

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ – UFOPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, NATUREZA E
DESENVOLVIMENTO - PPGSND**

**INFLUÊNCIA DE IMPACTOS ANTRÓPICOS NA DINÂMICA
TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO RESERVATÓRIO DE CURUÁ-UNA**

Gilcideya Silva Prado

Santarém - PA
Junho de 2019

GILCIDEYA SILVA PRADO

**INFLUÊNCIA DE IMPACTOS ANTRÓPICOS NA DINÂMICA
TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO RESERVATÓRIO DE CURUÁ-UNA**

Orientador: Sérgio de Melo

Coorientadora: Evanilde Benedito

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ciências.

Santarém - PA
Junho de 2019

GILCIDEYA SILVA PRADO

**INFLUÊNCIA DE IMPACTOS ANTRÓPICOS NA DINÂMICA
TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO RESERVATÓRIO DE CURUÁ-UNA**

Aprovada em 30 de maio de 2019.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Sérgio de Melo – Orientador
UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ - UFOPA

Dra. Andreia Cavalcante Pereira – 1ª Examinadora
UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ - UFOPA

Dr. Ruy Bessa Lopes – 2º Examinador
UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ - UFOPA

Dr. Lucinewton Silva de Moura – 3º Examinador
UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ - UFOPA

Dr. Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro – 4º Examinador
UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ – UFOPA

Dra. Dávia Marciana Talgatti – 5ª Examinadora
UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ - UFOPA

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIGI/UFOPA

P896i Prado, Gilcideya Silva

Influência de impactos antrópicos na dinâmica trófica da ictiofauna do reservatório de Curuá-Una / Gilcideya Silva Prado. – Santarém, 2019.

94fls.: il

Orientador: Sérgio de Melo

Coorientadora: Evanilde Benedito

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento.

1. Amazônia – ictiofauna. 2. Composição isotópica. 3. Eutrofização artificial. I. Melo, Sérgio de, *orient.* II. Benedito, Evanilde, *coorient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 597.09811

Bibliotecário – Documentalista: Giselle Pinheiro – CRB/2 596

SINOPSE

Foi investigada a dinâmica trófica de 22 espécies de peixes pertencentes a diferentes guildas no reservatório de Curuá-Una, Santarém, Pará. A dieta e a composição isotópica de carbono e de nitrogênio dos peixes foram analisadas e posteriormente, correlacionadas a nove parâmetros abióticos. Os resultados indicaram que embora não exista aporte de nutrientes significativo no reservatório após quarenta anos de sua formação e que o fluxo de energia não aparente alterações em função do estado trófico do ambiente, a estrutura trófica da cadeia alimentar sofreu influência do aumento na concentração de nutrientes no meio aquático, o que demonstra que o reservatório de Curuá-una encontra-se em estágio precoce de eutrofização artificial.

Palavras-chave: Isótopos estáveis, peixes, fontes autotróficas, eutrofização

Dedico ao meu esposo, Marcos Prado Lima e à minha filha, Maria Clara Silva Prado, por todo amor, carinho e incentivo que me impulsionaram a buscar a realização desse sonho.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me conceder a vida e o meu maior presente: minha filha, Maria Clara! À minha mãe do céu, Nossa Senhora de Nazaré, por sempre me guiar e me proteger principalmente, nos momentos difíceis dessa complexa aventura que é viver.

Ao meu querido esposo, Marcos Prado Lima, que desde o mestrado me incentiva e me apoia incondicionalmente, para que eu concretize meus sonhos. Sua presença e suas palavras sempre foram fundamentais em cada passo de mais essa jornada. Muito obrigada pela parceria, amor e zelo com a nossa família. Amo você!

À minha amada filha, Maria Clara Silva Prado...o doce olhar que me guia! Você é a maior prova que tenho, de que tudo o que sonhamos é possível conseguir, basta querer e lutar. Amo você incondicionalmente, minha rainha!

À UFOPA, pela oportunidade de realizar meu doutoramento em Santarém, minha querida terra natal. Sair das “terras tapajônicas” para cursar o meu mestrado “em terras barés” foi uma experiência incrível. Porém, voltar para casa e realizar meu doutorado às margens do meu amado rio Tapajós, foi ainda melhor! Muito obrigada por essa acolhedora oportunidade!

A todos os colaboradores do PPGSND: técnicos, docentes e demais parceiros, por todo profissionalismo e auxílio para a formação desafiadora de novos doutores na Amazônia. Agradeço também ao Dr. Celson Pantoja Lima, que durante seu período como coordenador do programa, não mediu esforços para atender às necessidades logísticas da minha tese, desde as coletas até o recurso para a realização das análises.

À FAPESPA pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao meu orientador, Dr. Sérgio de Melo, pelo aceite e apoio ao longo do desenvolvimento desse trabalho.

À minha coorientadora, Dra. Evanilde Benedito, que apesar da distância geográfica sempre me apoiou para a realização do meu doutorado. Suas orientações científicas exímias, sua palavra amiga, sua confiança e o seu incentivo foram decisivos para que essa tese acontecesse. Muito obrigada por tudo!

À ELETROBRÁS, pela logística disponibilizada durante as amostragens na hidrelétrica de Curuá-Una.

Ao INPA, pela parceria no desenvolvimento das análises limnológicas.

Aos meus queridos familiares: à minha mãe, Maria Eneida Silva por todo amor e cuidado, comigo e minha filha; aos meus avós maternos, Maria José Pinheiro da Silva e Francisco Ferreira da Silva (*in memoriam*), pelo carinho e apoio ao longo de toda a minha vida

e à minha irmã, Gilcineyde Silva Soares pela parceria e amizade em todos os momentos. Amo muito cada um de vocês!

Aos professores: Dra. Andreia C. Pereira pelo apoio logístico nas coletas e na preparação das amostras em laboratório; Dr. Frank Raynner V. Ribeiro e MSc. André Luiz C. Canto pelo suporte na identificação dos peixes; Dr. Luis Reginaldo Rodrigues e Dr. Lucinewton Moura, pelo apoio logístico com as coletas e preparo das amostras; Dr. Paulo Roberto B. dos Santos, pela elaboração do mapa da área de estudo. À toda a equipe técnica do LABIO e da coleção ictiológica pelo suporte oferecido em todas as etapas da minha tese.

À minha aluna de PIBIC, Telma Evellyn Bezerra Marinho, pela ajuda em diversas etapas desse trabalho e principalmente, na análise da alimentação dos peixes.

Às minhas queridas amigas “de infância” que conheci durante o doutorado, mas que levarei no coração por toda a vida: Sarah Suely A. Batalha (a minha nerd preferida!), obrigada pela amizade e por se tornar minha irmã de alma; Glauce Vítor, por todo carinho e parceria que alegam minha vida e à Ana Carla Gomes, pela amizade, parceria e paciência com as minhas inúmeras indagações acerca das evidências estatísticas. Amo vocês, meninas!

À banca avaliadora por se dispor à leitura e avaliação deste trabalho!

A todas as pessoas que colaboraram direta ou indiretamente para a concretização deste sonho, inclusive aquelas que eventualmente, tenha esquecido de citar. Muito obrigada por tudo!

“Quando te chamei, tu me respondeste e, com o teu poder, aumentaste as minhas forças”

Salmo 138

RESUMO

A eutrofização artificial em um reservatório inviabiliza o uso da água pela população humana, desestabiliza todos os atributos ecossistêmicos e pode promover alterações irreversíveis na biodiversidade no ambiente aquático. Assim, para compreender como os peixes desempenham suas funcionalidades tróficas e seu papel ecológico diante das alterações limnológicas, o presente estudo objetivou avaliar as relações entre a qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de Curuá-Una, o fluxo de energia e a estrutura trófica da cadeia alimentar das principais espécies de peixe pertencentes a diferentes guildas. As amostragens foram realizadas em dois períodos de um ciclo hidrológico, a montante e a jusante da barragem. Na primeira parte do estudo, foi avaliada a dieta de 22 espécies de peixes através do cálculo do Índice de Importância alimentar. Os resultados obtidos possibilitaram a identificação de interações tróficas que sugerem o desenvolvimento de estabilização trófica após quatro décadas de formação do reservatório. Na segunda parte do estudo, foram investigadas as correlações entre o fluxo de energia e a estrutura da cadeia alimentar com as alterações nos parâmetros limnológicos em função de uma possível tendência para a eutrofização artificial. Foram analisadas as composições isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) dos peixes e das fontes autotróficas e mensurados nove parâmetros limnológicos. De acordo com os resultados obtidos, o reservatório não encontra-se sob estágio avançado de eutrofização artificial porém, o enriquecimento isotópico de nitrogênio nos peixes e nas fontes autotróficas indica que existe aumento na concentração de nutrientes no ambiente aquático e este por sua vez, é incorporado na base da cadeia e repassado aos demais níveis tróficos. Embora os métodos convencionais de análise da qualidade da água ainda não detectem alterações no teor de nutrientes, o isótopo de nitrogênio se revelou como um indicador ecológico sensível para tal diagnóstico. Em contrapartida, não foram evidenciadas alterações significativas no fluxo de energia da cadeia alimentar. Dessa forma, concluiu-se que após quarenta anos de formação do reservatório de Curuá-Una, a ictiofauna atingiu estabilização trófica porém, esse estágio encontra-se com sinais de perturbação antropogênica que provavelmente comprometerão a homeostase ecológica do reservatório.

Palavras-chave: Amazônia, ictiofauna, composição isotópica, carbono, nitrogênio, eutrofização artificial.

ABSTRACT

Artificial eutrophication in a reservoir makes the use of water unviable by the human population, destabilizes all ecosystemic attributes and can promote irreducible changes in biodiversity in the aquatic environment. Thus, to understand how fish play their trophic functions and their ecological role in the face of limnological changes, the present study aimed to evaluate the relationship between the water quality of the reservoir of the Curuá-Una hydroelectric power plant, the energy flow and the trophic structure of the food chain of the main species of fish belonging to different guilds. The samples were taken at the Curuá-Una reservoir, the first in Central Amazonia, in two periods of a hydrological cycle, upstream and downstream of the dam. In the first part of the study, the diet of 22 fish species was evaluated through the calculation of the Food Importance Index. The results obtained allowed the identification of trophic interactions that suggest the development of trophic stabilization after four decades of reservoir formation. In the second part of the study, the correlations between energy flow and food chain structure were investigated with changes in limnological parameters as a function of a possible artificial eutrophication. Carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotopic compositions of fish and autotrophic sources were analyzed and nine limnological parameters were measured. According to the results obtained, the reservoir does not present an advanced artificial eutrophication, but the isotopic enrichment of nitrogen in the fish and in the autotrophic sources indicates that there is an increase in the concentration of nutrients in the aquatic environment and this in turn is incorporated in the base of the chain and transferred to the other trophic levels. Although conventional water analysis methods do not yet detect changes in nutrient content, the nitrogen isotope has proved to be a sensitive ecological indicator for such a diagnosis. On the other hand, there were no significant changes in the energy flow of the food chain. Thus, it was concluded that after forty years of formation of the Curuá-Una reservoir the ichthyofauna reached trophic stabilization, but this stage has signs of anthropogenic disturbance that are likely to compromise the ecological homeostasis of the reservoir.

Keywords: Amazon, ichthyofauna, isotopic composition, carbon, nitrogen, artificial eutrophication.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 – Os reservatórios como ecossistemas.....	1
1.2 – Reservatórios na região amazônica.....	1
1.3 - Consequências das barragens para o meio ambiente aquático.....	3
1.4 - O processo de eutrofização em reservatórios antigos.....	5
1.5 - Investigações em ecossistemas aquáticos com o uso de isótopos estáveis.....	7
2 – HIPÓTESE GERAL	9
3 – OBJETIVOS	10
3.1 - Objetivo geral.....	10
3.2 - Objetivos específicos.....	10
4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	11
4.1 - Capítulo I – Variações espaço-temporais da estrutura trófica da ictiofauna do primeiro reservatório da Amazônia central, após 40 anos de sua formação.....	12
4.1.1 - Introdução.....	15
4.1.2 - Materiais e métodos.....	17
4.1.3 - Resultados.....	20
4.1.4 - Discussão.....	28
4.1.5 - Referências bibliográficas.....	33
4.2 - Capítulo II – Isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e ^{15}N) como indicadores ecológicos dos impactos antrópicos na cadeia alimentar de peixes no primeiro reservatório hidrelétrico da Amazônia central.....	38
4.2.1 - Introdução.....	41
4.2.2 - Materiais e métodos.....	42
4.2.3 - Resultados.....	49
4.2.4 - Discussão.....	62
4.2.5 - Referências bibliográficas.....	68
5 – CONCLUSÕES GERAIS	74
6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL	75

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Tabela 1. Composição da dieta das 22 espécies de peixes analisadas em dois períodos de um ciclo hidrológico no reservatório da UHE de Curuá-Una. MC – Montante na cheia, ME – Montante na estiagem, JC – Jusante na cheia, JE – Jusante na estiagem. A – Alga, Ca – Camarão, Zoo – Zooplâncton, D – Detrito, E – Escama, Ia – Inseto adulto, Li – Larva de inseto, N – Nematódeo, Pi – Pupa de inseto, Pf – Perifíton, P- Peixe, Ri – Restos de insetos, Rv – Restos vegetais. n - Número de exemplares com conteúdo estomacal analisado.....21

Capítulo II

Tabela 1. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos das variáveis ambientais mensuradas ao longo de um período amostral no reservatório da UHE Curuá-Una.....50

Tabela 2. Análise dos componentes principais (PCA) relacionando os parâmetros físicos e químicos da água do período da cheia com o da estiagem nos dois trechos de amostragem no reservatório da UHE Curuá-Una. Variáveis mais representativas nos três primeiros eixos da PCA (*).....51

Tabela 3. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) das fontes autotróficas coletadas nos dois trechos de amostragem no reservatório da UHE Curuá-Una.....53

Tabela 4. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das fontes autotróficas coletadas nos dois trechos de amostragem no reservatório da UHE Curuá-Una.....53

Tabela 5. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a cheia a montante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total): somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).....57

Tabela 6. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a cheia a jusante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total):

somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).....58

Tabela 7. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a estiagem a montante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total): somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).....59

Tabela 8. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a estiagem a jusante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total): somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).....60

Tabela 9. Valores médios (\pm desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das espécies analisadas em cada trecho e período de amostragem. Z: Zooplantívora; P: Piscívora; L: Lepidófaga; A: Algívora; D: Detritívora; I: Insetívora; Inv: Invertívora; C: Carnívora; H: Herbívora.....61

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1. Localização dos pontos amostrados (P1 a P10) no reservatório da UHE de Curuá-Una, Amazônia Brasileira. ● Pontos a montante da barragem (P1 a P5); ▲ Pontos a jusante (P6 a P10).....18

Figura 2. Dendogramas de similiaridade das guildas tróficas identificadas através dos valores do índice de Importância Alimentar (IAi) sob a análise com o índice de Morisita-Horn. R_c - Coeficiente de correlação cofenética; Guildas: A- Algívora, C- Carnívora, D - Detritívora, H- Herbívora, I- Insetívora, Inv - Invertívora, P - Piscívora, Z - Zooplactívora, L- Lepidófaga. Espécies de peixes: *Auchenipterus nuchalis* (A.nu); *Anodus orinocensis* (A.ori); *Acestrorhynchus microlepis* (A.mic.); *Acestrorhynchus falcirostris* (A.fal); *Boulengerella maculata* (B.ma); *Catoprion mento* (C.mento); *Cichla pinima* (C.pin); *Hydrolycus tatauaia* (H.ta.); *Ilisha amazônica* (I.am.); *Pellona castelnaeana* (P.cast.); *Serrasalmus rhombeus* (S.rhomb.); *Leporinus fasciatus* (L.fasc.); *Potamorhina latior* (P.lat.); *Semaprochilodus insignis* (S.ins.); *Hemiodus microlepis* (H.mic.); *Platydoras armatulus* (P.arm.); *Bryconops alburnoides* (B.alb.); *Crenicichla strigata* (C.strig.); *Pimelodus ornatos* (P.orn.); *Myloplus rubripinnis* (M.rub.); *Geophagus altifrons* (G.alt.); *Hemiodus unimaculatus* (H.un.).....26

Figura 3: Representação gráfica da quantidade de exemplares analisados (a,b) e da quantidade de espécies componentes das guildas tróficas formadas (c,d) em dois períodos de um ciclo hidrológico no reservatório da UHE de Curuá-Una.....28

Capítulo II

Figura 1: Localização dos pontos amostrados (P1 a P10) no reservatório da UHE de Curuá-Una, Amazônia Brasileira. ● Pontos a montante da barragem (P1 a P5); ▲ Pontos a jusante (P6 a P10).....43

Figura 2: Distribuição de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das espécies componentes das guildas tróficas e das fontes autotróficas de energia analisadas na UHE Curuá-una em um ciclo hidrológico. **MC:** Montante na cheia; **JC:** Jusante na cheia; **ME:** Montante na estiagem; **JE:** Jusante na estiagem. **Guildas:** Zooplactívoros (+); Piscívoros (□); Algívoros (x); Detritívoros (o); Lepidófagos (◇);

Insetívoros (■); Carnívoros (Δ); Herbívoros (*); Invertívoros (∇). **Fontes autotróficas:** (●) Fitoplâncton; (-) POC; (I) Perifiton; (▲) Macrófitas; (0) Árvores. **Peixes:** *Auchenipterus nuchalis* (1); *Anodus orinocensis* (2); *Acestrorhynchus microlepis* (3); *Acestrorhynchus falcirostris* (4); *Boulengerella maculata* (5); *Catoprion mento* (6); *Cichla pinima* (7); *Hydrolycus tatauaia* (8); *Ilisha amazônica* (9); *Pellona castelnaeana* (10); *Serrasalmus rhombeus* (11); *Leporinus fasciatus* (12); *Potamorhina latior* (13); *Semaprochilodus insignis* (14); *Hemiodus microlepis* (15); *Platydoras armatulus* (16); *Bryconops alburnoides* (17); *Crenicichla strigata* (18); *Pimelodus ornatos* (19); *Myloplus rubripinnis* (20); *Geophagus altifrons* (21); *Hemiodus unimaculatus* (22).....56

1 - INTRODUÇÃO GERAL

1.1 - Os reservatórios como ecossistemas

Reservatórios são corpos de água artificiais formados através da interferência humana em ecossistemas naturais com o intuito de fornecer um recurso confiável e controlável que atenda a demanda de propostas como o controle de inundações, abastecimento humano e, principalmente, geração de energia elétrica (Agostinho *et al.*, 2007b). Por outro lado, o uso dos reservatórios tende a ser ampliado para outros fins, como: lazer, aquicultura, navegação entre outros. Desse modo, os reservatórios representam importantes ecossistemas artificiais que apoiam o desenvolvimento socioeconômico e, ao mesmo tempo impõem considerável impacto nos ecossistemas de água doce devido a sua permanente manipulação pelo homem (Rodrigues *et al.*, 2005).

Em virtude disso, a construção de reservatórios apresenta para o meio ambiente, do ponto de vista ecológico, econômico e social, impactos negativos como: modificações físicas, químicas e biológicas da água, alterações na fauna e na flora (Tundisi *et al.*, 2015), interferência nas atividades humanas como a exploração de minérios, dentre outros, e impactos positivos como: a ativação de estabelecimentos comerciais, abertura de novos mercados, avanços no setor de transporte e de comunicação, geração de energia elétrica a baixos custos, dentre outros (Goldemberg, 2015).

No Brasil, 80% da energia utilizada é gerada em fontes hidráulicas, a construção de reservatórios apresentou marcante expansão entre as décadas de 1920 e 1970 período em que surgiram mais de 700 barragens no país (International rivers, 2019; EPE, 2017). O objetivo primordial para a implementação de tais empreendimentos era suprir as demandas do crescimento urbano e industrial a partir de um melhor aproveitamento do potencial hidráulico do país. Nesse sentido, os próprios aspectos naturais do território nacional favoreciam a implementação de projetos hidroelétricos, considerando-se as extensas quantidades de recursos hídricos e os rios com declividades adequadas para a formação de grandes áreas alagadas (Goldemberg, 2015).

1.2 - Reservatórios na região amazônica

Ao final da década de 60, diante da otimização do aproveitamento de recursos naturais para acelerar o desenvolvimento socioeconômico do país o governo brasileiro avaliou pela primeira vez o potencial energético da região amazônica com planejamentos reais de implementar barragens em suas extensas áreas de rios (Coelho *et al.*, 2016).

Para isso, foram realizados muitos inventários sobre o potencial hidrelétrico na Amazônia legal principalmente após a fundação das Centrais Elétricas do Norte do Brasil – Eletronorte em 1973 (Silva Junior, 2018). A partir da constatação de que quase dois terços do potencial hidrelétrico do Brasil se encontram nos rios da bacia amazônica, iniciou-se pressão governamental para a construção de barragens visando o uso dos recursos naturais da Amazônia e foi nesse contexto que surgiram os primeiros reservatórios hidrelétricos na região norte (International rivers, 2019; Goldemberg, 2015).

Atualmente, muitas dessas usinas hidrelétricas (UHEs) ainda permanecem em funcionamento, como é o caso da UHE Silvio Braga, conhecida popularmente como a UHE Curuá-Una, primeira hidrelétrica da Amazônia Central situada ao noroeste do estado do Pará (Ligocki, 2003).

A barragem da UHE Silvio Braga foi construída no rio Curuá-Una, afluente da margem direita do rio Amazonas localizado entre os rios Tapajós e Xingu. Seu projeto inicial foi elaborado pela Eletroprojetos S.A. – Estudos de Projetos de Engenharia S. A, o qual foi instaurado na década de 1960 com o objetivo de suprir o abastecimento energético dos municípios de Santarém e Aveiro. O projeto inicial foi executado com a instalação de quatro turbinas que atuariam com um potencial máximo de 40 MW, implementadas em etapas diferentes a medida que a demanda por energia elétrica aumentasse na região (Ligocki, 2003; Saré, 2004).

No entanto, o crescimento populacional e conseqüentemente, o aumento na demanda local por energia elétrica superaram as expectativas dos estudos desenvolvidos no projeto inicial da represa o que exigiu que a demanda extra por energia passasse a ser fornecida pelo sistema interligado de Tucuruí (tramo oeste), enquanto a UHE de Curuá-Una permaneceu operando com suas três turbinas: duas instaladas na inauguração da represa em agosto de 1977 e a última em 1985, sendo a produção de 9,5 MW de potência útil em cada uma (Saré, 2003).

Assim como a usina hidrelétrica de Curuá-Una, outras barragens também foram construídas entre as décadas de 1970 e 1990 na região norte com os objetivos principais de gerar energia elétrica para as populações humanas e assim efetivar a ocupação da região amazônica em território nacional (Coelho *et al.*, 2016). Dessa forma, seria possível atender a premente demanda dos grandes projetos implantados estrategicamente, na Amazônia para estimular o desenvolvimento econômico do país a partir da exploração de recursos naturais. Como foi o caso da UHE de Coaracy Nunes (Amapá), primeira na Amazônia brasileira, criada para abastecer a empresa ICOMI (Indústria e Comércio de Minérios S. A) na exploração de manganês, além da UHE de Balbina (Amazonas), criada para abastecer a cidade de Manaus

onde foi estabelecida uma Zona Franca e também a UHE de Tucuruí (Pará), cujo objetivo principal era abastecer a cidade de Belém e o projeto Grande Carajás (Silva Junior, 2018).

De fato, essas usinas foram fundamentais para a expansão do setor elétrico e o desenvolvimento social e econômico do país, porém os prejuízos ambientais causados por tais empreendimentos são incontestáveis, uma vez que as referidas hidrelétricas foram construídas em épocas desprovidas de legislação específica para os impactos ambientais decorrentes dos grandes empreendimentos (Goldemberg, 2015).

Conseqüentemente, as usinas hidrelétricas brasileiras consideradas antigas (fechamento entre as décadas de 70 e 80) tornaram-se referência mundial em aspectos negativos no contexto ambiental. Nesse sentido, destaca-se a UHE Curuá-Uma, da qual não existem informações científicas pretéritas acerca das características limnológicas e ictiofaunísticas do rio formador antes da construção da barragem, além das hidrelétricas de Balbina e de Tucuruí que apresentam um enorme potencial de emissão de gases de efeito estufa (GEEs) (Fearnside, 2015).

Além dessas particularidades, umas das principais mudanças ambientais observadas em reservatórios formados no Brasil há mais de vinte anos é a intensa eutrofização artificial (Agostinho *et al.*, 2007b). Tal problemática é causada principalmente pelas atividades agrícolas desenvolvidas nas bacias hidrográficas e o pelo lançamento de esgotos sem tratamento provenientes das comunidades que habitam o entorno do reservatório (Agostinho *et al.*, 2008).

Esse cenário demonstra que nas últimas décadas o aumento quantitativo da população humana desencadeia uma série de pressões sobre os recursos naturais dentre os quais se destaca o aumento vertiginoso na demanda energética e alimentícia, o que torna os empreendimentos hidrelétricos fundamentais para a manutenção do bem-estar das sociedades modernas bem como do desenvolvimento de suas atividades produtivas (Goldemberg, 2015).

