

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA**

THAIS PATRICIO TORRES

**Estrutura funcional de assembleias de peixes em sistemas de drenagens de
águas claras da Bacia Amazônica, Brasil**

Toledo, Paraná
Agosto de 2024

THAIS PATRICIO TORRES

Estrutura funcional de assembleias de peixes em sistemas de drenagens de águas claras da Bacia Amazônica, Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Mestrado e Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Manejo e conservação de recursos pesqueiros.

Orientador: Prof. Dr. Sergio Makrakis

Coorientador: Prof. Dr. Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro

Coorientadora: Profa. Dra. Caroline Chaves Arantes

Toledo, Paraná
Agosto de 2024

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Patricio Torres, Thais

Estrutura funcional de assembleias de peixes em sistemas de drenagens de águas claras da Bacia Amazônica, Brasil / Thais Patricio Torres; orientador Sergio Makrakis; coorientador Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro. -- Toledo, 2024.

94 p.

Tese (Doutorado Campus de Toledo) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2024.

1. Biodiversidade. 2. Conservação. 3. Amazônia. 4. Diversidade Funcional. I. Makrakis, Sergio , orient. II. Ribeiro, Frank Raynner Vasconcelos , coorient. III. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

THAIS PATRICIO TORRES

Estrutura funcional de assembleias de peixes em sistemas de drenagens de águas
claras da Bacia Amazônica, Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Mestrado e Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor(a) em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Sergio Makrakis

Universidade Estadual do Oeste do Paraná- UNIOESTE (Presidente e Orientador)

Profa. Dra. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui

Universidade Estadual do Oeste do Paraná- UNIOESTE

Membro interno

Profa. Dra. Lucileine de Assumpção

Universidade Estadual do Oeste do Paraná- UNIOESTE

Membro interno

Prof. Dr. Cárllison Silva Oliveira

Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)

Membro externo

Profa. Dra. Suelen Fernanda Ranucci Pini

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (IFMS)

Membro externo

Local de defesa: videoconferência

Aprovada em: 09 de agosto 2024.

Dedico este trabalho aos amigos.

*Aos que se tornaram familiares
Aos que nasceram familiares e aos que
conheci antes de ontem.*

*Dedico tanto aos que me deixam louco,
Quanto aos que enlouqueço.*

*Aos amigos que correm,
Aos amigos que contemplam.*

*Aos que me consideram muito,
E aos muitos que, com razão, fazem pouco.*

*Aos que conhecem o que penso,
E aos que só conhecem o que faço.*

*Aos que passam o dia todo comigo,
E aos que estão sempre em mim.*

*Aos meus amados: mãezinha, maninha e maninho
A vocês principalmente dedico.*

*Este trabalho é a soma de vocês,
E se ele não é o melhor, é por falta de memória,
Mas não por falta de amigos.*

Adaptado de R. B. Primack e E. Rodrigues

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus pelo dom da vida, que me ama mesmo quando eu não O correspondo, a tua fidelidade me constrange, Pai.

A minha mãe, Mirian Fernandes, que nunca mediu esforços para eu ser quem eu sou hoje e me deu todo suporte mesmo quando nem eu acreditava mais em mim.

Aos meus irmãos, Valéria Chagas e Maycon Chagas, meu porto seguro, é onde ancoro meu barquinho, vocês são meus melhores amigos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Sergio Makrakis que aceitou me orientar mesmo quando eu caí de paraquedas no GETECH (*risos*), gostaria de agradecer por todo apoio e paciência durante esse projeto.

Ao meu Coorientador, Prof. Dr. Frank R. V. Ribeiro, que é um verdadeiro pai científico. Eu jamais irei esquecer de toda paciência, pelo estímulo constante e dos ensinamentos que tirei através das nossas conversas desde a graduação até aqui. Além de ser um profissional em que me inspiro, é um amigo que sempre posso recorrer.

A minha Coorientadora, Profa. Dra. Caroline Arantes, que sempre foi uma inspiração científica e que aceitou o convite para a coorientação sem hesitação, a sua ajuda, o seu apoio e nossas conversas foram fundamentais para a concretização desse trabalho.

Ao Prof. Ms. André Canto, um excelente pesquisador e amigo de conversas sobre os mais diversos assuntos. Todas as bate-papos e ensinamentos foram mais que cruciais para finalização desse projeto, és um grande exemplo de profissional.

Um agradecimento mais que especial a minha primeira orientadora Profa. Dra. Ana Luiza Burliga (*in memoriam*), que foi quem me inseriu na pesquisa, uma profissional ética e comprometida, ter sido sua orientada me moldou e me fez chegar até aqui.

Aos meus amigos da Coleção Ictiológica da UFOPA, Cárllison Oliveira, Deise Juliane, Sinara Silva, Josué Sarino, João Barros, Andria Ferreira e Adolfo Rubira por suas contribuições no laboratório e pelos momentos de descontração que o nosso cafézinho proporcionava.

Aos meus amigos toledanos e agregados que mesmo em uma pandemia, não me deixaram entristecer, morar em Toledo foi uma experiência incrível, e óbvio, que foi por causa de vocês, Débora Tatyane, Herivelto Beck, Leone Medina, Gabriela Mendes, Tayna Sgnaulin, Rafaela Araújo, Bruno Bourscheidt e Gabriel Recalcatti, tenho certeza de que nossa amizade ultrapassa as barreiras da distância e do tempo, amo vocês.

Aos meus amigos de “apertamento”, Eyran Joshua e Thiago Galúcio, a convivência com vocês deixou tudo mais leve nesses últimos meses, obrigada por cada palavra de incentivo e

pelas risadas. Saiba Eyran, sou grata por todo suporte e por todo carinho que você tem por mim, amo você, irmão.

Aos amigos mais que especiais, Franscisco Ribeiro, Breno Castro, Jonas Leitte e Fernanda Souza, por sempre proporcionarem momentos de descontração, muitas risadas, e por acreditarem em mim, amo vocês.

As minhas melhores amigas, Daiane Rodrigues, Deise Juliane, Elaine Cristina, Sara Laurido e Yohanna Rabelo pela amizade, pelas risadas e que mesmo nem sempre entendendo minhas ausências sempre estavam dispostas a ouvir minhas lamentações.

Aos amigos que fiz durante a minha temporada no *Campus* de Monte Alegre, Ivana Veneza, Fabrício Alves, Ygor Dutra, Gabriel Francisco, Geany Martins, Marcella Radael e Mateus Terceti, muito obrigada por todo apoio e pelo incentivo de sempre.

Aos colegas do LEPAI da UFOPA, em especial o prof. Dr. Diego Zacardi, Lucas Oliveira, Ruineris Cajado e Fabíola Souza pelo apoio e pela ajuda nas análises estatísticas, vocês são “massa” demais.

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) e em especial aos professores que compõem o quadro de docentes do Programa de Pós-graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca (PREP), todos os conhecimentos repassados foram essenciais para minha formação;

A Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), essa instituição que chamo de “lar”, em especial ao laboratório da Coleção Ictiológica que forneceram os dados e toda estrutura para a execução desse trabalho;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudo concedida;

Aos que me ajudaram direta ou indiretamente para a realização desse trabalho e não foram citados aqui, minhas desculpas e meu muito obrigada!!!!

“É justo que muito custe aquilo que muito vale”
Santa Teresa d’Ávila

Estrutura funcional de assembleias de peixes em sistemas de drenagens de águas claras da Bacia Amazônica, Brasil

RESUMO

Compreender os mecanismos associados com a estrutura funcional da ictiofauna e as respostas bióticas frente às mudanças ambientais nos ecossistemas aquáticos provocadas pelas mudanças climáticas e ações antropogênicas associadas com a produção de alimentos e exploração de minérios é um desafio para a ciência, principalmente em ambientes poucos estudados, como sistemas de drenagens de águas claras da Bacia Amazônica. Neste contexto, os objetivos da tese foram: *i)* compilar informações referente ao conhecimento da estrutura funcional das assembleias de peixes em rios amazônicos de águas claras; *ii)* avaliar em que medida a estrutura das assembleias de peixes estão relacionados com variáveis ambientais e como as assembleias estão estruturadas em um rio de águas claras em diferentes fases do ciclo hidrológico; *iii)* avaliar e analisar o efeito das variações sazonais nos níveis de água e das variáveis ambientais locais na estrutura funcional das assembleias de peixes e em suas estratégias de vida. Esse trabalho evidenciou que ocorrem alterações na estrutura da ictiofauna e nas características limnológicas em associação com os períodos do ciclo hidrológico. Dessa forma, é essencial monitorar essas evidências, visto que o conhecimento dos fatores, tais como cota do rio, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez, que afetam a estrutura das assembleias de peixes e o elevado grau de endemismo na bacia é fundamental para a elaboração de medidas de manejo que visem garantir a integridade das assembleias biológicas. O conhecimento de variáveis ambientais que influenciam a estrutura das assembleias de peixes do presente estudo são importantes, pois permitirá a adoção de medidas em favor da manutenção das variações e equilíbrio natural em ecossistemas aquáticos. Além disso, nossos resultados permitiram a compreensão da estrutura funcional e das influências hidrológicas sazonais nas assembleias de peixes em rios de águas claras, e fornece também dados secundários para estudos ictiofaunísticos e definições de políticas de conservação e restauração em unidades de conservação na bacia amazônica.

Palavras-Chave: Biodiversidade, Conservação, Amazônia, Diversidade Funcional, Ictiofauna.

Functional structure of fish assemblages in clear water drainage systems of the Amazon Basin, Brazil

Abstract

Understanding the mechanisms associated with the functional structure of ichthyofauna and biotic responses to environmental changes in aquatic ecosystems caused by climate change and anthropogenic actions associated with food production and mineral exploration is a challenge for science, especially in poorly studied environments, such as clear water drainage systems in the Amazon Basin. In this context, the objectives of the thesis were: *i)* to compile information regarding the knowledge of the functional structure of fish assemblages in clear-water Amazonian rivers; *ii)* to evaluate to what extent the structure of fish assemblages is related to environmental variables and how assemblages are structured in a clear-water river at different phases of the hydrological cycle; *iii)* to evaluate and analyze the effect of seasonal variations in water levels and local environmental variables on the functional structure of fish assemblages and their life strategies. This study showed that changes occur in the structure of the ichthyofauna and in the limnological characteristics in association with the periods of the hydrological cycle. Therefore, it is essential to monitor this evidence, since knowledge of factors such as river level, dissolved oxygen, temperature and turbidity that affect the structure of fish assemblages and the high degree of endemism in the basin is essential for the development of management measures that aim to guarantee the integrity of biological assemblages. Knowledge of environmental variables that influence the structure of fish assemblages in the present study is important, as it will allow the adoption of measures to maintain variations and natural balance in aquatic ecosystems. In addition, our results allowed the understanding of the functional structure and seasonal hydrological influences on fish assemblages in clearwater rivers, and also provide secondary data for ichthyofaunal studies and definitions of conservation and restoration policies in conservation units in the Amazon basin.

Keywords: Biodiversity, Conservation, Amazon, Functional Diversity, Ichthyofauna.

Sumário

LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	viii
INTRODUÇÃO GERAL.....	14
Hipótese.....	16
OBJETIVOS.....	17
OBJETIVO GERAL.....	17
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
Capítulo 01. Torres, T. P. Makrakis, S. Arantes, C. Canto, A. L. C. Ribeiro, F. R. V. Aspectos das estruturas funcionais da ictiofauna em rios de águas claras, Brasil. Manuscrito formatado para a revista “ <i>Current Opinion in Environmental Sustainability</i> ”.....	19
Introdução.....	20
Material e métodos.....	22
Resultados e discussão.....	23
<i>Fatores que influenciam a estrutura funcional da ictiofauna em ambientes de águas claras</i>	27
<i>Algumas consequências das alterações do regime hidrológico em ambientes de águas claras e outros ecossistemas</i>	28
Conclusões.....	29
Referências.....	30
Capítulo 02. Torres, T. P. Makrakis, S. Arantes, C. Canto, A. L. C. Ribeiro, F. R. V. Variáveis ambientais determinando a estruturação de assembleias de peixes na drenagem em um rio de águas claras, bacia do rio Tocantins, Brasil. Manuscrito formatado para a revista “ <i>Neotropical Ichthyology</i> ”.....	36
Introdução.....	37
Material e Métodos.....	39
Área de estudo.....	39
Amostragens.....	40
Análise de dados.....	42
Resultados.....	43
Discussão.....	48
Referências bibliográficas.....	60
Capítulo 03. Torres, T. P. Makrakis, S. Arantes, C. Canto, A. L. C. Ribeiro, F. R. V. Mudanças hidrológicas e mecanismos de estrutura funcional das assembleias de peixes do baixo e médio rio Tapajós, Pará, Brasil. Manuscrito formatado para a revista “ <i>Ecology of Freshwater Fish</i> ”.....	66
Introdução.....	67
Material e Métodos.....	68
Área de estudo.....	66
Coletas de dados.....	70
Classificação funcional.....	71
Análise de dados.....	73
Resultados.....	73
Discussão.....	76
Referências bibliográficas.....	84
CONCLUSÕES	90
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (INTRODUÇÃO GERAL)	91

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 01

Tabela 1. Artigos científicos que tratam da influência das características ambientais sobre a organização funcional das comunidades de peixes na Bacia Amazônica. Os artigos encontram-se em ordem cronológica crescente.....	24
---	----

CAPÍTULO 02

Tabela 1. Número absoluto (n) e relativo (%) de famílias, gêneros e espécies que compõem as diferentes ordens dos peixes coletados na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil.....	44
Tabela 2. Valores de riqueza, abundância, dominância, diversidade e equitabilidade dos pontos amostrados quanto à ictiofauna na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil, durante os períodos de cheia (1º), vazante (2º) e seca (3º). Valores máximos e mínimos destacados em negrito.....	45
Tabela 3. Valores de temperatura (°C)=Temp, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)=Cond., oxigênio dissolvido (mg/l)=OD, turbidez (NTU)= Turb, sólidos totais dissolvidos (mg/L)=TDS na água obtidos nos pontos da drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil, nos períodos de cheia, vazante e seca (1º, 2º e 3º, respectivamente).....	45
Tabela 4. Autovetores das variáveis físico-químicas para os dois primeiros componentes principais e resultado da análise de regressão das variáveis em função dos descritores ecológicos. Números destacados em negritos apresentam diferenças significativas.....	46
Tabela 5. Resultados dos eixos 1 e 2 da Análise de Redundância (RDA) baseado na abundância de espécies e variáveis na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil.....	48
Tabela S1. Pontos de amostragem na drenagem do rio do Sono, Tocantins, Brasil.....	50
Tabela S2. Abreviações dos nomes (Abr.) e abundância (n) das espécies utilizadas na análise de Redundância.....	52
Tabela S3. Lista classificada de espécies de peixes registradas na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil. P = ponto.....	53
Tabela S4. Scores das espécies da Análise de redundância (RDA).....	59

CAPÍTULO 03

Tabela 1. Relação e localização dos pontos de amostragem no rio Tapajós, Pará, Brasil.....	71
Tabela 2. Resultados da análise de redundância (RDA) baseada na composição taxonômica de peixes do baixo e médio rio Tapajós.	75

Tabela 3 Resultados das análises de redundância (RDA) baseada em grupos funcionais das assembleias de peixes.	75
Tabela S1. Valores de temperatura (°C) = Temp., condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$) = Cond., oxigênio dissolvido (mg/l) = OD, potencial hidrogeniônico = pH, Cota (cm), obtidos na água nos pontos amostrados na drenagem do médio e baixo rio Tapajós.	79
Tabela S2- Espécies de peixes e estratégias tróficas e de história de vida. RDA1 e RDA2 = valores dos scores dos dois primeiros eixos da RDA para análise considerando a composição das espécies.	80

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 02

Figura 1. Drenagem do rio do Sono, Tocantins, Brasil, ilustrando os pontos (círculos pretos) amostrados quanto à ictiofauna.....	40
Figura 2. Pontos amostrados (as imagens referem-se ao período de cheia), quanto à ictiofauna na bacia do rio do Sono, rio Tocantins, Brasil.....	42
Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) para ordenação das variáveis ambientais (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez, distância e sólidos totais dissolvidos= TDS) na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil, em três diferentes períodos do ciclo hidrológico.....	46
Figura 4. Relações entre os descritores ecológicos e o eixo PC1 da análise de componentes principais (PCA) representando um gradiente de turbidez – concentração de oxigênio dissolvido – temperatura – escala de potencial hidrogeniônico (pH) – condutividade elétrica – sólidos totais dissolvidos - na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil.....	47
Figura 5. Análise de saída da análise de redundância (RDA) correlacionando a assembleia de espécies de peixes com as variáveis ambientais. Oxygen= oxigênio dissolvido, Turbidity=turbidez, Conductivity=condutividade, Temperature= temperatura da água, Distance= distância da foz, TDS=sólidos totais dissolvidos Flooded season=cheia, Falling waters= vazante e Dry season = seca. ACM= <i>Acestrorhynchus microlepis</i> , PSP= <i>Pseudoplatystoma punctifer</i> , MYR= <i>Myloplus rubripinnis</i> , MYS= <i>Myleus setiger</i> , RHV= <i>Rhaphiodon vulpinus</i> , BRF= <i>Brycon falcatus</i> , TOP= <i>Tocantinsia piresi</i> , PIB= <i>Pimelodus blochii</i> , GEP= <i>Geophagus proximus</i> e LEV= <i>Leporellus vittatus</i>	48

CAPÍTULO 03

Figura 1. Drenagem do rio do Tapajós, Bacia do rio Amazonas, Brasil, ilustrando os pontos (círculos pretos) amostrados quanto à ictiofauna. Autor: Josué Sarino, 2024.....	70
Figura 2. Análises de Redundância (RDA) mostrando as associações entre variáveis estatisticamente significantes e as assembleias de peixes em termos de composição das espécies. Os nomes das espécies da imagem (a) foram removidos para melhor legibilidade. Seus scores dos dois primeiros eixos são disponibilizados na Tabela S2.	75
Figura 3. Análise de redundância (RDA) mostrando associações entre variáveis ambientais e a estrutura funcional das assembleias de peixes. (a) estratégia de história de vida e (b) hábitos alimentares.....	76

1. INTRODUÇÃO GERAL

A ictiofauna da região Neotropical compreende aproximadamente 6.255 espécies válidas (Reis et al. 2016; Birindelli & Sidlauskas 2018) e registra o mais elevado grau de endemismo de peixes de água doce do mundo (Abell et al. 2008). Essa região biogeográfica também abrange mais de 75% da diversidade funcional mundial, devido à singularidade de algumas ordens de peixes neotropicais (Toussaint et al. 2016). Apesar disso, devido a altos níveis de distúrbios induzidos por pressões antropogênicas, os ecossistemas aquáticos de água doce têm atingido níveis alarmantes de degradação. Os impactos antrópicos mais recorrentes são representados pela implantação de hidrelétricas, atividades de mineração, supressão vegetal, introdução de espécies exóticas e pesca excessiva (Viana et al. 2010; Barletta et al. 2010; Van der Sleen & Albert, 2017).

