,50 \pm 0,17$) ($t = 7,329$, $p < 0,001$) e vazante e enchente ($t = 6,351$, $p < 0,001$). Tabela 3 sumariza os valores estatísticos das comparações da distância do centroide entre os períodos hidrológicos para ambos os espécimes.

Tabela 3. Valores estatísticos (PERMDISP) da comparação das distâncias dos centroides (amplitude do nicho) de *Geophagus altifrons* (Galt) e *Geophagus argyrostictus* (Garg) nos períodos hidrológicos, entre dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte. *valores significativos.

PERMDISP	Galt		Garg	
	Teste t	Valor p	Teste t	Valor p
Enchente/Cheia	-0,337	0,737	-0,707	0,481
Seca/Cheia	4,961	< 0,001*	5,588	< 0,001*
Vazante/Cheia	7,296	< 0,001*	4,802	< 0,001*
Seca/Enchente	4,241	< 0,001*	7,329	< 0,001*
Vazante/Enchente	5,634	< 0,001*	6,351	< 0,001*
Vazante/Seca	0,735	0,465	-0,938	0,349

Quanto a sobreposição de nicho trófico entre os espécimes, os valores do índice de Pianka variaram de 0,39 em março (cheia) a 0,99 em agosto (seca). Adicionalmente, observamos um efeito da vazão na sobreposição trófica dos *Geophagus* (GLM; $t = -2,234$, $p = 0,049$). Registramos os menores valores de sobreposição nos períodos de maior vazão (enchente e cheia), enquanto que os maiores valores de sobreposição foram observados quando a vazão foi menor (vazante e seca) (Figura 5). Em outras palavras, a sobreposição de nicho trófico das espécies foi mais elevada nos períodos de águas baixa e menos intensa nos períodos de águas altas.

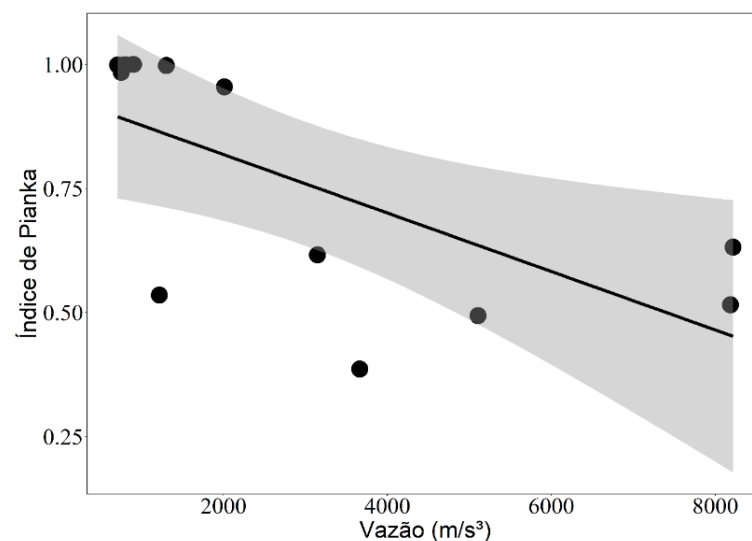


Figura 5. Sobreposição de nicho (Índice de Pianka) entre espécimes de *Geophagus altifrons* e *Geophagus argyrostictus* ao longo dos períodos hidrológicos (vazão; m^3/s) durante dezembro de 2020 a novembro de 2021 no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte, rio Xingu.

Quanto a intensidade alimentar, o Índice de Repleção variou de 0,001 a 4,40 (média = 0,48; desvio padrão = 0,75) para *G. altifrons* e de 0,007 a 4,93 ($0,72 \pm 0,77$) para *G. argyrostictus*. Porém, os valores de *IR* não foram influenciados pela vazão do rio. Isto é, a intensidade alimentar de *G. altifrons* (GLM; $t = -30,463$, $p = 0,06$) e *G. argyrostictus* (GLM; $t = -58,264$, $p = 0,74$) não variou em função do pulso de inundação (Figura 6).