Assim, os subsídios fornecidos pelos reservatórios ao desenvolvimento socioeconômico do país promovem, por outro lado, drásticos impactos ambientais que se iniciam com a construção da barragem e estendem-se através da influência das atividades exercidas na bacia hidrográfica, da instabilidade hidrológica causada pela manipulação constante da barragem e pelos usos múltiplos do ambiente aquático (Pelicice *et al.*, 2015; Norris *et al.*, 2018).

1.3 - Conseqüências das barragens para o meio ambiente aquático:

No consenso ecossistêmico a construção de um reservatório consiste em uma perturbação antropogênica na dinâmica natural do ecossistema aquático e terrestre que promove uma gama de alterações abruptas e irreversíveis a toda a comunidade biológica, sem possibilitar

aos organismos o tempo necessário para as adaptações ao novo ambiente o que por sua vez impede o restabelecimento harmônico das funções do sistema (Agostinho *et al.*, 2016).

Entre as inúmeras modificações causadas pelo barramento de um rio destacam-se no ecossistema aquático as interferências cumulativas e contínuas na qualidade da água que conseqüentemente afetam de forma negativa o funcionamento da dinâmica biótica e abiótica do ecossistema além da alteração permanente na composição e estrutura da biodiversidade associada ao ambiente represado como é o caso da ictiofauna que habita o rio de origem da represa (Lira *et al.*, 2017).

Os impactos dos represamentos sobre a comunidade de peixes iniciam com a fragmentação das populações que inevitavelmente ocasiona efeitos deletérios sobre muitas espécies, em virtude da interrupção no fluxo gênico necessário para a manutenção da capacidade adaptativa dos seres vivos (Pelicice *et al.*, 2015). Nas espécies de peixes, essa depleção populacional afeta principalmente as de maior porte, que em geral são de hábito migratório, possuem alta longevidade e potencial reprodutivo baixo. Enquanto nas espécies de pequeno porte, sedentárias, com alto potencial reprodutivo e baixa longevidade (r-estrategistas) proliferam-se massivamente, devido, entre outros fatores, à elevada disponibilidade alimentar que favorece a natureza trófica onívoro-generalista da maioria dessas espécies (Agostinho *et al.*, 1999a; Lira *et al.*, 2017).

Desse modo, os processos de colonização posteriores ao barramento do rio estão diretamente relacionados à capacidade de adaptação das espécies às condições lacustres e também a flexibilidade alimentar dos peixes. Nesse sentido a plasticidade alimentar é considerada principal fator básico para o sucesso adaptativo das espécies desde os estágios iniciais de formação do reservatório até as demais mudanças sucessivas que ocorrem no ambiente. Uma vez que, todas as funções orgânicas do peixe dependem primordialmente, da energia que ele adquire através dos alimentos (Hahn e Fugi, 2007; Delariva *et al.*, 2013).

Dessa forma, em face aos distúrbios hidrológicos decorrentes da construção da barragem as estratégias alimentares dos peixes bem como a disponibilidade de recursos no meio são consideradas elementos fundamentais para a reorganização trófica da ictiofauna, à medida que os demais compartimentos da fauna e da flora também apresentam acomodações às novas condições impostas pelo novo ambiente ao longo do tempo (Lima *et al.*, 2018).

Nesse sentido, são observadas três fases principais nos processos de reestruturação trófica da comunidade de peixes, sendo a primeira caracterizada pelo intenso consumo de recursos alóctones resultantes da matéria orgânica inundada durante as fases de enchimento e o primeiro ano de formação do reservatório (Agostinho *et al.*, 2007b). Em contrapartida, a

segunda fase é marcada pela depleção na disponibilidade de alimentos alóctones e, por consequência, a ictiofauna passa a explorar vigorosamente os recursos autóctones, o que explica o sucesso adaptativo dos peixes com elevada plasticidade alimentar nesses dois primeiros períodos de composição do ambiente lótico (Hahn e Fugli, 2007).

A terceira fase se desenvolve a partir do sexto ano de formação do reservatório, quando os peixes apresentam uma relativa dependência trófica dos recursos autóctones. Nesse período, a maturidade do ecossistema é evidenciada através do restabelecimento harmônico de diversos processos físicos, químicos e biológicos os quais, de maneira inter-relacionada, conduzem o sistema como um todo para uma condição mais equilibrada. Tal condição traduz a maior capacidade do ambiente em suportar distúrbios que por ventura venham a acontecer como por exemplo, a introdução de espécies exóticas e o aporte excessivo de nutrientes seja este causado por meio de desastres ambientais, por atividades relacionadas à piscicultura ou por fontes pontuais e difusas presentes na bacia hidrográfica (Angelini *et al.*, 2005; Odum, 1969; Lima *et al.*, 2018).

Nesse contexto, as evidências ecológicas existentes até o momento são de que na terceira fase de desenvolvimento de um ambiente represado a ictiofauna apresente mais alterações em decorrência da contaminação por poluentes do que pelas oscilações hidrológicas artificiais provocadas pela manipulação da barragem (Oliveira *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2015). Tal fato destaca o importante papel desempenhado pelos peixes na biocenose de reservatórios e na avaliação da qualidade da água desses ambientes (Ribeiro Filho *et al.*, 2013; Carvalho *et al.*, 2017).

1.4 - O processo de eutrofização em reservatórios antigos

A construção de um reservatório é uma das atividades antrópicas que mais desordena os ambientes aquáticos e terrestres, pois além de afetar a composição e a estrutura da biodiversidade associada a esses ambientes a obstrução artificial de um rio também interfere diretamente na qualidade da água e conseqüentemente, no funcionamento de todo o ecossistema (Agostinho *et al.*, 1999a). Além do impacto inicial, os fatores físicos, químicos e biológicos do ambiente aquático são permanentemente influenciados pela conectividade existente entre o reservatório e sua bacia hidrográfica, em virtude dos inúmeros usos do solo no entorno da hidrelétrica, das descargas de nutrientes a médio e longo prazo, do material em suspensão entre outros fatores que catalisam o processo de eutrofização o qual por sua vez, se traduz em perdas do equilíbrio e da biodiversidade dos organismos aquáticos (Rodrigues *et al.*, 2005).

A eutrofização consiste em um aumento na produtividade de um sistema aquático, ou seja, é o processo de crescimento excessivo das plantas aquáticas. É um fenômeno resultante do aporte de nutrientes principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), trazidos pelas chuvas e águas superficiais que desgastam e lavam a superfície terrestre (Gomes e Miranda, 2001).

A eutrofização natural, por sua vez, é lenta e benéfica, pois aumenta a produtividade do ambiente e o torna ideal para a utilização por consumidores, tais como zooplâncton, moluscos, crustáceos e peixes. Por outro lado, a eutrofização artificial, isto é, de origem antrópica, contribui com uma elevada descarga de nutrientes em um intervalo de tempo muito curto (Wiegand *et al.*, 2016). A eutrofização artificial é mais frequente em lagos e reservatórios do que em rios, devido às condições ambientais que favorecem o crescimento de algas e outras plantas, tais como a baixa turbidez e a menor velocidade da água (Trindade *et al.*, 2014).

No caso dos reservatórios brasileiros, o processo de eutrofização tornou-se mais intenso nos últimos 20 anos devido ao aumento do uso de fertilizantes nas bacias hidrográficas, crescimento da população humana, aumento da urbanização sem tratamento de esgotos domésticos, além da ampliação das atividades industriais que despejam grande quantidade de nitrogênio e fósforo nos reservatórios. Aliado a estes fatores, a intensificação do uso múltiplo dos reservatórios, que por sua vez torna ainda mais complexo o gerenciamento de represas e de bacias hidrográficas (Fonseca, 2010).

Entre as diversas formas de uso múltiplo dos reservatórios destaca-se atualmente, o cultivo intensivo de peixes em tanques-rede, atividade esta que cresce continuamente no Brasil devido aos programas governamentais que incentivam o desenvolvimento do setor aquícola nacional (Ribeiro *et al.*, 2015). De fato, a criação intensiva de peixes em reservatórios produz inegáveis benefícios para a demanda alimentícia da crescente população humana, porém a problemática gerada pelos cultivos em tanques-rede é indiscutível quanto às grandes quantidades de dejetos orgânicos lançados diretamente no ambiente aquático na forma de excretas e ração não consumida (Moura *et al.*, 2014).

Entre os vários problemas causados pela eutrofização artificial em um reservatório, destacam-se: a inviabilidade para o abastecimento humano, a redução na capacidade da água para a geração de energia, alterações na estrutura de todas as comunidades aquáticas, frequentes florações de cianobactérias (Cotovicz Júnior *et al.*, 2013), aumento excessivo de macrófitas aquáticas, decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido e mortandades massivas de peixes (Wiegand *et al.*, 2016).

Nesse sentido, estudos recentes demonstram as interferências da eutrofização artificial inclusive na dinâmica natural do carbono e do nitrogênio do ecossistema aquático, produzindo

consequências diretas para o fluxo de energia e para a estrutura da cadeia alimentar fato que reitera aos estudos ecológicos de reservatórios a importância de um monitoramento conjunto entre a qualidade da água e a dinâmica trófica dos organismos no intuito de identificar as forças atuantes no processo de amadurecimento e de resiliência de um ambiente impactado pela construção de uma barragem (Regnier *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2015; Watson *et al.*, 2018a).

1.5 – Investigações em ecossistemas aquáticos com o uso de isótopos estáveis

Os estudos ecológicos desenvolvidos em ecossistemas aquáticos alterados por impactos antrópicos concentram esforços para identificar os sinais precoces de que, a médio ou a longo prazo, o ambiente possa sofrer um colapso em seus fatores bióticos e abióticos (Oczkowski *et al.*, 2018). Tal preocupação deriva das comprovações científicas quanto a extrema dificuldade em recuperar um ambiente que tenha sofrido distúrbios severos em sua dinâmica ecossistêmica. A identificação dos primeiros sinais de perturbação antropogênica favorece uma melhor restauração e conservação dos recursos naturais (Carpenter e Brock, 2006).

Dessa forma, as pesquisas ambientais recentes têm utilizado indicadores biológicos que rastreiam a influência das concentrações de nitrogênio total e fósforo total na qualidade da água, na composição das espécies e na produção primária com base nas alterações que a elevada quantidade de nutrientes promove na estrutura e na função dos diferentes componentes do ecossistema (Wang *et al.*, 2015; Watson *et al.*, 2018b; Oczkowski *et al.*, 2018). Nessa abordagem, a composição de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio dos organismos passou a ser utilizada como uma ferramenta alternativa para detectar os sinais de alterações ambientais nos ecossistemas aquáticos (Cole *et al.*, 2004; Bergfur *et al.*, 2009; Watson *et al.*, 2018b). Assim, considerando-se que a biota interage diretamente com todos os compostos físicos e químicos do ambiente, com base nas razões de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ torna-se possível identificar mudanças na ciclagem de carbono e de nitrogênio desde os produtores primários até os consumidores, no topo da cadeia alimentar (Vaudrey *et al.*, 2016; Zibulski *et al.*, 2017).

A análise de isótopos estáveis baseia-se na razão $\delta^{13}\text{C}/\delta^{12}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}/\delta^{14}\text{N}$, isto é, na variação natural entre os isótopos estáveis pesados e leves desses elementos no tecido do organismo e são comumente utilizados em estudos de ecologia trófica do ambiente aquático que visam a investigação da estrutura e do fluxo de energia das teias tróficas (Martinelli *et al.*, 1988; Kaymak *et al.*, 2018).

A composição isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) nos tecidos animais permite a determinação das fontes autotróficas de energia que sustentam os consumidores, ou seja, permite traçar o fluxo de energia na cadeia alimentar (Mao *et al.*, 2016). É considerada conservativa por

apresentar um fracionamento por nível trófico de aproximadamente 1‰, que pode ser constatado pelo valor isotópico do carbono no animal dividido pelo valor isotópico do carbono na dieta (Manetta e Benedito-Cecílio, 2003; Santos *et al.*, 2017). Enquanto o isótopo estável de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) é utilizado para a determinação do nível trófico de uma determinada espécie, pois, o padrão de fracionamento desse isótopo é em média de 3‰ de enriquecimento na medida em que se eleva o nível trófico na cadeia alimentar (DeNiro e Epstein, 1981; Minagawa e Wada, 1984; Kaymak *et al.*, 2018).

Por conta disso, a análise de isótopos estáveis é considerada um avanço nos estudos da ecologia trófica do ecossistema aquático e quando combinada a métodos convencionais como a análise da dieta permite ainda a identificação dos elos tróficos localizados entre os produtores e os consumidores, ampliando assim a compreensão da dinâmica da teia trófica (Silva Soares, 2010; Kaymak *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2019).

Em estudos recentes, os isótopos estáveis também foram utilizados como componentes importantes nas avaliações de fluxos naturais e especificamente como indicadores sensíveis da influência da eutrofização na estrutura e no fluxo de energia da cadeia alimentar em ecossistemas aquáticos (Bergfur *et al.*, 2009; Duda *et al.*, 2011; Huang *et al.*, 2013; Watson *et al.*, 2018b; Xu *et al.*, 2019). Embora os isótopos estáveis sejam uma excelente ferramenta para esclarecer as inter-relações tróficas na cadeia alimentar em pesquisas ecológicas, poucos estudos buscam entender como os impactos antrópicos podem afetar as interações tróficas no ambiente aquático (Rogers *et al.*, 2017; Yu *et al.*, 2018; Watson *et al.*, 2018b; Xu *et al.*, 2019). É importante considerar que mudanças nas condições ambientais, como o enriquecimento de nutrientes, implicam diretamente no funcionamento dos organismos aquáticos e provocam inclusive mudanças no comportamento alimentar dos consumidores o que, conseqüentemente, provoca desequilíbrio ecológico no ambiente (Fagan *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 2019).

Nesse contexto, o presente estudo foi desenvolvido no reservatório da UHE de Curuá-Una, um dos primeiros lagos artificiais da Amazônia formado há mais de quarenta anos, com a premissa de que a transformação de um rio em reservatório, a longo prazo, apresenta alterações nos processos físicos e químicos da água, resultantes do aporte excessivo de nutrientes o que por sua vez, promove impactos sobre a biota aquática que podem ser identificados na dinâmica trófica da ictiofauna.

2 – HIPÓTESE GERAL

As influências da eutrofização artificial na dinâmica trófica da ictiofauna, variam de acordo com as características ambientais nos diferentes períodos de um ciclo hidrológico e nos habitats explorados pelos peixes, a montante e a jusante da barragem da UHE de Curuá-Una.

3 - OBJETIVOS

3.1 - Objetivo Geral

Identificar se a qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de Curuá-Una influencia as fontes de energia e a estrutura trófica da cadeia alimentar das espécies de peixe mais abundantes e pertencentes a diferentes guildas tróficas.

3.2 - Objetivos Específicos

a) Identificar os possíveis elos tróficos das espécies de peixe mais abundantes capturadas em dois trechos do reservatório: a montante e a jusante da barragem.

b) Avaliar a qualidade da água, em relação a entrada de nutrientes oriundos do ambiente terrestre, a montante e a jusante da barragem.

c) Determinar as fontes de energia e o nível trófico das espécies de peixes mais abundantes, nos dois trechos de amostragem.

d) Investigar se a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da ictiofauna e dos produtores primários, varia espacial e temporalmente.

e) Identificar se a qualidade da água influencia as variações na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da ictiofauna e dos produtores primários.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo serão apresentados na forma de artigos científicos conforme descrito abaixo:

Capítulo I: Variações espaço-temporais da estrutura trófica da ictiofauna do primeiro reservatório da Amazônia central, após 40 anos de sua formação

Capítulo II: Isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) como indicadores ecológicos dos impactos antrópicos na cadeia alimentar de peixes no primeiro reservatório hidrelétrico da Amazônia Central

Capítulo 1

G. Silva-Prado; S. Melo. Variações espaço-temporais da estrutura trófica da ictiofauna do primeiro reservatório da Amazônia central, após 40 anos de sua formação. Manuscrito formatado para a revista *Scientia Plena*.

Resumo

O presente estudo avaliou os efeitos ecossistêmicos de um reservatório amazônico antigo sobre a dinâmica trófica da ictiofauna. As amostragens ocorreram na usina hidrelétrica de Curuá-Una, o primeiro reservatório da Amazônia Central, durante um ciclo hidrológico a montante e a jusante da barragem. A análise da dieta de 22 espécies de peixes foi realizada através do cálculo do Índice de Importância alimentar e revelou que a ictiofauna é sustentada pelos recursos autóctones. As espécies foram agrupadas em nove guildas (algívora, carnívora, zooplactívora, detritívora, lepidófaga, insetívora, piscívora, invertívora e herbívora) as quais variaram espaço-temporalmente em quantidade, tipo e composição. Com base nos resultados foi observado que apesar da baixa plasticidade alimentar dos peixes, existe uma grande variedade de guildas tróficas o que reflete uma estrutura trófica instável. A análise geral da estrutura trófica da ictiofauna demonstra que a grande variedade de interações tróficas, o predomínio de recursos autóctones e a tendência das espécies piscívoras e herbívoras para apresentar especificidade alimentar indicam que o reservatório de Curuá-Una apresenta sinais de estabilização trófica e, portanto, após quatro décadas de operação encontra-se em sua terceira fase de formação ecossistêmica.

Palavras-chave: Alimentação, estabilização trófica, peixes amazônicos, reservatório tropical

Abstract

This study evaluated the effects of an old reservoir Amazonian on the trophic dynamics of the ichthyofauna. The samples were taken at the Curuá-Una hydroelectric, the first Central Amazon reservoir, during a hydrological cycle upstream and downstream of the dam. The analysis of the diet of 22 fish species was made by the calculation of the Alimentary Importance Index (IAi) and this showed that ichthyofauna is sustained by autochthonous resources. The species were clustered in nine guilds (algivorous, carnivorous, zooplanktivorous, detritivorous, lepidophagous, insectivorous, piscivorous, invertivorous and herbivorous) which varied spatially and temporally in quantity, type and composition. The results indicate that despite the low alimentary plasticity of the fishes there is a great variety of trophic guilds, which reflects an unstable trophic structure. The general analysis of the trophic structure of ichthyofauna shows that the great variety of trophic interactions, the predominance of autochthonous resources and the tendency of piscivorous and herbivorous species to present alimentary specificity indicate that the Curuá-Una reservoir come up with trophic stabilization signals, therefore after four decades of operating, it is in its third phase of ecosystemic formation.

Keywords: Feeding, trophic stabilization, amazonian fish, tropical reservoir

1. INTRODUÇÃO

Reservatórios são sistemas artificiais formados para atender demandas relacionadas a geração de energia, controle de inundações e abastecimento para irrigação e consumo humano [1]. No Brasil, a dependência das fontes hidráulicas de energia elétrica resulta da vasta quantidade de recursos hídricos em território nacional e também das declividades dos rios que favorecem a formação de grandes lagos, apropriados para a construção de centrais elétricas [2, 3].

A construção desses empreendimentos para a geração de hidroeletricidade fortaleceu-se no Brasil entre as décadas de 1960 e 1970, quando foram construídas várias barragens em diversas bacias hidrográficas do país. Muitas dessas usinas hidrelétricas ainda permanecem em pleno funcionamento, como é o caso da UHE Silvío Braga, conhecida popularmente como a UHE de Curuá-Una, primeira hidrelétrica da Amazônia Central [4, 5].

Diante da crescente e permanente demanda por energia elétrica para a manutenção de vida das populações o Plano de Expansão de Energia 2026 (PDE 2026) de médio e longo prazo do governo brasileiro é de acrescentar 3GW ao fornecimento de energia elétrica do país a partir da construção de 15 reservatórios, dos quais três serão na Amazônia e responderão por cerca de 40% (1,198 MW) dessa expansão hidroelétrica prevista [6].

No entanto, do ponto de vista ambiental esse cenário de desenvolvimento do setor elétrico brasileiro é preocupante pois, embora os reservatórios sejam importantes para o desenvolvimento socioeconômico das sociedades modernas, tais empreendimentos interferem de forma irreversível na estrutura das comunidades aquáticas. Nesse sentido, destaca-se entre os principais resultados negativos para a biota as mudanças temporais e espaciais na alimentação dos peixes, devido à instabilidade na oferta de alimentos provocada pelos distúrbios hidrológicos [7, 8, 9].

Através de estudos sobre a ecologia trófica tornou-se possível avaliar a influência de uma barragem na estrutura trófica dos peixes e assim elucidar questões sobre os processos gradativos de reorganização de um ecossistema após a interferência humana em sua dinâmica natural [10, 11, 12]. Nessa abordagem, a análise do conteúdo estomacal se consolidou como uma pesquisa de monitoramento dos impactos causados pelos represamentos às interações bióticas, tendo em vista que a identificação do alimento consumido fornece informações sobre a dinâmica estrutural da ictiofauna, seus diferentes grupos tróficos e as inter-relações entre seus componentes [10, 13, 14].

Os estudos da alimentação de peixes, desenvolvidos nas duas últimas décadas em reservatórios, têm demonstrado alterações relevantes na estrutura trófica da ictiofauna após o

represamento do rio formador [8, 12, 15]. Dessa forma, o conhecimento obtido através de tais pesquisas contribuiu para a identificação de três fases tróficas da ictiofauna após a formação de um reservatório. A primeira fase, foi caracterizada como o período de impulso trófico, devido a assembleia apresentar intenso consumo de recursos de origem alóctone principalmente, de vegetação e de invertebrados. Esse estágio, ocorre entre a fase de enchimento e o primeiro ano de formação do lago artificial, em virtude da elevada produtividade primária ocasionada pela entrada de nutrientes, oriundos da flora inundada [16, 17].

A partir do terceiro ou quinto ano de formação do reservatório, passa a se desenvolver uma segunda fase de desenvolvimento do ambiente, denominada como o período de depressão trófica, no qual o consumo de recursos alóctones reduz gradativamente e os peixes passam a consumir de forma intensa os recursos de origem autóctone [18, 19]. Nessas duas primeiras fases de formação do reservatório as assembleias são constituídas por espécies com elevada plasticidade alimentar, sendo este um fator fundamental para o sucesso adaptativo das populações remanescentes [20, 21].

A terceira fase de um reservatório corresponde a um período de acomodação ou estabilização trófica quando a alimentação dos peixes é constituída predominantemente por recursos de origem autóctone e a assembleia apresenta riqueza elevada [15, 22]. Esse terceiro momento, se estabelece à medida que os processos de desenvolvimento do ecossistema prosseguem em direção a uma condição mais equilibrada, obedecendo assim a uma perspectiva temporal instituída na abordagem de sucessão ecológica [23, 24].

Entretanto, a compreensão científica sobre os fatores que determinam a reorganização trófica da ictiofauna, em um reservatório até a terceira fase de desenvolvimento, ainda é incipiente em muitas Bacias hidrográficas brasileiras [11, 25, 26]. No caso da Bacia Amazônica, a quantidade de informações sobre esses ambientes é ainda mais limitada, embora a região possua reservatórios antigos como o da usina hidrelétrica de Curuá-Uma, que opera desde agosto de 1977 e, conseqüentemente, apresenta um cenário de maturidade ecossistêmica viável para investigar os efeitos a longo prazo de um reservatório sobre a dinâmica trófica da ictiofauna [27, 28, 29].

Embora os reservatórios comprometam a ictiofauna, esses empreendimentos também são os únicos ambientes onde é possível a determinação exata da idade do sistema e por essa razão, fornecem uma oportunidade única, em condições ecológicas reais, para identificar padrões nos aspectos tróficos dos organismos e assim, compreender como e, em quanto tempo, a comunidade aquática desenvolve respostas biológicas que contribuam com o processo de

resiliência de um ecossistema, após a interferência drástica de uma barragem em seu funcionamento natural [8, 17].

Nesse contexto, o presente trabalho objetivou identificar a estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório que opera há mais de quatro décadas, tendo como base o estudo da alimentação dos peixes e as variações espaço-temporais nas guildas tróficas formadas, considerando-se que os resultados deste estudo serão fundamentais, tanto na aquisição de informações relativas às estratégias alimentares da ictiofauna em um reservatório na terceira fase de desenvolvimento, como também no aumento da compreensão da dinâmica da cadeia trófica em um ecossistema amazônico impactado por barragem, o que por sua vez subsidiará medidas de conservação e manejo para a mitigação dos efeitos negativos causados por tais empreendimentos sobre a comunidade biológica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A usina hidrelétrica de Curuá-Una localiza-se a cerca de 80 km da cidade de Santarém, Pará no rio Curuá-Una, afluente da margem direita do rio Amazonas.

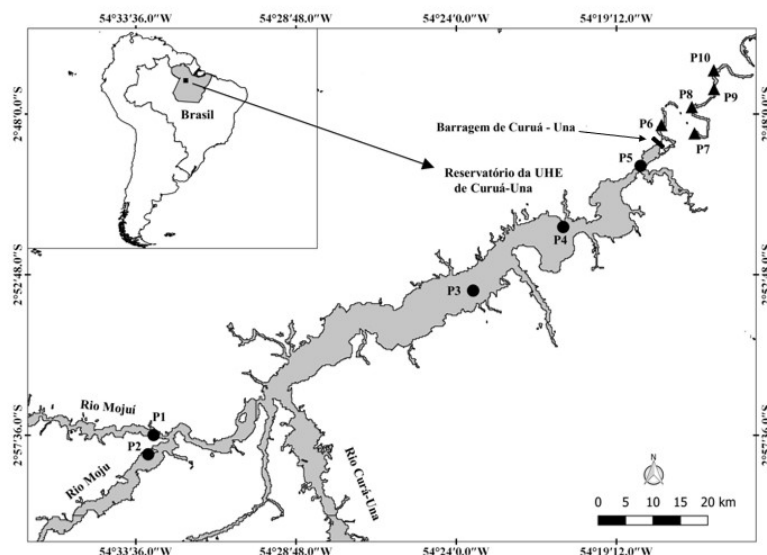


Figura 1: Localização dos pontos amostrados (P1 a P10) no reservatório da UHE de Curuá-Una, Amazônia Brasileira. ● Pontos a montante da barragem (P1 a P5); ▲ Pontos a jusante (P6 a P10).