A bacia amazônica possui a maior rede hidrográfica do planeta, com uma área de aproximadamente 6.869.000 km², abrangendo o território de sete países da América do Sul, mas contida em cerca de 60% em território brasileiro (Hoorn et al. 1995; Lundberg et al. 1998; Neill et al. 2006). Ela abrange uma megadiversidade de espécies peixes, com registros de cerca de 2.406 a 2.716 espécies válidas habitando suas águas doces (Dagosta & De Pinna, 2019; Jézequel et al. 2020). Essa biodiversidade da bacia amazônica, é em parte atribuída pela diversidade de corpos d'água, como rios, lagos, pequenos riachos, peculiaridade de seus tributários, pelo aporte de nutrientes, detritos, sedimentos e pela variação sazonal nos níveis de água (Junk et al. 2000; Lundberg et al. 2000; Silva et al. 2020), que tomando como base a tipologia das águas e florestas associadas, são divididos em várzeas e igapós (Prance, 1980; Sioli, 1984).

As várzeas são periodicamente inundadas por rios de águas brancas, abrangem a maior parte da planície amazônica, ocorrem em formações do Quaternário recente e são constituídas por sedimentos ricos em nutrientes com elevada dinâmica hidrogeomorfológica (Prance, 1980). Os ambientes de igapó, diferentemente dos ambientes de várzeas, são áreas alagáveis por rios de águas pretas ou claras, que drenam formações mais antigas do período Terciário, apresentam níveis de nutrientes baixos a intermediários e pH ácido (Fittkau et al. 1975; Sioli, 1984). Os rios de águas claras, podem se originar tanto nos maciços pré-cambrianos não biogênicas das Guianas, como nos do Brasil Central e são caracterizados por apresentarem águas cristalinas ou esverdeadas, baixas concentrações de íons e sedimentos (Sioli, 1984; Junk et al. 2011; Ríos-Villamizar et al. 2014).

No entanto, assim como todos os grandes rios da bacia amazônica, os rios de águas claras também são submetidos às variações hidrológicas anuais, que favorecidos pela presença

de planícies sedimentares, são responsáveis pelo pulso de inundação (Röpke, 2008). Um dos principais agentes reguladores dos padrões de migração, distribuição e abundância de peixes na bacia amazônica é o pulso de inundação sazonal. Essa variação nos níveis de água pode ser delimitada por quatro períodos: seca, enchente, cheia e vazante (Arrington & Winemiller, 2006; Bittencourt & Amadio, 2007; Röpke et al. 2016). Cada período assume características distintas e exerce forte influência na dinâmica dos ecossistemas aquáticos amazônicos.

No entanto, devido os efeitos cumulativos das mudanças climáticas, os altos níveis de distúrbios induzidos por pressões antropogênicas, especialmente com o aumento de construção e implantação de hidrelétricas, desmatamento, mineração e agropecuária, é notável a alteração na duração e magnitude da dinâmica natural do regime hidrológico amazônico e, conseqüentemente a fragmentação de habitats, que configura entre as principais causas da perda de biodiversidade (Wang & Loreau, 2016; Silva et al. 2020). As conseqüências desses eventos atípicos também podem comprometer importantes serviços prestados pelos ecossistemas aquáticos, como a produtividade biológica e a regulação do fluxo de energia (Taylor, 2006; Isaac et al. 2016; Castello et al. 2016).

A diversidade funcional é um dos componentes da biodiversidade que leva em conta as diferenças morfológicas, ecológicas e comportamentais entre as espécies e indivíduos, como o ciclo de nutrientes, aquisição e armazenamento de recursos, defesa contra predação, dispersão de sementes, ou qualquer processo fundamental para o funcionamento de uma comunidade/ecossistema realizado por um grupo de espécies (Manna et al. 2013). E tem sido considerada uma importante ferramenta para avaliar a influência das espécies nos processos ecológicos e na conservação da biodiversidade (Diaz & Cabido, 2001; Calaça & Grelle 2016). Podendo ser descrita pelas diferentes características biológicas dos organismos (*e.g.* distribuição espacial na coluna d'água, aspectos da história de vida, capacidade de migração e morfologia), incluindo a densidade relativa de grupos funcionais (Spehn et al. 2000; Diaz & Cabido, 2001; Winemiller, 2014; Silva et al. 2020).

Estudos sobre a diversidade funcional das comunidades podem nos trazer informações mais claras e substanciais sobre o funcionamento de um ecossistema quando comparados aos trabalhos abrangendo somente a diversidade taxonômica (Hooper et al. 2002, Cianciaruso et al. 2009; Manna et al. 2013). Seus resultados podem revelar relações mais consistentes com o nível de perturbação, bem como prevenir mudanças potenciais em processos ecológicos específicos (Naeem et al. 2012, Leitão et al. 2016), como atividades de uso da terra na bacia hidrográfica que influenciam as assembleias de peixes em riachos (Dala-Corte et al. 2016), alterações no

substrato de fundo de riachos predizem a diversidade funcional dos peixes nesses ecossistemas (Casatti et al. 2015; Dala-Corte et al. 2016).

Uma das abordagens sobre a classificação dos grupos funcionais permite compreender às respostas das espécies às mudanças do ambiente que, por sua vez, podem interferir em sua sobrevivência (*e.g.* clima, disponibilidade de recursos etc.) (Landsberg, 1999; Hooper et al. 2002). Por exemplo, em conformidade com as variações sazonais do nível da água, os peixes realizam migrações entre os habitats das planícies de inundação e o canal principal do rio. No entanto, as migrações estão diretamente associadas com suas estratégias alimentares e reprodutivas, bem como de influências bióticas e abióticas (Rodríguez e Lewis, 1997; Lowe-McConnell, 1999). Durante os períodos anuais de cheia, muitos peixes realizam migração e/ou colonizam vários habitats de florestas de inundação a procura de recursos alimentares abundantes (Lowe-McConnell, 1999). Devido a intensidade de alterações antrópicas já mencionadas anteriormente, alguns eventos hidrológicos anômalos já são identificados: ambientes lóticos são modificados para lênticos, ocasionando uma redução no número de espécies migradoras, visto que tanto a duração quanto a intensidade do pulso afetam de forma direta o ciclo de vida dos peixes (Ropke et al. 2016; Silva et al. 2019).

Dada a necessidade urgente de melhorar a compreensão de como os peixes respondem as variações sazonais nos níveis de água em sistemas de drenagens de águas claras, o objetivo desse estudo foi conhecer quais são as respostas de assembleias de peixes frente às mudanças ambientais causadas pelas modificações antropogênicas, mais especificamente, nos ecossistemas aquáticos. As informações do presente estudo são importantes, pois poderão subsidiar através da compreensão a manutenção da dinâmica hidrológica sazonal na bacia para a conservação da diversidade piscícola regional. Além disso, permitirá o conhecimento da estrutura funcional e das influências hidrológicas sazonais nas assembleias de peixes em rios de águas claras, e fornecerá também, dados secundários para estudos ictiofaunísticos e definições de políticas de conservação e restauração em unidades de conservação na bacia amazônica.

2. Hipótese

1. As peculiaridades dos componentes abióticos e a dinâmica da variação sazonal em rios de águas claras determina a estrutura funcional das assembleias de peixes;
2. As variáveis ambientais devem exercer forte influência na estrutura das assembleias de peixes, diferem entre as fases do ciclo hidrológico e essas mudanças causam alterações na composição da ictiofauna;

3. Os grupos taxonômicos estão associados positivamente as variáveis ambientais e variações sazonais nos níveis de água.

3. OBJETIVOS

Objetivo geral

- Avaliar os mecanismos associados com a composição e estrutura da ictiofauna de sistemas de drenagens de águas claras da bacia amazônica, Brasil;

A proposta de tese é composta por *três capítulos* seguidos dos seus respectivos objetivos:

Aspectos das estruturas funcionais da ictiofauna em rios de águas claras, Brasil

- Compilar informações referente ao conhecimento da estrutura funcional das assembleias de peixes em rios amazônicos de águas claras;

Variáveis ambientais determinando a estruturação de assembleias de peixes na drenagem em um rio de águas claras, rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil

- Avaliar como a estrutura das assembleias de peixes estão relacionadas com a variáveis ambientais e como as assembleias estão estruturadas no rio do Sono em diferentes fases do ciclo hidrológico na bacia do rio Tocantins, Amazônia;

Mudanças hidrológicas e mecanismos de estrutura funcional das assembleias de peixes do baixo e médio rio Tapajós, Pará, Brasil

- Classificar as espécies de peixes em grupos funcionais com base em sua história de vida e estratégias de alimentação;
- Avaliar e analisar o efeito das variações sazonais nos níveis de água e das variáveis ambientais locais na estrutura funcional das assembleias de peixes e suas estratégias de vida;

Os resultados do presente estudo são apresentados em três capítulos com diferentes abordagens e serão submetidos a *revistas científicas distintas*. Para facilitar a compreensão do conteúdo, imagens e tabelas foram inseridas no corpo do texto de cada capítulo, embora nas versões finais dos manuscritos a serem submetidos às revistas as imagens e tabelas sejam enviadas separadamente.

Capítulo 01. Torres, T. P. Makrakis, S. Arantes, C. Canto, A. L. C. Ribeiro, F. R. V. **Aspectos das estruturas funcionais da ictiofauna em rios de águas claras, Brasil**. Manuscrito formatado para a revista “*Current Opinion in Environmental Sustainability*”. <https://www.sciencedirect.com/journal/current-opinion-in-environmental-sustainability/publish/guide-for-authors>

Aspectos das estruturas funcionais da ictiofauna em rios Amazônicos de águas claras, Brasil

Thais Patricio Torres¹; Caroline Arantes²; André Luiz Colares Canto³, Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro⁴, Sergio Makrakis¹

- 1- Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). thaisptorres@gmail.com
- 2- West Virginia University. caroline.arantes@mail.wvu.edu
- 3- Coleção Ictiológica da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA). *Campus* Tapajós. cantoandre@gmail.com
- 4- Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE (PPG-BIONORTE) fraynner@yahoo.com

Resumo: A estrutura funcional das assembleias de peixes refere-se em como a composição se organiza funcionalmente em um ecossistema, já a diversidade funcional é uma abordagem baseada em traços ou atributos das espécies que influenciam no funcionamento do ambiente, considerada uma faceta fundamental da biodiversidade. ela vem sendo utilizada como ferramenta para dar suporte a elaboração de planos de manejo de conservação. O objetivo desse trabalho foi compilar informações referente ao conhecimento da estrutura funcional das assembleias de peixes em rios amazônicos de águas claras. Neste sentido, o presente estudo buscou empregar uma abordagem para elencar e responder os fatores que influenciam a estrutura das assembleias de peixes. Para as buscas o período de publicação foi restrito aos últimos 20 anos (2003 a 2023). Consultamos artigos científicos no banco de dados eletrônicos nas principais bases de dados eletrônicas indexadas (Web of Science®, SCOPUS® e Google Scholar®). A palavra-chave utilizada para compor a ferramenta de busca foi “*Functional*” AND “*Diversity*” AND “*ichthyofauna*” AND “*fishes*” AND “*basin*” AND “*Amazon*”, sendo filtradas apenas as referências do tipo artigo completo, dentro das áreas de Ciências Biológicas e Ciências Ambientais. Para isso, exploramos três pontos importantes: (1) Ictiodiversidade de rios de águas claras da bacia Amazônica (2) Fatores que influenciam a estrutura funcional da ictiofauna em ambientes de águas claras e (3) Potenciais consequências das alterações do regime hidrológico em ambientes de águas claras e outros ecossistemas. Foi observado uma série de consequências causadas por atividades antropogênicas, além disso, a intensidade das mudanças nas assembleias depende de vários fatores, tais como características específicas da fauna piscícola, características de qualidade de água e da própria bacia hidrográfica. Modificações na estrutura do conjunto e na distribuição das características funcionais podem afetar negativamente os produtos da pesca. Dada uma necessidade urgente de melhorar a nossa compreensão de como a ictiofauna responde às variações sazonais nos níveis de água em sistemas de drenagens de águas claras, utilizamos a literatura disponível para sintetizar o nosso entendimento da dinâmica dos ecossistemas e avançar a nossa compreensão da relevância dos regimes hidrológicos e suas implicações para a gestão e restauração de grandes ecossistemas fluviais de águas claras da Bacia Amazônica.

Palavras-chave: Diversidade funcional, Bacia amazônica, Peixes.

Abstract: The functional structure of fish assemblages refers to how the composition is functionally organized in an ecosystem, while functional diversity is an approach based on traits or attributes of species that influence the functioning of the environment, considered a fundamental facet of biodiversity, and has been used as a tool to support the development of conservation management plans. The objective of this work was to compile information regarding knowledge of the functional structure of fish assemblages in clear-water Amazonian rivers. In this sense, the present study sought to employ an approach to list and respond to the factors that influence the structure of fish assemblages. For the searches, the publication period was restricted to the last 20 years (2003 to 2023). We consulted scientific articles in the electronic database in the main indexed electronic databases (Web of Science®, SCOPUS® and Google Scholar®). The keyword used to compose the search tool was “Functional” AND “Diversity” AND “ichthyofauna” AND “fishes” AND “basin” AND “Amazon”, with only references of the complete article type being filtered, within the areas of Biological Sciences and Environmental Sciences. To this end, we explored three important points: (1) Ichthyodiversity of clear-water rivers in the Amazon basin (2) Factors that influence the functional structure of ichthyofauna in clear-water environments and (3) Potential consequences of changes in the hydrological regime in clear-water environments clear waters and other ecosystems. A series of consequences caused by anthropogenic activities were observed, in addition, the intensity of changes in assemblages depends on several factors, such as specific characteristics of the fish fauna, water quality characteristics and the river basin itself. Modifications in the structure of the set and in the distribution of functional characteristics can negatively affect fishery products. Given an urgent need to improve our understanding of how fish respond to seasonal variations in water levels in clearwater drainage systems, we use the available literature to synthesize our understanding of ecosystem dynamics and advance our understanding of the relevance of hydrological regimes and their implications for the management and restoration of large clear-water river ecosystems in the Amazon Basin.

Key words: Functional diversity, Amazon basin, Fish

Introdução

Ecossistemas de água doce do planeta estão cada vez mais ameaçados por atividades humanas, cujos impactos resultam principalmente na rápida perda da biodiversidade (Albert et al. 2020). Esses ecossistemas abrigam 18.740 espécies de peixes, o que equivale a cerca da metade da ictiofauna atualmente conhecida (Eschmeyer 2024). Os rios tropicais abrigam a maior parte dessa megadiversidade de peixes de água doce, com estimativas de mais de 9.100 espécies de peixes descritas somente para a região Neotropical (Vari & Malabarba, 1998; Reis et al. 2016).

Dentro desse contexto, a Bacia Amazônica se destaca como a mais diversa. Esta grande rede hidrográfica abriga mais de 2.700 espécies de peixes e pelo menos 1.700 delas são endêmicas, representando cerca de 15% da diversidade global de peixes de água doce (Reis et al. 2016; Dagosta & De Pinna 2019; Oberdorff et al. 2019; Arantes et al. 2019). Além de rica, a bacia Amazônica se destaca por compreender uma infinidade de corpos d’água, agrupados em 13 grandes sub-bacias hidrográficas formadas pelos principais afluentes do rio Amazonas:

Tocantins-Araguaia, Xingu, Tapajós, Madeira, Purus, Juruá, Ucayali, Marañón, Napo, Putumayo-Iça, Caquetá-Japurá, Negro-Branco e Trombetas (Goulding et al. 2003).

Em ambientes de águas claras da Bacia Amazônica, caracterizados, segundo Sioli (1968), como rios de águas cristalinas e/ou esverdeadas e com baixas concentrações de nutrientes, íons e sedimentos, observa-se uma carência em estudos abrangendo grandes rios de águas claras, que utilizem a abordagem da diversidade funcional, levando em consideração que traços funcionais revelam diferenciação ecológica entre espécies, ou seja, os papéis ecológicos das espécies dentro de um ecossistema (Tilman 2001; Díaz & Cabido 2001; Calaça e Grelle 2016; Gomes et al. 2023).

A diversidade funcional é uma faceta fundamental da biodiversidade e vem sendo utilizada como ferramenta para dar suporte a elaboração de planos de manejo de conservação (Petchey, Gaston, 2006; Gomes et al. 2023). Como a estrutura funcional das assembleias de peixes refere-se em como a composição se organiza funcionalmente em um ecossistema, a diversidade funcional é uma abordagem baseada em traços ou atributos das espécies que influenciam no funcionamento do ecossistema (Díaz & Cabido 2001; Calaça e Grelle 2016; Gomes et al. 2023).

Contudo, apesar dessa grande biodiversidade, os impactos advindos de ações antrópicas alteram a hidrologia e são distribuídos de forma desigual nas assembleias de peixes, com certas espécies sendo severamente impactadas (Arantes et al. 2019; Silva et al. 2020). A manutenção de uma ictiodiversidade tão elevada depende criticamente do pulso de inundação sazonal, promovendo a troca de água, de nutrientes e organismos dentro de um mosaico de habitats de canais e planícies aluviais (Junk, 2013).