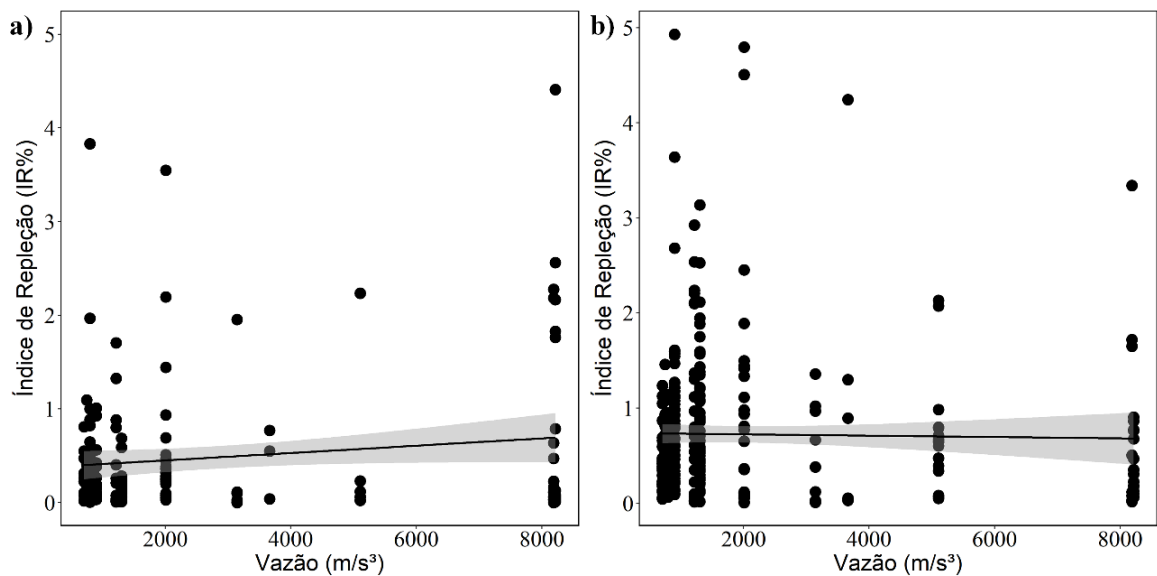


Figura 6. Intensidade alimentar (baseada no Índice de Repleção; *IR*) de *Geophagus altifrons* (a) e *Geophagus argyrostictus* (b) ao longo de períodos hidrológicos entre dezembro de 2020 a novembro de 2021, no trecho de vazão reduzida da UHE Belo Monte, rio Xingu, Brasil.

4. DISCUSSÃO

A avaliação da dieta de espécimes pertencentes à duas espécies de *Geophagus* na região do médio rio Xingu evidenciou uma importância do pulso de inundação local em suas ecologias. Observamos diferenças na composição alimentar tanto de espécimes de *G. altifrons* quanto de *G. argyrostictus* entre os períodos hidrológicos, onde a dieta da primeira foi majoritariamente composta por plantas terrestres durante o período de águas altas e sedimento durante as águas baixas, e a segunda se alimentou predominantemente de sedimentos durante todos os períodos, porém em proporções variáveis. A amplitude de nicho de ambas as espécies também variou entre os períodos, sempre com maiores valores de dispersão na cheia e enchente. Em outras palavras, a dieta observada foi mais diversificada quando o nível de água era maior. Adicionalmente, a sobreposição alimentar dos espécimes analisados foi maior durante os períodos de vazante e seca, indicando maior partilha de recursos. Por fim, pulso de inundação não influenciou a intensidade alimentar dos espécimes.

Os nossos resultados corroboram a bem documentada influência do pulso de inundação na dinâmica alimentar da ictiofauna amazônica (Correa & Winemiller, 2014). Tal fenômeno natural afeta a disponibilidade de alimentos e demanda dos organismos à adoção de estratégias eficientes para garantir seu balanço energético. Essas estratégias podem estar intimamente relacionadas com outros aspectos dos seus ciclos de vida, como a reprodução. Por exemplo, Mendes *et al.* (2021) observou que a maior frequência de desova de espécimes de *G. argyrostictus* ocorreu durante os períodos de seca, indicando que eles se aproveitam da pouca disponibilidade de alimento para destinar sua energia à reprodução. Por sua vez, espécimes de *G. altifrons* desovaram em momentos variados, sendo caracterizados como oportunistas (Mendes *et al.*, 2021). Tal comportamento também é observado na composição alimentar, que difere ao longo dos períodos hidrológicos.