2.2 Amostragem dos peixes

As coletas foram realizadas em abril (período chuvoso) e novembro (período de estiagem) de 2017 (Vale et al., 2016), ao longo de dois trechos da UHE de Curuá-Una,

(Santarém, Pará): à montante e à jusante da barragem, sendo distribuídas em cada trecho cinco estações de coleta o que resultou em dez pontos amostrais (Figura 1).

Os peixes foram capturados com o auxílio de cinco redes de espera (Comprimento: 5 m; Altura: 1,5 m), com diferentes tamanhos de malhas (30, 40, 50, 60, 70, 80, 100 e 120 mm entre nós opostos), instaladas ao entardecer e recolhidas ao amanhecer, permanecendo expostas dessa forma, por 12 horas em cada trecho. Os exemplares capturados, foram imediatamente acondicionados em gelo e conduzidos ao laboratório para a fixação em solução de formalina 10%, sendo depositados espécimes-testemunho na coleção ictiológica da Universidade Federal do Oeste do Pará.

2.3 Análise de dados e categorizações tróficas

Para se obter uma representatividade confiável das características avaliadas nas populações de peixes a análise da dieta foi desenvolvida somente em espécies que apresentaram no mínimo quatro exemplares com conteúdo no estômago ($n \geq 4$) em cada trecho (montante e jusante) e período (cheia e estiagem) de amostragem. Foram utilizados somente estômagos de indivíduos adultos, com o intuito de evitar possíveis influências ontogenéticas [13].

Os exemplares foram eviscerados e seus conteúdos estomacais analisados sob microscópio estereoscópico e óptico. Os recursos alimentares foram identificados com o auxílio de bibliografias apropriadas para cada grupo [30, 31, 32].

Com base na identificação do conteúdo estomacal, foram calculadas as frequências de ocorrência e o volume relativo, associados ao cálculo de Índice de importância alimentar (IA_i) [33], o qual permite distinguir adequadamente a importância relativa de cada item.

$$IA_i = \frac{Fi \cdot Vi}{\sum (Fi \cdot Vi)}$$

Onde:

IA_i = Índice alimentar

Fi = Frequência de ocorrência de cada item

Vi = Volume relativo de cada item.

A importância dos itens alimentares na dieta de cada espécie foi calculada para todos os períodos e trechos analisados (montante e jusante). Considerou-se como critério para determinar o hábito alimentar da espécie, o predomínio do item ingerido com $IA_i \geq 60\%$ [34]. Para as espécies em que este critério não foi atingido ($IA \geq 60\%$), o hábito alimentar da espécie

foi determinado a partir da somatória dos itens de acordo com a sua origem (animal, vegetal ou detritos) [35].

Para a identificação das guildas, os valores do IAI das espécies foram alocados em uma matriz de similaridade elaborada com o auxílio do índice de Morisita-Horn [36], a partir da qual foi realizada uma Análise de Agrupamento não hierárquica com base no método de ligação UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*). O método de agrupamento descreve o padrão de similaridade entre as espécies. Para investigar a confiabilidade das conclusões baseadas na interpretação do dendograma, foi determinada a correlação cofenética sendo, $r_c = 0,80$ o valor do critério de fidelidade adotado [37].

No intuito de avaliar as possíveis diferenças, no número de espécies que formaram as guildas e também no número de guildas identificadas em cada local e período de coleta, foi realizado um teste não paramétrico (Kruskal- Wallis (H), uma vez que os dados originais não atenderam aos pressupostos de normalidade e de homocedasticidade exigidos pela ANOVA. Para a análise de agrupamento e estatística dos dados foi utilizado o software *Paleontological Statistics* (PAST, versão 3.15) [38].

Em seguida, foi realizada uma combinação avaliativa entre o agrupamento gerado pelo método de ligação e a classificação proposta por Hahn et al. (1998) [39], sendo as espécies distribuídas nas seguintes guildas tróficas:

- a) Insetívora: formada por espécies cuja dieta foi composta predominantemente por larvas, pupas e adultos de insetos aquáticos e terrestres;
- b) Carnívora: guilda com as espécies que consumiram alimentos de origem animal sem alguma predominância de vertebrados e invertebrados em geral;
- c) Invertívora: guilda representada por espécies que consumiram invertebrados em geral (aquáticos e terrestres) inclusive insetos, todos em diferentes fases de desenvolvimento e sem predominância de determinados itens entre eles;
- d) Herbívora: representada por espécies que consumiram predominantemente, plantas vasculares terrestres e/ou aquáticas ou em iguais proporções ao consumo de algas;
- e) Detritívora: guilda com espécies que consumiram matéria orgânica altamente particulada, amorfa, em diversos estágios de decomposição e de forma associada ao consumo de partículas inorgânicas (areia e/ou silte);
- f) Piscívora: constituída por espécies com consumo predominante de peixes inteiros ou fragmentos destes (músculos, gordura, nadadeiras, raios de nadadeiras, etc.);

g) Zooplantívora: guilda constituída por espécies que consumiram microcrustáceos (Conchostraca, copépodos, cladóceras), tecamebas e rotíferos.

h) Algívora: guilda formada por espécies com consumo predominante de algas do perifiton e do fitoplancton;

i) Lepidófaga: constituída por espécies que apresentaram predominantemente, o consumo de escamas.

3. RESULTADOS

Foram capturadas 39 espécies, sendo que apenas 22 (56,4%) delas, pertencentes a quatro ordens e a 14 famílias, apresentaram $n \geq 4$ nas amostragens realizadas e por essa razão as mesmas foram selecionadas para a análise da dieta, de similaridade e de categorização trófica. Foram analisados 824 exemplares dos quais 751 continham alimento no estômago. Nas dietas analisadas foram identificados diferentes recursos alimentares predominantemente, de origem autóctone como algas (fitoplâncton, perifiton e também as cianobactérias), camarão, zooplâncton, detritos, escamas, insetos aquáticos e terrestres (larvas, pupas, adultas), nematódeos, peixe e restos vegetais. Os restos de insetos adultos terrestres (Tabela 1: Ri) encontravam-se sob digestão avançada. Cada guilda alimentar formada apresentou um ou dois recursos predominantes na dieta das espécies componentes (Tabela 1).

Desse modo, por meio dos valores dos itens alimentares calculados pelo IAI foram identificadas no total das amostragens nove guildas tróficas: algívora, carnívora, zooplantívora, detritívora, lepidófaga, insetívora, piscívora, invertívora e herbívora. No entanto, em virtude de mudanças no consumo dos itens alimentares a análise de similaridade revelou variações espaço-temporais no número, tipo e composição das guildas. Durante a cheia, foram identificadas nove guildas à montante e oito à jusante, enquanto na estiagem foram identificadas sete à montante e oito à jusante, embora a variação espaço-temporal no número de guildas não tenha ocorrido de forma estatisticamente significativa ($H = 8,67$). As espécies que mais se destacaram com variações espaço-temporais na dieta e, por consequência apresentaram maior influência nas alterações de composição e tipo das guildas foram: *Auchenipterus nuchalis*, *Acestrorhynchus microlepis*, *Catoprion mento*, *Crenicichla strigata*, *Ilisha amazonica*, *Myloplus rubiprinis*, *Pimelodus ornatus* e *Serrasalmus rombheus* (Figura 2).

Tabela 1: Composição da dieta das 22 espécies de peixes analisadas em dois períodos de um ciclo hidrológico no reservatório da UHE de Curuá-Una. MC – Montante na cheia, ME – Montante na estiagem, JC – Jusante na cheia, JE – Jusante na estiagem. Itens alimentares: A – Algas, Ca – Camarão, Zoo – Zooplâncton, D – Detrito, E – Escama, Ia – Inseto adulto, Li – Larva de inseto, N – Nematódeo, Pi – Pupa de inseto, P- Peixe, Ri – Restos de insetos, Rv – Restos vegetais. n - Número de exemplares com conteúdo estomacal analisado.

IAi															
ESPÉCIE	LOCAL E PERÍODO	ITENS ALIMENTARES											CATEGORIA TRÓFICA	n	
		A	Ca	Zoo	D	E	Ia	Li	N	Pi	Px	Ri			Rv
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	MC	-	-	0,7	0,1	-	0,1	-	-	0,04	0,03	-	0,03	Zooplancívoro	50
	ME	-	0,04	0,94	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	Zooplancívoro	50
	JC	-	-	0,7	-	-	0,2	-	-	-	-	-	0,08	Zooplancívoro	48
	JE	-	-	0,3	-	-	0,3	-	-	0,4	-	-	-	Invertívoro	33
<i>Anodus orinocensis</i> (Steindachner, 1887)	MC	-	-	0,6	-	-	-	0,2	0,2	-	-	-	-	Zooplancívoro	4
	ME	-	-	0,8	0,05	-	-	0,1	0,05	-	-	-	-	Zooplancívoro	4
	JC	-	-	0,98	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	Zooplancívoro	6
	JE	-	-	0,9	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	Zooplancívoro	6
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)	MC	-	-	-	0,1	0,2	-	-	-	-	0,6	-	-	Piscívoro	6
	ME	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	Piscívoro	4
	JC	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	0,6	-	-	Piscívoro	5
	JE	-	-	0,5	-	0,3	-	-	-	-	0,2	-	-	Carnívoro	6
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	MC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	Piscívoro	4
	ME	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	0,9	-	-	Piscívoro	4
	JC	-	0,02	-	0,06	-	-	-	-	-	0,9	-	-	Piscívoro	5
	JE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	-	0,1	Piscívoro	8
<i>Bryconops alburnoides</i> (Kner, 1858)	MC	-	-	0,05	0,05	-	0,9	-	-	-	-	-	-	Insetívoro	4
	ME	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	Insetívoro	4
	JC	-	-	0,02	0,02	-	0,96	-	-	-	-	-	-	Insetívoro	5
	JE	-	-	-	0,3	-	0,7	-	-	-	-	-	-	Insetívoro	7

Continuação...

IAi															
ESPÉCIE	LOCAL E PERÍODO	ITENS ALIMENTARES											CATEGORIA TRÓFICA	n	
		A	Ca	Zoo	D	E	Ia	Li	N	Pi	Px	Ri			Rv
<i>Boulengerella maculata</i> (Valenciennes, 1850)	MC	-	-	0,05	0,05	-	-	-	-	-	0,9	-	-	Piscívoro	7
	ME	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	0,96	-	-	Piscívoro	4
	JC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	-	0,1	Piscívoro	5
	JE	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	0,9	-	-	Piscívoro	7
<i>Catoprion mento</i> (Cuvier, 1819)	MC	-	-	-	0,06	0,35	0,19	-	-	-	0,1	-	0,3	Carnívoro	6
	ME	-	-	-	0,2	0,4	-	-	-	-	0,4	-	-	Piscívoro	4
	JC	-	-	-	0,2	0,6	-	-	-	-	0,2	-	-	Lepidófago	5
	JE	-	-	-	-	0,6	-	-	-	-	0,4	-	-	Lepidófago	5
<i>Cichla pinima</i> (Kullander & Ferreira, 2006)	MC	0,01	-	-	-	0,06	0,03	-	-	-	0,9	-	-	Piscívoro	4
	ME	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	0,7	-	-	Piscívoro	5
	JC	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	0,9	-	0,02	Piscívoro	5
	JE	0,1	-	-	0,07	-	0,03	-	-	-	0,8	-	-	Piscívoro	4
<i>Crenicichla strigata</i> (Gunther, 1862)	MC	-	-	0,2	-	-	0,1	0,3	-	-	-	-	0,4	Invertívoro	10
	ME	0,01	-	-	0,07	-	0,6	0,1	-	-	-	-	0,1	Insetívoro	10
	JC	0,3	-	-	0,1	-	0,2	0,3	-	-	-	-	0,1	Insetívoro	10
	JE	0,01	-	-	-	-	0,4	0,5	-	-	-	-	0,09	Insetívoro	10
<i>Geophagus altifrons</i> (Heckel, 1840)	MC	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	0,9	Herbívoro	13
	ME	0,1	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	0,8	Herbívoro	6
	JC	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	0,95	Herbívoro	4
	JE	0,15	-	-	0,03	-	0,01	-	-	-	-	-	0,8	Herbívoro	4

Continuação...

IAi																
ESPÉCIE	LOCAL E PERÍODO	ITENS ALIMENTARES												CATEGORIA TRÓFICA	n	
		A	Ca	Zoo	D	E	Ia	Li	N	Pi	Px	Ri	Rv			
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	MC	0,43	-	-	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	Herbívoro	15
	ME	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	0,96	Herbívoro	9
	JC	0,1	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	Herbívoro	28
	JE	-	-	-	-	-	0,17	-	-	-	-	-	-	0,83	Herbívoro	69
<i>Hemiodus microlepis</i> (Kner, 1858)	MC	-	-	-	0,95	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	Detritívoro	4
	ME	-	-	0,02	0,96	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	Detritívoro	7
	JC	-	-	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	Detritívoro	7
	JE	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	Detritívoro	4
<i>Hydrolycus tatauaia</i> (Toledo-Piza, Menezes & Santos, 1999)	MC	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	4
	ME	0,97	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	4
	JC	0,85	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	Piscívoro	4
	JE	0,94	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	Piscívoro	4
<i>Ilisha amazônica</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	MC	-	-	-	0,2	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	Lepidófaga	4
	ME	0,41	-	-	0,17	0,35	0,04	-	0,02	-	-	-	-	-	Piscívoro	4
	JC	0,7	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	5
	JE	0,5	-	-	0,2	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	4
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	MC	0,69	-	-	0,1	-	0,09	-	0,02	-	-	-	-	0,1	Algívoro	7
	ME	0,68	-	-	0,11	-	0,06	-	-	-	-	-	-	0,14	Algívoro	4
	JC	0,6	-	-	0,1	-	0,07	-	0,03	-	-	-	-	0,2	Algívoro	4
	JE	0,64	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	0,11	Algívoro	5

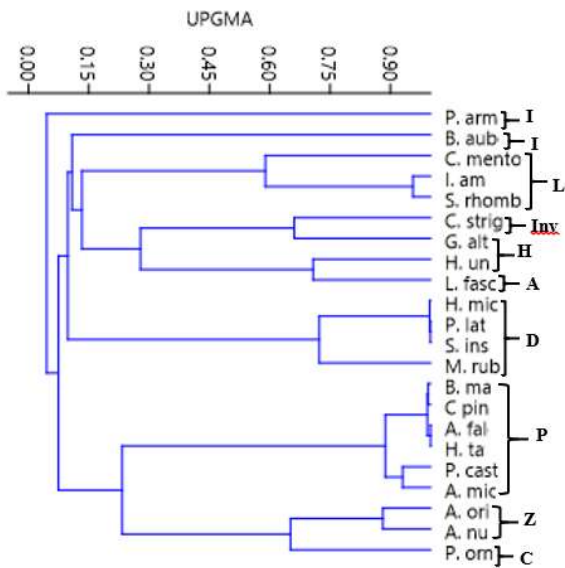
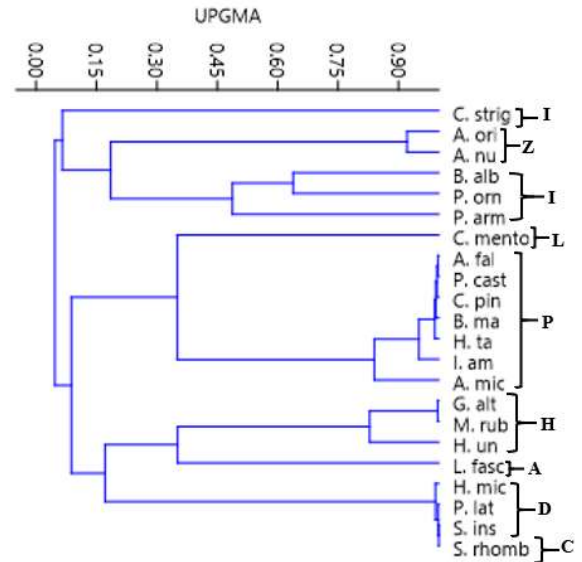
Continuação...

IAi															
ESPECIE	LOCAL E PERÍODO	ITENS ALIMENTARES												CATEGORIA TRÓFICA	n
		A	Ca	Zoo	D	E	Ia	Li	N	Pi	Px	Ri	Rv		
<i>Myloplus rubripinnis</i> (Muller & Troschel, 1844)	MC	-	-	-	0,54	-	-	-	-	0,45	-	-	0,006	Detritívoro	5
	ME	-	-	-	0,23	-	-	-	-	0,02	-	-	0,74	Herbívoros	4
	JC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	Herbívoros	4
	JE	-	-	-	0,48	-	-	-	-	0,02	-	-	0,5	Herbívoros	4
<i>Pimelodus ornatos</i> (Kner, 1858)	MC	0,4	-	0,39	0,02	-	-	-	-	0,1	-	-	0,09	Carnívoro	4
	ME	0,5	-	0,2	0,02	-	0,04	-	-	0,2	-	-	0,04	Carnívoro	4
	JC	-	-	0,1	0,2	-	0,4	-	-	0,3	-	-	-	Insetívoro	11
	JE	0,2	-	0,3	-	-	0,1	-	-	-	-	-	0,4	Carnívoro	6
<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)	MC	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	Detritívoro	4
	ME	-	-	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	0,1	Detritívoro	31
	JC	-	-	-	0,96	-	-	-	-	-	-	-	0,04	Detritívoro	5
	JE	-	-	-	0,92	-	-	-	-	-	-	-	0,07	Detritívoro	4
<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	MC	0,64	-	-	0,3	0,04	-	-	-	-	-	0,01	-	Piscívoro	4
	ME	0,33	-	-	0,27	0,35	-	-	-	-	-	-	0,03	Piscívoro	4
	JC	0,92	-	-	0,03	0,02	-	-	-	-	-	0,02	-	Piscívoro	5
	JE	0,84	-	-	0,06	0,09	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	6
<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	MC	-	-	-	-	-	0,09	0,9	-	-	-	-	-	Insetívoro	4
	ME	-	-	-	-	-	0,05	0,95	-	-	-	-	-	Insetívoro	4
	JC	-	-	0,05	0,01	-	0,39	0,55	-	-	-	-	-	Insetívoro	7
	JE	-	-	-	-	-	0,2	0,8	-	-	-	-	-	Insetívoro	5

Continuação...

Iai																
ESPÉCIE	LOCAL E PERÍODO	ITENS ALIMENTARES												CATEGORIA TRÓFICA	n	
		A	Ca	Zoo	D	E	Ia	Li	N	Pi	Px	Ri	Rv			
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine, 1841)	MC	0,02	-	-	0,98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Detritívoro	4
	ME	-	-	-	0,96	-	-	-	-	-	-	-	0,04	Detritívoro	4	
	JC	-	-	-	0,98	-	-	-	-	-	-	-	0,01	Detritívoro	4	
	JE	0,01	-	-	0,97	-	-	-	-	-	-	-	0,02	Detritívoro	6	
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	MC	-	-	-	0,01	0,99	-	-	-	-	-	-	-	Lepidófago	4	
	ME	0,6	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	8	
	JC	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	4	
	JE	0,6	-	-	0,2	0,2	-	-	-	-	-	-	-	Piscívoro	5	

CHEIA

Montante ($R_c = 0,89$)Jusante ($R_c = 0,95$)

ESTIAGEM

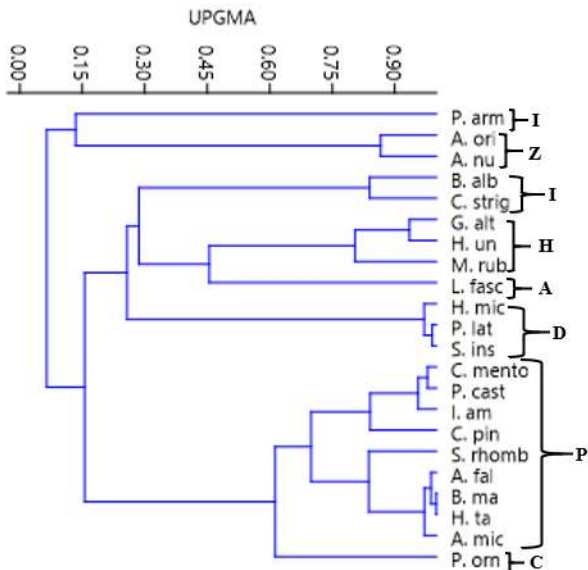
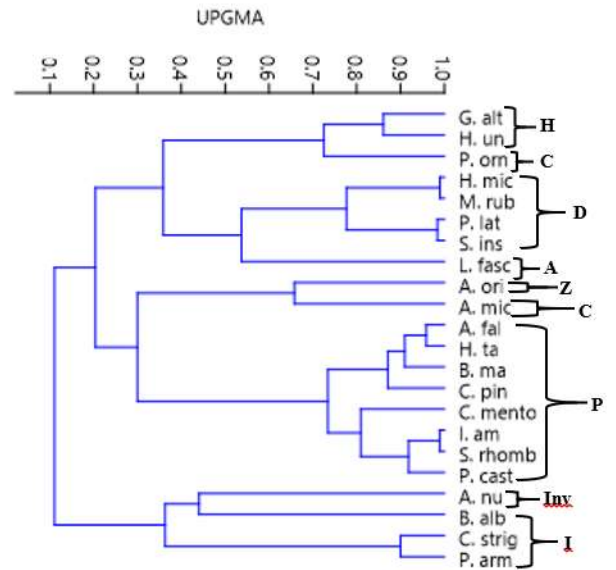
Montante ($R_c = 0,92$)Jusante ($R_c = 0,84$)

Figura 2: Dendogramas de similaridade das guildas tróficas identificadas através dos valores do índice de Importância Alimentar (IAi) sob a análise com o índice de Morisita-Horn. R_c - Coeficiente de correlação cofenética; Guildas: A- Algívora, C- Carnívora, D - Detritívora, H-Herbívora, I- Insetívora, Inv - Invertívora, P - Piscívora, Z - Zooplantívora, L- Lepidófaga. Espécies de peixes: *Auchenipterus nuchalis* (A. nu); *Anodus orinocensis* (A.ori); *Acestrorhynchus microlepis* (A. mic.); *Acestrorhynchus falcirostris* (A. fal); *Boulengerella maculata* (B.ma); *Catoprion mento* (C. mento); *Cichla pinima* (C.pin); *Hydrolycus tatauaia* (H.ta.); *Ilisha amazônica* (I. am.); *Pellona castelnaeana* (P.cast.); *Serrasalmus rhombeus* (S.rhomb.); *Leporinus fasciatus* (L.fasc.); *Potamorhina latior* (P.lat.); *Semaprochilodus insignis* (S.ins.); *Hemiodus microlepis* (H.mic.); *Platydoras armatulus* (P.arm.); *Bryconops alburnoides* (B.alb.); *Crenicichla strigata* (C.strig.); *Pimelodus ornatos* (P.orn.); *Myloplus rubripinnis* (M.rub.); *Geophagus altifrons* (G.alt.); *Hemiodus unimaculatus* (H.un.).

Em relação a categorização trófica, enquanto *H. unimaculatus* foi herbívora em todos os locais de coleta ao longo de todo o ciclo hidrológico, *A. nuchalis* atuou na guilda zooplantívora nas duas regiões de coleta somente na cheia pois na estiagem tal espécie foi zooplantívora somente à montante uma vez que a jusante passou a ingerir insetos terrestres o que a caracterizou como invertívora. A guilda piscívora foi a que predominou com a maior quantidade de espécies nas duas zonas de amostragem durante todo o ciclo hidrológico representando sozinha aproximadamente 35% do total de espécies analisadas. Quanto a maior quantidade de exemplares a guilda zooplantívora predominou durante a cheia nos dois trechos de coleta enquanto na estiagem a guilda herbívora destacou-se como a mais importante a jusante e a zooplantívora manteve-se predominante a montante (Figura 3).