O pulso de inundação sazonal, nesses ecossistemas é o principal impulsionador dos padrões de migração, reprodução, distribuição e abundância de peixes (Arrington & Winemiller, 2004; Ropke et al. 2016). Assim, um ciclo hidrológico completo pode ser delimitado em quatro períodos: seca, enchente, cheia e vazante, cada período adota características distintas e exerce uma considerável influência na paisagem e na dinâmica do ecossistema (Bittencourt e Amadio, 2007). Ao longo desse ciclo, a conectividade entre os habitats da várzea e o canal principal do rio varia, o que afeta significativamente os organismos aquáticos (Junk et al. 1989).

Durante o período de inundação, por exemplo, as várzeas recebem as maiores quantidades de nutrientes e proporcionam uma maior diversidade de habitats acessíveis para os organismos aquáticos (Junk et al. 1989; Thomaz et al. 2007; Correa & Winemiller, 2014). Por isso, em resposta às variações sazonais no nível da água, no período de cheia, os peixes realizam

migrações entre os habitats das planícies aluviais e o canal principal do rio. Esse período é caracterizado como principal período de desova e crescimento para a maioria das espécies de peixes, que buscam recursos alimentares e habitats para proteção (Goulding, 1980; Lowe-McConnell, 1999).

Os peixes habitarão diferentes habitats do ecossistema ao longo dos períodos sazonais, dependendo das suas estratégias alimentares, reprodutivas e fases de desenvolvimento, bem como das influências bióticas e abióticas (Fernandes, 1997; Lowe-McConnell, 1999). Embora alguns estudos já detalhem algumas mudanças nas assembleias de peixes com relação ao pulso de inundação, principalmente em ambientes de águas brancas (Saint-Paul et al. 2000; Sousa & Freitas, 2008; Ropke et al. 2015; Silva et al. 2020), existe lacunas sobre informações mais detalhadas das relações entre a estrutura funcional das assembleias de peixes e flutuações hidrológicas, particularmente em ambientes de águas claras.

Diante dessa necessidade, é crucial investigar como a estrutura funcional de assembleias de peixes de águas claras responde a variações do regime hidrológico e como essas mudanças podem afetar os serviços ecossistêmicos fornecidos pela ictiofauna. Compreender essas dinâmicas é essencial para avaliar e desenvolver estratégias que possam mitigar os impactos sobre esses ecossistemas. O objetivo desse trabalho foi compilar informações referente ao conhecimento da estrutura funcional das assembleias de peixes em rios amazônicos de águas claras.

Material e Métodos

Para realização do estudo, consultamos artigos científicos no banco de dados eletrônicos nas principais bases de dados eletrônicas indexadas (Web of Science®, SCOPUS® e Google Scholar®), que relatassem sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes em ambientes de águas claras da Bacia Amazônica. O período das pesquisas nas bases de dados foi de novembro de 2023 a maio de 2024. Para as buscas o período de publicação foi restrito aos últimos 20 anos (2003 a 2023), sendo selecionados estudos nos idiomas inglês, espanhol e português. O título, resumo e palavras-chaves foram analisados para a obtenção das seguintes informações: ano de publicação, autores, medida de diversidade funcional utilizada e principais abordagens. Grande parte dos abstracts não continha todas as informações desejadas e, desse modo, os artigos completos foram adquiridos e minuciosamente analisados.

A palavra-chave utilizada para compor a ferramenta de busca foi “*Structure*” “*Functional*” AND “*Diversity*” AND “*fishes*” AND “*basin*” AND “*Amazon*” sendo filtradas apenas as referências do tipo artigo completo, dentro das áreas de Ciências Biológicas e

Ciências Ambientais. Para isso, exploramos três pontos importantes: (1) Ictiodiversidade de rios de águas claras da bacia Amazônica (2) Fatores que influenciam a estrutura funcional da ictiofauna em ambientes de águas claras e (3) Potenciais consequências das alterações do regime hidrológico em ambientes de águas claras e outros ecossistemas.

Resultados e discussão

A estrutura funcional das assembleias de peixes em rios tropicais de águas claras que drenam de antigos escudos graníticos (caso do Tapajós, Tocantins e Xingu), tem recebido pouca atenção, se comparada a outros tipos de rios tropicais (Lujan e Conway, 2015; Fitzgerald et al. 2020). Neste sentido, dos 70 artigos encontrados, selecionamos nove trabalhos com áreas de estudo na Bacia Amazônica que abrangessem as informações sobre a diversidade funcional nesses ecossistemas (Tabela 1). Constatamos ausências de trabalhos em ambientes de águas claras, a maioria dos estudos restringe-se em abordagens em ambientes de águas brancas (planícies aluviais) (Röpke et al. 2017; Silva et al. 2020; Cajado et al. 2022; Lima et al. 2024).

Descrever informações básicas sobre a ecologia das espécies é um desafio para os pesquisadores, uma vez que as rápidas alterações dos ecossistemas de água doce aceleram a perda de espécies antes mesmo de conhecê-las. Portanto, para enfatizar a necessidade de mais pesquisas relacionadas à ecologia básica dos peixes de água doce para melhorar o uso da abordagem funcional, pontuamos alguns temas que são relevantes e merecem atenção da comunidade científica baseados nos trabalhos analisados.

Ictiodiversidade de rios de águas claras da Bacia Amazônica

De acordo com Jézequel et al. (2020), a Bacia Amazônica contém aproximadamente 2.406 espécies, praticamente metade do número total de cerca de 4.760 espécies nativas válidas

Tabela 1. Artigos científicos que tratam da influência das características ambientais sobre a organização funcional das comunidades de peixes na Bacia Amazônica. Os artigos encontram-se em ordem cronológica crescente.

Referências	Título	Descrição	Área de estudo
Neves et al. 2008	Efeito da sazonalidade e do grupo trófico na aquisição de energia em peixes amazônicos	A influência do ciclo hidrológico e dos grupos tróficos no conteúdo energético dos alimentos foi investigada para cinco espécies de peixes de uma área de várzea da Amazônia Central.	Lago Catalão, próximo a confluência dos rios Negro e Amazonas
Freitas et al. 2013	Uma avaliação inicial da sensibilidade à seca em comunidades de peixes da Amazônia	Monitoramos a diversidade de espécies de peixes em seis lagos de várzea brasileiros ao longo do Rio Solimões de 2004 a 2007 (antes, durante e depois da seca).	Planície de inundação adjacente ao Rio Solimões, Amazonas
Röpke et al. 2017	Mudanças abruptas simultâneas na hidrologia e na estrutura da assembleia de peixes em um lago de várzea na Amazônia central	Investigação de mudanças temporais na estrutura da assembleia de peixes durante o período de 1999–2014 (período que a Amazônia central experimentou uma variação hidrológica interanual anormalmente grande).	Lago Catalão, próximo a confluência dos rios Negro e Amazonas
Leitão et al. 2018	Desvendando os caminhos dos impactos do uso da terra na estrutura funcional das assembleias de peixes em riachos da Amazônia.	Caracterização das condições dos riachos por atributos físicos do habitat e principais variáveis de mudança da paisagem, desmatamento e intensificação agrícola e caracterização das espécies de peixes funcionalmente usando características morfológicas que descrevem alimentação, locomoção e preferências de habitat.	Confluência dos rios Amazonas-Tapajós e Paragominas, Bacia Amazônica
Arantes et al. 2018	Relações entre cobertura florestal e diversidade de peixes na planície de inundação do rio Amazonas	Avaliaram como espécies de peixes com diferentes estratégias ecológicas e estrutura de assembleia respondem à cobertura florestal em planícies de inundação da Bacia Amazônica.	Planície de inundação do baixo Rio Amazonas, Pará
Arantes et al. 2019	A cobertura do solo da planície de inundação afeta a distribuição da biomassa da diversidade funcional dos peixes no Rio Amazonas	Avaliar características que representam história de vida, estratégias tróficas, de migração e de uso de habitat se estão relacionadas a gradientes de cobertura da terra.	Planície de inundação do baixo Rio Amazonas, Pará

Silva et al. 2020	Hidrologia sazonal e estrutura de assembleia de peixes na planície de inundação do baixo rio Amazonas	Investigação de como as estruturas taxonômicas e funcionais das assembleias de peixes na planície de inundação do baixo Rio Amazonas respondem às variações hidrológicas sazonais.	Baixo rio Amazonas, Pará
Cajado et al. 2022	Efeitos de eventos climáticos anômalos na estrutura de conjuntos de larvas de peixes na Amazônia oriental	Investigaram a estrutura taxonômica e funcional dos estoques de larvas parentais de peixes e como as espécies modulam suas atividades reprodutivas antes (2013 e 2014) e durante os eventos La Niña (2018) e El Niño (2019).	Baixo Rio Amazonas, Pará
Lima et al. 2024	Efeitos da sazonalidade hidrológica e espacial na diversidade taxonômica e funcional de conjuntos de peixes em um lago de várzea amazônica	Caracterização da composição taxonômica e funcional de metacomunidades de peixes em um lago de várzea da bacia amazônica, para a obtenção de informações que possam servir como referência básica para pesquisas sobre ecossistemas lênticos conectados.	Lago Cujubim, margem direita do rio Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil

de água doce conhecidas para toda a região biogeográfica neotropical, dentre essas 2.406, 1.402 espécies são encontradas exclusivamente nessa bacia.

O rio Tapajós está localizado na parte central da Bacia Amazônica e é o quinto maior afluente desta bacia, é um rio de águas claras e possui baixas concentrações de nutrientes e sedimentos (Sioli, 1968). Ao longo de sua extensão, o rio Tapajós apresenta uma variação geomorfológica que configura um ambiente de inúmeras cachoeiras e corredeiras em sua porção superior, enquanto seu trecho inferior apresenta uma planície aluvial mais ampla, caracterizando-o como um sistema semilêntico (Scoles, 2016; Fróis et al. 2021). E essas características contribuem para que a fauna de peixes do rio Tapajós seja uma das mais notáveis da Bacia Amazônica com cerca de 982 espécies válidas (Jézequel et al. 2020).

O rio Xingu é o maior tributário de águas claras do Amazonas e contém um trecho bastante distinto: a Volta Grande do Xingu. Trata-se de uma extensão de 130 quilômetros de corredeiras e canais anastomosados, que flutuam sobre o leito rochoso cristalino do Escudo Brasileiro (Fitzgerald et al. 2017). O seu amplo gradiente e sua complexa geomorfologia (com diversos canais entrelaçados cuja largura vai de alguns metros a vários quilômetros), criando uma heterogeneidade de habitats, que contribui para a manutenção de uma fauna de peixes única no mundo (Jézequel et al. 2020).

O rio Xingu contém aproximadamente 821 espécies de peixes (Zuluaga-Gómez et al. 2016; Jézequel et al. 2020), no entanto, nossa compreensão desta ictiofauna diversificada é limitada a avaliações taxonômicas com quase nenhum dado disponível sobre o uso do habitat, ecologia alimentar e relações de nicho. A Bacia do rio Xingu não apresenta uma transição gradual de condições de alto para baixo gradiente (Camargo et al. 2004; Sabaj Pérez, 2015). Sendo assim, a estrutura das assembleias pode ser influenciada mais ainda por barreiras discretas (como corredeiras e quedas d'água) do que por mudanças gradativas (Balon e Stewart, 1983; Ibanez et al. 2007; Lujan et al. 2013).

A bacia dos rios Tocantins-Araguaia tem contribuição significativa para a diversidade Neotropical de peixes, em termos de diversidade a bacia do rio Tocantins possui um total de 705 espécies de peixes válidas (Dagosta e De Pinna, 2019). É a mais extensa em área de drenagem totalmente contida em território brasileiro, com área de 918.822 km² (aproximadamente 11% do país) (ANA 2009). O rio Tocantins é formado pela confluência dos rios Almas e Maranhão, em Goiás, e percorre cerca de 2.640 km até desaguar na Baía da Ilha de Marajó (ANA 2009).

A escassez de dados sobre a diversidade de peixes amazônicos limita nossa capacidade de identificar tendências de degradação e subsidiar informações para estabelecer medidas de

conservação. Por exemplo, o Tocantins e o Trombetas junto com outros rios como o Xingu e o Tapajós, ambos rios de drenagens de águas claras, são os principais centros produtores que contribuem não somente com o mercado de peixes ornamentais, mas também para subsistência (Carvalho Júnior, 2008; Camargo et al. 2012), visando a alta diversidade de espécies reofílicas, muitas das quais possuem numerosas adaptações à vida em habitats de alta velocidade (Lujan e Conway 2015), que também as tornam particularmente vulneráveis à alteração hidrológica (Winemiller et al. 2016).

Fatores que influenciam a estrutura funcional da ictiofauna em ambientes de águas claras

Alguns estudos identificaram que as assembleias de peixes respondem aos pulsos de inundação em rios de águas brancas, em ambientes de várzea (Ropke et al. 2015; Silva et al. 2020). No entanto, observa-se a falta de informações detalhadas sobre as relações entre a estrutura funcional das assembleias e flutuações hidrológicas, particularmente em grande escala. A informação disponível sugere que certas características ecológicas das espécies de peixes facilitam ou dificultam a sua resiliência sob determinadas condições hidrológicas (Freitas et al. 2018; Ropke et al. 2017).

Por exemplo, uma seca intensa em um lago na Amazônia Central leva a declínios na abundância de grupos de espécies com história de vida equilibrada (caracterizada por baixa fecundidade e cuidado parental) e estrategistas de história de vida periódica (caracterizada por alta fertilidade e sem cuidado parental) (Röpke et al. 2017). Além disso, todos os grupos tróficos, exceto os consumidores primários, responderam negativamente a este fenômeno hidrológico anômalo (Röpke et al. 2017).

Na bacia do rio Tocantins, são poucos os estudos abordando fatores estruturantes das assembleias de peixes: Miranda e Mazzoni (2009), examinaram a persistência temporal da estrutura das assembleias de peixes em três riachos do alto rio Tocantins. Uma análise comparativa das densidades populacionais permitiu aos autores constatarem ausência de diferenças significativas na composição de espécies nos três riachos. Segundo esses autores o fato pode ser resultado da pré-adaptação das assembleias de peixes locais às oscilações hídricas sazonais.

Alguns estudos têm sugerido que a sazonalidade atua como fator estruturador das assembleias de peixes em rios brasileiros, como por exemplo Silvano et al. (2000) em estudo sobre a ictiofauna no alto rio Juruá, Fialho et al. (2008) em tributários do rio Meia Ponte e Espírito-Santo et al. (2009) em igarapés da Reserva Ducke, que identificaram variação na estrutura e composição das assembleias de peixes em diferentes períodos sazonais.

Melo et al. (2009), em um estudo da ictiofauna no rio das Mortes, bacia do Araguaia, indicaram que variáveis ambientais como o oxigênio dissolvido, a transparência da água, a largura e profundidade do canal, assim como a mata ripária e o tipo de substrato da margem são fatores que influenciam a estrutura das assembleias de peixes. Barbosa et al. (2015) apontaram os sólidos dissolvidos totais, a condutividade elétrica, material em suspensão total, oxigênio dissolvido e a presença de barreiras naturais como fatores que influenciaram a estruturação das assembleias de peixes no médio rio Xingu.

Em ambientes de águas brancas também foi observado que a sazonalidade pode influenciar na estrutura da ictiofauna, por exemplo, Arantes et al. (2017) demonstraram que a cobertura florestal e condições ambientais locais ligadas a gradientes de paisagem, estão fortemente associados a estrutura taxonômica e funcional das assembleias e com os padrões espaciais de biodiversidade de peixes da várzea do baixo rio Amazonas.

Estudos investigaram em lagos de uma área de várzea ao longo do médio e baixo rio Solimões, como as assembleias de peixes respondem a mudanças na extensão espacial dos componentes da paisagem e demonstrou que essas respostas variam dependendo das estratégias ecológicas das espécies e do nível das águas (Freitas et al. 2018).

A investigação realizada por Silva et al. (2020) explorou como as estruturas taxonômicas e funcionais das assembleias de peixes na planície de inundação do baixo rio Amazonas responderam às variações hidrológicas sazonais. O estudo sugeriu que mudanças anômalas nos regimes hidrológicos naturais impactam as espécies de peixes em graus variados, dependendo das suas estratégias ecológicas ligadas à sua história de vida e estratégias de alimentação.

Potenciais consequências das alterações do regime hidrológico em ambientes de águas claras e outros ecossistemas

Os rios são ambientes altamente dinâmicos e estão periodicamente suscetíveis a flutuações hidrológicas que provocam mudanças físico-químicas, influenciando significativamente na estruturação das assembleias de peixes (Lowe-McConnel, 1999). As modificações periódicas do ambiente aquático resultantes do ciclo hidrológico exercem grande influência nos peixes, principalmente porque estes necessitam adaptar-se às mudanças dos parâmetros físico-químicos da água e às alterações de seus micro-habitats (Lowe-McConnel, 1999). Além disso, influenciam na reprodução (Luz-Agostinho et al. 2008), na composição de grupos tróficos (Novakowski et al. 2008) e na distribuição das espécies de peixes, considerando que o comportamento migratório das espécies é influenciado pelo movimento de expansão e

retração das águas, devido às flutuações hidrológicas sazonais (Silvano et al. 2000; Galacatos et al. 2004).

Algumas informações disponíveis sugerem que certas características ecológicas das espécies de peixes facilitam ou dificultam a sua resiliência sob determinadas condições hidrológicas (Ropke et al. 2017; Freitas et al. 2018). Segundo Röpke et al. (2017), uma seca intensa em um lago na Amazônia Central leva uma diminuição na abundância de grupos de espécies com história de vida equilibrada e estrategistas de história de vida periódica.

Os impactos observados e esperados das barragens hidrelétricas nos peixes tropicais e na pesca foram avaliados através das lentes das características funcionais dos peixes e das consequências da mudança na diversidade funcional para os sistemas socioecológicos (Arantes et al. 2019). Foi notado que após o represamento, os estoques pesqueiros respondem às mudanças ambientais de forma diferente, de acordo com as suas características funcionais, resultando em mudanças bastante previsíveis na estrutura funcional do conjunto e que as espécies mais vulneráveis são aquelas com características adaptativas a habitats com fluxo rápido de água, complexidade estrutural, pulsação de cheias ou aquelas que requerem conectividade entre bacias para completar o seu ciclo de vida.