De maneira geral, os períodos de águas mais altas têm maior disponibilidade e variedades de recursos, com maior contribuição de recursos alóctones, enquanto que em épocas de águas baixas a disponibilidade diminui e há um aumento da contribuição de detrito na dieta dos espécimes analisados. A predominância de plantas terrestres durante o período de cheia e enchente é reflexo da maior conexão entre os ambientes aquáticos e terrestres por meio das florestas alagadas (Goulding, 1980). O ambiente lântico das florestas alagadas permite maior deposição dos fragmentos vegetais no fundo, tornando esses alimentos mais acessíveis para a os organismos.

Já durante os períodos de águas baixas, e a esperada diminuição da oferta de itens alóctones, o sedimento passa a ser o item alimentar mais inspecionado. Aliás, os espécimes de

Geophagus se alimentam peneirando o alimento na cavidade oral, selecionando porções comestíveis (Cyrino *et al.*, 2008). Logo, as partículas de sedimento são ingeridas com mais frequência nos períodos de seca e vazante, o que justifica a prevalência deste item na dieta de ambos os grupos nesses períodos. Acrescentamos que o sedimento pode ser considerado um item que contribui para nutrição do animal, pois, apresenta quantidade significativa de nutrientes na matéria orgânica particulada, como visto por Wetzel (1995).

Observamos que a diferença de amplitude de nicho para ambos os espécimes ocorreu quando também comparamos períodos de águas baixas com águas altas, evidenciando que a dieta é mais variada durante a enchente e cheia. Isso aponta uma tendência a hábitos generalistas durante esses períodos uma vez que há uma esperada maior variedade de alimentos acessíveis. Inclusive, a amplitude de nicho trófico tem reflexo na sobreposição alimentar desses indivíduos. As análises do Índice de Pianka indicaram maior compartilhamento de itens alimentares entre os grupos nos períodos de menor vazão do rio. Os períodos de enchente e cheia apresentam ligações entre ambientes distintos, fato que aumenta as possibilidades de forrageamento e manteriam os nichos alimentares menos sobrepostos (Heng *et al.*, 2018).

Por sua vez, apesar de não avaliarmos diretamente a disponibilidade de alimento, acreditamos que com a regressão dos níveis de água há uma menor oferta de recursos alimentares para os espécimes de *Geophagus*. Desta forma, haveria uma maior sobreposição da dieta desses indivíduos justamente nos períodos de águas baixas. Potencialmente, essa maior sobreposição deve acarretar em competição interespecífica. Porém, estudos adicionais necessitariam ser realizados considerando outros fatores, como o comportamento alimentar, estratificação das espécies ao longo dos ambientes, seja por experimentos em cativeiro ou através de observações direta. Por fim, a intensidade alimentar, ou seja, a quantidade de alimentos ingeridos por ambas as espécies se manteve estável ao longo do período do estudo, não sendo influenciada pela vazão do rio. Acreditamos que a presença constante de sedimento nas dietas seja preponderante para essa manutenção, mesmo quando outros itens são consumidos em maior frequência, como plantas terrestres na cheia (Goulding, 1980).

Apesar de não ter sido formalmente avaliado os efeitos pré e pós barramento do rio Xingu na ecologia trófica dos *Geophagus*, os resultados aqui descritos podem estar relacionados com as atuais condições de vazão reduzida encontradas na região da Volta Grande do Xingu. A desregulação dos ciclos de inundação naturais afeta as dinâmicas tróficas da ictiofauna amazônica, influenciando as estratégias utilizadas para alimentação, e desequilibrando seu ciclo de vida (Espínola *et al.*, 2016; Freitas *et al.*, 2022). Os resultados obtidos neste trabalho podem auxiliar na compreensão da ecologia trófica e recursos alimentares utilizado por espécies de

Geophagus, além de contribuir para a elucidação dos efeitos do pulso de inundação na alimentação dos peixes amazônicos. Ademais, o presente estudo disponibiliza informações sobre a ictiofauna do Xingu que podem auxiliar na formulação de estratégias de conservação perante aos efeitos ainda desconhecidos da implementação da UHE Belo Monte, um dos empreendimentos energéticos mais contraditórios da Amazônia.