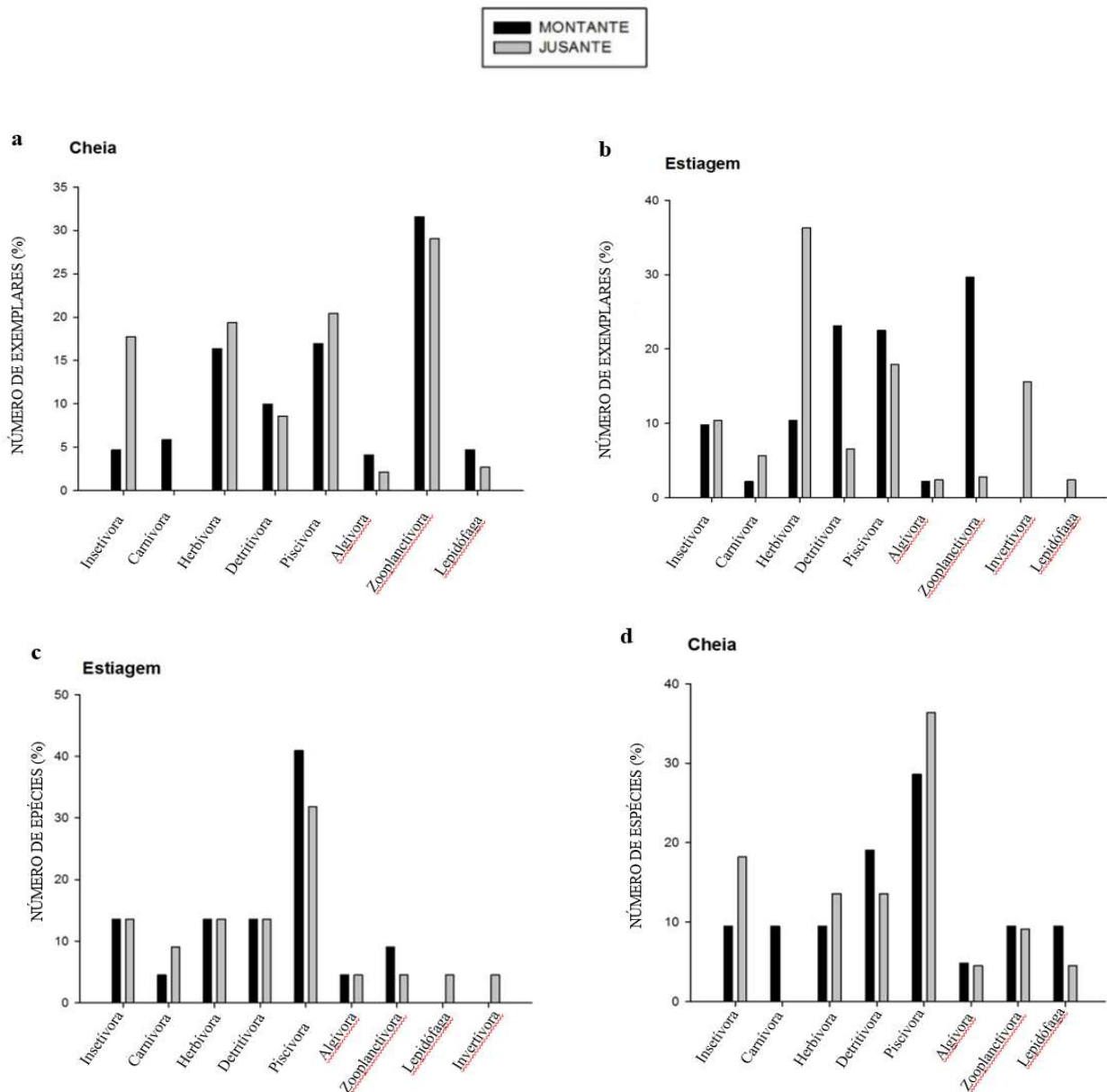


Figura 3: Representação gráfica da quantidade de exemplares analisados (a,b) e da quantidade de espécies componentes das guildas tróficas formadas (c,d) em dois períodos de um ciclo hidrológico no reservatório da UHE de Curuá-Una.

4. DISCUSSÃO

Analisar as estratégias alimentares da ictiofauna, após um longo tempo de formação de um reservatório, consiste em esclarecer a dinâmica das interações entre os peixes e os alimentos disponíveis, na medida em que se implementam os processos biológicos que constituem o período de homeostase ecológica, considerado a terceira fase de um represamento [24, 26]. Nesse contexto, o presente estudo constatou que após quarenta anos de operação o reservatório de Curuá-Una apresenta ictiofauna com grande variedade de guildas tróficas, embora a plasticidade alimentar das espécies aparente ser menos intensa do que em geral é observado nas

fases iniciais de formação de um reservatório. Além disso, a prevalência das espécies forrageiras nas capturas, a elevada quantidade de piscívoros, o predomínio de recursos autóctones nas dietas avaliadas e a especificidade alimentar em piscívoros e herbívoros, sugerem que o reservatório se encontra sob o delineamento da fase de estabilização trófica do meio.

As variações espaço-temporais constatadas no tipo, número e composição das guildas tróficas neste estudo, resultam de mudanças na alimentação das espécies. Isso devido a plasticidade alimentar que lhes possibilita realizar ajustes tróficos, à medida que o regime hidrológico praticado no reservatório influencia a disponibilidade de recursos alimentares no meio. Tais resultados corroboram os registros efetuados no reservatório de Salto Caxias, também considerado antigo, onde foi identificado que os peixes consumiram diferentes recursos alimentares ao longo do espaço e do tempo e gradativamente, passaram a ocupar diferentes guildas tróficas, o que gerou o aumento de algumas guildas e a redução ou desaparecimento de outras [12]. As variações espaço-temporais constatadas nas guildas tróficas formadas neste estudo, também estão em concordância com a zonação longitudinal geralmente observada em reservatórios, a qual indica que o tamanho e a profundidade do sistema, bem como o tempo de residência da água, influenciam no comportamento alimentar da ictiofauna [12, 15, 22, 40].

A tendência em adequar o hábito alimentar em função da disponibilidade do recurso, é considerada uma característica marcante da ictiofauna fluvial tropical, onde as espécies podem mudar de um alimento para outro imediatamente, após a ocorrência alterações espaço-temporais que ocasionem oscilações na abundância relativa do recurso alimentar em uso [13]. De um modo geral, a estrutura trófica da ictiofauna em reservatório ou ambiente natural, indica a relação entre a qualidade/quantidade de alimento disponível no ambiente e o nível de plasticidade alimentar dos peixes, sendo esta última influenciada diretamente pelas variações ontogenéticas das espécies e também por fatores ambientais [41, 42, 43].

Entretanto, analisar a plasticidade alimentar dos peixes em relação ao tempo de formação do reservatório consiste em um trabalho complexo, considerando-se que a maioria das abordagens científicas se refere às consequências ambientais em represamentos com menos de 25 anos de formação. Nesses ambientes, geralmente as guildas tróficas são compostas por espécies oportunistas e generalistas, ou seja, espécies com elevada plasticidade alimentar, a qual favorece o sucesso de tais espécies na colonização do ambiente recém-impactado, além de contribuir para torná-las resistentes às possíveis perturbações ambientais mais severas [12, 19].

Com base nos resultados do presente estudo, sugere-se que em um ambiente como o reservatório de Curuá-Una, ou seja, represado há mais de quarenta anos, os peixes apresentam plasticidade alimentar menos intensa do que em geral é observado na ictiofauna durante as fases iniciais de formação de um reservatório [8].

Tal plasticidade alimentar menos intensa possivelmente, resulta da pouca exploração dos recursos alóctones, conforme constatou-se através da análise da dieta dos peixes. Nesse sentido, reitera-se que a predominância dos itens de origem autóctone, observada na dieta das espécies analisadas neste trabalho, assemelha-se a o que geralmente é encontrado em outros reservatórios antigos que, assim como o909b da usina hidrelétrica de Curuá-Una, são de médio e grande porte [10, 11, 25, 26, 44].

A perspectiva de que em reservatórios antigos, as principais fontes de manutenção das assembleias de peixes sejam os recursos autóctones, está baseada na própria constância ambiental proporcionada pela estabilidade biótica desenvolvida naturalmente, ao longo do processo de envelhecimento do reservatório [15, 22]. Nesse sentido, tal estabilidade se desenvolve no meio basicamente porque, ao contrário do que ocorre nos períodos iniciais de formação de um reservatório, após quatro décadas de represamento os processos biológicos oriundos da vegetação marginal, já não influenciam de forma tão intensa e significativa a produtividade primária do ambiente [24, 26].

Entretanto, é parcimonioso sugerir que esse estágio de estabilidade biótica constatado no reservatório de Curuá-Una, a partir do qual se estabelece a acomodação trófica na ictiofauna, consista na verdade no período de equilíbrio biótico dinâmico. Tal observação, baseia-se na conectividade permanente que existe entre o reservatório e sua bacia hidrográfica, o que por sua vez torna a produtividade primária do reservatório altamente vulnerável às possíveis alterações, em decorrência da entrada de nutrientes oriundos das atividades agropecuárias e das comunidades humanas que ocupam as regiões adjacentes do reservatório [45, 46].

De um modo geral, tanto a dependência trófica dos peixes sobre os recursos autóctones, como a influência das condições ambientais na estrutura trófica da ictiofauna foram observadas neste trabalho também na dieta de *A. nuchalis*, uma das espécies mais capturadas. Nesse sentido, observou-se que *A. nuchalis* atuou na guilda zooplânctívora somente quando exposta a ambientes lênticos, ou seja, onde o desenvolvimento de zooplâncton foi favorecido [47]. Porém, quando tal espécie forrageou em ambientes lóticos, seu consumo de zooplâncton reduziu, enquanto a ingestão de outros grupos de invertebrados aumentou (Tabela 1). Em decorrência de tais alterações, *A. nuchalis* foi a única espécie componente da guilda invertívora na jusante durante a estiagem, enquanto a montante durante a cheia, a única espécie que compôs a guilda

invertívora foi *Crenicichla strigata*, espécie que nesse mesmo período a jusante ocupou a guilda insetívora. Tais resultados corroboram a explicação de Agostinho et al. (2008) [48], quanto as variações proporcionais entre as categorias alimentares consumidas ocasionarem guildas restritas a poucas espécies.

A análise da alimentação de *A. nuchalis* também demonstrou que, embora as condições ambientais tenham favorecido a variação no espectro alimentar da espécie, o seu hábito alimentar não foi alterado uma vez que estudos prévios a caracterizam como carnívora com preferência por microcrustáceos e insetos [49, 50, 51]. A mesma permanência de hábito alimentar também foi observada em *H. unimaculatus*, *Acestrorhynchus microlepis*, *Acestrorhynchus falcistrostris*, *Catoprion mento* e *Serrasalmus rhombeus*, o que demonstra que após quatro décadas de formação do reservatório, tais espécies ainda apresentam uma dieta muito semelhante a que foi registrada nos primeiros sete anos após a construção da barragem [27]. Essa constatação reitera os resultados de Lima et al. (2018) [26], quando tais autores afirmam que o tempo de formação do reservatório influencia espécies piscívoras e herbívoras a expressarem uma relativa especificidade alimentar.

Diante do contexto que evidencia a ocorrência de espécies com uma alimentação mais especializada, a maior exploração dos recursos autóctones, a abundância de espécies forrageiras, a maior riqueza da guilda piscívora e a quantidade de guildas formadas constatadas neste estudo, é possível sugerir que o reservatório de Curuá-Uma, encontra-se sob um período de acomodação ou estabilização trófica, o qual atende às perspectivas geradas em outros estudos realizados em grandes reservatórios antigos [15, 26, 34].

No amplo contexto da literatura científica, poucos estudos abordam a dinâmica trófica da comunidade ictiofaunística relacionando-a ao tempo de represamento, o que por sua vez, explica a ausência de consenso sobre qual seria o tempo ideal, para que a ictiofauna pudesse ser considerada estável também sobre o aspecto trófico, considerando-se que já existem evidências de estabilização na abundância e na riqueza das espécies de peixes, após um período que varia entre 15 e 40 anos de formação do reservatório [19, 52, 53].

Nesse sentido constatou-se que, os resultados apresentados neste trabalho, podem subsidiar a compreensão da dinâmica da estrutura trófica de peixes em um reservatório considerado antigo, tendo em vista que os mesmos são evidências que adequam-se à importante teoria central de desenvolvimento de um ecossistema, quando esta assume que ecossistemas maduros são mais resilientes, devido a maior riqueza de espécies e conseqüentemente, o maior número de interações tróficas [17, 23, 54].

É importante frisar que, a elucidação de questões sobre os processos de reorganização da estrutura trófica da ictiofauna em relação ao tempo de formação de um reservatório, esclarece a dinâmica das interações de competição e coexistência das populações, bem como da oferta de recursos no ambiente em função do regime hidrológico praticado nos reservatórios [11, 25, 42]. Além disso, acompanhar o desenvolvimento de um reservatório e identificar a implementação de um possível estágio de acomodação trófica, também representa a obtenção de esclarecimentos acerca das modificações na produção primária no decorrer de um longo tempo, considerando-se que a conectividade entre o reservatório e sua bacia hidrográfica é permanente e simultânea, o que por sua vez, torna esses corpos d'água altamente passíveis a perturbações ambientais como por exemplo, a entrada excessiva de nutrientes [19, 45].

5. CONCLUSÃO

Após quatro décadas de operação, o reservatório de Curuá-Una possui grande diversidade de guildas tróficas e as espécies apresentam plasticidade alimentar menos intensa do que em geral é registrado nas fases iniciais de formação de um reservatório. De um modo geral, a estrutura trófica do reservatório é influenciada diretamente pela flexibilidade alimentar das espécies, à medida que a oferta de alimentos é influenciada pelas condições ambientais. Sob a perspectiva de desenvolvimento de um ecossistema impactado, a grande quantidade de interações tróficas, somada aos resultados que indicam uma elevada riqueza de espécies principalmente, na guilda piscívora, a grande quantidade de espécies forrageiras, a predominância de recursos autóctones na dieta dos peixes e a especificidade alimentar em piscívoros e herbívoros refletem que, o reservatório de Curuá-Una apresenta sinais de estabilização trófica e portanto, encontra-se em sua terceira fase de formação ecossistêmica.

6. AGRADECIMENTOS

Aos professores Marcos Prado Lima pelo espaço e logística cedida no Laboratório de Biologia Molecular, André Luiz Colares Canto e Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro pela identificação das espécies de peixes e Paulo Roberto Brasil Santos pela elaboração do mapa. Às professoras Andreia Cavalcante Pereira pelo apoio logístico e científico durante as coletas e Ana Carla Gomes pelo apoio com as análises estatísticas, à UFOPA e à Eletrobrás pela logística disponibilizada para o desenvolvimento deste trabalho e a Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA) pela bolsa de doutorado e de iniciação científica concedidas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC. Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima; 2005. 333 p.
2. Vichi FM, Mello LF. A questão energética no Brasil. In: Hinrichs RA, Kleinbach M. (eds.). Energia e Meio Ambiente. São Paulo: Thomson; 2003. p.479 - 50.
3. Goldemberg J. O estado atual do setor elétrico brasileiro. Revista USP. 2015; 104: 37-44.
4. Gunkel G, Lange U, Walde D, Rosa J. The environmental and operational impacts of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará, Brazil. Lakes and Reservoirs. 2003; 8(3-4):201-216.
5. Cardoso ETS. Avaliação do grau de trofia e da qualidade da água de um braço do reservatório de Itaipu – Brasil [Dissertação]. Santo André (SP): Universidade Federal do ABC; 2011. 146 p.
6. EPE. Empresa de pesquisa energética. Plano Decenal de Energia 2017-2026. Ministério de minas e energia: Brasília. 2017. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Decenal-de-Expansao-de-Energia-2026>. Acessado em 01.12.2017.
7. Mol JH, Mérona B, Ouboter PE, Sahdew S. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. Neotropical Ichthyology. 2007; 5:351-368, doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252007000300015>
8. Hahn NS, Fugui R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. Oecologia Brasiliensis. 2007; 11(4):469-480.
9. Albuquerque Filho JL, Saad AR, Alvarenga MC. Considerações sobre os impactos ambientais decorrentes da implantação de reservatórios hidrelétricos com ênfase nos efeitos ocorrentes em aquíferos livres e suas consequências. Revista Geociência. 2010; 29(3):355-367.
13. Abelha MCF, Agostinho AA, Goulart E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. Acta Sci. 2001; 23(2):425-434.
10. Abelha, MCF, Goulart E, Peretti D. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembleia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (eds.). Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima; 2005. p. 197-209.

14. Fugi R, Hahn NS, Loureiro-Crippa V, Novakowski GC. Estrutura trófica da ictiofauna em reservatórios. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (eds). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima; 2005. p. 185-195.
15. Agostinho AA, Miranda LE, Bini LM, Gomes LC, Thomaz SM, Suzuki HI. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi JG, Straskraba M (eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers; 1999. p. 227-265.
12. Delariva RL, Hahn NS, Kashiwaqui EAL. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotrop. Ichthyol.* 2013; 11(4):891-904.
16. Crippa VEL, Hahn NS. Use of resources by the fish fauna of a small reservoir (Rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology.* 2006; 4(3):357-362. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252006000300007>
17. Gubiani EA, Angelini, RCG, Vieira LCG, Gomes LC, Agostinho AA. Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. *Ecological Modelling.* 2011; 222: 3838– 3848.
18. Cunha-Santino MB, Bitar AL, Bianchini Jr, I. Chemical constraints on new man-made lakes. *Environmental Monitoring and Assessment.* 2013; (185):10177-10190. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3322-0>.
19. Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL, Ortega JCG, Pelicice FM. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research.* 2016; 173:26-36.
20. Luz-Agostinho KDG, Bini LM, Fugi R, Agostinho AA, Julio Jr. HF. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá Reservoir, Paraná river basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology.* 2006; 4(1):61-68. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252006000100005>
21. Vidotto-Magnoni AP, Carvalho ED. Aquatic insects as the main food resource of the fish community in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology.* 2009; 7:701-708. doi:<http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252009000400020>
22. Araújo-Lima CARM, Agostinho AA, Fabr e NN. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T. (eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL; 1995. p. 105-136.
23. Odum EP. The strategy of ecosystem development. *Science.* 1969; 164, 262–270.
24. Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem; 2007b. 501 p.

11. Bennemann ST, Galves W, Capra LG. Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). *Biota Neotropica*. 2011; 11(1):63-71.
25. Ribeiro A, Biagioni RC, Smith WS. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. *Iheringia*. 2014; 104(4):404-412.
26. Lima FP, Nobile AB, Freitas-Souza D, Carvalho ED, Vidotto-Magnoni AP. Can dams affect the trophic structure of ichthyofauna? A long-term effects in the Neotropical region. *Iheringia*. 2018; 108: e2018030.
27. Ferreira EJG. A ictiofauna da represa hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. *Amazoniana*. Kiel. 1984; VIII(3): 351-363.
28. Junk WJ, Robertson BA, Darwich AJ, Vieira I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá- Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*. 1981; 11 (4): 689- 716.
29. Fearnside PM. As usinas hidrelétricas mitigam o efeito estufa? O caso da barragem de Curuá- Una. In: Fearnside PM. (ed.). *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras*. Manaus: Editora do INPA; 2015. p. 193-203.
30. Perez GR. Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuaticos del Departamento de Antioquia. Colombia: Conciencias; 1988. 217 p.
31. Needham JG, Needham PR. Guía para el estudio de los seres vivos de lãs aguas dulces. Barcelona: Reverte; 1982. 82 p.
32. Bicudo CEM, Menezes M. Gênero de Algas de águas Continentais do Brasil: Chave para identificação e descrição. São Carlos: Rima; 2006. 507 p.
33. Kawakami E, Vazzoler G. Método gráfico e estimativa de Índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*. 1980; 29: 205-207.
34. Mérona B, dos-Santos GM, Almeida RG. Short term effects of Tucuruí Dam Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology Fishes*. 2001; 60:375-392. doi:<http://dx.doi.org/10.1023/A:1011033025706>
35. Ferreira EJG. Composição distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amazonica*. 1993; 23(1/4): 1-89.
36. Romesburg HC. Cluster analysis for researchers. Belmont: Lifetime Learning Publications; 1985. 334 p.

37. Kopp MM, De Souza VQ, Coimbra JLM, Luz VK, Marini N, Oliveira AC. Melhoria da correlação cofenética pela exclusão de unidades experimentais na construção de dendogramas. *Rev. Fac. Zoo. Vet. e Agr.* 2007; 14(2):46-53.
38. Hammer Ø. *PAleontological STatistics Version 3.15. Reference manual.* Oslo: Natural History Museum, University of Oslo; 2017. 253 p.
39. Hahn NS, Agostinho AA, Gomes LC, Bini LM. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipú (Paraná, Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interc.* 1998; 23(5):299-305.
40. Hahn NS, Agostinho AA, Gomes LC, Bini LM. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipú (Paraná, Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência.* 1998; 23(5):299-305.
41. Gaspar da Luz KD, Abujanra F, Agostinho AA, Gomes LC. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences.* 2001; 23(2):401-407.
42. Gandini CV, Boratto IA, Fagundes DC, Pompeu PS. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia.* 2012; 102(1):56-61.
43. Silva-Soares G, Leite RG. Alimentação e ontogenia trófica de juvenis de Characiformes em bancos de macrófitas aquáticas no rio Solimões/Amazonas. *Revista Colombiana de Ciência Animal.* 2013; 5(2):327-339.
44. Souto AC, Lima FP, Gildo NM, Vidotto-Magnoni AP. Dieta das espécies de peixes do reservatório de Jurumirim e seus principais tributários. In: Silva RJ. (ed.). *Integridade ambiental da represa de Jurumirim ictiofauna e relações ecológicas.* São Paulo: Unesp; 2016. p. 95-114.
45. Gomes LC, Miranda LE. Hydrologic and climatic regimes limit phytoplankton biomass in reservoirs of the upper Paraná river basin, Brazil. *Hydrobiologia.* 2001b; 457(13): 205–214.
46. Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC. *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais.* São Carlos: Rima; 2005. 333p.
47. Esteves FA. *Fundamentos de Limnologia.* Rio de Janeiro: Interciência/FINEP; 1988. 575 p.
48. Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology.* 2008; 68(4):1119-1132.
49. Tejerina-Garro FL, Mérona B. Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotropical Ichthyology.* 2010; 8 (1): 145-14.

50. Oliveira JF, Moraes-Segundo ALN, Novaes JLC, Costa RS, França JS, Peretti D. Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia*. 2016; 106: 1-6. doi:10.1590/1678-4766e2016001
51. Freitas TMS, Montag LF, Barthem RB. Distribution, feeding and ecomorphology of four species of Auchenipteridae (Teleostei: Siluriformes) in Eastern Amazonia, Brazil. *Iheringia*. 2017; 107:e2017008.
52. Petrere-Junior M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 1996; 2:111- 133. doi:<http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1770.1996.tb00054.x>
53. Orsi ML, Britton JR. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*. 2014; 84:1964-1970. doi:<http://dx.doi.org/10.1111/jfb.12392>
54. Fath BD, Jørgensen SE, Patten BC, Straškraba M. Ecosystem growth and development. *BioSystems*. 2004; 77: 213–228.

Capítulo 2

Gilcideya Silva-Prado¹, Evanilde Benedito² & Sérgio de Melo³. Isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e ^{15}N) como indicadores ecológicos dos impactos antrópicos na cadeia alimentar de peixes no primeiro reservatório hidrelétrico da Amazônia central. Manuscrito formatado para a revista *Biota Neotropica*.

Resumo

Compreender a dinâmica das interações tróficas na cadeia alimentar dos peixes é fundamental para revelar os agentes reguladores do funcionamento e da estrutura das comunidades aquáticas. Nessa abordagem os isótopos estáveis tem sido amplamente utilizados como traçadores naturais da origem da energia incorporada no peixe e do delineamento das conexões entre os níveis tróficos. Mais recentemente os isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) tornaram-se componentes importantes em avaliações de saúde dos ecossistemas, pois passaram a ser usados como indicadores biológicos das mudanças ecológicas causadas pela eutrofização artificial dos ecossistemas. O presente estudo avaliou as correlações entre a qualidade da água do reservatório de Curuá-Una e a dinâmica do fluxo de energia e da estrutura trófica dos peixes de diferentes guildas. Foram analisados espaço-temporalmente: nove parâmetros abióticos, além da composição isotópica de carbono e de nitrogênio dos peixes e das fontes autotróficas. Os resultados indicam que o reservatório de Curuá-una não apresenta um quadro avançado de eutrofização artificial. Em contrapartida, os produtores e os peixes apresentaram enriquecimento em suas assinaturas isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$ o que sugere princípio de perturbação antropogênica, provavelmente ainda não detectado pelos métodos convencionais de análise da qualidade da água. Não foram evidenciadas influências significativas no fluxo de energia da cadeia alimentar dos peixes. Concluiu-se que as principais fontes de energia dos peixes são autóctones; a maioria das espécies de peixes depende do fracionamento realizado através das interações tróficas na base da cadeia alimentar para assimilar energia autotrófica e que o isótopo estável de nitrogênio aparenta ser um indicador sensível dos sinais precoces de eutrofização artificial, portanto pode ser usado como uma ferramenta complementar para os estudos e medidas que visem manter a homeostase ecológica do reservatório.