Portanto, observa-se que os efeitos cumulativos advindos não somente das mudanças climáticas (Gloor et al. 2013; Marengo & Espinoza, 2016; Satyamurty et al. 2013), mas também um aumento gradual na construção de barragens para geração de energia hidrelétrica (Lees et al. 2016; Winemiller et al. 2016; Forsberg et al. 2017), têm afetado a hidrologia dos rios e, portanto, os peixes que dependem dos pulsos sazonais.

Conclusões

Este é o primeiro trabalho abrangendo informações mais completas sobre a abordagem funcional nos ecossistemas aquáticos de águas claras. Entre os inúmeros desafios destacados está a necessidade de informação suficiente, capacidade científica e gerencial e instituições de governança fortes em múltiplas escalas. O que falta criticamente para abordar a vulnerabilidade dos ecossistemas de água doce da Amazônia é ação científica e política antes que seja tarde demais. O presente estudo buscou empregar uma abordagem para elencar e responder quais os fatores que influenciam a estrutura das assembleias de peixes em ambientes de águas claras em uma escala regional, principalmente alterações do regime hidrológico. Foi observado uma série de consequências causadas por atividades antropogênicas, além disso, a intensidade das mudanças nas assembleias depende de vários fatores, tais como características específicas da fauna piscícola, das características de qualidade de água e da própria bacia hidrográfica.

Modificações na estrutura do conjunto e na distribuição das características funcionais podem afetar negativamente os produtos da pesca, os valores de mercado e as práticas de pesca tradicionais, colocando em risco o rendimento regional, a segurança alimentar e o conhecimento tradicional.

Declaração de conflito de interesse

Nada declarado.

Agradecimentos

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), a Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) e a equipe da Coleção ictiológica: Andria Flávia, Cárllison Oliveira, Deise Juliane, João Victor, Josué Sarino e Sinara Marcella, pelo auxílio no decorrer do estudo. Thais Torres agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudo concedida.

Referências

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S. C., Bussing, W., Stiassny, M. L. J., Skelton, P., Allen, G. R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J. V., Heibel, T. J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H. L., Reis, R. E., Lundberg, J. G., Sabaj-Perez, M. H. & Petry, P., 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58: 403-414.
- Albert, J. S.; Petry, P.; REIS, R. E, 2011. Major biogeographic and phylogenetic patterns. *Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes*, p. 21-57.
- Albert J. S., Tagliacollo V. A, Dagosta F., 2020. Diversification of Neotropical freshwater fishes. *Annu Rev Ecol Evol Syst*. 51:27–53.
- Arantes C.C., Winemiller K.O., Petrere, M., Castello, L., Hess, L., & Freitas, C.S.C, 2017. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, 00, 1-10.
- Arantes, C. C., Fitzgerald, D. B., Hoeinghaus, D. J., & Winemiller, K. O, 2019. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 37, 28-40.
- Araújo, N. B., & Tejerina-Garro, F. L, 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7, 31-38.

Arrington, D. A., & Winemiller, K. O, 2004. Organization and maintenance of fish diversity in shallow waters of tropical floodplain rivers. In R. Wellcomme, & T. Petr (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS2)*. RAP Publication. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.

Agência Nacional de Águas, 2009. Plano estratégico de recursos hídricos da bacia hidrográfica dos rios Tocantins e Araguaia: relatório síntese/Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA; SPR, 256 p.

Balon, E.K., Stewart, D.J, 1983. Fish assemblages in a river with unusual gradient (Luongo, Africa-Zaire system), reflections on river zonation and description of another new species. *Environmental Biology of Fishes*, 9, 225-252.

Barbosa, T.A., Benone, N.L., Begot, T.O., Goncalves, A., Sousa, L., Giarrizzo, T., Juen, L., Montag, L, 2015. Effect of waterfalls and the flood pulse on the structure of fish assemblages of the middle Xingu River in the eastern Amazon basin. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3 suppl 1), 78-94.

Bittencourt, M. M.; Amadio, S. A, 2007. Proposta para a identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões - Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, 37(2), 303-308.

Carvalho Júnior, J.R, 2008. Composição e distribuição da ictiofauna de interesse ornamental do estado do Pará. Dissertação de mestrado. Curso em Ciência Animal. Universidade Federal do Pará, UFPA.

Camargo, M., Giarrizzo, T., Isaac, V, 2004. Review of the geographic distribution of fish fauna of the Xingu River Basin, Brazil. *Ecotropica* 10, 123–147.

Camargo, M., Carvalho Júnior, J., & Estupiñan, R. A, 2012. Peixes comerciais da ecorregião aquática Xingu-Tapajós. CETEM/MCT.

Castello, L., & Macedo, M. N, 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22, 990-1007.

Correa, S.B. & Winemiller, K.O, 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology*, 95, 210-224.

Dagosta, F. C., & De Pinna, M, 2019. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 2019(431): 1-163.

Espírito-Santo, H. M. V, W. E. Magnusson, J. Zuanon, F. P. Mendonça & V. L. Landeiro, 2009. Seasonal variation in the composition of the Fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable chances. *Freshwater Biology*, 54, 536-548.

Gloor, M., Brienens, R. J. W., Galbraith, D., Feldpausch, T. R., Schöngart, J., Guyot, J. L., ... Phillips, O. L, 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters*, 40(9), 1729–1733.

Gomes, L. C., Dias, R. M., Ruaro, R., Benedito, E, 2023. Diversidade funcional: uma revisão sobre pesquisa em peixes de água doce. *Neotrop Ichthyol.*; 21(2): e230022.

Goulding, M, 1980. *The fish and the forest*. Los Angeles, CA: University of California Press.

Fernandes, C. C, 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 6, 36-44

Fitzgerald, D. B., Perez, M. H. S., Sousa, L. M., Gonçalves, A. P., Py-Daniel, L. R., Lujan, N. K., ... & Lundberg, J. G, 2020. Diversidade e estrutura das comunidades de peixes que habitam as corredeiras do Rio Xingu: implicações para a conservação diante do desenvolvimento de uma hidrelétrica de grande escala.[sl: sn].

Fialho, A. P., Oliveira, L. G., Tejerina-Garro, F. L., Mérona, B, 2008. Fishhabitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598: 315– 324.

Forsberg, B. R., Melack, J. M., Dunne, T., Barthem, R. B., Goulding, M., Paiva, R. C., ... & Weisser, S, 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PloS one*, 12(8), e0182254.

Freitas, C. E. C., Laurenson, L., Yamamoto, K.C., Forsberg, B. R., Petrere-Jr, M., Arantes, C. & Siqueira-Souza, F. K. 2018. Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain, *Peerj*.

Fróis, R. D. P. D. S., Ribeiro, B. O., Zuanon, J., & Mortati, A. F, 2021. Fish fauna of small-order streams of savannah and forest fragments landscape in the lower Tapajós River basin, Amazonia. *Biota Neotropica*, 21, e20201179.

Galacatos, K.; Barriga-Salazar, R, Stewart, D. J, 2004. Seasonal and habitat influences on fish communities within the lower Yasuni River basin of the Ecuadorian Amazon. *Environmental Biology of Fishes*, 71(1): 33-51.

Ibanez, C., Oberdorff, T., Teugels, G., Mamononekene, V., Lavoué, S., Fermon, Y., Paugy, D., Toham, A.K, 2007. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). *Ecol. Freshw. Fish* 16, 315–334.

Jegu, M., Zuanon, J, 2005. Threatened fishes of the world: *Ossubtus xinguense* (Jegu 1992) (Characidae: Serrasalminae). *Environ. Biol. Fish* 73, 414

Junk, W.J., Bayley, P.B.; Sparks, R.E, 1989. The flood pulse concept in river- floodplain systems. In *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*, ed. by D. P. Dodge, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, Ottawa, Canada. 110–127.

Junk, W. J, 2013. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Springer Science & Business Media.

Lees, A.C., Peres, C.A.; Fearnside, P.M., Schneider, M., Zuanon, J. A. S, 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 25(3), 451-466.

Leitão, R. P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C. G., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., ... & Gardner, T. A, 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1), 219-232.

Lowe-McConnell, R. H, 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP.

Lujan, N. K., Roach, K.A., Jacobsen, D., Winemiller, K. O., Vargas, V. M., Ching, V. R., Maestre, J. A, 2013. Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient. *J. Biogeogr.* 40, 1715–1728.

Lujan NK, Conway KW, 2015. Life in the fast lane: a review of rheophily in freshwater fishes. In: Tobler M, Plath M (eds) Riesch R. Springer International Publishing, Extremophile Fishes, pp. 107–136.

Luz-Agostinho, K. D., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Júlio, H. F, 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 607, 187-198.

Malabarba, L. R., Reis, R. E., Vari, R. P., & Lucena, Z. M. S, 1998. Phylogeny and classification of neotropical fishes.

Marengo, J.A, 2006. On The Hydrological Cycle Of The Amazon Basin: A Historical Review And Current State-Of-The-Art. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 21(3): 1-19.

Melo, T, L. D., Tejerina-Garro, F. L.; Melo, C. E. D, 2009. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(3): 421-428.

Miranda, J. C.; Mazzoni, R, 2003. Composição da ictiofauna de três riachos do alto rio Tocantins – GO. *Biota Neotropica*.v3 (n1).

Neves Dos Santos, R., Ferreira, E. J., & Amadio, S, 2008. Effect of seasonality and trophic group on energy acquisition in Amazonian fish. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(2), 340-348.

Novakowski, G. C., Hahn, N. S., Fugi, R, 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*. 6(4), 567-576.

Oberdorff, T., Dias, M. S., Jézéquel, C., Albert, J. S., Arantes, C. C., Bigorne, R., Carvajal-Valleros, F. M., De Wever, A., Frederico, R. G., Hidalgo, M. , Hugueny, B., Leprieur, F., Maldonado, M., Maldonado-Ocampo, J. , Martens, K., Ortega, H., Sarmiento, J., Tedesco, P. A., Torrente-Vilara, G., Winemiller, K. O., Zuanon, J, 2019. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. *Sci. Adv.* 5, eaav8681.

Reis, R.E.; Kullander, S.O.; Ferraris, C.J. (eds.), 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 729p.

Reis, R. E.; Albert, J. S.; Di Dario, F. Mincarone, M.M; Petry, P.; Rocha, L.A, 2016. Fish Biodiversity and Conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 1-36.

- Ropke, C.P.; Amadio, S.A., Winemiller, K.O., & Zuanon, J, 2015. Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. *Journal of Fish Biology*, 1-19.
- Röpke, C. P., Amadio A., Zuanon, J., Ferreira, E.J.G., Deus, C.P., Pires T.H.S., & Winemiller, K.O, 2017. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports*, 7, 40170.
- Sabaj Pérez, M. H., 2015. Where the Xingu bends and will soon break. *Am. Sci.* 103, 395–403.
- Saint-Paul, U., Zuanon, J., Villacorta-Correa, M.A., Garcia, M., Fabré, N.N. Berger, U. & Junk, W.J, 2000. Fish communities in Central Amazonia whiteand the blackwaters floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57, 235-250.
- Satyamurty, P., Costa, C. P. W., Manzi, A. O. & Candido, L. A, 2013. A quick look at the 2012 record flood in the Amazon Basin. *Geophysical Research Letters*, 40, 1396–1401.
- Schwartzman S, Boas A. V., Ono K. Y., Fonseca M. G., Doblas, J., Zimmerman, B., Junqueira, P., Jerozolinski, A., Salazar, M., Junqueira, R. P., et al, 2013. The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. *Philos Trans R Soc B*, 368.
- Silva, P. B., Arantes, C. C., Freitas, C. E., Petrere Jr, M., & Ribeiro, F. R, 2021. Seasonal hydrology and fish assemblage structure in the floodplain of the lower Amazon River. *Ecology of Freshwater Fish*, 30(2), 162-173.
- Silvano, R. A. M., Amaral, B. D., Oyakawad, O. T, 2000. Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the Upper Juruá River fish community (Brazilian Amazon). *Environmental Biology of Fishes*, 57(1): 25-35.
- Sioli, H, 1968. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, 1(3), 267-277.
- Sousa, R. G. C., Freitas, C. E. C, 2008. The influence of flood pulse on fish communities of floodplain canals in the Middle Solimões River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6: 249-255.
- Scoles, R, 2016. Caracterização ambiental da bacia do Tapajós. *Hidrelétricas, conflitos socioambientais e resistência na bacia do Tapajós*, 1, 29-42.
- Suárez, Y. R. & M Petrere-Júnior, 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5: 61-68.
- Thomaz, S. M., Bini, L. M., Bozelli, R. L, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in riverfloodplain systems. *Hydrobiologia*. 579: 1-13.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluett-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., ... & Sáenz, L, 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-129.

Zuanon, J, 1999. História natural da ictiofauna de corredeiras do rio Xingu, na região de Altamira, Pará, In Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brazil, pp. 198.

Zuluaga-Gómez, M. A., Fitzgerald, D. B., Giarrizzo, T., & Winemiller, K. O, 2016. Morphologic and trophic diversity of fish assemblages in rapids of the Xingu River, a major Amazon tributary and region of endemism. *Environmental Biology of Fishes*, 99, 647-658.

Capítulo 02. Torres, T. P. Makrakis, S. Arantes, C. Canto, A. L. C. Ribeiro, F. R. V. **Variáveis ambientais determinando a estruturação de assembleias de peixes na drenagem em um rio de águas claras , bacia do rio Tocantins, Brasil.** Manuscrito formatado para a revista “*Neotropical Ichthyology*” <https://www.ni.bio.br/>

Variáveis ambientais na estruturação de assembleias de peixes em um rio de águas claras, bacia do rio Tocantins, Brasil

Thais Patricio Torres¹; Sergio Makrakis¹; Caroline Arantes²; André Luiz Colares Canto³;
Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro⁴

- 1- Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). thaisptorres@gmail.com,
- 2- West Virginia University. caroline.arantes@mail.wvu.edu
- 3- Coleção Ictiológica da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA). *Campus* Tapajós. cantoandre@gmail.com
- 4- Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE (PPG-BIONORTE) fraynner@yahoo.com

Resumo

A bacia do rio Tocantins é a mais extensa em área de drenagem totalmente contida em território brasileiro e considerada uma área de endemismo para vários grupos de peixes. Apesar dessa importância, a bacia vem sendo degradada por inúmeras atividades antrópicas. O trabalho objetivou testar a influência de variáveis ambientais sobre as assembleias de peixes na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins. Os peixes foram coletados em sete pontos amostrais ao longo do rio do Sono e afluentes, e dois pontos abrangendo igarapés da bacia. As coletas foram realizadas durante três períodos do ciclo hidrológico (cheia, vazante e seca), utilizando redes de espera, espinheis, boias, peneiras, tarrafas, redes de arrasto de tração manual e puçás com gerador de corrente elétrica, com esforço padronizado para cada tipo de aparelho. Em cada ponto amostral também foram amostrados dados ambientais. Foram coletados 1.838 indivíduos pertencentes a 111 espécies, 78 gêneros, 25 famílias e sete ordens. A análise de componentes principais (PCA) explicou 51,82% nos dois primeiros eixos para a ordenação das variáveis ambientais. A abundância e a equitabilidade foram significativamente associadas ao eixo PC1. A análise de redundância (RDA) explicou 54,9% da variação na composição das espécies de peixes. O oxigênio dissolvido e o período sazonal foram as únicas variáveis que influenciaram significativamente na estrutura das assembleias de peixes. As espécies *Myleus setiger*, *Leporellus vittatus*, *Rhaphiodon vulpinus* e *Brycon falcatus* foram associadas aos valores mais altos de oxigênio dissolvido no eixo 01. Para o período sazonal as espécies que foram associadas aos maiores valores no eixo 01, foram: *Tocantinsia piresi*, *Auchenipterus nuchalis* e *Caenotropus labyrinthicus*. Foi constatado que existe diferença temporal significativa na composição quantitativa e qualitativa de espécies. Este é o primeiro trabalho de ictiofauna na drenagem do rio do Sono abrangendo o ciclo hidrológico e os resultados disponibilizam informações relevantes para subsidiar estudos na tomada de decisões, e no gerenciamento da ictiofauna na bacia do rio do Sono.

Palavras-chave: Ictiofauna, Ciclo hidrológico, Biodiversidade, Composição.

Abstract

The Tocantins River basin is the largest in terms of drainage area entirely contained in Brazilian territory and is considered an area of endemism for several groups of fish. Despite its importance, the basin has been degraded by numerous human activities. The objective of this work was to test the influence of environmental variables on fish assemblage structure in the drainage of the Sono River, in the Tocantins River basin, Brazil. The fish were collected at seven sampling points along the Sono River and tributaries, and two points covering basin streams. The collections were carried out during three periods of the hydrological cycle (full, ebb and dry), using standby, spinach, buoys, sieves, trawls, trawl trawls and electric current generators with standardized effort for each type of appliance. Each sampling point had the collection of environmental data. A total of 1,838 individuals belonging to 111 species, 78 genera, 25 families and seven orders were collected. Principal component analysis (PCA) explained 51.82% in the first two axes for the ordering of environmental variables. Abundance and evenness were significantly associated with the PC1 axis. Redundancy analysis (RDA) explained 54.9% of the variation in fish species composition. Dissolved oxygen and seasonal period were the only variables that significantly influenced the structure of fish assemblages. The species *Mylius setiger*, *Leporellus vittatus*, *Rhaphiodon vulpinus* and *Brycon falcatus* were associated with the highest values of dissolved oxygen in axis 01. For the seasonal period the species that were associated with the highest values in axis 01 were: *Tocantinsia piresi*, *Auchenipterus nuchalis* and *Caenotropus labyrinthicus*. It was found that there is a significant temporal difference in species composition for qualitative and quantitative data. This is the first work on ichthyofauna in the Sono River drainage covering the hydrological cycle and the results provide relevant information to support studies in decision-making and management of ichthyofauna in the Sono River basin.

Keys-words: Ichthyofauna, Hydrological Cycle, Diversity, Composition.

Introdução

Em ambientes lóticos são esperadas flutuações sazonais na transparência, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e sólidos totais dissolvidos (Lowe-McConnel 1999, Tejerina-Garro *et al.* 2005, Melo *et al.* 2009) em resposta ao pulso anual de inundação. Essas flutuações podem influenciar a estrutura das assembleias de peixes e as associações espécies-hábitats. Investigar as influências de flutuações ambientais sazonais nas assembleias de peixes é crítico para entender mecanismos que geram e mantêm diversidade de peixes em diferentes escalas temporais e espaciais (Tejerina-Garro *et al.* 2005, Suárez, Petrere 2007, Fialho *et al.* 2008).