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo corroboram a hipótese de que a composição alimentar dos espécimes de *Geophagus* é influenciada pelo pulso de inundação, apresentando variação durante os períodos hidrológicos. Durante as águas altas a dieta se mostrou mais variada e com grande contribuição de recursos alóctones. Todavia, o item sedimento foi predominante na alimentação de *G. argyrostictus* em todos os períodos mesmo que em diferentes quantidades. Observamos que a amplitude de nicho dos *Geophagus* se mostrou mais variável durante o período de enchente e cheia, evidenciando a tendência generalista dos indivíduos diante de mais opções de recursos. Por sua vez, a análise de sobreposição de nicho e os valores de vazão se relacionaram de maneira inversa, havendo maior sobreposição entre os grupos quando os valores de vazão eram menores, o que é reflexo da possível menor disponibilidade de alimentos em períodos de águas baixas. Por fim, a intensidade alimentar dos espécimes não apresentou variação conforme a vazão, em épocas com menores níveis de água os espécimes se alimentaram de sedimento, item que pode ter valor nutricional significativo pela presença de matéria orgânica particulada. Diante do exposto, reforçamos que a desregulação dos pulsos de inundação influencia na dinâmica trófica da ictiofauna, os dados obtidos podem ser associados à vazão reduzida do trecho da Volta Grande o rio Xingu, sobre influência da UHE Belo Monte.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, M. C; FITZGERALD, D. B.; WINEMILLER, K. O.; BARBOSA, P. S. & GIARRIZZO, T. Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, **829**: 265-280. 2019.
- BARBOSA, T. A.; ROSA, D. C.; SOARES, B. E.; COSTA, C. H.; ESPOSITO, M. C., & MONTAG, L. F. Effect of flood pulses on the trophic ecology of four piscivorous fishes from the eastern Amazon. **Journal of Fish Biology**, **93**: 30-39. 2018.
- BASTOS, R. F.; CONDINI, M. V.; VARELA, A. S. J. & GARCIA, A. M. Diet and food consumption of the pearl cichlid *Geophagus brasiliensis* (Teleostei: Cichlidae): relationships with gender and sexual maturity. **Neotropical Ichthyology**, **9**: 825-830. 2011.
- CORREA, S. B. & WINEMILLER, K. O. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. **Ecology**, **95**: 210-224. 2014.
- CUNICO, A. M.; DA GRAÇA, W. J.; VERÍSSIMO, S., & BINI, L. M Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, **24**: 383-389. 2002.
- CYRINO, J. E.; BUREAU, D. P. & KAPOOR, B. G. **Feeding and digestive functions in fishes**. Enfield, New Hampshire: CRC Press, 2008. 589p.
- DA COSTA AMARAL, A.; DOS ANJOS, H. D. B. & YAMAMOTO, K. C. Dieta de ciclídeos sob a influência do pulso de inundação em ambientes de praia fluvial na Amazônia. **Scientia Amazonia**, **9**: CA40-CA53. 2020.
- DAGOSTA, F. C. P. & DE PINNA, M. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, **431**: 1-163. 2019.
- DE MORAES, M. F. P.; FREITAS B. I. & DUBOC, L. F. Feeding habits and morphometry of digestive tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae), in a lagoon of high Tibagi River, Paraná State, Brazil. **Publication UEPG: Biological and Health Science**, **10**: 37-45. 2004.
- DE PAULA SILVA, J.; RODRIGUES, C. & PEREIRA, D. I. Mapping and analysis of geodiversity indices in the Xingu River basin, Amazonia, Brazil. **Geoheritage**, **7**: 337-350. 2015.
- ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P. & LANDEIRO, V. L. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. **Freshwater Biology**, **54**: 536-548. 2009.
- ESPÍNOLA, L. A.; RABUFFETTI, A. P.; ABRIAL, E.; AMSLER, M. L.; BLETTLER, M. C. A.; PAIRA, A. R. & SANTOS, L. N. Response of fish assemblage structure to changing flood

and flow pulses in a large subtropical river. **Marine and Freshwater Research**, **68**: 319-330. 2016.