Palavras-chave: Peixes amazônicos, curuá-una, composição isotópica, eutrofização artificial, guildas tróficas

Abstract

Understanding the dynamics of trophic interactions in the fish food chain is fundamental to revealing the regulating agents of the functioning and structure of aquatic communities. In this approach stable isotopes have been widely used as natural tracers of the energy source incorporated in the fish and the design of the connections between the trophic levels. More recently stable isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) have become important components in ecosystem health assessments, since they have been used as biological indicators of ecological changes caused by artificial eutrophication of ecosystems. The present study evaluated the correlations between the water quality of the Curuá-Una reservoir and the dynamics of the energy flow and the trophic structure of the fish of different guilds. Space-time analysis was performed: nine abiotic parameters, as well as the carbon and nitrogen isotopic composition of fish and autotrophic sources. The results indicate that the Curuá-una reservoir does not present an advanced artificial eutrophication. On the other hand, the producers and the fish presented enrichment in their isotopic signatures of $\delta^{15}\text{N}$ suggesting the principle of anthropogenic disturbance, probably not yet detected by the conventional methods of water quality analysis. There were no significant influences on the energy flow of the fish food chain. It was concluded that the main sources of energy of fish are autochthonous; most fish species depend on the fractionation performed through trophic interactions at the base of the food chain to assimilate autotrophic energy and that the stable nitrogen isotope appears to be a sensitive indicator of the early signs of artificial eutrophication and therefore can be used as a complementary tool for studies and measures aimed at maintaining the ecological homeostasis of the reservoir.

Keywords: Amazonian fish, curuá-una, isotopic composition, eutrophication, trophic guilds.

Introdução

A construção de reservatórios sem planejamento sustentável do uso de recursos hídricos, realizada no Brasil durante as décadas de 60 e 70, promoveu sérios impactos ambientais que ampliaram a vulnerabilidade das bacias nas quais foram implementados tais empreendimentos (Goldemberg 2015). Uma das maiores problemáticas observadas nesses sistemas nos últimos 20 anos é a aceleração do processo de eutrofização em decorrência principalmente, do aporte de nutrientes originados em fontes difusas e pontuais localizadas nas áreas subjacentes ao reservatório (Trindade et al. 2014).

A eutrofização artificial consiste no crescimento exacerbado de plantas, processo que no sistema de reservatório é facilmente favorecido pelas características lênticas do ambiente como por exemplo, a redução da turbidez e da velocidade da água (Vidal et al. 2014). Conseqüentemente, o uso da água se torna inviável para o abastecimento humano, para a manutenção da biodiversidade, para a geração de energia, usos recreativos dentre outras sequelas negativas que atingem principalmente, a comunidade biológica do meio aquático (Agostinho et al. 2016).

Tal cenário, caracteriza o maior desafio dos estudos ecológicos em reservatórios, que é compreender a dinâmica e a influência da eutrofização artificial no funcionamento do ecossistema aquático, no intuito de subsidiar medidas preventivas e corretivas no gerenciamento das águas públicas (Trindade et al. 2014, Fearnside, 2015).

Por essa razão, o estudo dos reservatórios como ecossistemas complexos e dinâmicos, exige abordagem científica ampla, que auxilie na compreensão de todos os atributos ecossistêmicos presentes na comunidade biológica (Tundisi et al. 2015). Predomina nesse aspecto, elucidar questões acerca da dinâmica do fluxo de energia e da estrutura da cadeia alimentar em relação aos fatores físico-químicos e biológicos, considerando também que no ambiente artificial, todos esses processos se inter-relacionam sob a única tendência de conduzir o sistema para a estabilização das funções e estruturas ecossistêmicas, interrompidas em épocas pretéritas com a construção da barragem (Grows et al. 2014, Agostinho et al. 2016).

Nessa perspectiva, o presente estudo pressupõe que o enriquecimento de nutrientes no ambiente aquático artificial interfere na incorporação de carbono e de nitrogênio da cadeia alimentar dos peixes. Para tal investigação, foram desenvolvidas análises acerca da composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos produtores e das espécies de peixes no reservatório de Curuá-Una, formado na Amazônia central há mais de quatro décadas, ou seja, ambiente artificial onde possivelmente existe vulnerabilidade intensa ao processo de eutrofização artificial e também claro delineamento de padrões tróficos por conter ictiofauna com maior capacidade adaptativa

as condições ambientais apresentadas (Abelha et al. 2005, Rodrigues et al. 2005, Tundisi et al. 2015, Delariva et al. 2013, Lima et al. 2018).

Considerando-se que a análise de isótopos estáveis além de auxiliar na compreensão do curso energético e do papel ecológico das espécies na rede trófica aquática (Pereira e Benedito, 2007, Kaymak et al. 2018), também oferece indicadores sensíveis aos sinais precoces de interferências causadas pelo enriquecimento de nutrientes no meio (Rogers et al. 2017, Watson et al. 2018a), o presente estudo objetivou correlacionar a qualidade da água do reservatório de Curuá-Una com a dinâmica do fluxo de energia e da estrutura trófica das espécies de peixes pertencentes às diferentes guildas tróficas.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na usina hidrelétrica (UHE) Silvio Braga, conhecida popularmente como UHE de Curuá-Una, situada ao noroeste do estado do Pará, a cerca de 80 km da cidade de Santarém, Pará (Figura 1). A UHE foi construída no rio Curuá-Una, afluente da margem direita do rio Amazonas, localizado entre os rios Tapajós e Xingu (Ligocki 2003). Os tributários da UHE de Curuá-Una são os rios Curuá-Una, ao sul, Moju e Mojuí a oeste e ainda um de pequeno porte, o Poraquê (localizado entre os rios Curuá-Una e Moju), todos caracterizados por Junk et al. (1981) como rios de águas claras e descritos por Haberlehner (1973), como rios que não apresentam margens com baixadas de extensão significativas que possibilitem a comunicação com as bacias adjacentes.

A UHE de Curuá-Una foi instalada sobre os sedimentos geológicos terciários da formação Barreiras. Sua área total no período da cheia, cobre cerca de 100 Km² com cota média de 68m acima do nível do mar (Gunkel et al. 2003). Na região a montante da barragem, possui superfície de influência superior a 78 km², sendo uma represa alongada e estreita com apenas cerca de três quilômetros de largura máxima com profundidade média de 5,85 m na quota de 68 m e máxima de 17 m próximo à barragem (Fearnside 2005). As áreas no entorno do reservatório são ocupadas por pequenas comunidades e também por fazendas com atividades agrícolas e agropecuárias desde os períodos antecedentes a construção da barragem (Vieira 2000, Aguiar et al. 2014).

No ambiente acima da barragem (montante) existem áreas extensas nas adjacências do antigo leito do rio compostas por grandes quantidades de troncos e galhos secos submersos ou expostos parcialmente, dependendo do nível hidrológico do reservatório e denominados na linguagem popular como “paliteiros” (Silva 2006). Trata-se da vegetação terrestre que não foi

retirada antes do fechamento da barragem e que se degradou ao longo do tempo por não estar adaptada a um ambiente inundado permanentemente. Nas áreas abaixo da barragem (jusante), a cobertura vegetal viva encontra-se bem próxima das margens do leito natural do rio, e durante o período chuvoso ocorre a inundação parcial da mata ripária onde desenvolvem-se muitas macrófitas aquáticas (Fearnside 2015). No trecho a jusante, o rio Curuá-Una possui apenas um afluente de porte médio, o rio Curuá do Sul, localizado na margem direita e que também é caracterizado como um rio de águas claras (Vieira 2000).

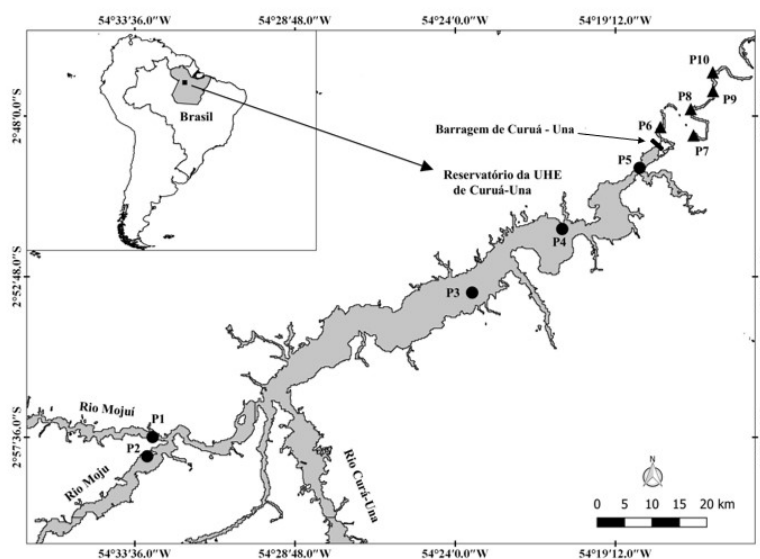


Figura 1: Localização dos pontos amostrados (P1 a P10) no reservatório da UHE de Curuá-Una, Amazônia Brasileira. ● Pontos a montante da barragem (P1 a P5); ▲ Pontos a jusante (P6 a P10).

2. Procedimentos de coleta, preparação de amostras e análises dos dados.

Todas as coletas foram realizadas em abril (período chuvoso) e novembro (período de estiagem) de 2017 (Vale et al. 2016), em dois trechos do reservatório da UHE Curuá-Una, (Santarém, Pará): à montante e à jusante da barragem, sendo distribuídas em cada trecho cinco estações de coleta o que resultou em dez pontos amostrais (Figura 1).

2.1. Amostragens das variáveis físico-químicas da água

Para a avaliação do grau de trofia do reservatório foram analisadas as variáveis físico-químicas da água. Em cada ponto amostral foi aferido *in situ*, com o auxílio de disco de Secchi a transparência, e de eco sonda (GAMIM ECHO 150) os seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica da água, temperatura da água e turbidez. Para a determinação das concentrações de Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NT) e Clorofila a (Chl-a) coletou-se em cada ponto amostral alíquotas de água em frascos de polietileno

previamente descontaminados com HCl 10%, água destilada e com água do ambiente no momento da coleta. Para as análises de PT e de NT coletou-se uma quantidade de 500ml de água para cada nutriente inorgânico enquanto para a determinação de clorofila a reservou-se uma alíquota de um litro em frascos de polietileno previamente envoltos em papel alumínio no intuito de manter a amostra no escuro e assim impedir a realização do processo de fotossíntese após a coleta. Em seguida, todas as amostras foram imediatamente refrigeradas em gelo e transportadas ao laboratório onde foram mantidas sob refrigeração até a realização dos procedimentos para determinar suas respectivas concentrações (Golterman 1969).

2.2. Amostragem dos peixes

Os peixes foram capturados com o auxílio de cinco redes de espera (Comprimento: 5 m; Altura: 1,5 m), com diferentes tamanhos de malhas (30, 40, 50, 60, 70, 80, 100 e 120 mm entre nós opostos), instaladas ao entardecer e recolhidas ao amanhecer, permanecendo dessa forma por 12 horas em cada trecho. Após a captura, os exemplares foram acondicionados em sacos plásticos contendo as devidas informações sobre o local e data da coleta, resfriados com gelo em recipientes isotérmicos e conduzidos para o laboratório.

2.3. Amostragem das fontes autotróficas

Todas as garrafas e recipientes plásticos nos quais foram armazenadas as fontes autotróficas foram previamente higienizados em laboratório com a utilização de detergente neutro, HCl 10% e água destilada. Após a coleta todas as amostras foram acondicionadas e mantidas em gelo até o momento de preparação efetuada em laboratório.

Em cada local de captura dos peixes, também foram coletadas as seguintes fontes autotróficas:

- a) Vegetação ripária: folhas maduras coletadas manualmente;
- b) Fitoplâncton: Foram coletados volumes de água superficial com o auxílio de um balde (tamanho: cinco litros) (previamente esterilizado em laboratório e ambientado com água do local da amostragem no momento da amostragem). O conteúdo foi depositado dentro de uma rede cônica de nylon, com tamanho de malha de 60 μ m, a qual foi mantida suspensa horizontalmente, para a captura do zooplâncton e em sua extremidade inferior foi posicionada outra rede cônica (também horizontalmente mas sem contato com a lâmina de água), com malha de tamanho 20 μ m, na qual foi realizada a coleta de fitoplâncton sem a presença de zooplâncton (Palermo 2008).

- c) Carbono orgânico particulado (POC): Caracterizado como uma mistura de detritos de matéria orgânica (animal e vegetal) com biomassa fitoplanctônica viva e bactérias (Wang et al. 2015). Foi coletado como o produto da amostragem de fitoplâncton *in situ*: Posicionou-se uma garrafa PET (2 L) abaixo da rede de fitoplâncton até o seu preenchimento total com os jatos de água liberados após a filtração do fitoplâncton.
- d) Perifiton: Coletado por meio de raspagem de rochas e troncos submersos e armazenado em potes plásticos com água destilada.
- e) Macrófitas aquáticas: folhas maduras, coletadas manualmente, e armazenadas em sacos plásticos estéreis.

2.4. Preparação das amostras e realização das análises de Clorofila-a, Fósforo Total e Nitrogênio Total

Em laboratório, as alíquotas reservadas para a análise de Clorofila-a foram filtradas em menos de 12 horas após a coleta, em membranas AP 20. Após a filtração, as membranas foram envoltas em papel alumínio para armazenamento no escuro e estocadas a 4°C de 12 a 24 horas, até a realização das análises (CETESB, 2014). Para a extração do material retido no filtro, utilizou-se acetona 90%, maceração e extração por 12 horas para em seguida realizar a determinação das concentrações de clorofila-a e feofitina-a com acidificação e posterior espectrofotometria (Espectrofotômetro FEMTO - 700 S), utilizando-se a correção por feopigmentos e as equações descritas por Golterman (1969).

Para a determinação do fósforo total, as amostras foram primeiramente submetidas a digestão com uma mistura de ácido sulfúrico, sulfato de potássio e óxido de mercúrio a 300°C por duas horas. Posteriormente o fósforo foi determinado em amostra total sem filtração (APHA, 2012).

A determinação do nitrogênio total foi realizada pelo método colorimétrico, de acordo com *Standards Methods* (APHA, 2012). Para isso determinou-se o nitrogênio Kjeldahl, sendo este realizado a partir da digestão prévia das amostras, seguida pela adição de reagentes para a determinação do nitrogênio amônia e do nitrogênio orgânico. A determinação do nitrogênio-nitrito foi realizada pelo método espectrofotométrico, com reagente sulfanilamida/cloreto de N-nafítil etilenodiamina, enquanto o nitrato foi inicialmente reduzido a nitrito antes da colorimetria e em seguida, cada amostra foi percolada em uma coluna preenchida por cobre sendo que, a concentração de nitrato foi obtida pela diferença entre os resultados obtidos com e sem a passagem da amostra pela coluna de cobre (APHA, 2012).

2.5. Amostras das fontes autotróficas para as análises de isótopos estáveis

O material da vegetação ripária (folhas maduras), macrófitas (folhas maduras) e perifíton, foi lavado com água destilada e colocado em placas de Petri para a secagem. As amostras de fitoplâncton foram submetidas a centrifugação, o material sobrenadante foi descartado com o auxílio de uma pipeta e o conteúdo acumulado no fundo do tubo foi reservado em placa de petri para secagem. As amostras de POC foram filtradas, utilizando-se microfiltros fibra de vidro de 47 mm (MN GF-1), com porosidade de 0,7 μm , pré-calcinados em mufla (550°C por uma hora) e um aparato de filtração (Kitasato, funil e bomba de vácuo). Em seguida, o material acumulado no filtro foi raspado com espátula estéril e reservado em placas de Petri para a secagem.

Todas as amostras foram secas em estufa a 60°C, durante 48 horas no mínimo. Após a total desidratação, as amostras de árvores da floresta, macrófitas e perifíton foram maceradas com almofariz e pistilo, até a obtenção de um pó fino e homogêneo. Somente as amostras de fitoplâncton e POC não foram submetidas a maceração, sendo essas apenas raspadas das placas de Petri com espátula estéril após a secagem. Em seguida, todas as amostras foram acondicionadas em cápsulas de estanho e armazenadas em tubos plásticos de polipropileno até a análise da razão dos isótopos estáveis de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Um total de 79 amostras de fontes autotróficas foi preparado e submetido à análise isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

2.6. Amostras de peixes

Para a obtenção de representatividade confiável das populações avaliadas, as análises de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram realizadas somente com espécies que apresentaram no mínimo quatro exemplares ($n \geq 4$), capturados em cada trecho (montante e jusante) e período (cheia e estiagem) de amostragem, os quais foram escolhidos aleatoriamente, somente entre os indivíduos adultos, para evitar possíveis influências de alterações ontogenéticas. Foram analisadas 22 espécies de peixes pertencentes a quatro ordens e a 14 famílias, as quais foram agrupadas em um total de nove guildas cujas alterações espaço-temporais em número, tipo e composição foram discutidas no capítulo um, deste trabalho.

Em laboratório, foi extraída uma faixa de tecido muscular branco da região acima da linha lateral e abaixo da nadadeira dorsal de cada um dos quatro exemplares triados para cada espécie. Em seguida foi preparada uma mistura (*pool*) composta pelo músculo dos quatro exemplares selecionados para cada espécie por trecho e período de amostragem, o que resultou em 88 amostras para a análise isotópica (Perkins et al. 2018).

Após a retirada do músculo os tecidos foram totalmente separados de ossos, lavados em água deionizada, secos em estufa a 60°C durante 48 horas e macerados com almofariz e pistilo até a obtenção de um pó fino e homogêneo. Após esse procedimento as amostras foram acondicionadas em cápsulas de estanho e armazenadas em tubos plásticos de polipropileno até a posterior análise da razão dos isótopos estáveis de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Espécimes-testemunho foram depositados na coleção ictiológica da Universidade Federal do Oeste do Pará, *campus* de Santarém, PA.

2.7. Análises de isótopos estáveis

As análises isotópicas foram realizadas no Centro de Isótopos Estáveis Ambientais do Instituto de Biociências da UNESP – *campus* de Botucatu. Cada amostra foi analisada em duplicata e para isso utilizou-se uma alíquota de aproximadamente um miligrama. As amostras foram submetidas a combustão sob o fluxo contínuo de hélio em um analisador elementar (EA 1108-CHN) acoplado a um espectrômetro de massas de razões isotópicas (DELTA-S, Finningan Mat. Alemanha).

Os valores das razões isotópicas foram expressos pela notação delta (δ) em partes por mil (‰) sendo os mesmos determinados a partir da diferença entre a razão do isótopo da amostra e a razão dos isótopos de padrões internacionais e a precisão da medida nas análises foi de $\pm 0,2\%$ e $\pm 0,3\%$ para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente. O padrão internacional comumente utilizado para determinar o valor final de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) é a rocha calcárea *PeeDee Belemnite* (PDB) e para o valor final de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) utiliza-se o ar atmosférico, de acordo com a seguinte equação geral:

$$\delta_{amostra}(\text{‰}) = \frac{R_{amostra} - R_{padr\tilde{a}o}}{R_{padr\tilde{a}o}} \times 1000$$

Onde: R é a razão entre o isótopo menos abundante e o mais abundante, sendo no caso $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$.

2.8. Análise dos dados: parâmetros limnológicos

As variações espaço-temporais nos componentes abióticos mensurados foi realizada através de um teste *t* com os testes de Shapiro-Wilk e Levene *a priori* para testar a normalidade e a homocedasticidade dos dados, respectivamente e Tukey *a posteriori* utilizando-se os valores de fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica,

temperatura, turbidez e transparência da água. Somente as variações espaciais apresentaram resultado significativo ($p < 0,05$) e por essa razão os dados abióticos foram analisados posteriormente apenas em relação aos trechos amostrados (montante e jusante) ao longo de um ciclo hidrológico.

Em seguida, foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) para sumarizar a participação individual dos elementos físicos e químicos na qualidade da água do reservatório da UHE Curuá-Una.

2.8.1. Análises das razões isotópicas de carbono e nitrogênio dos organismos

Para comparar a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes, considerando-se a origem dos recursos basais, isto é, produtores autóctones (fitoplâncton, perifíton, POC e macrófitas) e alóctones (vegetação ripária), foi realizado um teste t com os testes de Shapiro-Wilk e Levene *a priori*. Diante da ausência de diferenças significativas entre a composição isotópica dos produtores ($p > 0,05$), não foi possível o uso da análise de modelo linear de mistura proposto por Phillips & Gregg (2003) conforme sugerido anteriormente no plano de tese. Diante disso, optou-se por identificar as contribuições relativas das fontes autotróficas e o nível trófico das espécies através da disposição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ respectivamente, em gráficos bidimensionais. A determinação do nível trófico com base no $\delta^{15}\text{N}$ foi realizada a partir do valor médio de 3,4% (Vander Zanden & Rasmussen 2001, Post 2002, Kaymak et al. 2018).

As variações espaço-temporais na composição isotópica de carbono e de nitrogênio das fontes autotróficas e dos peixes foram avaliadas através de uma análise de variância (ANOVA) *two-way*, com os pressupostos de normalidade e homocedasticidade testados preliminarmente através dos testes de Shapiro-Wilk e de Levene, respectivamente com um teste de Tukey *a posteriori*.

Para elucidar questões acerca da presença de elos tróficos na dinâmica e na estrutura da cadeia trófica, a avaliação da composição isotópica dos peixes foi pareada à composição da dieta desses animais.

2.8.2. Análise da relação entre as variáveis limnológicas e as razões isotópicas dos organismos

Para avaliar a possível influência das variáveis abióticas na composição isotópica de carbono e de nitrogênio das fontes autotróficas e dos peixes o conjunto de variáveis mais representativas identificadas nos dois primeiros eixos da PCA foram relacionadas com as razões isotópicas de carbono e de nitrogênio dos organismos amostrados através de uma análise de regressão linear simples, de acordo com Bergfur et al. (2009). Esta técnica permite identificar

o qual bem a variância na composição isotópica de carbono e de nitrogênio de cada organismo pode ser explicada pela sua relação com os elementos abióticos mais expressivos no ambiente (Liu et al. 2003).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R Core Team (2015). Os gráficos bidimensionais foram elaborados com o *software Paleontological Statistics* (PAST, versão 3.15) (Hammer 2017).

Resultados

1. Parâmetros limnológicos

Entre as variáveis ambientais analisadas não ocorreu diferenças temporais significativas ($p=0,948$; $t=0,064$), porém na avaliação espacial a condutividade foi o parâmetro com variação significativa entre os trechos amostrados (Tukey: $p<0,05=0,0125$) (Tabela 1).

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) evidenciaram a representatividade dos parâmetros abióticos a montante em 63,3% e a jusante em 58,1%. Em ambos os trechos, as variáveis mais representativas foram os parâmetros limnológicos relacionados com o aumento de nutrientes no ambiente os quais foram a montante: (PC1) = fósforo total, profundidade, transparência e (PC2) = condutividade, clorofila-a. Enquanto a jusante, foram indicados: (PC1) = nitrogênio total, transparência e temperatura e (PC2) = oxigênio dissolvido e fósforo total. (Tabela 2).

Tabela 1. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos das variáveis ambientais mensuradas ao longo de um período amostral no reservatório da UHE Curuá-Una.

Variáveis	CHEIA						ESTIAGEM					
	Montante			Jusante			Montante			Jusante		
	Média \pm DP	Mín.	Máx	Média \pm DP	Mín.	Máx	Média \pm DP	Mín.	Máx	Média \pm DP	Mín.	Máx
Fósforo Total ($\mu\text{g/L-1}$)	0,3 \pm 0,2	0,1	0,5	0,1 \pm 0,04	0,1	0,2	0,3 \pm 0,1	0,1	0,6	0,3 \pm 0,3	0,04	0,9
Nitrogênio total ($\mu\text{g/L-1}$)	0,3 \pm 0,07	0,2	0,4	0,3 \pm 0,04	0,2	0,2	0,3 \pm 0,05	0,3	0,4	0,4 \pm 0,2	0,02	0,6
Clorofila - a ($\mu\text{g/L-1}$)	2,2 \pm 0,6	1,4	2,9	2,2 \pm 0,3	1,6	1,6	2,1 \pm 0,5	1,5	2,9	1,9 \pm 0,5	1,2	2,7
Oxigênio dissolvido (mg/l)	7,3 \pm 1,4	5,3	8,8	6,3 \pm 0,8	5,7	5,7	8,1 \pm 1,9	5,4	9,9	7,9 \pm 0,7	7,1	8,8
Ph	7,1 \pm 0,5	6,6	7,8	6,7 \pm 0,5	6,3	6,3	6,9 \pm 0,5	6,3	7,5	6,6 \pm 0,6	6,0	7,5
Condutividade (μS)	21,9 \pm 6,0	11,2	25	23,7 \pm 1,7	21,5	21,5	13,3 \pm 2,5	8,8	14,9	15,4 \pm 0,2	15,1	15,8
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	32,3 \pm 0,7	31,4	33,4	30,5 \pm 0,9	29,2	29,2	33,3 \pm 1,1	31,6	34,7	30,6 \pm 0,1	30,4	30,9
Transparência (m)	1,2 \pm 0,4	0,74	1,9	0,9 \pm 0,2	0,7	0,7	1,2 \pm 0,4	0,81	1,9	1,2 \pm 0,4	0,6	1,6
Profundidade (m)	5,5 \pm 1,4	4	7,5	4,3 \pm 0,5	3,5	3,5	2,5 \pm 0,8	1,2	3,6	2,9 \pm 0,6	2,3	3,9

Tabela 2. Análise dos componentes principais (PCA) relacionando os parâmetros físicos e químicos da água do período da cheia com o da estiagem nos dois trechos de amostragem no reservatório da UHE Curuá-Una. Variáveis mais representativas nos três primeiros eixos da PCA (*).