A bacia do rio Tocantins é considerada *hotspot* de biodiversidade por possuir elevada riqueza e endemismo de peixes, especialmente nas suas porções altas (Hubert, Renno 2006, Lucinda *et al.* 2007, Abell *et al.* 2008, Carvalho *et al.* 2010, Bertaco *et al.* 2011, Lucinda *et al.* 2016, Costa, Silva *et al.* 2018, Dagosta, De Pinna 2017, 2019). Estudos demonstraram que cerca de 800 espécies ocorrem nessa bacia, sendo 87 delas endêmicas (Sawyer *et al.* 2018; Dagosta,

De Pinna 2017, 2019). Essa alta diversidade é parcialmente um resultado de fatores históricos, biogeográficos e da diversidade de ecossistemas na área de drenagem do rio Tocantins: cerca de 65% de sua área está inserida no bioma Cerrado, e outros 35% no bioma Amazônia (Myers *et al.* 2000, ANA 2009, CI 2023, Dagosta, de Pinna, 2019). Apesar dessa importância, a bacia vem sendo degradada por perda de habitat, construção de hidrelétricas, introdução de espécies exóticas, expansão da agricultura, mineração e projetos hidroviários (Dagosta *et al.* 2020; Pereira *et al.* 2020; Perônico *et al.* 2020; Azevedo-Santos *et al.* 2021; Pelicice *et al.* 2021). Entender os padrões de diversidade ictíica nessa bacia torna-se, portanto, uma prioridade para a conservação da biodiversidade (Karr 1981).

Ainda, embora haja um elevado número de estudos sobre a ictiofauna em grandes rios da região Neotropical, como nos rios Amazonas, Madeira e Paraná (Goulding *et al.* 1988, Queiroz *et al.* 2013, Dagosta *et al.* 2024), existem lacunas nas informações disponíveis para a bacia do rio Tocantins. Especialmente para sua porção leste, drenada pelo rio do Sono e outros afluentes, onde estão localizados alguns empreendimentos hidrelétricos como Lajeado, Peixe-Angical, Cana Brava e Serra da Mesa, há uma ausência de dados e análises que possam informar as implicações cumulativas desses empreendimentos sobre as relações entre as assembleias de peixes.

Os poucos estudos existentes foram desenvolvidos objetivando conhecer a ictiofauna, por exemplo, Aloísio *et al.* (2005) amostraram a ictiofauna no Parque Estadual do Jalapão, alto médio rio Tocantins, para subsidiar a elaboração do seu Plano de Gestão Ambiental. Foram identificadas 44 espécies distribuídas nos rios Soninho, Novo e do Sono. A ictiofauna na área influenciada pelo reservatório hidroelétrico de Lajeado, no alto rio Tocantins, foi amostrada por Lucinda *et al.* (2007). A ictiofauna que ocorre na Estação Ecológica Serra Geral de Tocantins, situada entre as bacias dos rios Tocantins e São Francisco foi amostrada Lima, Caires (2011). Foram amostrados espécimes de peixes em 17 locais distintos, dos quais 11 estão situados na bacia hidrográfica do rio do Sono. As amostragens registraram a presença de 35 espécies, algumas das quais ainda são desconhecidas da ciência e possivelmente são endêmicas da região (Lima, Caires 2011).

Esses estudos demonstram os efeitos negativos de barragens hidrelétricas nas populações de peixes incluindo a fragmentação das populações, a destruição e criação de micro habitats dentro da drenagem, e modificação da estrutura das assembleias de peixes (Agostinho *et al.* 2007, Sousa 2016). Considerando a rápida expansão do número de hidrelétricas na região e mudanças ambientais associadas, há ainda uma grande necessidade de gerar informações sobre os aspectos ecológicos e a ictiofauna da bacia do rio Tocantins (Chamon *et al.* 2022),

especialmente em tributários importantes como o rio do Sono. Entender a composição e distribuição da ictiofauna e fatores influenciando sua estruturação das assembleias no rio do Sono é um passo fundamental para subsidiar decisões voltadas para a conservação/gestão dos ecossistemas aquáticos. O entendimento das relações dos padrões de diversidade e estrutura das assembleias de peixes ao longo do pulso anual de inundação e associadas mudanças nas condições limnológicas dos rios é fundamental para gerar a base do conhecimento que pode informar potenciais futuros impactos na região.

Esse estudo pode gerar entendimento da ecologia dos peixes no rio do Sono, na bacia do rio Tocantins. Investigou-se como a estrutura das assembleias de peixes respondem as variações sazonais (cheia, vazante e seca) e as variáveis ambientais associadas. Foi avaliado em que medida a estrutura das assembleias de peixes estão relacionados com as variáveis ambientais e como as assembleias estão estruturadas ao longo do rio do Sono em diferentes fases do ciclo hidrológico, na bacia do rio Tocantins. Foram testadas a hipótese de que variáveis como o oxigênio dissolvido e a turbidez devem exercer forte influência na estrutura das assembleias. Ainda, se testou a hipótese de que as variáveis ambientais diferem entre as fases do ciclo hidrológico e assim as mudanças nos ciclos hidrológicos também causam alterações na composição da ictiofauna. Em geral, os resultados deste estudo podem proverem as bases para futuro entendimento de como modificações na hidrologia e variáveis ambientais associadas podem afetar a diversidade e estrutura das assembleias de peixes no rio do Sono.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O rio do Sono é um afluente da margem direita do alto-médio rio Tocantins, aproximadamente 10°10' S 46°56' W e 08°57' S 48°10' W (Fig. 1). O rio do Sono é um rio de água clara com aproximadamente 244 km de extensão desde sua origem, a partir da confluência dos rios Soninho e Novo, no município de Mateiros, até desaguar no rio Tocantins. Seus tributários que deságuam ao longo do trecho estudado são os rios das Balsas, Monte Santo, Vermelho e Soninho (ANA 2009).

A bacia hidrográfica do rio do Sono abrange uma área de drenagem de aproximadamente 44.100 km² e possui relevo do tipo ondulado suave a ondulado, com declividade suave em direção aos leitos do rio. Os solos apresentam textura arenosa e a vegetação é do tipo sub-caducifólio e campo-cerrado. O regime hidrológico é bem definido, o período chuvoso compreende os meses de novembro a março e o período seco os meses de maio a setembro, com os meses de abril e outubro como transição (ANA 2009). O índice

pluviométrico no ano de 2016 por período hidrológico foi de 1.119 mm (cheia), 21,6 mm (vazante), 15,6 mm (seca) e de 45,6 mm (enchente) (ANA 2024). As temperaturas médias nos meses de coleta oscilaram entre 24,9 e 27,7°C.

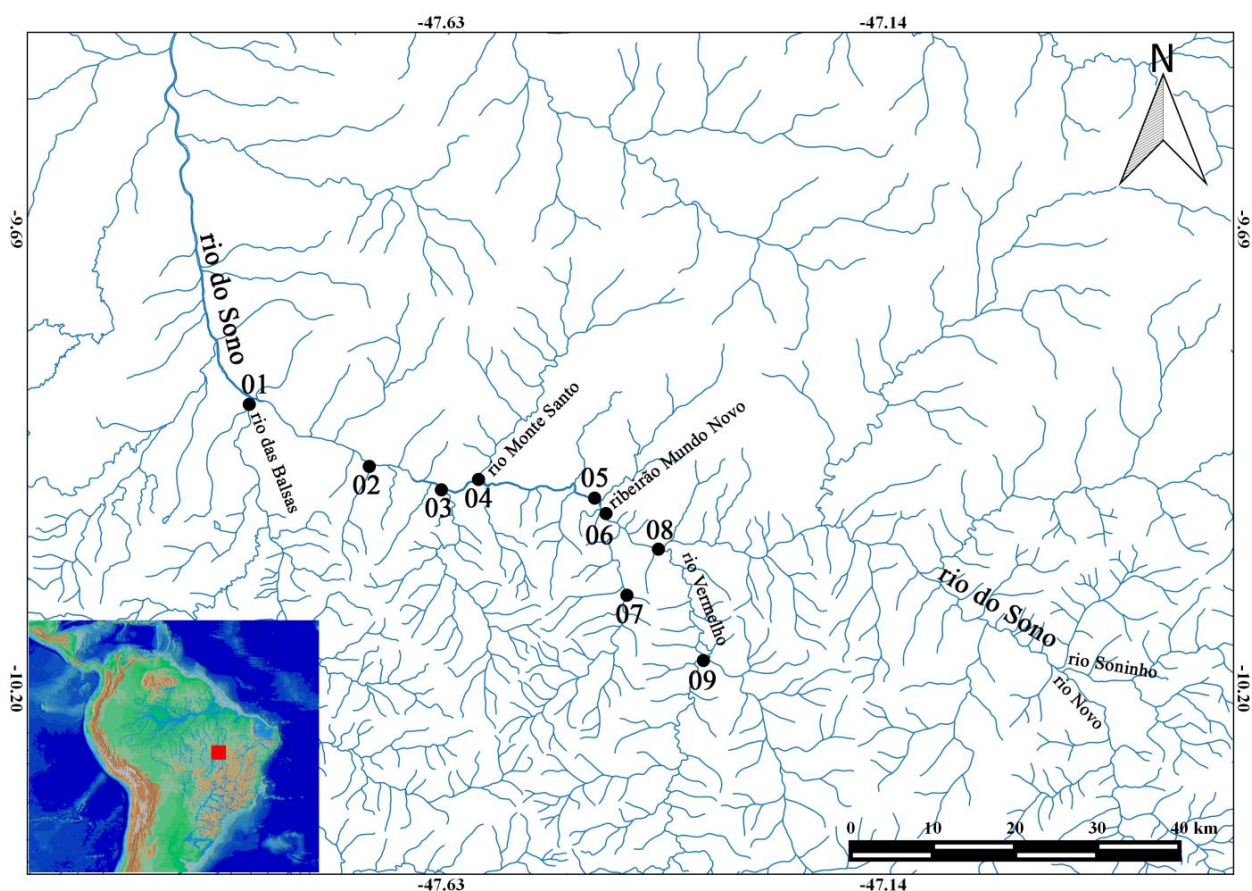


Figura 1. Drenagem da bacia hidrográfica do rio do Sono, Tocantins, Brasil, ilustrando os pontos (círculos pretos) amostrados quanto à ictiofauna.

2. Amostragens

Foram estabelecidos nove pontos para coleta de peixes e variáveis ambientais, sendo sete em trechos do rio do Sono e foz de seus afluentes e dois (04 e 07) em igarapés (Fig. 2). Cada ponto amostral foi contemplado com três amostragens, uma em cada um dos três períodos do ciclo hidrológico (cheia, vazante e seca). As expedições de coleta foram realizadas nos meses de janeiro (cheia), abril (vazante) e junho (seca) de 2016.

Para as coletas dos peixes (Licença nº 44215-2 concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio) em trechos de rios foram utilizadas redes de espera, espinhéis, boias, peneiras, tarrafas e redes de arrasto de tração manual. Foram utilizadas doze redes de espera com malhas de 1,2; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0; 4,5; 5,0; 6,0; 8,0; 9,0 cm entrenós opostos, cada uma medindo 10 m de comprimento e 1,5 a 3,0 m de altura. As redes permaneceram ativas por um período de 17 horas, das 16:00 às 9:00 horas. As coletas com

espinhéis e boias foram realizadas nos mesmos trechos amostrais onde foram instaladas as redes de espera, com esforço amostral de 17 horas para espinheis e 1 hora para boias. As tarrafas foram operadas nas margens e na porção central do canal. Em cada um dos pontos de amostragem foram utilizadas tarrafas com malhas de 1,2; 1,5; 2,0 e 6,0 cm entre nós, com esforço total de coleta de 1 hora em cada ponto para todas as malhas. Nas margens de cada ponto amostral foram realizados 5 arrastos com rede de tração manual com 5 m de comprimento, 1,60 m de altura e malha de 5 mm.

As coletas em igarapés seguiram em parte os métodos usados em Mendonça *et al.* (2005). Cada igarapé amostrado foi delimitado em um trecho de 50 m e fechado com o auxílio de redes de cerco com malhas de 5 mm. Após a delimitação do trecho, dois coletores realizaram coleta ativa por um período de aproximadamente duas horas. Para a coleta ativa foram utilizadas peneiras, redes de arrasto de tração manual e puçás com gerador de corrente elétrica. A amostragem com pesca elétrica foi realizada de acordo com o método proposto por Mazzoni *et al.* (2000), por meio de um sistema de puçás acoplados a um gerador de corrente alternada de energia elétrica com configuração de 900W, 220V, 1-2 A, com três remoções sucessivas (Zippin 1958).

Os peixes coletados foram anestesiados em solução eugenol (100 mg/l) e fixados em formalina a 10%. A triagem do material coletado foi realizada em laboratório, onde os peixes capturados foram lavados, separados em bandejas plásticas e identificados até o menor nível taxonômico possível. Cada lote específico teve seu número de indivíduos verificado. Após esse processo, o material foi transferido para etanol 70% e etiquetado para armazenamento permanente na Coleção Ictiológica da UFOPA, Santarém.

Para a identificação das espécies foram utilizadas chaves dicotômicas pertinentes a diferentes grupos (*e.g.* Géry 1977, Isbrücker 1981, Santos *et al.* 1984, Buckup 1993, Ferraris, Vari 1999, Covain, Fisch-Muller 2007, Queiroz *et al.* 2013). Posições sistemáticas dos táxons foram baseadas em Nelson *et al.* (2016) e Eschmeyer (2024). No presente estudo não foi possível identificar o menor nível taxonômico de 24 espécies, sendo necessárias análises mais detalhadas, visto que sete espécies são apresentadas com identificação provisória, como “sp.”, “cf.” e “aff.”, que é indicativo do possível reconhecimento de espécies novas.

Os valores de oxigênio dissolvido (mg/L), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), turbidez (NTU) e sólidos dissolvidos totais (TDS) (mg/L) foram obtidos na margem do rio, com medidor multiparâmetro, entre 20 a 30 cm da superfície da água. A distância dos pontos de coleta em relação à foz do rio do Sono foi obtida no Google Earth através da ferramenta adicionar caminho, seguindo o canal do rio.



Figura 2. Pontos amostrados (as imagens referem-se ao período de cheia), quanto à ictiofauna na bacia do rio do Sono, rio Tocantins, Brasil.

3. Análise de dados

Os pontos 04 e 07 não foram incluídos nas análises por se tratar de pontos amostrados com diferentes metodologias, sendo considerados apenas para determinar a riqueza total de espécies. Para caracterizar as assembleias de peixes foram utilizados como descritores ecológicos os valores de riqueza e abundância e os índices de diversidade (Shannon), equitabilidade (Pielou) e dominância. A similaridade na composição de espécies nos diferentes períodos amostrados foi testada através de análises de similaridade (ANOSIM), com base na matriz de presença/ausência, utilizando o índice de Jaccard, e abundância, utilizando o índice de Bray-Curtis. Essas análises foram realizadas utilizando o software Past (Hammer *et al.* 2001).

Uma análise de componentes principais (PCA) foi utilizada para ordenar as variáveis ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez, pH, sólidos totais dissolvidos e distância). Todas as variáveis ambientais foram log transformadas antes da análise de PCA para assegurar uma distribuição normal. Foram realizadas análises de regressão linear

para investigar os efeitos das variáveis ambientais nos descritores ecológicos utilizando os eixos da PCA no lugar das variáveis originais para evitar multicolinearidade.

Gráficos de dispersão e testes simples de correlação de Pearson foram utilizados para avaliar potencial de colinearidade entre variáveis explicativas. As correlações entre variáveis foram $<0,5$, portanto, todas as variáveis preditoras foram mantidas nas análises. O fator de inflação da variância (VIF) foi avaliado e foram $<2,0$, indicando que não houve multicolinearidade entre as demais variáveis (Bocard *et al.* 2011). Uma análise de redundância (RDA) foi realizada para avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a estrutura das assembleias de peixes, com a significância dos eixos testada através de uma ANOVA (com 999 permutações) a um nível de significância de $p \leq 0,05$. Para aplicar esta análise, os dados de composição foram padronizados utilizando método “hellinger” (função “decostand”, pacote “vegan”, versão 4.1.1). Para eliminar os efeitos de espécies raras foram consideradas somente as espécies com frequência relativa $\leq 1\%$ nas amostragens. Este critério foi necessário porque espécies com baixa abundância relativa contribuem pouco para a estrutura da assembleia e podem distorcer os resultados das análises de ordenação (Leitão *et al.* 2016). Essas análises foram realizadas utilizando o software R Studio, pacote “vegan” (<http://www.rstudio.com/>) versão 4.1.1 (Oksanen *et al.* 2013).

Resultados

Foram coletados 1.838 indivíduos pertencentes a 111 espécies, 78 gêneros, 25 famílias e sete ordens. A ictiofauna foi composta por 65 espécies pertencentes a ordem Characiformes, 33 a Siluriformes, cinco a Gymnotiformes, cinco a Cichliformes e uma a Beloniformes, Myliobatiformes e Tetradontiformes (Tab. 1). As ordens Characiformes e Siluriformes, juntas, agrupam 88,3% do total das espécies capturadas. Os maiores valores de riqueza foram registrados para as famílias Characidae (24 espécies; 21,6%), Loricariidae (14; 12,6%), Pimelodidae (12; 10,8%) e Serrasalminidae (10; 9%) (Tabela 01). As espécies mais abundantes foram *Rhinopetitia* sp. (12,1%), *Bryconops* aff. *melanurus* (11,3%), *Geophagus proximus* (7,1%) (Tabela S3). *Bryconops* aff. *melanurus* foi a espécie mais amplamente distribuída, presente em todos os pontos amostrados, seguida por *Geophagus proximus*, *Hemiodus unimaculatus* e *Myloplus rubripinnis*, registradas em oito dos nove pontos amostrados (Tab. S3).