FERNANDES, R.; AGOSTINHO, A. A.; FERREIRA, E. A.; PAVANELLI, C. S.; SUZUKI, H. I.; LIMA D. P. & GOMES, L. C. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, **69**: 669-680. 2009.

FREITAS, T. M. S.; PRUDENTE, B. S. & MONTAG, L. F. A. Flood pulse influence on the feeding ecology of two Amazonian auchenipterid catfishes. **Neotropical Ichthyology**, **20**: e210103. 2022.

GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history**. University of California Press, 1980. 280p.

HENG, K.; CHEVALIER, M.; LEK, S. & LAFFAILLE, P. Seasonal variations in diet composition, diet breadth and dietary overlap between three commercially important fish species within a flood-pulse system: The Tonle Sap Lake (Cambodia). **PloS one**, **13**: e0198848. 2018.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, **106**: 110-127. 1989.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. In: **Second international symposium on the management of large rivers for fisheries**, 2004. Phnom Penh, Cambodia. Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries. Phnom Penh, Cambodia, 2004. p. 117-140.

KAWAKAMI, E. & VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto oceanográfico**, **29**: 205-207. 1980.

KEPPELER, F. W.; ANDRADE, M. C.; TRINDADE, P. A.; SOUSA, L. M.; ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O. & GIARRIZZO, T. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. **Science of The Total Environment**, 155951. 2022.

MENDES, Y. A.; OLIVEIRA, R. S.; MONTAG, L. F., ANDRADE, M. C., GIARRIZZO, T., Rocha, R. M. & FERREIRA, M. A. P. (2021). Sedentary fish as indicators of changes in the river flow rate after impoundment. **Ecological Indicators**, **125**: 107466. 2021.

OLIVEIRA, R. C. & GRAÇA, W. J. Encephalon gross morphology of the cichlid *Geophagus sveni* (Cichlidae: Geophagini): Comparative description and ecological perspectives. **Journal of Fish Biology**, **97**: 1363-1374. 2020.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L. & MCMAHON, TA. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology Earth System Sciences**, **11**: 1633-1644. 2007.

PIANKA, E. R. Niche overlap and diffuse competition. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, **71**: 2141-2145. 1974.

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

SCARABOTTI, P. A.; LOPEZ, J. A. & POUILLY, M. Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. **Ecology of Freshwater Fish**, **20**: 605-618. 2011.

SOUZA-CRUZ-BUENAGA, F. V. A.; ESPIG, S. A.; CASTRO, T. L. C. & SANTOS, M. A. Environmental impacts of a reduced flow stretch on hydropower plants. **Brazilian Journal of Biology**, **79**: 470-487. 2018.

TIMPE, K. & KAPLAN, D. The changing hydrology of a dammed Amazon. **Science Advances**, **3**: e1700611. 2017.

VIANA, R. S.; SOUZA, E. B.; BARRETO, P. N.; SENA, L. B. & BOUÇÃO, G. M. Climatologia e Variabilidade na Hidroclimatologia do rio Xingu na Amazônia oriental. In: **XVII Congresso Nacional de Meteorologia**, 2012. Rio Grande do Sul. Anais do XVII Congresso Nacional de Meteorologia. Rio Grande do Sul, 2012.

VAN DER SLEEN, P. & ALBERT, J. S. **Field Guide to the fishes of the Amazon, Orinoco & Guianas**. Princeton: Princeton University Press, 2018. 464p.

WETZEL, R. G. Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**, **33**: 83-89. 1995.

WINEMILLER, K. O. Floodplain River food webs: generalizations and implications for fisheries management. In: **Second international symposium on the management of large rivers for fisheries**, 2004. Phnom Penh, Cambodia. Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries. Phnom Penh, Cambodia, 2004. p. 285-309.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá: Nupelia, 1996. 129p.