Parâmetros	MONTANTE		JUSANTE	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Fósforo Total	0,53555*	-0,0090164	0,20386	0,44483*
Nitrogênio Total	-0,39405	0,15064	0,52888*	-0,13657
Clorofila-a	-0,082817	0,54018*	0,034659	0,42354
Profundidade	0,51115*	0,038785	0,2599	0,15251
Ph	0,14021	0,34855	0,37091	0,42673
Condutividade	-0,044307	0,58199*	0,21899	-0,27753
Oxigênio dissolvido	0,17835	0,36328	-0,04117	-0,47145*
Temperatura	-0,10379	-0,29646	-0,44588*	0,28721
Transparência	0,47495*	-0,062205	-0,47322*	0,13122
Variância (%)	38,132	25,388	33,582	24,669

2. Composição isotópica de carbono e nitrogênio

2.1. Fontes autotróficas

Não foram evidenciadas diferenças significativas entre as composições de carbono e nitrogênio quanto a origem do produtor (autóctone ou alóctone) ($p=0,3152$; $t=0,073$), embora sejam observadas variações entre os valores individuais de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ das fontes autotróficas avaliadas, pois a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes terrestres (vegetação ripária) nos dois trechos amostrados durante a cheia (Montante: $-31,8\text{‰}\pm 0,8$; Jusante: $-33,6\text{‰}\pm 0,8$) e na estiagem a jusante ($-32,2\text{‰}\pm 0,9$) apresentou assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$ mais leves que as demais fontes superando inclusive os valores isotópicos das algas fitoplanctônicas. Somente o POC durante a estiagem a montante ($-31,8\text{‰}\pm 1,8$) apresentou valor isotópico médio semelhante ao da vegetação ripária ($-31,7\text{‰}\pm 1,0$) (Tabela 3).

Em relação a composição isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) a fonte terrestre (vegetação ripária) também apresentou os menores valores médios durante a cheia a jusante ($1,5\text{‰}\pm 0,4$) e na estiagem nos dois trechos amostrados (Montante: $6,5\text{‰}\pm 0,3$; Jusante: $3,5\text{‰}\pm 0,2$), enquanto na cheia a montante somente uma das fontes autóctones (perifiton) ocorreu como a mais empobrecida ($7,6\text{‰}\pm 0,3$) (Tabela 4).

A comparação entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes não demonstrou variações espaço-temporais significativas (df: 2; F: 0,1264; $p=0,8832$), porém para as composições isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$, evidenciou-se que o valor do POC ($\delta^{15}\text{N}$: $15,8\text{‰}\pm 0,9$) foi significativamente maior durante a estiagem, no trecho a montante (df: 1; F: 13,4; $p=0,0004$; Tukey $p<0,05 = 0,0001$) (Tabela 4).

As maiores amplitudes de variações isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ foram observadas no fitoplâncton ($-30,4\text{‰}$ a $-25,3\text{‰}$), durante a estiagem a montante, seguido pelo perifiton ($-29,6\text{‰}$ a $-25,9\text{‰}$) e o POC ($-31,9\text{‰}$ a $-27,1\text{‰}$) no mesmo período e local de coleta. Durante a cheia o perifiton a montante ($-28,6\text{‰}$ a $-24,3\text{‰}$) foi o produtor com a maior amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ (Tabela 3). Entre as variações de $\delta^{15}\text{N}$ o POC apresentou a maior amplitude a qual ocorreu na cheia a jusante ($10,7\text{‰}$ a $12,1\text{‰}$) e a segunda maior amplitude foi a das macrófitas a montante também durante a cheia ($8,5\text{‰}$ a $9,7\text{‰}$) (Tabela 4).

A análise de regressão não evidenciou relações significativas entre a variação isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes e os parâmetros limnológicos mensurados ($r_2=0,004$; $p=0,565$), embora chame a atenção o fato de que somente as fontes autóctones especialmente as algas apresentem enriquecimento em suas composições isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

Tabela 3. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) das fontes autotróficas coletadas nos dois trechos de amostragem no reservatório da UHE Curuá-Una. n: quantidade de amostras utilizadas na análise de $\delta^{13}\text{C}$.

Fonte autotrófica	CHEIA								ESTIAGEM							
	Montante				Jusante				Montante				Jusante			
	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$				$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$				$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$				$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$			
	Média \pm DP	Mín.	Máx	N	Média \pm DP	Mín.	Máx	N	Média \pm DP	Mín.	Máx	n	Média \pm DP	Mín.	Máx	n
Vegetação ripária	-31,8 \pm 0,8	-31,8	-29,8	5	-33,6 \pm 0,8	-33,7	-31,8	5	-31,7 \pm 1,0	-32,2	-29,8	5	-32,2 \pm 0,9	-33,7	-31	5
Fitoplâncton	-27,7 \pm 0,6	-27,9	-26,3	5	-29,0 \pm 0,7	-29,3	-27,7	5	-30,3 \pm 2,1	-30,4	-25,3	5	-29,4 \pm 0,8	-29,4	-27,6	5
Macrófitas	-31,8 \pm 0,3	-31,9	-31,2	3	-28,6 \pm 1,1	-29,3	-26,9	4	-31,0 \pm 0	-31	0	1	-29,1 \pm 0	-29,1	0	1
Perifíton	-27,1 \pm 1,7	-28,6	-24,3	2	-31,7 \pm 0,8	-31,7	-29,9	5	-29,6 \pm 0	-29,6	-25,9	2	-28,6 \pm 0	-28,6	0	1
POC	-29,1 \pm 1,0	-29,7	-27,1	5	-28,2 \pm 0,8	-29,2	-27,1	5	-31,8 \pm 1,8	-31,9	-27,1	5	-28,2 \pm 0,7	-28,6	-26,9	5

Tabela 4. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das fontes autotróficas coletadas nos dois trechos de amostragem no reservatório da UHE Curuá-Una. n: quantidade de amostras utilizadas na análise de $\delta^{15}\text{N}$.

Fonte autotrófica	CHEIA								ESTIAGEM							
	Montante				Jusante				Montante				Jusante			
	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$				$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$				$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$				$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$			
	Média \pm DP	Mín.	Máx	n	Média \pm DP	Mín.	Máx	N	Média \pm DP	Mín.	Máx	n	Média \pm DP	Mín.	Máx	n
Vegetação ripária	8,1 \pm 0,2	8,0	8,7	5	1,5 \pm 0,4	1,4	2,5	5	6,5 \pm 0,3	6,1	7	5	3,5\pm0,2	3,1	3,8	5
Fitoplâncton	9,6 \pm 0,3	9	9,9	5	10,5 \pm 0,5	9,1	10,46	5	9,9 \pm 0,2	9,2	9,9	5	10,2 \pm 0,4	9,1	10,3	5
Macrófitas	8,5 \pm 0,6	8,5	9,7	3	6,3 \pm 0,5	6,3	7,6	4	8,3 \pm 0,0	0	8,3	1	6,5 \pm 0,0	0	6,5	1
Perifíton	7,6 \pm 0,3	7,1	7,9	2	11,4 \pm 0,3	10,8	11,4	5	8,4 \pm 0,0	0	8	2	8,5 \pm 0,0	0	8,5	1
POC	6,8 \pm 0,4	5,8	6,9	5	10,8 \pm 0,7	10,7	12,1	5	15,8 \pm 0,9	13,8	15,9	5	8,8 \pm 0,6	7,3	8,9	5

2.2. Espécies de peixes e guildas tróficas

Não foram evidenciadas diferenças significativas entre a comparação espaço-temporal dos valores individuais de $\delta^{13}\text{C}$ (df: 2; F: 0,896; p= 0,4516) e de $\delta^{15}\text{N}$ (df: 2; F: 1,489; p= 0,2321), das espécies de peixes. No entanto, a avaliação dos valores isotópicos médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nos peixes, em relação aos das fontes nos gráficos bidimensionais, demonstra variações interespecíficas nas guildas entre os trechos e períodos de amostragem (Figura 2).

Nesse sentido, observou-se que durante a cheia nos dois trechos de coleta, a guilda detritívora apresentou a média de $\delta^{13}\text{C}$ mais leve (Montante: $-33,77\text{‰}\pm 3,3$; Jusante: $-35,98\text{‰}\pm 2,5$) (Tabelas 5 e 6). Destaca-se na cheia as espécies de peixes com assinaturas isotópicas mais empobrecidas do que a amplitude geral das fontes autotróficas, sendo estas: a montante *Potamorhina latior* ($-37,8\text{‰}$) e *Hemiodus microlepis* ($-34,9\text{‰}$) ambas detritívoras (Figura 3 MC), e a jusante *Anodus orinocensis* ($-33,2$) zooplanctívora, *Hemiodus unimaculatus* ($-32,5$) herbívora além de novamente, *Potamorhina latior* ($-38,6\text{‰}$) e *Hemiodus microlepis* ($-35,8\text{‰}$) (Figura 2 JC; Tabela 9). Para as demais guildas os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ mantiveram-se no intervalo de amplitude das fontes autotróficas (Figura 2 MC, JC; Tabelas 5, 6 e 9).

Quanto a composição isotópica de nitrogênio dos peixes em relação às fontes, foi observado nos dois trechos situação contrária, pois a maioria das guildas agrupou-se em níveis tróficos superiores a amplitude das fontes autotróficas, enquanto as únicas espécies que se mantiveram dentro da amplitude de variação isotópica dos produtores foram: a montante *P. latior* ($9,4\text{‰}$), *H. microlepis* ($6,5\text{‰}$) e *H. unimaculatus* ($10,2\text{‰}$) e a jusante além de *P. latior* ($9,8\text{‰}$), *H. microlepis* ($6,4\text{‰}$) e *H. unimaculatus* ($12,3\text{‰}$) também *A. orinocensis* ($10,9\text{‰}$) (Figura 2 MC, JC; Tabelas 4 e 9).

Durante a estiagem a montante, as guildas detritívora e zooplanctívora (Tabela 7), as espécies piscívoras *Acestrorhynchus microlepis* ($-35,5\text{‰}$) e *Pellona castelnaeana* ($-33,8\text{‰}$) e a herbívora *H. unimaculatus* ($-34,6\text{‰}$) apresentaram valores isotópicos médios de $\delta^{13}\text{C}$ mais leves que as fontes autotróficas, enquanto as demais guildas acompanharam a amplitude de variação isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ dos produtores (Figura 2 ME; Tabelas 3 e 9). Na jusante as únicas espécies que apresentaram assinaturas mais empobrecidas do que as fontes foram as detritívoras *H. microlepis* ($-35,8\text{‰}$) e *Semaprochilodus insignis* ($-34,5\text{‰}$), *A. orinocensis* ($-35,5\text{‰}$) zooplanctívora, *Geophagus altifrons* ($-33,4\text{‰}$) herbívora, *Bryconops alburnoides* ($-33,9\text{‰}$) insetívora e *Leporinus fasciatus* ($-33,8\text{‰}$) a única espécie algívora durante toda a amostragem (Figura 2 JE, Tabelas 3 e 9).

Também na estiagem, a composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ da maioria das espécies a montante permitiu o posicionamento das guildas tróficas dentro da amplitude das fontes

principalmente entre as variações do fitoplâncton e do POC (Figura 3 ME), as únicas exceções foram *P. latior* (8,7‰) e *H. microlepis* (6,8‰) cujos valores isotópicos mantiveram-se na amplitude das demais fontes com maior proximidade isotópica do perifíton (8,4‰±0,0) e da vegetação ripária (6,5‰±0,3), respectivamente (Figura 2 ME; Tabelas 4 e 9).

Enquanto no trecho a jusante, o posicionamento das guildas predominou em níveis tróficos acima da amplitude dos produtores, exceto a guilda detritívora (-34,2‰±1,9) (Figura 2 JE; Tabela 8), além das espécies *A. orinocensis* (10,6‰) zooplantívora, *G. altifrons* (13,6‰) herbívora e *Crenicichla strigata* (12,3‰) insetívora, que apresentaram valores isotópicos que acompanharam a amplitude das fontes autotróficas (Figura 2 JE; Tabelas 4 e 9).

Não foram evidenciadas correlações significativas entre os parâmetros limnológicos mais representativos e as variações isotópicas das guildas para $\delta^{13}\text{C}$ (Montante: $r^2=0,069$; $p=0,32$; Jusante: $r^2=0,0005$; $p=0,9$) ou para $\delta^{15}\text{N}$ (Montante: $r^2=0,22$; $p=0,06$; Jusante: $r^2=0,002$; $p=0,8$).

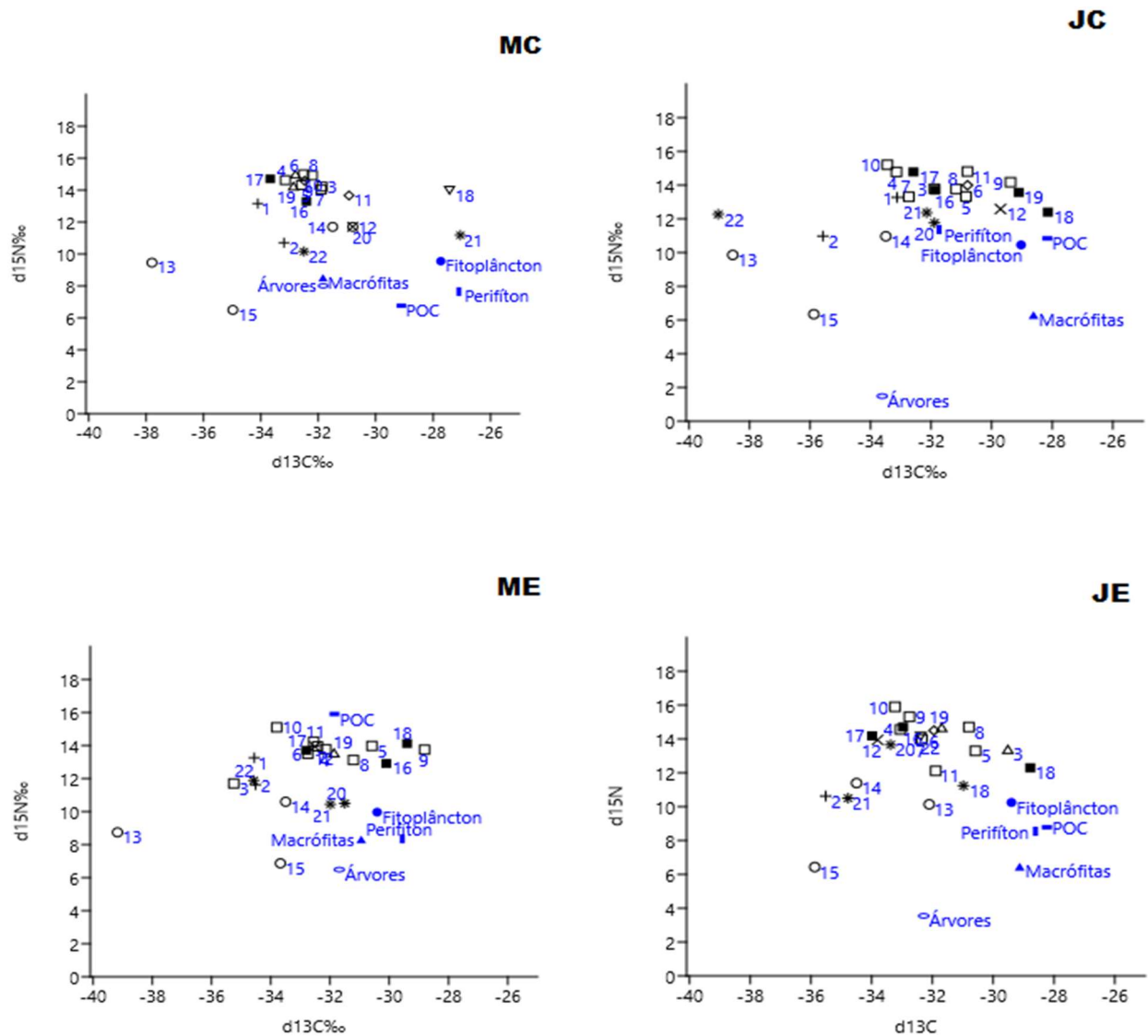


Figura 2: Distribuição de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das espécies componentes das guildas tróficas e das fontes autotróficas de energia analisadas na UHE Curuá-una em um ciclo hidrológico. **MC:** Montante na cheia; **JC:** Jusante na cheia; **ME:** Montante na estiagem; **JE:** Jusante na estiagem. **Guildas:** Zooplantívoros (+); Piscívoros (\square); Algívoros (x); Detritívoros (o); Lepidófagos (\diamond); Insetívoros (\blacksquare); Carnívoros (\triangle); Herbívoro (*); Invertívoro (∇). **Fontes autotróficas:** (●) Fitoplâncton; (-) POC; (I) Perifíton; (\blacktriangle) Macrófitas; (0) Árvores. **Peixes:** *Auchenipterus nuchalis* (1); *Anodus orinocensis* (2); *Acestrorhynchus microlepis* (3); *Acestrorhynchus falcirostris* (4); *Boulengerella maculata* (5); *Catoprion mento* (6); *Cichla pinima* (7); *Hydrolycus tatauaia* (8); *Ilisha amazônica* (9); *Pellona castelnaeana* (10); *Serrasalmus rhombeus* (11); *Leporinus fasciatus* (12); *Potamorhina latior* (13); *Semaprochilodus insignis* (14); *Hemiodus microlepis* (15); *Platydoras armatulus* (16); *Bryconops alburnoides* (17); *Crenicichla strigata* (18); *Pimelodus ornatus* (19); *Myloplus rubripinnis* (20); *Geophagus altifrons* (21); *Hemiodus unimaculatus* (22).

Tabela 5. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a cheia a montante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total): somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).

MONTANTE					
Guilda	Espécie	n (Total)	n (Isótopos)	$\delta^{13}\text{C}$‰ Média\pmDP (Mín - Máx)	$\delta^{15}\text{N}$‰ Média\pmDP (Mín - Máx)
Zooplancívora	<i>A. nuchalis</i>	54	2	-33,6 \pm 0,6	11,9 \pm 1,7
	<i>A. orinocenses</i>			(-34,11 a -33,2)	(10,7 a 13,1)
Piscívora	<i>A. microlepis</i>	29	6	-32,37 \pm 0,4	14,5 \pm 0,4
	<i>A. falcirostris</i>			(-33,15 a -31,87)	(14,0 a 14,9)
	<i>B. maculata</i>				
	<i>C. pinima</i>				
	<i>H. tatauaia</i>				
	<i>P. castelnaeana</i>				
Algívora	<i>L. fasciatus</i>	7	1	-30,8 \pm 0,0 (-30,8 a 0)	11,7 \pm 0,0 (0 a 11,7)
Detritívora	<i>M. rubiprinis</i>	17	4	-33,77 \pm 3,3	9,8 \pm 2,4
	<i>P. latior</i>			(-37,8 a -30,8)	(6,5 a 11,7)
	<i>S. insignis</i>				
	<i>H. microlepis</i>				
Lepidófaga	<i>S. rhombeus</i>	8	2	-31,7 \pm 1,1	14,1 \pm 0,6
	<i>I. amazônica</i>			(-32,48 a -30,93)	(13,6 a 14,5)
Insetívora	<i>P. armatulus</i>	8	2	-33,0 \pm 0,8	13,9 \pm 0,9
	<i>B. alburnoides</i>			(-33,68 a -32,41)	(13,3 a 14,7)
Carnívora	<i>P. ornatos</i>	10	2	-32,8 \pm 0,05	14,6 \pm 0,5
	<i>C. mento</i>			(-32,87 a -32,8)	(14,2 a 14,9)
Herbívora	<i>G. altifrons</i>	28	2	-29,8 \pm 3,8	10,6 \pm 0,7
	<i>H. unimaculatus</i>			(-32,5 a -27,05)	(10,2 a 11,2)
Invertívora	<i>C. strigata</i>	10	1	-27,43 \pm 0 (-27,43 a 0)	13,9 \pm 0,0 (0 a 13,9)

Tabela 6. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a cheia a jusante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total): somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).

JUSANTE					
Guilda	Espécie	n (Total)	n (Isótopos)	$\delta^{13}\text{C}$‰ Média\pmDP (Mín - Máx)	$\delta^{15}\text{N}$‰ Média\pmDP (Mín - Máx)
Zooplancívora	<i>A. nuchalis</i>	54	2	-34,3 \pm 1,7	12,1 \pm 1,6
	<i>A. orinocenses</i>			(-35,58 a -33,13)	(10,9 a 13,2)
Piscívora	<i>A. microlepis</i>	38	8	-31,68 \pm 1,3	14,1 \pm 0,7
	<i>A. falcirostris</i>			(-33,45 a -29,38)	(13,3 a 15,2)
	<i>B. maculata</i>				
	<i>C. pinima</i>				
	<i>H. tatauaia</i>				
	<i>I. amazônica</i>				
	<i>P. castelnaeana</i>				
<i>S. rhombeus</i>					
Algívora	<i>L. fasciatus</i>	4	1	-29,71 \pm 0 (-29,71 a 0)	12,5 \pm 0,0 (0 a 12,5)
Detritívora	<i>P. latior</i>	16	3	-35,98 \pm 2,5	9,1 \pm 2,4
	<i>S. insignis</i>			(-38,56 a -33,5)	(6,3 a 10,9)
	<i>H. microlepis</i>				
Lepidófaga	<i>C. mento</i>	5	1	-30,8 \pm 0,0 (-30,8 a 0)	13,9 \pm 0,0 (0 a 13,9)
Insetívora	<i>P. armatulus</i>	33	4	-30,4 \pm 1,8	13,6 \pm 0,9
	<i>P. ornatos</i>			(-32,59 a -28,14)	(12,3 a 14,7)
	<i>B. alburnoides</i>				
	<i>C. strigata</i>				
Herbívora	<i>M. rubiprinis</i>	36	3	-34,36 \pm 4,1	12,1 \pm 0,3
	<i>G. altifrons</i>			(-39,04 a -31,89)	(11,7 a 12,3)
	<i>H. unimaculatus</i>				

Tabela 7. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a estiagem a montante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total): somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).

MONTANTE					
Guilda	Espécie	n (Total)	n (Isótopos)	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ Média \pm DP (Mín - Máx)	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ Média \pm DP (Mín - Máx)
Zooplancívora	<i>A. nuchalis</i>	54	2	-34,5 \pm 0,03	12,4 \pm 1,2
	<i>A. orinocenses</i>			(-35,0 a -34,6)	(11,6 a 13,2)
Piscívora	<i>A. microlepis</i>	41	9	-32,2 \pm 1,8 (-35,2 a 28,8)	13,6 \pm 0,9 (11,7 a 15,1)
	<i>A. falcistrostris</i>				
	<i>B. maculata</i>				
	<i>C. pinima</i>				
	<i>H. tatauaia</i>				
	<i>I. amazônica</i>				
	<i>P. castelnaeana</i>				
	<i>S. rhombeus</i>				
<i>C. mento</i>					
Algívora	<i>L. fasciatus</i>	4	1	-32,5 \pm 0,0 (-32,5 a 0)	13,9 \pm 0,0 (0 a 13,9)
Detritívora	<i>P. latior</i>	42	3	-35,4 \pm 3,2 (-39,2 a -33,5)	8,7 \pm 1,8 (6,8 a 9)
	<i>S. insignis</i>				
	<i>H. microlepis</i>				
Insetívora	<i>P. armatulus</i>	18	3	-30,7 \pm 2,4 (-32,8 a -29,4)	13,5 \pm 0,6 (12,9 a 14)
	<i>B. alburnoides</i>				
	<i>C. strigata</i>				
Carnívoro	<i>P. ornatos</i>	4	1	-31,9 \pm 0,0 (-31,9 a 0)	13,5 \pm 0,0 (0 a 13,5)
Herbívora	<i>M. rubiprinis</i>	19	3	-32,6 \pm 1,6 (-35 a -31,5)	10,9 \pm 0,8 (10,4 a 11,8)
	<i>G. altifrons</i>				
	<i>H. unimaculatus</i>				

Tabela 8. Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das guildas formadas durante a estiagem a jusante, no reservatório da UHE Curuá-Una. n (total): somatória de exemplares componentes da guilda; n (isótopos): quantidade de amostras da guilda submetidos à análise isotópica (um *pool* por espécie).