A maior riqueza de espécies de peixes foi registrada durante o período de seca, 69 espécies, enquanto nos períodos de vazante e cheia foram coletadas 58 e 38 espécies, respectivamente (Tab. 2). Da mesma forma, a abundância foi mais elevada no período de seca,

1.098 espécimes (66,7%), enquanto no período de vazante foram coletados 425 espécimes (25,8%) e no período de cheia foram coletados 123 espécimes (7,5%) (Tab. 2). Das espécies registradas, oito ocorreram somente no período de cheia, 20 na vazante e 32 na seca (Tabela S3). Um total de 23 espécies ocorreram nos três períodos amostrados. *Bryconops* aff. *melanurus*, *Geophagus proximus*, *Rhinopetitia* sp. e as espécies do gênero *Hypostomus* foram as espécies que apresentaram maior abundância no período de seca (Tab. S3).

Tabela 1. Número absoluto (n) e relativo (%) de famílias, gêneros e espécies que compõem as diferentes ordens dos peixes coletados na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil.

Ordens	Famílias		Gêneros		Espécies	
	n	%	n	%	n	%
Myliobatiformes	1	4,3	1	1,3	1	0,9
Beloniformes	1	4,3	1	1,3	1	0,9
Characiformes	12	52,2	41	52,6	65	58,6
Siluriformes	5	21,7	25	32,1	33	29,7
Gymnotiformes	2	8,7	5	6,4	5	4,5
Cichliformes	1	4,3	4	5,1	5	4,5
Tetradontiformes	1	4,3	1	1,3	1	0,9
Total	23	100	78	100	111	100

Foi evidenciada diferença significativa na composição de espécies de peixes entre os períodos sazonais para dados qualitativos (Jaccard) e quantitativos (Bray-curtis), a seguir: cheia e vazante (presença/ausência $R=0,43$, $p=0,00$; abundância $R=0,54$, $p=0,00$) seca e cheia (presença/ausência $R=0,39$, $p=0,00$; abundância $R=0,59$, $p=0,00$) vazante e seca (presença/ausência $R=0,72$, $p=0,00$; abundância $R=0,84$, $p=0,00$).

As variáveis físico-químicas da água nos diferentes períodos amostrados são apresentadas na Tab. 3. A análise de componentes principais (PCA) explicou 51,82% nos dois primeiros eixos para a ordenação das variáveis ambientais (Tab. 4, Fig. 3). A abundância e a equitabilidade foram significativamente associadas ao eixo PC1, o qual correspondeu a um gradiente de temperatura, turbidez e oxigênio dissolvido de 52%, 20% e 16%, respectivamente. Foi identificada tendência marginalmente significativa para o índice de riqueza ao eixo PC2 o qual apresenta um gradiente de turbidez de 64% e pH de 55%. (Fig. 04).

A estrutura das assembleias de peixes foi associada as variáveis ambientais que explicaram 54,9% da variação total (Tab. 5), sendo que os dois primeiros eixos da RDA explicaram juntos 30,2%. O oxigênio dissolvido e a turbidez foram as variáveis que apresentaram associação positiva com os eixos 01 e 02, respectivamente (Tab. 5, Fig. 5).

Contudo, apenas o oxigênio dissolvido e período sazonal influenciaram significativamente a composição de espécies no eixo 01, já no eixo 02 a turbidez apresentou uma associação marginalmente significativa (Tab. 5). As espécies *Myleus setiger* (MYS), *Leporellus vitattus* (LEV), *Rhaphiodon vulpinus* (RHV) e *Brycon falcatus* (BRF) foram associadas aos valores mais altos de oxigênio dissolvido no eixo 01, e espécies como *Pseudoplatystoma punctifer* (PSP), *Mylesinus paucisquamatus* (MYP), *Pimelodus blochii* (PIB) e *Rhaphiodon vulpinus* (RHV) foram associadas a turbidez no eixo 02. No que diz respeito aos padrões de sazonalidade, as espécies que foram associadas aos maiores valores do período sazonal no eixo 01, foram: *Tocantinsia piresi* (TOP), *Auchenipterus nuchalis* (AUN) e *Caenotropus labyrinthicus* (CAL) e no eixo 02 foram as espécies *Geophagus proximus* (GEP), *Squaliforma annae* (SQA), *Bryconops aff. melanurus* (BAFFM), *Myloplus rubripinnis* (MYR) (Fig. 5, Tab. S2).

Tabela 2. Valores de riqueza, abundância, dominância, diversidade e equitabilidade dos pontos amostrados quanto à ictiofauna na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil, durante os períodos de cheia (1°), vazante (2°) e seca (3°). Valores máximos e mínimos destacados em negrito.

Pontos	Riqueza			Abundância			Dominância			Diversidade			Equitabilidade		
	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°
01	6	12	25	15	23	120	0,262	0,119	0,158	1,529	2,303	2,389	0,854	0,927	0,742
02	13	16	18	21	30	121	0,098	0,149	0,216	2,442	2,368	2,010	0,952	0,854	0,696
03	6	27	31	16	128	206	0,266	0,075	0,166	1,511	2,809	2,454	0,843	0,852	0,715
05	4	22	34	11	83	340	0,306	0,115	0,111	1,264	2,582	2,602	0,912	0,835	0,738
06	7	12	14	9	27	58	0,185	0,152	0,127	1,831	2,176	2,267	0,941	0,876	0,859
08	15	21	23	31	48	99	0,134	0,077	0,098	2,360	2,791	2,695	0,871	0,917	0,860
09	13	19	27	20	86	154	0,090	0,080	0,160	2,484	2,688	2,315	0,969	0,913	0,702

Tabela 3. Valores de temperatura (°C) = Temp., condutividade elétrica (μS/cm⁻¹) = Cond., oxigênio dissolvido (mg/l) = OD, potencial hidrogeniônico = pH, turbidez (NTU) = Turb., sólidos totais dissolvidos (mg/L) = TDS, obtidos na água nos pontos amostrados na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil, nos períodos de cheia, vazante e seca (1°, 2° e 3°, respectivamente).

Pontos	Temp.			pH			Cond.			OD			Turb.			TDS		
	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°
01	27,6	29,1	28,3	7,4	6,9	6,4	140,1	165	154	5	10,4	3,5	34,6	5,9	5,8	6	5	6
02	27,3	26,2	28,8	8,5	5,5	5,7	106	168	138	7,7	10	5,1	12	4,8	2,1	5	12	4
03	27	29,7	28,8	7,7	7,3	7,6	31,6	20,6	35	5,8	9,8	5,2	18,7	4,2	2,9	4	2,5	4
05	28,2	28	28,2	8,5	7,1	7,5	165	189	139	7,6	10,9	4,5	13	5,1	1,5	5	3	3

06	27,8	26,6	27,8	8,7	7,9	7,5	180,5	195	174	6,7	11,8	3,3	12,7	5,2	3,1	12	11	12
08	28	28	28,2	7,7	7,9	7	165,3	199	142	8	11,1	4,7	20,7	2,6	14	4	3	4
09	26,7	28,1	27,9	7,8	7,5	7,2	181,1	154	125	7	10,3	4,3	29,7	6,8	3,1	9	10	11

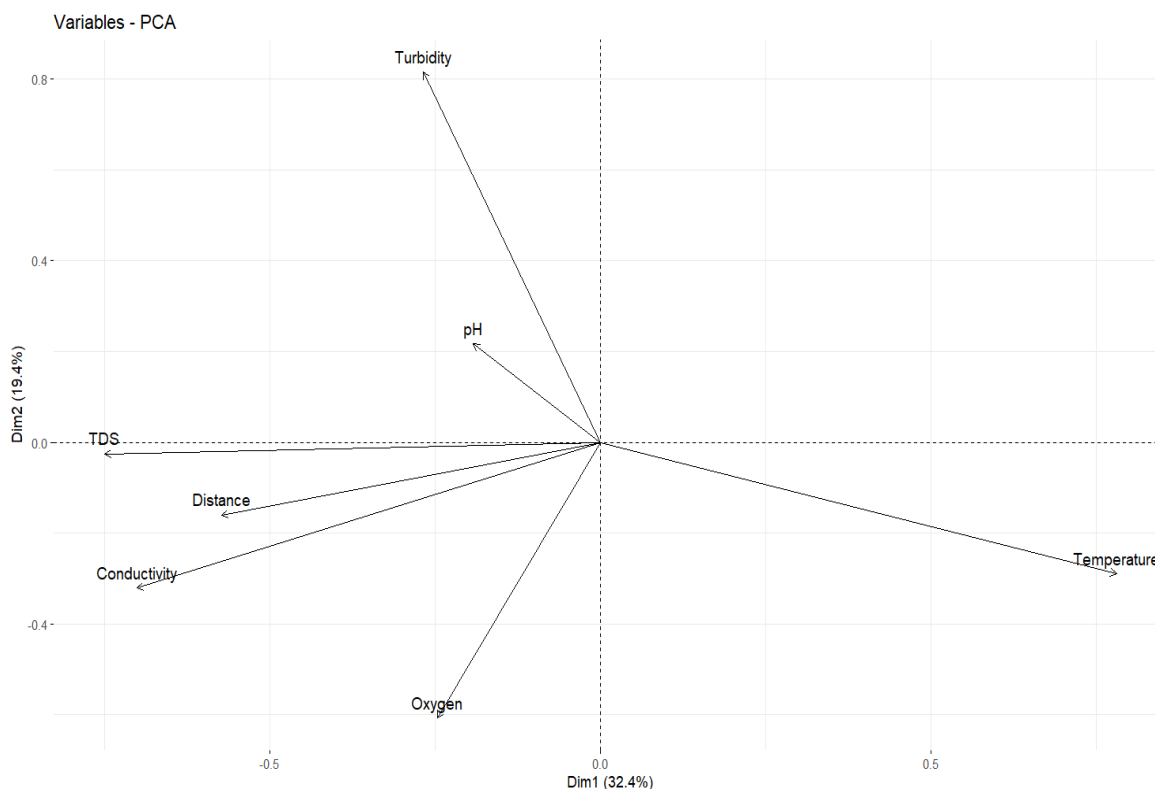


Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) para ordenação das variáveis ambientais (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez, distância e sólidos totais dissolvidos= TDS) na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil, em três diferentes períodos do ciclo hidrológico.

Tabela 4. Autovetores das variáveis físico-químicas para os dois primeiros componentes principais e resultado da análise de regressão das variáveis em função dos descritores ecológicos. Números destacados em negritos apresentam diferenças significativas.

Variáveis ambientais	PC1 (31.25%)		PC2 (19.41%)	
Temperatura	0.521		-0.070	
Condutividade	-0.459		-0.328	
Oxigênio dissolvido	-0.165		-0.344	
Turbidez	-0.200		0.646	
Sólidos totais dissolvidos (TDS)	-0.509		-0.199	
Distância	-0.492		-0.058	
pH	-0.209		0.554	
Descritores ecológicos	F	p≤0,05	F	p≤0,05
Riqueza	3,442	0,070	4,628	0,044*
Abundância	8,349	0,009*	2,757	0,113
Diversidade	0,154	0,698	4,334	0,051

Dominância	0,103	0,750	1,402	0,251
Equitabilidade	11,371	0,003*	0,950	0,342

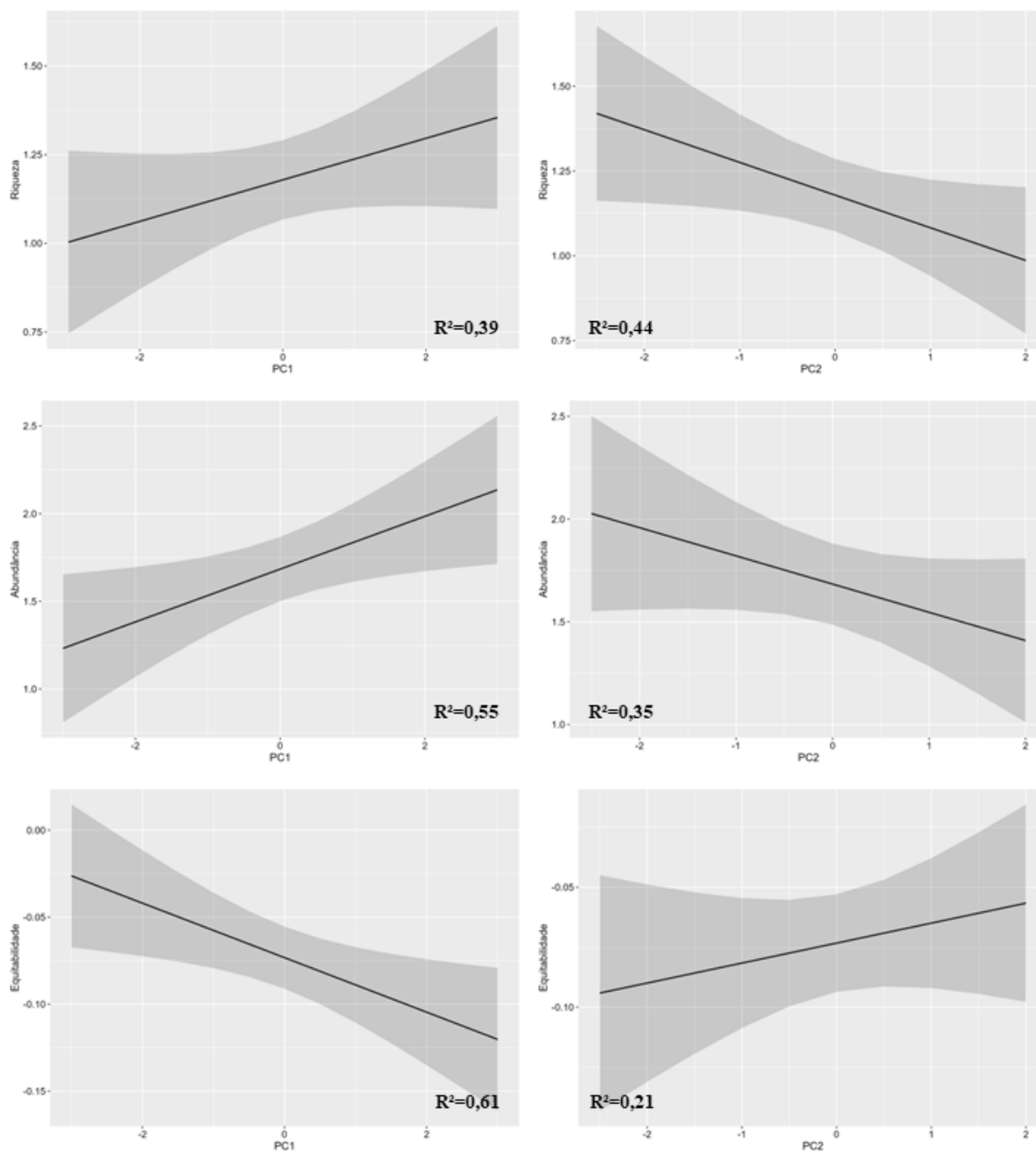


Figura 4. Relações entre os descritores ecológicos e o eixo PC1 da análise de componentes principais (PCA) representando um gradiente de turbidez – concentração de oxigênio dissolvido – temperatura – escala de potencial hidrogeniônico (pH) – condutividade elétrica – sólidos totais dissolvidos - na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil.

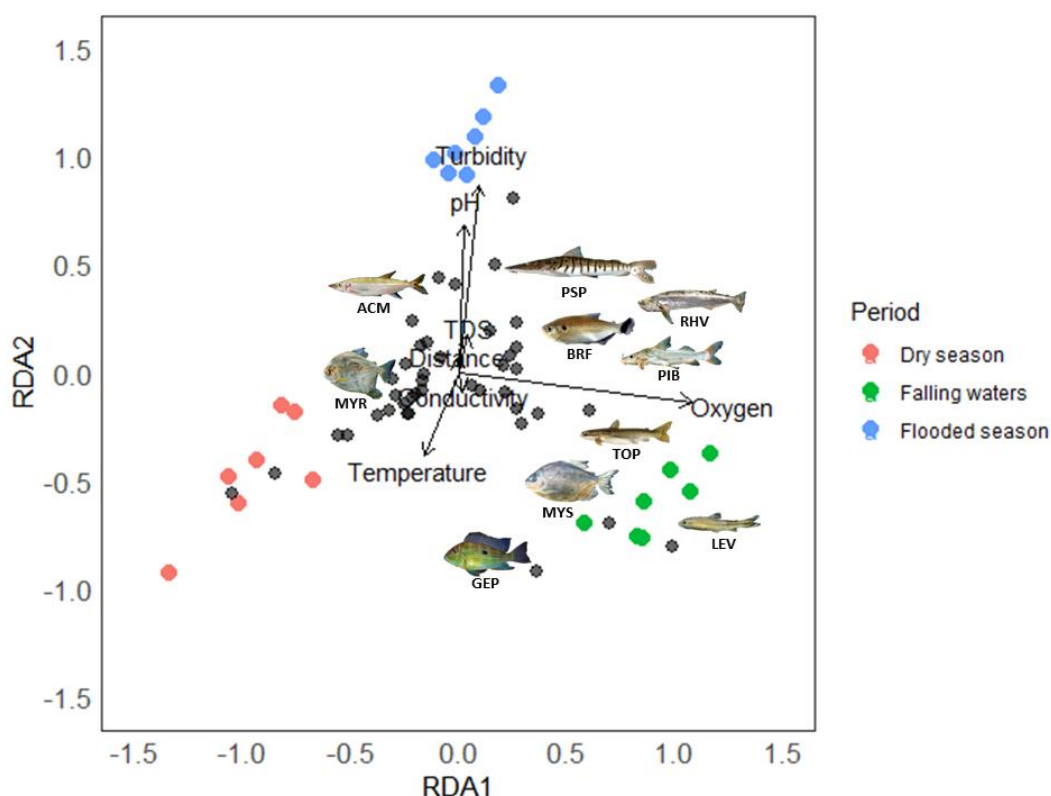


Figura 5. Análise de saída da análise de redundância (RDA) correlacionando a assembleia de espécies de peixes com as variáveis ambientais. Oxygen= oxigênio dissolvido, Turbidity=turbidez, Conductivity=condutividade, Temperature= temperatura da água, Distance= distância da foz, TDS=sólidos totais dissolvidos Flooded season=cheia, Falling waters= vazante e Dry season = seca. ACM= *Acestrorhynchus microlepis*, PSP=*Pseudoplatystoma punctifer*, MYR= *Myloplus rubripinnis*, MYS= *Myleus setiger*, RHV= *Rhaphiodon vulpinus*, BRF= *Brycon falcatus*, TOP= *Tocantinsia piresi*, PIB= *Pimelodus blochii*, GEP= *Geophagus proximus* e LEV= *Leporellus vittatus*.