JUSANTE					
Guilda	Espécie	n (Total)	n (Isótopos)	$\delta^{13}\text{C}$‰ Média\pmDP (Mín - Máx)	$\delta^{15}\text{N}$‰ Média\pmDP (Mín - Máx)
Zooplancívora	<i>A. orinocenses</i>	6	1	-35,5 \pm 0 (-35,5 a 0)	10,6 \pm 0 (0 a 10,6)
Piscívora	<i>A. falcirostris</i>				
	<i>B. maculata</i>				
	<i>C. pinima</i>			-32,1 \pm 1,1	14,2 \pm 1,3
	<i>H. tatauaia</i>	38	7	(-33,2 a -30,5)	(12,1 a 15,9)
	<i>I. amazônica</i>				
	<i>P. castelnaeana</i> <i>S. rhombeus</i>				
Algívora	<i>L. fasciatus</i>	5	1	-33,8 \pm 0 (-33,8 a 0)	13,9 \pm 0,0 (0 a 13,9)
Detritívora	<i>P. latior</i>			-34,2 \pm 1,9	9,3 \pm 2,3
	<i>S. insignis</i>	14	3	(-36 a -32,1)	(6,4 a 11,3)
	<i>H. microlepis</i>				
Lepidófaga	<i>C. mento</i>			-31,9 \pm 0 (-31,9 a 0)	14,5 \pm 0,0 (0 a 14,5)
Insetívora	<i>P. armatulus</i>	22	3	-31,9 \pm 2,7	13,7 \pm 1,3
	<i>B. alburnoides</i>			(-34 a -29)	(12,3 a 15)
	<i>C. strigata</i>				
Carnívoro	<i>P. ornatos</i>	12	2	-30,6 \pm 1,5	14,0 \pm 0,9
	<i>A. microlepis</i>			(-32 a -29,5)	(13, 4 a 15)
Herbívora	<i>M. rubiprinis</i>	77	3	-33,0 \pm 1,9	14,0 \pm 1,6
	<i>G. altifrons</i>			(-35 a -30,9)	(10,5 a 14,6)
	<i>H. unimaculatus</i>				
Invertívoro	<i>A. nuchalis</i>	33	1	-32,39 \pm 0 (-32,9 a 0)	14,2 \pm 0,0 (0 a 14,2)

Tabela 9. Valores médios (\pm desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) das espécies analisadas em cada trecho e período de amostragem. Guildas= Z: Zooplancivora; P: Piscívora; L: Lepidófaga; A: Algívora; D: Detritívora; I: Insetívora; Inv: Invertívora; C: Carnívora; H: Herbívora.

Espécie	CHEIA						ESTIAGEM					
	Montante			Jusante			Montante			Jusante		
	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$	Guilda	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$	Guilda	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$	Guilda	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$	Guilda
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	-34,1 \pm 0,2	13,2 \pm 0,3	Z	-33,1 \pm 1,3	13,3 \pm 0,9	Z	-34,6 \pm 1,8	13,3 \pm 1,1	Z	-32,4 \pm 0,7	14,2 \pm 1,2	Inv
<i>Anodus orinocenses</i>	-33,2 \pm 0,3	10,7 \pm 0,3	Z	-35,6 \pm 1,2	10,9 \pm 0,8	Z	-34,5 \pm 1,2	11,7 \pm 0,6	Z	-35,5 \pm 1,5	10,6 \pm 0,3	Z
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	-31,9 \pm 1,2	14,2 \pm 1,1	P	-31,9 \pm 0,5	13,8 \pm 0,0	P	-35,5 \pm 1,1	11,7 \pm 0,9	P	-29,5 \pm 1,1	13,4 \pm 0,7	C
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	-33,2 \pm 1,5	14,6 \pm 1,3	P	-33,2 \pm 0,9	14,8 \pm 0,3	P	-32,2 \pm 2,1	13,8 \pm 1,9	P	-33,1 \pm 2,7	14,5 \pm 1,4	P
<i>Boulengerela maculata</i>	-32,6 \pm 0,6	14,3 \pm 0,4	P	-30,9 \pm 2,1	13,3 \pm 1,6	P	-30,6 \pm 0,7	13,9 \pm 0,0	P	-30,6 \pm 2,0	13,3 \pm 1,9	P
<i>Catoprion mento</i>	-32,8 \pm 1,4	14,9 \pm 1,1	P	-30,8 \pm 1,6	13,9 \pm 1,3	L	-32,8 \pm 2,0	13,5 \pm 1,1	P	-31,9 \pm 1,0	14,5 \pm 0,8	L
<i>Cichla pinima</i>	-31,9 \pm 1,1	14 \pm 0,6	P	-32,7 \pm 1,1	13,3 \pm 0,7	P	-32,4 \pm 1,8	13,9 \pm 0,8	P	-32,4 \pm 0,8	13,9 \pm 0,1	P
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	-32,2 \pm 0,2	14,9 \pm 0,1	P	-31,2 \pm 0,0	13,9 \pm 0,0	P	-31,2 \pm 1,2	13,1 \pm 0,7	P	-30,8 \pm 0,7	14,7 \pm 0,2	P
<i>Ilisha amazonica</i>	-32,5 \pm 1,8	14,6 \pm 1,4	L	-29,4 \pm 0,3	14,2 \pm 0,1	P	-28,8 \pm 0,1	13,7 \pm 0,0	P	-32,7 \pm 0,1	15,3 \pm 0,0	P
<i>Pellona castelnaeana</i>	-32,5 \pm 1,3	14,9 \pm 0,8	P	-33,5 \pm 1,2	15,2 \pm 0,9	P	-33,8 \pm 1,1	15,1 \pm 0,6	P	-33,2 \pm 1,5	15,9 \pm 1,0	P
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	-30,9 \pm 1,0	13,6 \pm 0,6	L	-30,8 \pm 1,8	14,8 \pm 0,0	P	-32,5 \pm 1,3	14,2 \pm 0,8	P	-31,8 \pm 1,3	12,1 \pm 0,7	P
<i>Leporinus fasciatus</i>	-30,8 \pm 1,7	11,7 \pm 1,3	A	-29,7 \pm 2,0	12,6 \pm 1,5	A	-32,5 \pm 1,2	13,9 \pm 0,8	A	-33,8 \pm 1,9	13,9 \pm 1,5	A
<i>Potamorhina latior</i>	-37,8 \pm 0,5	9,4 \pm 0,1	D	-38,6 \pm 0,4	9,8 \pm 0,0	D	-39,2 \pm 1,9	8,7 \pm 0,5	D	-32,1 \pm 1,8	10,1 \pm 1,2	D
<i>Semaprochilodus insignis</i>	-31,5 \pm 0,4	11,7 \pm 0,1	D	-33,5 \pm 1,1	10,9 \pm 0,4	D	-33,5 \pm 1,1	10,6 \pm 0,3	D	-34,5 \pm 2,1	11,3 \pm 1,7	D
<i>Hemiodus microlepis</i>	-34,9 \pm 2,3	6,5 \pm 1,5	D	-35,8 \pm 1,4	6,4 \pm 0,9	D	-33,7 \pm 0,5	6,8 \pm 0,0	D	-35,8 \pm 0,6	6,4 \pm 0,1	D
<i>Platydoras armatulus</i>	-32,4 \pm 1,2	13,3 \pm 0,9	I	-31,8 \pm 1,0	13,7 \pm 0,2	I	-30,1 \pm 1,1	12,9 \pm 0,6	I	-32,9 \pm 0,0	14,7 \pm 0,0	I
<i>Bryconops alburnoides</i>	-33,6 \pm 0,2	14,7 \pm 0,0	I	-32,6 \pm 0,0	14,8 \pm 0,0	I	-32,8 \pm 0,3	13,7 \pm 0,1	I	-33,9 \pm 1,9	14,1 \pm 1,4	I
<i>Crenicichla strigata</i>	-27,4 \pm 1,9	13,9 \pm 1,5	Inv	-28,1 \pm 0,1	12,4 \pm 0,0	I	-29,4 \pm 0,7	14,12 \pm 0,6	I	-28,7 \pm 1,0	12,3 \pm 0,8	I
<i>Pimelodus ornatos</i>	-32,8 \pm 1,4	14,3 \pm 0,7	C	-29,1 \pm 1,7	13,4 \pm 0,9	I	-31,8 \pm 0,0	13,6 \pm 0,0	C	-31,7 \pm 0,0	14,6 \pm 0,0	C
<i>Myloplus rubiprinis</i>	-30,8 \pm 1,0	11,7 \pm 0,5	D	-31,9 \pm 1,2	11,8 \pm 0,6	H	-31,5 \pm 2,5	10,5 \pm 1,8	H	-30,9 \pm 1,4	11,2 \pm 0,8	H
<i>Geophagus altifrons</i>	-27,1 \pm 1,0	11,2 \pm 0,8	H	-32,2 \pm 2,4	12,4 \pm 1,1	H	-31,9 \pm 1,7	10,4 \pm 1,4	H	-33,4 \pm 1,1	13,6 \pm 0,7	H
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	-32,5 \pm 1,8	10,2 \pm 0,9	H	-39 \pm 2,1	12,3 \pm 1,7	H	-34,6 \pm 1,0	11,8 \pm 0,9	H	-34,8 \pm 0,8	10,5 \pm 0,1	H

Discussão

1. Influência dos parâmetros abióticos na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ dos produtores e dos peixes

Um dos desafios dos estudos ecológicos para esclarecer a dinâmica trófica em um reservatório antigo, é compreender como a estrutura e o fluxo de energia na cadeia alimentar podem ser influenciados pelos processos físico-químicos e biológicos que conduzem o ambiente para a estabilização trófica ao mesmo tempo em que estes recebem perturbações antropogênicas significativas (Grows et al. 2014, Lima et al. 2018).

Sob essa perspectiva, o presente trabalho constatou através do uso de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) que, após quarenta anos de formação do reservatório de Curuá-Una, a ictiofauna é sustentada pelas fontes autotróficas autóctones e que a estrutura da cadeia alimentar dos peixes encontra-se enriquecida em $\delta^{15}\text{N}$, devido a provável influência do aporte de nutrientes ainda não identificado através dos métodos convencionais de análise da qualidade da água. Entretanto, o fluxo de energia não aparenta sofrer alterações em função da concentração de nutrientes.

Os resultados que indicam o predomínio da composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ da maioria das espécies de peixe na amplitude de fitoplâncton, perifíton, macrófitas e POC corroboram de forma inédita, a perspectiva de Agostinho et al. (1999) quanto a ictiofauna de um reservatório antigo ser sustentada basicamente, pelos recursos autóctones, em virtude da estabilidade biótica que se desenvolveu ao longo dos processos ecossistêmicos de envelhecimento do reservatório. Os resultados deste estudo, consistem no primeiro registro que sugere a acomodação trófica da ictiofauna em um reservatório antigo com base na composição trófica de $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes, considerando-se que a maioria dos trabalhos desenvolvidos nessa abordagem utilizaram somente o método convencional de avaliação da dieta das espécies (Delariva et al. 2013, Bennemann et al. 2011, Lima et al. 2018).

As variáveis abióticas avaliadas neste estudo, apresentam valores médios que sugerem um ambiente limpo, com quantidade ínfima de nutrientes e assim, não apresenta restrições ao uso da água. Tais inferências estão de acordo com os limites determinados pela Resolução CONAMA Nº 357/05 para ambientes de água doce, classe 2 e também reiteram o grau de trofia apresentado por Santos et al. (2018), quando os autores afirmam que o reservatório de Curuá-Una é um ambiente oligotrófico, ou seja, limpo e de baixa produtividade (Lamparelli 2004).

Consequentemente, os referidos resultados demonstram que embora o reservatório de Curuá-Una opere há mais de quatro décadas, o mesmo não apresenta um quadro de eutrofização artificial intensa, o que refuta os estudos prévios quanto a generalização do perfil trófico em

reservatórios brasileiros formados há mais de 20 anos (Fonseca 2010, Trindade et al. 2014). Dessa forma, o perfil oligotrófico do reservatório de Curuá-Una pode explicar a ausência de interferência significativa das variáveis abióticas na variação isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) das fontes autóctones avaliadas neste estudo (Grows et al. 2014).

É provável que as variações identificadas no $\delta^{13}\text{C}$ dos produtores, derivem da influência de outros fatores como no caso do perifíton, que se mostrou empobrecido à jusante durante a cheia, e provavelmente isso derive da ação da velocidade de circulação da água, considerando-se que no período da cheia o volume de água foi maior e a correnteza mais intensa do que no período da estiagem. Nesse sentido, Finlay (2001, 2004) explica que a elevada velocidade de circulação da água proporciona redução acentuada da camada mais externa de células do perifíton o que, por sua vez, diminui a biomassa e facilita a difusão do carbono inorgânico dissolvido na fotossíntese. Por consequência, ocorre um fracionamento maior de carbono e consequentemente a produção de um $\delta^{13}\text{C}$ mais leve, isto é, mais empobrecido.

Entretanto, a assinatura de $\delta^{13}\text{C}$ do perifíton se mostrou mais enriquecida na jusante durante a estiagem, quando o volume e a velocidade da água reduziram. Esses resultados são semelhantes aos de Winemiller et al. (2011), quando esses autores registram enriquecimento no $\delta^{13}\text{C}$ do perifíton em regiões a jusante de barragens. De acordo com Hill & Middleton (2006), em ambientes com baixa velocidade de circulação da água, o perifíton apresenta a camada de biomassa mais espessa o que impede a difusão de carbono inorgânico dissolvido na camada mais interna e consequentemente, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ se tornam mais enriquecidos (menos negativos).

De acordo com os resultados obtidos, as variações nos valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ do fitoplâncton não foram significativas e provavelmente, derivam da própria dinâmica fisiológica nas células que o compõem. Para Lammers et al. (2017), os processos de respiração e produção das células fitoplanctônicas interferem diretamente nas concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID) e na razão de $\delta^{13}\text{C}$. Assim, a respiração aumenta as concentrações de CID e concomitantemente, ela reduz o $\delta^{13}\text{C}$ (isto é, produz um carbono mais leve, mais negativo), enquanto a produção primária diminui as concentrações de CID e enriquece o $\delta^{13}\text{C}$ das células.

Além disso, os estudos de Taipale et al. (2015) e de Lammers et al. (2017), propõem que exista diferença específica entre o fracionamento isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ das cianobactérias, das diatomáceas e das células eucarióticas que compõem a biomassa de fitoplâncton, isto é, o empobrecimento ou enriquecimento em carbono dessas células depende do tamanho, da permeabilidade, da via enzimática seguida durante a fotossíntese e da cinética de absorção de carbono que cada uma apresenta.

Por outro lado, a variação isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ do POC aparentou estar mais associada a constituição básica da biomassa dessa fonte. Considerando-se que o POC consiste em uma mistura de biomassa viva de fitoplâncton e bactérias com detritos de matéria orgânica em decomposição (animal e vegetal), carbono orgânico particulado alóctone e ainda detritos de matéria vegetal terrestre (Lammers et al. 2017), suas assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ mais empobrecidas provavelmente traduzem que a concentração das fontes mais negativas (vegetação ripária e macrófitas) foi superior à das fontes menos negativas (enriquecidas em $\delta^{13}\text{C}$) (Wang et al. 2015). Por outro lado, os valores médios mais enriquecidos na composição de $\delta^{13}\text{C}$ sugerem uma contribuição maior de fontes menos negativas para a constituição do POC (perifíton e fitoplâncton) (Lammers et al. 2017).

Em geral, fontes autóctones como fitoplâncton e POC apresentam valores menores (mais negativos) do que as fontes alóctones (Taipale et al. 2015). Entretanto, no presente estudo a vegetação ripária e as macrófitas foram os produtores com os menores valores médios de $\delta^{13}\text{C}$, o que sugere que esses produtores estejam expostos à elevadas concentrações de fósforo no solo da floresta ripária e da zona de transição aquático-terrestre.

Tal constatação, corrobora as informações prévias quanto ao solo de Curuá-Una ser rico em nutrientes, devido à sua localização na faixa carbonífera do rio Tapajós (Junk et al. 1981, Gunkel et al. 2003, Santos et al. 2018). Dessa forma, ao considerar as características geoquímicas naturais do rio Curuá-Una, em adição aos resultados deste estudo, que revelam as concentrações de fósforo total de acordo com as pré-estabelecidas pela Resolução CONAMA Nº 357/05 para ambientes de água doce classe 2, torna-se inviável inferir que o teor de fósforo no ambiente derive de perturbações antropogênicas, embora as áreas no entorno do reservatório apresentem crescentes comunidades sem tratamento de esgoto e com intensas atividades de agropecuária e especialmente de agricultura, considerando-se que nas regiões adjacentes à UHE de Curuá-Una o cultivo de soja avançou intensamente nos últimos dez anos, e junto com tal atividade, aumentou também a disponibilidade excessiva de fertilizantes nas referidas áreas (Silva e Conceição 2017, Santos et al. 2018).

Em contrapartida, a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ da vegetação ripária e das macrófitas ressalta a provável sensibilidade desses produtores às variações de concentração de nutrientes no meio. Essa interpretação sustenta-se nos estudos recentes que utilizam os isótopos estáveis como uma ferramenta alternativa na identificação da influência do enriquecimento de nutrientes sobre a biota de um ambiente com perturbações antropogênicas (McKee et al. 2002, Wang et al. 2015, Carvalho et al. 2017; Watson et al. 2018a), em especial para os resultados semelhantes

encontrados por Wang et al. (2015) em plantas vasculares expostas a grandes concentrações de fósforo devido a eutrofização artificial de uma região pantanosa no sul da Flórida (EUA).

Para Miao et al. (1997), os altos níveis de fósforo aumentam a condutância estomática o que restringe o transporte de CO₂ durante o processo de carboxilação e assim, promove um fracionamento maior e este por sua vez, produz o carbono mais leve (mais negativo). Em contrapartida, quando a planta é submetida a condições de estresse ambiental, com baixa disponibilidade de fósforo, a condutância estomática e o fracionamento reduzem e o $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecido é produzido.

O contexto observado na composição de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes autotróficas, reitera o fato de que as razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores reflete todas as mudanças nas proporções de carbono e nitrogênio que ocorrem na base da cadeia alimentar, isto é, na taxa de fracionamento realizado nos produtores ou entre os níveis tróficos (Huang et al. 2013, Pruell & Taplin 2015, Watson et al. 2018a).

Dessa forma, embora a assinatura de $\delta^{13}\text{C}$ das espécies não apresente correlação positiva com as variáveis abióticas, a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes demonstrou que a influência das fontes empobrecidas (vegetação ripária e macrófitas), foi maior para as espécies detritívoras, herbívoras e carnívoras (considerando-se estas últimas prováveis consumidoras de elos tróficos que se alimentam diretamente das referidas fontes). Em contrapartida, espécies com estratégias alimentares diferentes, sobrepuseram-se dentro da amplitude das fontes enriquecidas (fitoplâncton, POC e perifíton). Provavelmente, tal sobreposição decorre das interações tróficas na base da cadeia alimentar, o que sugere que a assimilação do carbono mais enriquecido (i.e. mais pesado), na maioria das guildas, só é possível devido ao fracionamento isotópico desenvolvido pelos diversos elos tróficos existentes entre os predadores e as fontes autotróficas.

Tal interpretação é subsidiada pelos relatos de Yu et al. (2018) quando os autores afirmam que as interações tróficas complexas na base da cadeia alimentar permitem que os peixes acessem a maior variedade de fontes autotróficas enquanto que nas espécies cujo hábito alimentar exige o consumo direto da fonte ou a ingestão de presas herbívoras/detritívoras, a assimilação de energia precisa ser restrita às fontes com maior fracionamento, ou seja, mais empobrecidas.

2. Influências dos parâmetros abióticos na composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ dos produtores e dos peixes

De acordo com os resultados obtidos, assim como na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$, as variações de $\delta^{15}\text{N}$ das fontes e da ictiofauna, também não foram correlacionadas de forma significativa com os parâmetros abióticos analisados. No entanto, a disposição das razões isotópicas nos gráficos bidimensionais, revelou que toda a biota sofreu enriquecimento em sua composição de $\delta^{15}\text{N}$, fato que reitera a importância do isótopo de nitrogênio como indicador sensível das alterações causadas pela entrada de nutrientes no ambiente aquático (Bergfur et al. 2009, Winemiller et al. 2011, Turschak et al. 2014).

Tais resultados, corroboram estudos prévios quanto ao aporte de nitrogênio antropogênico causar enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ nas fontes autotróficas (McKee et al. 2002, Cole et al. 2004) e posteriormente, esse aumento ser repassado aos peixes promovendo assim alterações ascendentes em toda a estrutura da cadeia alimentar (Grows et al. 2014, Morris et al. 2015, Sensula 2015). Resultados semelhantes também foram encontrados por Xu et al. (2019), na cadeia alimentar de um lago em regiões temperadas na China.

Os processos que regem a dinâmica do fracionamento isotópico de nitrogênio no ambiente aquático, são complexos e ainda necessitam de inúmeras elucidacões (Nestler et al. 2011). Entretanto, estudos recentes indicam que as primeiras sequelas do aporte de nitrogênio antropogênico no ecossistema aquático geralmente, não são detectadas pelos métodos convencionais de avaliação dos parâmetros físico-químicos da água, porém podem ser identificadas precocemente através do uso de isótopos de nitrogênio (Pruell & Tapplin 2015, Watson et al. 2018b).

Nesse sentido, destaca-se o enriquecimento revelado no POC durante a estiagem no trecho a montante, o qual pode resultar da entrada de nutrientes antropogênicos ou ainda da influência das elevadas concentrações de fósforo presentes no solo do reservatório. Para subsidiar tais interpretações, ressalta-se os estudos que explicam o enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ no meio aquático, como consequência da interferência de fertilizantes utilizados em atividades agrícolas (Bergfur et al. 2009, Wang et al. 2015) e também dos resíduos humanos e animais, altamente ricos em nitrogênio (Wang et al. 2015, Yu et al. 2018).

O enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ na biota, em decorrência de alterações na qualidade da água, também é defendida por Grows et al. (2014), como resultado das dinâmicas de operação específicas para cada barragem, o que explica o enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ a jusante da barragem em algumas hidrelétricas, considerando-se que cada empreendimento pode apresentar sua forma particular de interferência nos processos de desnitrificação.

Por outro lado, a possibilidade de que o enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ no POC seja causado pelo fósforo disponível no solo de Curuá-Uma, devido a localização do reservatório em faixas carboníferas corrobora os relatos de Wang et al. (2015), quanto ao enriquecimento observado em árvores de áreas inundadas, em virtude do solo apresentar concentrações elevadas de fósforo. Para McKee et al. (2002) e Chang et al. (2009), o enriquecimento de fósforo aumenta a demanda do produtor por nitrogênio e conseqüentemente, reduz o fracionamento desse nutriente nas células da planta e assim, produz um $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecido.

Esse contexto demonstra que para elucidar a dinâmica e a estruturação trófica dos peixes no reservatório de Curuá-Uma, é fundamental que as informações acerca da biota e dos fatores limnológicos estejam aliadas às peculiaridades geoquímicas do ambiente terrestre para assim, gerar uma compreensão integrada acerca de todos os atributos ecossistêmicos que influenciam na sinergia da comunidade biológica do ecossistema aquático.

Diante desse contexto, concluiu-se que as principais fontes de energia para a ictiofauna, do reservatório de Curuá-Uma são os produtores autóctones, à montante e à jusante da barragem. A cadeia alimentar dos peixes não aparenta sofrer influência do teor de nutrientes em seu fluxo de energia. No entanto, todos os níveis tróficos revelaram enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$. Tal resultado demonstra que, a assimilação de energia da maioria dos peixes, depende do fracionamento realizado através das interações tróficas complexas na base da cadeia alimentar. Além disso, o enriquecimento de nitrogênio também pode indicar que o reservatório de Curuá-Uma, esteja vulnerável ao enriquecimento de nutrientes oriundos de perturbações antrópicas. Considerando-se que os métodos convencionais para a análise da qualidade da água, não apresentam a robustez necessária para identificar os sinais precoces de eutrofização artificial, o isótopo estável de nitrogênio mostrou-se como um indicador biológico sensível que pode auxiliar de forma criteriosa e robusta, a tomada de medidas que evitem o comprometimento da homeostase ecológica do reservatório.

Agradecimentos

Aos professores, Marcos Prado Lima pelo espaço físico e estrutural cedido no Laboratório de Biologia Molecular, André Luiz Colares Canto e Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro pela identificação das espécies de peixes. Às professoras, Andreia Cavalcante Pereira pelo apoio logístico e científico durante as coletas e Ana Carla Gomes pelo apoio com as análises estatísticas. À Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), pela logística e recurso financeiro para as amostragens e análises; à Eletrobrás pela logística disponibilizada durante as amostragens na hidrelétrica; ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

pela parceria na realização das análises limnológicas, ao Centro de Isótopos Estáveis Prof. Dr. Carlos Ducatti (CIE) da Universidade Estadual Paulista, Botucatu/SP pela parceria no desenvolvimento das análises e a Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA) pela bolsa de doutorado concedida à primeira autora.

Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. & SUZUKI, HI. 1999a. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Theoretical reservoir ecology and its applications. Backhuys Publishers. (J.G. Tundisi & M. Straskraba, eds). Leiden. pp. 227-265.
- ABELHA, M.C.F., GOULART, E. & PERETTI, D. 2005. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembleia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes eds) RiMa, São Carlos, pp.197-209.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., SANTOS, N.C.L., ORTEGA, J.C.G. & PELICICE, F.M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*. 173: 26-36.
- AGUIAR, C.P.O., PELEJA, J.R.P. & SOUSA, K.N.S. 2014. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. *Revista Árvore*. 38(6): 983-992. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600003>.
- APHA, 2012. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater. 22ndEd.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- BENNEMANN, S. T. GALVES, W. & CAPRA, L. G. 2011. Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). *Biota Neotropica*. 11(1):63-71. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000100006>
- BERGFUR, J., JOHNSON, R.K.L. & GOEDKOOP, W. 2009. Effects of nutrient enrichment on C and N stable isotope ratios of invertebrates, fish and their food resources in boreal streams. *Hydrobiologia*. 628:67–79.
- CARVALHO, D.R., CASTRO, D.M.P., CALLISTO, M., Moreira, M.Z.M. & POMPEU, P.S. 2017. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. *Hydrobiologia*, 795:199–217. DOI 10.1007/s10750-017-3130-6.

- CETESB, 2014. Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo [recurso eletrônico] /CETESB. São Paulo: CETESB, Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>. Acesso em: 29 nov.2014.
- CHANG, C.C.Y., MCCORMICK, P.V., NEWMAN, S. & ELLIOTT, E.M., 2009. Isotopic indicators of environmental change in a subtropical wetland. *Ecol. Indic.* 9, 825–836.
- COLE, M.L., VALIELA, I., KROEGER, K.D., TOMASKY, G.L., CEBRIAN, J., WIGAND, C., MCKINNEY, R.A., GRADY, S.P. & Da SILVA, M.H.C. 2004. Assessment of a delta N-15 isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*. 33:124–132.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução nº 357. Diário Oficial da União – Seção1 (53), 18 de março de 2005.
- DELARIVA, R.L., HAHN, N.S. & KASHIWAQUI, E.A.L. 2013. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotrop. Ichthyol.*, 11(4): 891-904.
- FEARNSIDE, P.M. 2005. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 10(4):675-691. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-005-7303-7>.
- FEARNSIDE, P.M. 2015. As usinas hidrelétricas mitigam o efeito estufa? O caso da barragem de Curuá-Una. In *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras* (P.M. Fearnside ed). Editora do INPA, Manaus, p.193-203.
- FINLAY, J.C. 2001. Stable-carbon-isotope ratios of river biota: implications for energy flow in lotic food webs. *Ecology*. 82:1052–1064.
- FINLAY, J.C. 2004. Patterns and controls of lotic algal stable carbon isotope ratios. *Limnol. Oceanogr.* 49:850–861. DOI:10.4319/lo.2004.49.3.0850.
- FONSECA, G.A.B. 2010. Contribuição Antrópica na Poluição de Reservatórios Hidrelétricos: o Caso da Usina Hidrelétrica de São Simão - GO/MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- GOLDEMBERG J. 2015. O estado atual do setor elétrico brasileiro. *Revista USP*. 104:37-44.
- GOLTERMAN, H.L. 1969. *Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters – IBP Handbook*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Reino Unido. 213pp.
- GROWNS, I., CHESSMAN, B. MITROVIC, S. & WESTHORPE, D. 2014. The effects of dams on longitudinal variation in river food webs. *Journal of Freshwater Ecology*, 29 (1): 69–82. <http://dx.doi.org/10.1080/02705060.2013.832423>.

- GUNKEL, G.; LANGE, U.; WALDE, D. & ROSA, J.W.C. 2003. The environmental and operational impacts of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 8: 201-216.
- HABERLEHNER, H. 1973. As investigações geológico-geotécnicas para a barragem do Curuá-Una. Engevix, Relatório Técnico. 29p.
- HAMMER Ø. 2017. PAleontological STatistics Version 3.15. Reference manual. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo. 253 pp.
- HILL, W.R. & MIDDLETON, R.G. 2006. Changes in carbon stable isotope ratios during periphyton development. *Limnol. Oceanogr.* 51:2360–2369.
- HUANG, W., YANO, S., ZHANG, J.M. & WANG, Y.R. 2013. Spatial and Temporal Variation in Stable Isotopes Signatures of Periphyton and an Endangered fish in a flow-reduced River Reach. *Int. J. Environ. Res.* 7(3):533-538.
- JUNK, W.J., ROBERTSON, B.A., DARWICH, A.J. & VIEIRA, I. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*. 11(4): 689-716.
- KAYMAK, N., WINEMILLER, K.O., AKIN, S., ALTUNER, Z., POLAT, F. & DAL, T. 2018. Spatial and temporal variation in food web structure of an impounded river in Anatolia. *Marine and Freshwater Research*. 69(9):1453–1471. <https://doi.org/10.1071/MF17270>.
- LAMMERS, J.M.G. & REICHART, J.J. 2017. Seasonal variability in phytoplankton stable carbon isotope ratios and bacterial carbon sources in a shallow Dutch lake Middelburg *Limnol. Oceanogr.* 62:2773–2787 DOI: 10.1002/lno.10605.
- LAMPARELLI, M.C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento. São Paulo. 2004. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LIGOCKI, L.P. 2003. Comportamento da barragem de Curuá-Una, Pará. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio, Rio de Janeiro.
- LIMA, F.P., NOBILE, A.B. FREITAS-SOUZA, D. CARVALHO & E.D. VIDOTTO-MAGNONI, A.P. 2018. Can dams affect the trophic structure of ichthyofauna? A long-term effects in the Neotropical region. *Iheringia*. 108:e2018030.
- LIU, C.W., LIN, K.H. & KUO, Y.M. 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Sci. Total Environ.* 313:77-89.
- MIAO, S.L., BORER, R.E. & SKLAR, F.H. 1997. Sawgrass seedling responses to transplanting and nutrient additions. *Restor. Ecol.* 5, 162–168.
- MCKEE, K.L., FELLER, I.C., POPP, M. & WANEK, W. 2002. Mangrove isotopic ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) fractionation across a nitrogen vs. phosphorus limitation gradient. *Ecology*. 83,1065–1075.

- MORRIS, C., LEE, S.Y. & VAN De MERWE, J., 2015. $\delta^{15}\text{N}$ of estuarine fishes as a quantitative indicator of urbanization. *Ecol. Indic.* 56, 41–49.
- NESTLER, A., BERGLUND, M., ACCOE, F., DUTA, S., XUE, D., BOECKX, P. & TAYLOR, P. 2011. Isotopes for improved management of nitrate pollution in aqueous resources: review of surface water field studies. *Environ Sci Pollut Res.* 18:519–533.
- PALERMO, E.F.A. 2008. Acúmulo e transporte de mercúrio em reservatórios tropicais. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- PEREIRA, A.L. & BENEDITO, E. 2007. Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. *Rev. biociên.* 13(1-2):16-27
- PERKINS, M.J., MAK, Y.K.Y., TAO, L.S.R., WONG, A.T.L. & YAU, J.K.C. 2018. Short-term tissue decomposition alters stable isotope values and C:N ratio, but does not change relationships between lipid content, C:N ratio, and $\delta^{13}\text{C}$ in marine animals. *Plos One.* 3(7):e0199680. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199680>
- PHILLIPS, D.L. & GREGG, J.W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia.* 136:261–269 DOI 10.1007/s00442-003-1218-3
- POST, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology.* 83: 703–718.
- PRUELL, R.J. & TAPLIN, B.K. 2015. Carbon and nitrogen isotope ratios of juvenile winter flounder as indicators of inputs to estuarine systems. *Marine Pollution Bulletin.* 101: 624–631.
- R: 2015. A language and environment for statistical computing. R Foudation for Statistical Computing, Viena, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- RODRIGUES, L., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2005. Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. Rima, São Carlos.
- ROGERS, K.M., TURNBULL, R.E. MARTIN, A.P. BAISDEN & W.T. RATTENBURY, M.S. 2017. Stable isotopes reveal human influences on southern New Zealand soils. *Applied Geochemistry.* 82:15e24.
- SANTOS, P.R., ZARZAR, C.A. & SOUSA, K.N.S. 2018. Avaliação do estado trófico atual do reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia Central. *Biota Amazônia.* 8: 4. <http://periodicos.unifap.br/index.php/biota>.
- SENSULA, B.M. 2015. Spatial and short-temporal variability of delta C-13 and delta N-15 and water-use efficiency in pine needles of the three forests along the most industrialized part of Poland. *Water Air Soil Pollut.* 226(11).
- SILVA, C.C. 2006. Dieta da comunidade de peixes na área de influência da UHE de Balbina – rio Uatumã, Amazonas, Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. Manaus.

- SILVA, R.G.C. & CONCEIÇÃO, F.S. 2017. Agronegócio e campesinato na Amazônia brasileira: transformações geográficas em duas regiões nos estados de Rondônia e Pará. *Geographia*. 19(41). <https://doi.org/10.22409/geographia.v19i41>.
- TAIPALE, S.J., PELTOMA, E. M., HILTUNEN, R. I., JONES, M. W., HAHN, C. B. & BRETT, M. T. 2015. Inferring phytoplankton, terrestrial plant and bacteria bulk $\delta^{13}\text{C}$ values from compound specific analyses of lipids and fatty acids. *Plos One* 10: e0133974. doi:10.1371/journal.pone.0133974
- TRINDADE, P.B.C.B. & MENDONÇA, A.S.F. 2014. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). *Eng. Sanit. Ambient.* 19(3): 275-282. DOI: 10.1590/S1413-41522014019000000537.
- TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.E.M. 2015. Promoting the integration of Engineering, Ecology and Limnology: the Ecohydrological approach applied to Amazon reservoir construction. *Braz. J. Biol.*, 75(3):S290-S291. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.03414BM>.
- TURSCHAK, B.A., BUNNELL, D., CZESNY, S., HOOK, TO, JANSSEN, J., WARNER, D., BOOTSMA, H.A. 2014. Nearshore energy subsidies support Lake Michigan fishes and invertebrates following major changes in food web structure. *Ecology*. 95(5):1243–1252.
- UDY, J. W., FELLOWS, C. S., BARTKOW, M. E., BUNN, S. E., CLAPCOTT, J. E. & HARCH, B.D. 2006. Measures of nutrient processes as indicators of stream ecosystem health. *Hydrobiologia* 572: 89–102.
- VALE, R.S., GOMES, A.C.S., SANTANA, R.A.S., TÓTA, J., MILLER, S.D., SOUSA, R.A. F. 2016. Hydroclimatic variables associated with El Nino and La Nina events at the Curuá-Una hydroelectric reservoir, Central Amazonia. *Acta Amazonica*. 46 (3): 303-308. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201600083>
- VANDER ZANDEN, M.J. & RASMUSSEN, J.B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food webs studies. *Limnology and Oceanography*, 46 (8): 2061-2066.
- VIDAL, T.F. & NETO, J.C. 2014. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 18(4):402–407.
- VIEIRA, I. 2000. Frequência, constância, riqueza e similaridade da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una, Amazônia. *Rev. bras. De Zool.* 2(2):41-50.
- WANG, J., GU, Binhe., EWEC, S.M.L., WANG, Y. & Li, Y. 2015. Stable isotope compositions of aquatic flora as indicators of wetland eutrophication. *Ecological Engineering*, 83:13–18.
- WATSON, E.B., SZURA, K., POWELL, E., MAHER, N. & WIGAND, C.J. 2018a. Cultural eutrophication is reflected in the stable isotopic composition of the eastern mudsnail, *Nassarius obsoletus*. *Environ. Qual.* 47:177–184. DOI:10.2134/jeq2017.05.0214.

- WATSON, E.B., POWELLA, E., MAHERB, N.P., OCZKOWSKIC, A.J., PAUDELA, B., STARKEB, A., SZURAD, K., WIGAND, C. 2018b. Indicators of nutrient pollution in Long Island, New York, estuarine Environments. *Marine Environmental Research*, 134: 109–120.
- WINEMILLER, K.O., ZEUG, S.C., ROBERTSON, C.R., WINEMILLER, B.K. & HONEYCUTT, R.L. 2011. Food-web structure of coastal streams in Costa Rica revealed by dietary and stable isotope analyses. *J. Trop. Ecol.* 27:463–476.
- XU, D., WANG, Y., LIU, D., WU, D., ZOU, C., CHEN, Y., CAI, Y., LENG, X. & NA, S. 2019. Spatial heterogeneity of food web structure in a large shallow eutrophic lake (Lake Taihu, China): implications for eutrophication process and management *Journal of Freshwater Ecology*. 34(1):231–247. <https://doi.org/10.1080/02705060.2019.1581101>.
- YU, J., GUO, L., ZHANG, H., XU, J., HU, H., XUE, T., LUO, C., YI, C., HU, Y., XIE, P. 2018. Spatial variation in trophic structure of dominant fish species in lake Dongting, China during dry season. *Water*. 602. DOI: 10.3390/w10050602.

5. CONCLUSÕES GERAIS

A combinação entre a análise da dieta e a análise de isótopos estáveis indicou que após quatro décadas de formação, o reservatório da UHE de Curuá-Una apresenta ictiofauna dependente dos recursos autóctones.

A instabilidade observada na estrutura trófica da ictiofauna provavelmente, deriva das complexas interações tróficas na base da cadeia, as quais realizam o fracionamento de $\delta^{13}\text{C}$ necessário para a assimilação de energia pelos peixes.

A conectividade entre o reservatório e sua bacia hidrográfica, pode influenciar na contribuição das fontes autotróficas para a ictiofauna, devido a presença de fatores geoquímicos característicos do local bem como, de atividades antrópicas no entorno do reservatório.

A possível alteração na concentração de nutrientes, não exerce influência sobre o fluxo de energia na cadeia alimentar dos peixes, porém a estrutura da cadeia sofreu alterações ascendentes em todos os níveis tróficos.

Após 40 anos de formação do reservatório de Curuá-Una, a estabilidade trófica da ictiofauna poderá auxiliar a comunidade de peixes a se manter resiliente a perturbações antropogênicas, porém os sinais de alterações na cadeia alimentar aquática, devido a mudanças no teor dos nutrientes, indicam que o ambiente já encontra-se vulnerável ao desequilíbrio de sua dinâmica ecossistêmica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL

- Agostinho, A.A.; Miranda, L.E.; Bini, L.M.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M.; Suzuki HI. 1999a. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. *In: Tundisi, J.G.; Straskraba, M. (Eds). Theoretical reservoir ecology and its applications. Backhuys Publishers. Leiden. p. 227-265.*
- Agostinho, A.A.; Gomes, LC.; Pelicice, F.M. 2007b. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá, BR. 501pp.
- 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(4):1119-1132.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Santos, N.C.L.; Ortega, J.C.G.; Pelicice, F.M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173:26-36.
- Angelini, R.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Costa, R.S.; Latini, J.D. 2005. Análise ecossistêmica de reservatórios. Rodrigues, S.M., Thomaz, A.A., Agostinho, L.C. Gomes (Eds). *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos. p. 310-321.
- Bergfur, J.; Johnson, R.K.L.; Goedkoop, W. 2009. Effects of nutrient enrichment on C and N stable isotope ratios of invertebrates, fish and their food resources in boreal streams. *Hydrobiologia*, 628:67–79.
- Carpenter, S.R.; Brock, W.A. 2006. Rising variance: a leading indicator of ecological transition. *Ecol. Lett.*, 9: 311–318.
- Carvalho, D.R.; Castro, D.M.P.; Callisto, M.; Moreira, M.Z.M.; Pompeu, P.S. 2017. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. *Hydrobiologia*, 795:199–217. DOI 10.1007/s10750-017-3130-6.
- Coelho, D.; Bento, N.; Souza, R. 2016.b Certificação ISO 14001 na usina hidrelétrica de Samuel/RO. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, 8(2).
- Cole, M.L.; Valiela, I.; Kroeger, K.D.; Tomasky, G.L.; Cebrian, J.; Wigand, C.; Mckinney, R.A.; Grady, S.P.; Da Silva, M.H.C. 2004. Assessment of a $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *J. Environ. Qual.*, 33:124–132.

- Cotovicz Júnior, L.C.; Brandini, N.; Knoppers, B.A.; Mizerkowski, B.D.; Sterza, J.M.; Ovalle, A.R.C.; Medeiros, P.R.P. 2013. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185:3297-3311.
- Delariva, R.L.; Hahn, N.S.; Kashiwaqui, E.A.L. 2013. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotrop. Ichthyol.*, 11(4): 891-904.
- De Niro, M.J.; Epstein, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45:341-351.
- Duda, J.J.; COE, H. J.; Morley, S.A.; Kloehn, K.K. 2011. Establishing spatial trends in water chemistry and stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) in the Elwha River prior to dam removal and salmon recolonization. *River Research and Applications*, 27: 1169–1181. DOI: 10.1002/rra.1413.
- EPE, 2017, Empresa de pesquisa energética. Plano Decenal de Energia 2017-2026. *Ministério de Minas e Energia: Brasília*. (<http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Decenal-de-Expansao-de-Energia-2026>) Acesso: 01/12/2017.
- Goldemberg J. 2015. O estado atual do setor elétrico brasileiro. *Revista USP*, 104: 37-44.
- Gomes, L.C.; Miranda, L.E. 2001b. Hydrologic and climatic regimes limit phytoplankton biomass in reservoirs of the upper Paraná river basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 457(13): 205–214.
- Fagan, W.F.; Siemann, E.; Mitter, C.; Denno, R.F.; Hu-Berty, A.F.; Woods, H.A.; Elser, J.J. 2002. Nitrogen in insects: implications for trophic complexity and species diversification. *American Naturalist*, 160:784–802.
- Fonseca, G.A.B. 2010. Contribuição Antrópica na Poluição de Reservatórios Hidrelétricos: o Caso da Usina Hidrelétrica de São Simão - GO/MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 116pp.
- Hahn, N. S.; Fugi, R. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4): 469-480.
- Huang, W.; Yano, S.; Zhang, J.M.; Wang, Y.R. 2013. Spatial and Temporal Variation in Stable Isotopes Signatures of Periphyton and an Endangered fish in a flow-reduced River Reach. *Int. J. Environ. Res.*, 7(3):533-538.
- International rivers, 2019. (www.internationalrivers.org). Acesso em 13/03/2019.
- Kaymak, N., Winemiller, K.O., Akin, S., Altuner, Z., Polat, F., Dal T. 2018. Spatial and temporal variation in food web structure of an impounded river in Anatolia. *Marine and Freshwater Research*, 69 (9): 1453–1471. <https://doi.org/10.1071/MF17270>.

- Ligocki, L.P. 2003. Comportamento da barragem de Curuá-Una, Pará. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio, Rio de Janeiro.
- Lima, F.P.; Nobile, A.B.; Freitas-Souza, D.; Carvalho, E.D.; Vidotto-Magnoni, A.P. 2018. Can dams affect the trophic structure of ichthyofauna? A long-term effects in the Neotropical region. *Iheringia*, 108: e2018030.
- Lira, N.A.; Pompeu, P.S.; Agostinho, C.S.; Agostinho, A.A.; Arcifa, M.S.; Pelicice, F.M. 2017. Fish passages in South America: an overview of studied facilities and research effort. *Neotropical Ichthyology*, 15(2): 139-160. DOI: 10.1590/1982-0224-20160139.
- Manetta, G.I.; Benedito-Cecílio, E. 2003. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. *Acta Scientiarum*, 25(1):121-129.
- Martinelli, L.A.; Victoria, R.L.; Matsui, E.; Forsberg, B.R.; Mozeto, A.A. 1988. Utilização das variações naturais de $\delta^{13}\text{C}$ no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos princípios e perspectivas. *Acta Limnologia Brasiliensia*, 2:859-882.
- Mao, Z.G.; Gu, X.H.; Zeng, Q.F.; Chen, H.H. 2016. Carbon sources and trophic structure in a macrophyte-dominated polyculture pond assessed by stable-isotope analysis. *Freshw Biol.*, 61(11):1862–1873.
- Minagawa, M.; Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of N-15 along food-chains - Further evidence and the relation between Delta-N-15 and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48:1135-1140.
- Moura, R.S.T.; Yuri, V.; Lopes, A.; Henry-Silva, G.G. 2014. Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. *Quim. Nova*, 37(8): 1283-1288. <http://dx.doi.org/10.5935/0100-4042.20140203>.
- Norris, D.; Michalski, F. & Gibbs, J.P. 2018. Beyond harm's reach? Submersion of river turtle nesting areas and implications for restoration actions after Amazon hydropower development. *PeerJ*, 6:e4228. DOI 10.7717/peerj.4228
- Oczkowski, A.; Taplin, B.; Pruell, R.; Pimenta, A.; Johnson, R.; Gear, J. 2018. Carbon stable isotope values in plankton and mussels reflect changes in carbonate chemistry associated with nutrient enhanced net production. *Front. Mar. Sci.*, 5:43. DOI: 10.3389/fmars.2018.00043
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262–270.

- Oliveira, J.C.D.; Oliveira, J.F.; Rebouças, L.G.F.; Novaes, J.L.C.; Peretti, D. 2018. Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet? *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30: e104 <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X9216>
- Pelicice, F.M.; Pompeu, P.S.; Agostinho, A.A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish Fish.*, 16(4): 697-715.
- Regnier, P.; Friedlingstein, P.; Ciais, P.; Mackenzie, F.T. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature geoscience*, 2. publicado online, DOI: 10.1038/NGEO1830.
- Ribeiro Filho, R.A.A.; Pereira, J.M.A.; Petrere Júnior, M.B.; Benassi, S.F. 2013. Eutrophication Indexes Used as Fish Production Parameters in the Itaipu Reservoir (Brazil). *Journal of Environmental Protection*, 4: 151-178.
- Ribeiro, M.R.F.; Santos, J.P.; Silva, E.M.; Pereira-Júnior, E.; Tenório, M.A.S.; Lino e Silva, I.L. 2015. A piscicultura nos reservatórios hidrelétricos do submédio e baixo São Francisco, região semiárida do nordeste do Brasil. *Acta Fish. Aquat. Res.*, 3 (1): 91-108. DOI 10.2312/ActaFish.2015.3.1.91-108.
- Rodrigues, L.; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. 2005. *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, SP, BR. 333pp.
- Rogers, K.M.; Turnbull, R.E.; Martin, A.P.; Baisden, W.T.; Rattenbury, M.S. 2017. Stable isotopes reveal human influences on southern New Zealand soils. *Applied Geochemistry*, 82: 15e24.
- Santos, J.A.; Barroco, L.S.A.; Souza, F.K.S.; Freitas, C.E.C. 2017. Isótopos estáveis em estudos ecológicos com peixes na Amazônia Brasileira. *Scientia Amazonia*, 6 (3): 119-127.
- Saré, A.R. 2003. *Análise do fluxo da barragem de Curuá-Una, Pará*. Pontifícia Dissertação de Mestrado, Universidade Católica do Rio, Rio de Janeiro, RJ. 167pp.
- Saré, A.R.; Ligocki, L.P.; Sayão, A.S.F.J.; Gerscovich, D.M.S. 2004. Estudos Geotécnicos na Barragem de Terra de Curuá-Uma. *1º Simpósio Brasileiro De Jovens Geotécnicos Geo-Jovem*. p. 1-6.
- Silva Junior, O.M. 2018. *Empreendimentos de geração hidrelétrica na Amazônia: desmatamento em áreas de uso restrito e gestão de áreas protegidas*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 173pp.
- Silva Soares, G. 2010. *Dieta e fontes de energia de juvenis de quatro espécies de Characiformes em ambientes de herbáceas aquáticas na várzea no rio Solimões/Amazonas*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 31p.

- Trindade, P.B.C.B.; Mendonça, A.S.F. 2014. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). *Eng. Sanit. Ambient.*, 19(3): 275-282. DOI: 10.1590/S1413-41522014019000000537.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J.E.M. 2015. Promoting the integration of Engineering, Ecology and Limnology: the Ecohydrological approach applied to Amazon reservoir construction. *Braz. J. Biol.*, 75 (3): S290-S291. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.03414BM>
- Vaudrey, J.M.P.; Yarish, C.; Kim, J.K.; Pickerell, C.; Brousseau, L.; Eddings, J.; Sautkulis, M. 2016. Connecticut seagrass project report: comparative analysis and model development for determining the susceptibility to eutrophication of long island sound embayments. *Project number R/CE-34-CTNY*, 46pp.
- Wang, J.; Gu, Binhe.; Ewec, S.M.L.; Wang, Y.; Li, Y. 2015. Stable isotope compositions of aquatic flora as indicators of wetland eutrophication. *Ecological Engineering*, 83: 13–18.
- Watson, E.B.; Szura, K.; Powell, E.; Maher, N.; Wigand, C.J. 2018a. Cultural eutrophication is reflected in the stable isotopic composition of the eastern mudsnail, *Nassarius obsoletus*. *Environ. Qual.*, 47:177–184. DOI:10.2134/jeq2017.05.0214.
- Watson, E.B.; Powella, E.; Maherb, N.P.; Oczkowskic, A.J.; Paudela, B.; Starkeb, A.; Szurad, K.; Wigand, C. 2018b. Indicators of nutrient pollution in Long Island, New York, estuarine Environments. *Marine Environmental Research*, 134: 109–120.
- Wiegand, M.C.; Piedra, J.I.G.; Araújo, J.C. 2016. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). *Eng. Sanit. Ambient.*, 21(2): 415-424. DOI: 10.1590/S1413-41522016139527.
- Xu, D.; Wang, Y.; Liu, D.; Wu, D.; Zou, C.; Chen, Y.; Cai, Y.; Leng, X. 2019. Spatial heterogeneity of food web structure in a large shallow eutrophic lake (Lake Taihu, China): implications for eutrophication process and management. *Journal of Freshwater Ecology*, 34 (1): 231–247. <https://doi.org/10.1080/02705060.2019.1581101>
- Yu, J.; Guo, L.; Zhang, H.; Xu, J.; Hu, H.; Xue, T. Luo, C.; Yi, C.; Hu, Y.; Xie, P. 2018. Spatial variation in trophic structure of dominant fish species in lake Dongting, China during dry season. *Water*, 602. DOI: 10.3390/w10050602.
- Zibulski, R.; Wesener, F.; Wilkes, H.; Plessen, B.; Pestryakova, L.A., Herzsuh, U. 2017. C/N ratio, stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$), and n-alkane patterns of brown mosses along hydrological gradients of low-centred polygons of the Siberian Arctic. *Biogeosciences*, 14: 1617–1630. DOI: 10.5194/bg-14-1617-2017.