Tabela 5. Resultados dos eixos 1 e 2 da Análise de Redundância (RDA) baseado na abundância de espécies e variáveis ambientais na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil.

Variáveis ambientais	Variância	F	Eixo 1	Eixo 2	p≤0,05
			17.3%	12.9%	
Temperatura	0.029	0.940	-0.134	-0.320	0.532
pH	0.037	1.128	0.020	0.571	0.697
Condutividade	0.042	1.309	0.016	-0.072	0.234
Oxigênio dissolvido	0.114	3.511	0.901	-0.110	0.001*
Turbidez	0.044	1.356	0.077	0.725	0.054
TDS	0.026	0.814	0.034	0.146	0.757
Distância	0.036	1.124	-0.004	0.057	0.242
Período	0.100	1.622	0.829	-0.546	0.015*

Discussão

Nossos resultados demonstraram que a estrutura das assembleias de peixes e as variáveis ambientais responderam às variações do ciclo hidrológico. Nossa hipótese foi em parte apoiada

pela constatação de que o oxigênio dissolvido e o período sazonal influenciam fortemente a ictiofauna. Além disso, embora a turbidez mostrar uma tendência marginalmente significativa, foi observado que essa variável também exerce uma certa influência na composição da ictiofauna. Desta forma, nossos resultados corroboram com os outros estudos que relatam que as variáveis ambientais de qualidade de água e as diferentes fases do ciclo hidrológico estão associadas à estrutura das assembleias de peixes (Vieira, Tejerina-Garro 2020, Silva *et al.* 2020).

Este estudo demonstrou que as famílias que apresentaram maior riqueza de espécies no rio do Sono foram Characidae e Loricariidae. A elevada riqueza de representantes destas famílias é esperada, uma vez que são as mais ricas da região Neotropical com 1.262 e 1064 espécies válidas, respectivamente (Nelson *et al.* 2016, Eschmeyer 2024). No entanto, trabalhos realizados na bacia do rio Tocantins têm apresentado resultados diferentes, como por exemplo, estudos revelando maior número de espécies das famílias Characidae e Anostomidae (Lucinda *et al.* 2007), Characidae e Crenuchidae (Lima & Caires 2011) e Loricariidae e Serrasalminidae (Perônico 2017). Em conjunto, esses estudos indicam que embora haja consistência no predomínio de Characidae, como demonstrado para outras regiões Neotropicais (*e.g.* Baumgartner *et al.* 2006, Arbeláez 2008, Costa & Freitas 2011, Ferreira *et al.* 2011, Raiol *et al.* 2012, Claro-García, Shibatta 2013, Volcan *et al.* 2013, Ramos *et al.* 2014, Costa *et al.* 2017), há também variações na composição taxonômica a nível de família ao longo da bacia. Como consequência, são esperados processos evolutivos direcionados para adaptações específicas da ictiofauna, e/ou emigração forçada para trechos superiores do rio, onde os habitats devem ser mais favoráveis, como o canal principal dos rios (Lowe-McConnel 1964; Goulding 1980).

Nossos resultados evidenciando variações sazonais na riqueza e abundância de espécies são consistentes com o demonstrado em diversos outros estudos que demonstram que a sazonalidade impõe modificações no ambiente aquático, incluindo nas características limnológicas da água, interferindo diretamente na composição das assembleias de peixes (*e.g.* Luz *et al.* 2009; Silva *et al.* 2020). As mudanças temporais observadas na riqueza e abundância entre os períodos de cheia e seca foram resultantes da presença de representantes das famílias Characidae (piabas) e Cichlidae (carás) durante o período de cheia, quando expande a disponibilidade de habitats utilizados por espécies dessas famílias. Diferentemente dos períodos de cheia e vazante (= período de transição entre cheia e seca), no período de seca surgem no rio trechos com regiões praianas, ambientes ocupados principalmente por piabas e ciclídeos (Duarte *et al.* 2010; Duarte *et al.* 2013). Tais ambientes funcionam como refúgio para espécies

de pequeno tamanho corporal que se agrupam e deslocam-se para regiões mais rasas com o intuito de evitar a predação por peixes piscívoros maiores de águas abertas (Jepsen 1997).

Embora a riqueza não demonstre valores significativos em relação a temperatura, os resultados da PCA evidenciam que a riqueza aumenta com o gradiente da PC1 (52%), além disso, outros fatores não analisados no presente estudo como a variação na largura, profundidade e vegetação ciliar que permitem uma maior abertura de dossel, podem influenciar no aumento de temperatura e consequentemente, na riqueza da ictiofauna (Súarez *et al.* 2004, Moreno-Valcárcel *et al.* 2013, Oberdorff *et al.* 2019). Os pontos 03, 05 e 08 (vazante, seca e cheia, respectivamente) que apresentaram os maiores valores de riqueza, parecem, portanto, ter correspondido às mudanças de temperatura nas assembleias de peixes, sendo um indicativo da influência dessa variável nessa estruturação (Martin-Smith 1998, Vannote *et al.* 1980). Outros estudos também encontraram esse padrão (Winemiller *et al.* 2014, Röpke *et al.* 2022), já que aumentos na temperatura com redução das áreas de água são comumente observados para ambientes de várzea (Esteves 1998).

No período de seca, a turbidez da água e o oxigênio dissolvido declinaram potencialmente influenciando aumentos na abundância e na frequência de *Rhinopetitia* sp., *Bryconops* aff. *melanurus*, *Geophagus proximus* e as espécies do gênero *Hypostomus*, que apresentam certa tolerância a valores de turbidez e oxigênio mais baixos (Ferreira, Casatti 2006). Rodríguez, Lewis (1997), Tejerina-Garro *et al.* (1998) e Petry *et al.* (2003) também encontraram mudanças na composição das espécies de peixes em relação as alterações sazonais na transparência da água. Adicionalmente, é possível que espécies com hábitos piscívoros (*e.g.* *Acestrorhynchus microlepis*, *Hoplias curupira*, *Pseudoplatystoma tigrinum*, *Rhaphiodon vulpinus*) que aumentam em abundância na seca estejam se alimentando de peixes que estão migrando com a retração das águas nesse período. Aparentemente, o aumento da transparência no período da seca atua como filtro ambiental de espécies, favorecendo as espécies de orientação visual.

Além disso, os baixos valores de oxigênio dissolvido, especialmente nos pontos 01, 06 e 09 no período de seca podem estar associados com concentração elevada de matéria orgânica aliada às altas temperaturas registradas nestes pontos, visto que a solubilidade do oxigênio na água depende diretamente da temperatura (Esteves 1998). Contudo, também foi observada variabilidade nas condições ambientais, incluindo na concentração de oxigênio dissolvido que aumentou no período de cheia. Estudos demonstram que locais com altas taxas de mudanças temporais e de condições ambientais acumulam mais espécies em um determinado período

quando comparado a locais com mudanças restritas (Chalcraft *et al.* 2004; Copatti, Copatti 2011).

Assim, essa variabilidade nas condições ambientais especialmente de concentrações de oxigênio nos pontos 01, 06, e 09 podem explicar os aumentos nos valores de riqueza, abundância e no índice de diversidade nesses pontos no período de seca. Da mesma forma, a diferença temporal significativa na composição das assembleias de peixes entre os períodos pode estar relacionada com as modificações expressivas que ocorrem nas condições limnológicas da água e pelo aumento sazonal na disponibilidade de habitats (Esteves, Aranha, 1999, Tejerina-Garro 2005, Fialho *et al.* 2008). Segundo Tonn, Magnuson (1982), trechos compostos com maior diversidade de nichos estão sujeitos a maiores variações nos valores de riqueza e abundância, principalmente pela maior complexidade de habitats.

Como evidenciado anteriormente, o oxigênio dissolvido e a turbidez foram as variáveis que mais oscilaram entre os períodos amostrados. Apesar de que no período de seca amostrarmos a maior abundância de indivíduos, nota-se que algumas espécies que formam cardumes (*e.g.* *Rhinopetitia* sp. e *Bryconops* aff. *melanurus*), foram as que apresentaram a maior dominância. Essas mudanças limnológicas podem aumentar a competição por recursos e a pressão de predação, além de inibirem a reprodução (Winemiller *et al.* 1989). Sendo assim, podemos associar a presença de espécies piscívoras e migradoras por conta das variações no nível da água. Os representantes de algumas espécies que podem ter sido confinados devido às flutuações no nível da água, são *Rhaphiodon vulpinus*, *Hydrolycus armatus*, *Prochilodus nigricans*, *Pseudoplatystoma tigrinum* e *Zungaro zungaro* que foram registradas em baixa abundância e que realizam migrações.

Mylesinus paucisquamatus, por exemplo, é uma espécie que também apresenta hábito reofílico, esteve associada a altos valores positivos de turbidez e apresentou maiores valores de abundância no período seca. Essa espécie foi registrada em cinco dos sete pontos amostrados (que são ambientes lóticos com a presença de vegetação marginais composta de mata de galeria), além de ser vulnerável a mudanças ambientais (Vitorino-Júnior *et al.* 2016). Essa espécie está atualmente listada como ameaçada de extinção (categoria “em perigo”) na lista oficial brasileira (Ministério do Meio Ambiente, Portaria n ° 148, 2022), é um peixe endêmico da bacia do rio Tocantins (Fricke *et al.* 2024). Embora não tenha sido avaliado pela IUCN, o estado de conservação dessa espécie é motivo de grande preocupação, pois suas populações remanescentes estão isoladas pelos diversos barramentos presentes ao longo do rio Tocantins (Vitorino-Júnior *et al.* 2016).

Antes da implantação de empreendimentos que causem alterações das condições naturais de qualquer trecho do rio do Sono ou de seus afluentes deve haver investigação com maior abrangência temporal e espacial, com a finalidade de se conhecer a riqueza das assembleias de peixes em profundidade. Esse trabalho evidencia que ocorrem alterações na composição da ictiofauna e nas características limnológicas nos períodos do ciclo hidrológico. E que essas características devem ser monitoradas, visto que o conhecimento dos fatores, tais como oxigênio dissolvido e turbidez, que influenciam a estrutura das assembleias de peixes e o elevado de grau endemismo na bacia são fatores que acentuam ainda mais a necessidade de elaboração de medidas de manejo que procurem garantir a integridade das assembleias biológicas da drenagem do rio do Sono.

Agradecimentos

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), a Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) e a equipe da Coleção ictiológica: Andria Flávia, Cárllison Oliveira, Deise Juliane, João Victor, Josué Sarino e Sinara Marcela, pelo auxílio no decorrer do estudo; Ao Leonardo Brito pela ajuda nas coletas de campo. Thais Torres agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudo concedida.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Pontos de amostragem na drenagem do rio do Sono, Tocantins, Brasil.

Pontos	Local	Coordenadas
01	Rio das Balsas	09°53'06.82" S 47°50'28.21" W
02	Rio do Sono	09°57'15.11" S 47°42'28.12" W
03	Rio do Sono	09°59'10.62" S 47°37'48.00" W
04	Rio Monte Santo	09°57'59.10" S 47°34'55.42" W
05	Rio do Sono	09°59'52.03" S 47°27'20.93" W
06	Ribeirão Mundo Novo	10°0'21.97" S 47°26'40.59" W
07	Rio sem nome	10°5'48.36" S 47°25'17.16" W
08	Rio do Sono	10°2'56.26" S 47°22'54.27" W
09	Rio Vermelho	10°10'9.28" S 47°20'11.49" W

Tabela S2. Abreviações dos nomes (Abr.) e abundância (n) das espécies utilizadas na análise de redundância.

Espécie	Abr.	n	Espécie	Abr.	n
<i>Rhinopetitia</i> sp.	RHSO	190	<i>Leporinus</i> sp.3	LSP3	22
<i>Bryconops</i> aff. <i>melanurus</i>	BAFFM	183	<i>Harttia punctata</i>	HAP	20
<i>Geophagus proximus</i>	GEP	127	<i>Brycon falcatus</i>	BRF	18
<i>Myleus setiger</i>	MYS	64	<i>Serrasalmus gibbus</i>	SEG	16
<i>Myloplus rubripinnis</i>	MYR	60	<i>Eigenmannia vicentespelaea</i>	EIV	16
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	MYP	57	<i>Agoniates halecinus</i>	AGH	15
<i>Hypostomus</i> sp.1	HYSP	46	<i>Jupiaba polylepis</i>	JUP	15
<i>Squaliforma annae</i>	SQA	43	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	RHV	15
<i>Moenkhausia</i> sp.	MOSP	42	<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	CAL	14
<i>Retroculus lapidifer</i>	REL	41	<i>Tetragonopterus argenteus</i>	TEA	14
<i>Leporinus</i> cf. <i>granti</i>	LCFG	37	<i>Crossoloricaria</i> sp.	CRSP	14
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	HEU	37	<i>Bryconops</i> sp.	BRSP	13
<i>Bryconops</i> aff. <i>gracilis</i>	BAFFG	33	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	PSP	13
<i>Steindachnerina</i> sp.	STSP	32	<i>Leporellus vittatus</i>	LEV	12
<i>Jupiaba atypindi</i>	JUA	31	<i>Oxydoras niger</i>	OXN	12
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>loweae</i>	MCFL	29	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	AUN	12
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	ACM	28	<i>Leporinus</i> sp.1	LSP1	11
<i>Archolaemus blax</i>	ARB	26	<i>Loricaria</i> sp.	LOSP	11
<i>Acnodon normani</i>	ACN	25	<i>Pimelodus blochii</i>	PIB	11
<i>Cyphocharax</i> aff. <i>spirulus</i>	CAFFS	25	<i>Tocantinsia piresi</i>	TOP	11
<i>Satanoperca jurupari</i>	SAJ	25	<i>Brycon pesu</i>	BRP	10

Tabela S3. Lista classificada de espécies de peixes registradas na drenagem do rio do Sono, bacia do rio Tocantins, Brasil. P = ponto

Táxons	CHEIA									VAZANTE									SECA									Total
	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	
MYLIOBATIFORMES																												
POTAMOTRYGONIDAE																												
<i>Potamotrygon</i> sp.																	1								2			3
BELONIFORMES																												
BELONIDAE																												
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)																								1				1
CHARACIFORMES																												
ACESTRORYNCHIDAE																												
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)																							1			1		2
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Schomburgk, 1841)			3						2					9										10		4		28
CURIMATIDAE																												
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)	2		6																1		5							14
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989															1								2					3
ANOSTOMIDAE																												
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)						1																						1
<i>Laemolyta fernandezi</i> Myers, 1950											1								1									2
<i>Leporinus affinis</i> Günther, 1864										1											1				1	1		4
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)										1							1											2
<i>Leporinus</i> cf. <i>granti</i> Eigenmann, 1912																										37		37
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)												1						11			1							13
<i>Leporinus</i> sp.1														1			2	8										11
<i>Leporinus</i> sp.2																										1		1
<i>Leporinus</i> sp.3									2													5	1			19		27
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)										2																		2
SERRASALMIDAE																												
<i>Acnodon normani</i> Gosline, 1951	1							3				1			1		2		1	5		1	9		1			25
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> Jégu & Santos, 1988								1	2				1	4	2		11			2	1	30				5		59
<i>Myleus setiger</i> Müller & Troschel, 1844										4	10	13		22	1		2	4		1	5					2		64
<i>Myleus torquatus</i> (Kner, 1858)										1		6																7
<i>Myleus</i> sp.																									1			1

<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller & Troschel, 1844)				1		1		2		6	6	3		28	3	1	9	1	61
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)			1																1
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929								1											1
<i>Serrasalmus gibbus</i> Castelnau, 1855	1	1		1			1	1		7	2	1					2		17
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)								1											1
TRIPORTHEIDAE																			
<i>Agoniates halecinus</i> Müller & Troschel, 1845			1		1			9				1							15
<i>Triportheus trifurcatus</i> (Castelnau, 1855)									1										2
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	1			1				1											4
IGUANODECTIDAE																			
<i>Bryconops</i> aff. <i>gracilis</i> (Eigenmann, 1908)											23	9	2					1	35
<i>Bryconops</i> aff. <i>melanurus</i> (Bloch, 1794)					4			1	1	2	7								207
<i>Bryconops</i> sp.1														2	8		2	1	13
CHARACIDAE																			
<i>Ancestrocephalus acutus</i> Menezes, 2006								1			3	1		2					7
<i>Astyanax argyrimarginatus</i> Garutti, 1999								1		5									6
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)								17											17
<i>Astyanax goyacensis</i> Eigenmann, 1908																		3	4
<i>Astyanax</i> sp.			1		2														3
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844		1		1				8	2		2	1		1	1			1	18
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel, 1845									1					1	1		4		10
<i>Chalceus epakros</i> Zanata & Toledo-Piza, 2004																			2
<i>Cyphocharax</i> aff. <i>spirulus</i> (Günther, 1864)													1	9			3	6	25
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)									1			4							5
<i>Hyphessobrycon</i> sp.					1														1
<i>Jupiaba polylepis</i> (Günther, 1864)													2		11		2		15
<i>Jupiaba atypindi</i> Zanata, 1997													10		20			1	31
<i>Knodus savanennesis</i>								4											4
<i>Moenkhausia pankilopteryx</i> Bertaco & Lucinda, 2006									1										1
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>loweae</i> Géry, 1992		1		6		1		1	13	7		2		7	4				42
<i>Moenkhausia</i> sp. 1																			42
<i>Poptella compressa</i> (Günther, 1864)																	2		4
<i>Rhinopetitia</i> sp.																			222
<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)		1				1								1	1		3		8

[illegible]

Loricaria sp.				2	1		1		7									11
Oxydoras niger (Valenciennes, 1821)	1			1		1		2	5					2				12
Panaque sp.												1						1
Pseudodoloricaria laeviscula (Valenciennes, 1840)						1												1
Squaliforma annae (Steindachner, 1881)				5	3	7	2	7		4	8	1	2		5		1	45
PIMELODIDAE																		
Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)			1							1					1			3
Phractocephalus hemiliopterus (Bloch & Schneider, 1801)	1																	1
Pimelodus blochii Valenciennes, 1840		2		1		1	1	1			3				1		1	11
Pimelodus ornatus Kner, 1858			1															1
Pimelodus tetramerus Ribeiro & Lucena, 2006										1		1		1	1			4
Pimelodus sp.													1					1
Pimelodella sp.															1			1
Pinirampus pirinampus (Spix & Agassiz, 1829)						1												1
Pseudoplatystoma fasciatum (Linnaeus, 1766)														1	2		1	4
Pseudoplatystoma punctifer (Castelnau 1855)					4	3		3		1								13
Sorubim lima (Bloch & Schneider, 1801)						1	1				1							3
Zungaro zungaro (Humboldt, 1821)		1						1					1	1		1		7
CETOPSIDAE																		
Cetopsis arcana Vari, Ferraris & de Pinna, 2005															1		1	2
AUCHENIPTERIDAE																		
Auchenipterus nuchalis (Spix & Agassiz, 1829)		3						9										12
Tatia sp. 1								2								1		3
Tatia sp. 2															1	1	2	6
Tocantinsia piresi (Miranda Ribeiro, 1920)		5			2			8			4							19
TRICHOMYCTERIDAE																		
Henonemus intermedius (Eigenmann & Eigenmann, 1889)					4													4
Vandellia cirrhosa Valenciennes, 1846								1										1
GYMNOTIFORMES																		
STERNOPYGIDAE																		
Archolaemus blax Korringa, 1970								1	2			1		13		3	4	30
Eigenmannia vicentespelaea Triques, 1996										8							1	18
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)								1										2
RHAMPHICHTHYIDAE																		

Tabela S4. Scores das espécies da Análise de redundância (RDA)

	RDA1	RDA2
ACM	-0.058395440	0.042243358
CAL	-0.029676763	0.145531056
LCFG	-0.055135833	-0.013194035
LEV	0.071925234	-0.030844088
LDP1	0.090487096	-0.054966041
LSP3	-0.047913396	0.046346729
ACN	-0.052855842	-0.002917244
MYP	0.032654271	-0.027171358
MYS	0.329252280	-0.268160356
MYR	-0.170222535	-0.096015249
SEG	-0.070556607	0.078615437
AGH	0.078818691	0.026724810
BAFFM	-0.349135115	-0.184713093
BAFFG	-0.084712130	-0.048496274
BRSP	-0.095464028	-0.035623043
BRP	-0.075387525	-0.062507342
BRF	0.089657865	0.038241405
CAFFS	-0.125841245	-0.065156508
JUP	-0.066426327	-0.032573156
JUA	-0.070893608	-0.037552018
MCFL	0.201638325	-0.058133992
MOSP	-0.185689777	-0.097803455
RHSO	-0.281753600	-0.155786649
STSP	-0.055636914	-0.026374341
TEA	0.069207798	0.009485315
RHV	0.089252586	0.076202726
HEU	-0.027537968	0.023002527
CRSP	-0.105703825	-0.057893570
HAP	0.047747335	0.063163624
HYSP	-0.081656551	0.012606742
LOSP	0.122632059	-0.063201662
OXN	0.097906957	-0.078276881
SQA	0.233730648	0.230778606
PIB	0.089439271	0.005037558
PSP	0.083781207	0.268752199
AUN	-0.003528318	0.135171794
TOP	0.057120750	0.166569523
ARB	-0.077959090	-0.064146077
EIV	0.020481226	-0.020800820
GEP	0.119392586	-0.305302194
REL	-0.101096941	-0.009136822

Referências

- ABELL R, THIEME ML, REVENGA C, BRYER M, KOTTELAT M, BOGUTSKAYA N, COAD B, MANDRAK N, BALDERAS SC, BUSSING W, STIASSNY MLJ, SKELTON P, ALLEN GR, UNMACK P, NASEKA A, REBECCA NG, SINDORF N, ROBERTSON J, ARMIJO, E., HIGGINS, J.V., HEIBEL, T.J., WIKRAMANAYAKE, E., OLSON, D., LÓPEZ, H.L., REIS, R.E., LUNDBERG, J.G., SABAJ PÉREZ, M.H. & PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 2008, 58:403-414.
- ALENCAR, DBS, SILVA, CLD, & OLIVEIRA, CADS. 2006. Influência da Precipitação no Escoamento Superficial em uma microbacia Hidrográfica do Distrito Federal. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.26, n.1, p.103-112
- ALHO, C. J., REIS, R. E., & AQUINO, P. P. 2015. Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries. *Ambio*, 44(5), 412-425.
- ALOÍSIO, G.R., OLIVEIRA, F.G. & ANGELINI, R. 2005. Fish, State Park of Jalapão, State of Tocantins, Brazil. *Check. List*. 1(1):10-13.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2009. Plano estratégico de recursos hídricos da bacia hidrográfica dos rios Tocantins e Araguaia: relatório síntese/Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA; SPR, 256 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2024. <http://www.snirh.gov.br> (último acesso em 12/06/2024).
- ANJOS, M. B., R. R. DE OLIVEIRA & J. ZUANON. 2008. Hypoxic environments as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplains. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 45-50.
- ARBELÁEZ F, DUIVENVOORDEN JF, MALDONADO OCAMPO JA. 2008. Geological differentiation explains diversity and composition of fish communities in upland streams in the southern Amazon of Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, 24(5): 505 515.
- BAUMGARTNER D, BAUMGARTNER G, PAVANELLI CS, SILVA PRL, FRANA VA, OLIVEIRA LC, MICHELON MR. 2006. Fish, Salto Osório Reservoir, rio Iguaçu basin, Paraná State, Brazil. *CheckList (UNESP)*, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 1-4.
- BOCARD D, LEGENDRE P, GILLET F. 2011. *Numerical ecology with R*. Springer.
- BERTACO VA, CARVALHO FR. 2011. New species of *Hasemania* (Characiformes: Characidae) from Central Brazil, with comments on the endemism of upper rio Tocantins basin, Goiás State. *Neotropical Ichthyology*, 8(1), 27-32
- BUCKUP P. 1993. A Review of the characidiini fishes (Teleostei: Characiformes) with descriptions of four new genera and ten new species. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 154p.

CARVALHO FR, BERTACO VA, JEREP FC. 2010. *Hemigrammus tocantinsi*: a new species from the upper rio Tocantins basin, Central Brazil (Characiformes: Characidae). Neotropical Ichthyology, 8(2), 247-254.

CHALCRAFT DR, WILLIAMS JW, SMITH MD, WILLIG MR. 2004. Scale dependence in the species-richness-productivity relationship: the role of species turnover. Ecology 85(10):2701-2708.

CHAMON CC, SERRA JP, CAMELIER P, ZANATA AM, FICHBERG I, MARINHO MF. 2022. Building knowledge to save species: 20 years of ichthyological studies in the Tocantins-Araguaia River basin. Biota Neotropica, 22, e20211296.

CONSERVATION INTERNATIONAL. 2023. <https://www.conservation.org> (último acesso em 05/08/2013).

COSTA ID, FREITAS CEC. 2011. Estrutura de assembleias de peixes em uma área de exploração petrolífera na Amazônia (Bacia do rio Urucu, Amazonas, Brasil). Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, 24: 09-18.

COSTA ID, OHARA WM, ALMEIDA M. 2017. Fishes from the Jaru Biological Reserve, Machado River drainage, Madeira River basin, Rondônia State, northern Brazil. Biota Neotropica. 17(1).

COSTA E SILVA T, RIBEIRO FRV, LUCENA CA, LUCINDA PH. 2018. *Pimelodus speciosus* (Teleostei: Pimelodidae), a new catfish species from the rio Tocantins drainage, Brazil. Ichthyological Exploration of Freshwaters, 28(2), 97-106.

COVAIN R, FISCH-MULLER S. 2007. The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. Zootaxa.1462: 1–40.

DAGOSTA FC, DE PINNA M. 2019. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. Bulletin of the American Museum of Natural History, 2019(431), 1-163.

DUARTE CLH, RAPP PY-DANIEL LH, DEUS CP. 2010. Fish assemblages in two Sandy beaches in lower Purus River, Amazonas, Brazil. Iheringia, Série Zoologia, 100: 319-328.

DUARTE CLH, DEUS CP, RAPP PY-DANIEL LH. 2013. Comparação da eficiência relativa de dois apetrechos de coleta de peixes em praias no baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. Acta Amazônica, 43: 383-388.

ESCHMEYER WN, FONG JD. 2024. <http://researcharchive.calacademy.org> (último acesso em 03/05/2024).

ESTEVES FA. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência.

ESTEVES KE, ARANHA JMR. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. Oecologia Brasiliensis, 6(1), 157-182.

- FERRARIS CJJR. VARI RP. 1999. The South American catfish genus *Auchenipterus* Valenciennes, 1840 (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae): monophyly and relationships, with a revisionary study. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 126: 387–450.
- FERREIRA CP, CASATTI L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, v. 6, n. 3.
- FERREIRA E, ZUANON J, SANTOS, G. AMADIO S. 2011. A ictiofauna do Parque Estadual do Cantão, Estado do Tocantins, Brasil. *Biota Neotropica*. (11)2.
- FIALHO AP, OLIVEIRA LG, TEJERINA-GARRO FL, GOMES LC. 2007. Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1), 53-60.
- FIALHO AP, OLIVEIRA LG, TEJERINA-GARRO FL, MÉRONA B. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598: 315–324.
- GÉRY J. 1977. Characoids of the world. T.F.H. Publications, Inc. Ltd., Neptune City, New Jersey. 672p.
- GOULDING M, CARVALHO JL, FERREIRA EG. 1988. Rio Negro: Rich Life in Poor Water. Mouton: The Hague.
- HENLEY WF, PATTERSON MA, NEVES RJ, LEMLY AD. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8(2): 125-139.
- HAMMER Ø, HARPER DAT, RYAN PD. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-9.
- HUBERT N, RENNO JF. 2006. Historical biogeography of South American freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, New York, v. 33, n. 8, p. 1414-1436.
- ISBRÜCKER IJH. 1981. Revision of *Loricaria* Linnaeus, 1758 (Pisces, Siluriformes, Loricariidae). *Beaufortia*, 31: 51-96p.
- JEPSEN DB. 1997. Fish species diversity in sand bank habitats of a neotropical river. *Environmental Biology of Fishes*, 49: 449-460.
- KARR JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- LANGEANI F, CASTRO RMC, OYAKAWA OT, SHIBATTA OA, PAVANELLI CS, CASATTI L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*. 7(3).
- LUZ SCS, EL-DEIR ACA, FRANÇA EJ, SEVERI W. Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. *Biota Neotropica*, v. 9, n. 3, 2009

LEITÃO RP, ZUANON J, VILLÉGER S, WILLIAMS SE, BARALOTO C, FORTUNEL C, MENDONÇA FP, MOUILLOT D. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B*, 283, 20160084.

LIMA FCTD, CAIRES RA. 2011. Peixes da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, bacias dos rios Tocantins e São Francisco, com observações sobre as implicações biogeográficas das "águas emendadas" dos rios Sapão e Galheiros. *Biota Neotropica*, 11(1), 231-250.

LOWE-MCCONNELL RH. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo. p. 366.

LOWE-MCCONNELL RH. 1964. The fishes of the Rupununi Savana district of British Guiana, South America. Part 1. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. *J. Linn. Soc. (Zool.)* 45(304):103-144.

LUCINDA PHF, AGOSTINHO CS, OLIVEIRA RJD. 2007. Fish, Lajeado reservoir, rio Tocantins drainage, state of Tocantins, Brazil. *CheckList*. 3(2): 70-83.

LUCINDA PHF, RIBEIRO FRV, LUCENA CAS. 2016. *Pimelodus quadratus*, a new long-whiskered catfish from the rio Tocantins drainage, Brazil (Siluriformes: Pimelodidae). *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, Vol. 27, No. 4, pp. 337-345.

MARTIN-SMITH KM. 1998. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology* 52: 458-482.

MATTHEWS WJ. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. New York, Chapman and Hall, 784p.

MAZZONI R, FENERICH-VERANI N, CARAMASCHI EP. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2), 205-216.

MELO TLD, TEJERINA-GARRO FL, MELO CED. 2009. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(3): 421-428.

MENDONÇA FP, MAGNUSSON WE, ZUANON J. 2005. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia*, (4):750-763p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, Portaria nº 445, 2014. Lista de peixes ameaçados de extinção. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_445_2014_lista_peixes_amea%C3%A7ados_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf (último acesso em 03/05/2018).

MORENO-VALCÁRCEL RM, OLIVA-PATERNA FJ, ARRIBAS C, FERNÁNDEZ-DELGADO C. 2013. Fish composition and assemblage in the anthropogenic-modified

tidallyrestricted Doñana (Spain) marshlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, [s.l.], v. 119, n. 2, p. 54-63.

MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, DA FONSECA GA, KEN J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.

NELSON JS, GRANDE TV, WILSON MVH. 2016. *Fishes of the world*. 5rd ed. John Wiley and Sons, New York. 707pp.

OKSANEN J, BLANCHET FG, KINDT R, LEGENDRE P, MINCHIN PR, O'HARA RB., ... & WAGNER H. 2013. Community ecology package. *R package version*, 2(0), 321-326.

PERÔNICO PB. 2017. Estrutura taxonômica e funcional da assembleia de peixes no rio Tocantins, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical, região do alto rio Tocantins. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Tocantins. Porto Nacional.

PETRY P, BAYLEY PB, MARKLE DF. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, 63, 547-579

QUEIROZ LJ, TORRENTE-VILARA G, OHARA WM, PIRES THS, ZUANON J, DORIA C RC. 2013. Peixes do Rio Madeira. Santo Antônio Energia, v. 1,2,3. São Paulo, Brasil.

R CORE TEAM. 2015. R. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://r-project.org>.

RAIOL RDO, WOSIACKI WS, MONTAG LFA. 2012. Fish of the Taiassuí and Benfica river basins, Benevides, Pará (Brazil). *Check List* 8(3): 491-498.

RAMOS TPA, RAMOS RTC, RAMOS SAQA. 2014. Ichthyofauna of the Parnaíba river Basin, Northeastern Brazil. *Biota Neotropica* 14(1): 1-8.

RODRÍGUEZ MA, LEWIS WM. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplains lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67(1): 109- 128.

RÖPKE C, PIRES THS, ZUCHI N, ZUANON J, AMADI, S. 2022. Effects of climate-driven hydrological changes in the reproduction of Amazonian floodplain fishes. *Journal of Applied Ecology* 59: 1134–1145.

SANTOS G, JEGU M, MERONA BD, DO BRASIL CEDN. 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins; projeto Tucuruí.

SAWYER D, MESQUITA B, COUTINHO B, DE ALMEIDA FV, FIGUEIREDO I, ELOY L. 2018. Perfil do Ecossistema: Hotspot de biodiversidade do cerrado.

SÚAREZ YR, PETRERE JÚNIOR M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1), 61-68.

TEJERINA-GARRO FL, FORTIN R, RODRIGUEZ MA. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51, 399-410.

TEJERINA-GARRO FL, MALDONADO M, IBAÑEZ C, PONT D, ROSET N, OBERDORFF T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of biology and technology*, 48(1), 91-108.

TEIXEIRA TP, PINTO BCT, TERRA BDF, ESTILIANO EO, GRACIA D, ARAÚJO FG. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Sér. Zool.* vol.95.no.4

TONN WM, MAGNUSON JJ. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, 63(4), 1149-1166.

VANNOTE RL, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDELL JR, CUSHING CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.

VIEIRA TB, TEJERINA-GARRO FL. 2020. Relationships between environmental conditions and fish assemblages in tropical savanna headwater streams. *Scientific Reports*, 10(1), 2174.

VITORINO JÚNIOR OB, AGOSTINHO CS, PELICICE FM. 2016. Ecology of *Mylesinus paucisquamatus* Jégu & Santos, 1988, an endangered fish species from the rio Tocantins basin. *Neotropical Ichthyology*, 14(2).

VOLCAN MVLEK, LANÉS ÂC, GONÇALVES AP, DA FONSECA, CIRNE MP 2013. The fish fauna of the Corrientes stream basin, Patos lagoon system, state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Check List* 8(1): 077-082.

WINEMILLER KO. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81:225-241

ZIPPIN C.1958. The removal method of population estimation. *Journ. Wild. Mgmt.*, 22: 82-90.

Capítulo 03. Torres, T. P. Makrakis, S. Arantes, C. Canto, A. L. C. Ribeiro, F. R. V. **Mudanças hidrológicas e mecanismos de estrutura funcional das assembleias de peixes do baixo e médio rio Tapajós, Pará, Brasil**. Manuscrito formatado para a revista “*Ecology of Freshwater Fish*”.

<https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/16000633/homepage/forauthors.html#submission>

Mudanças hidrológicas e mecanismos de estrutura funcional das assembleias de peixes do baixo e médio rio Tapajós, Pará, Brasil

Thais Patricio Torres¹; Sergio Makrakis¹; Caroline Arantes²; André Luiz Colares Canto³; Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro⁴

- 1- Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). thaisptorres@gmail.com,
- 2- West Virginia University. caroline.arantes@mail.wvu.edu
- 3- Coleção Ictiológica da Universidade Federal do Oeste do Pará. *Campus* Tapajós. cantoandre@gmail.com
- 4- Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE (PPG-BIONORTE) fraynner@yahoo.com

Resumo: A diversidade funcional permite uma abordagem que ajuda a compreender padrões de mudanças temporais na estrutura funcional e taxonômica das assembleias biológicas. Neste estudo foi investigado a resposta das assembleias de peixes às mudanças hidrológicas em sistemas de drenagens de águas claras do rio Tapajós em diferentes fases do regime hidrológico. Foram realizadas capturas em 19 sítios amostrais durante os meses de junho (cheia), setembro (vazante) e novembro (seca) de 2021 e fevereiro (enchente) de 2022 nas margens direita e esquerda do baixo e médio rio Tapajós, abrangendo os diferentes períodos do ciclo hidrológico amazônico. Nas coletas foram utilizados conjuntos de malhadeira com 70 metros de comprimento, com malha variando de 30 a 90 mm entre nós opostos. Foram coletados 27.858 espécimes pertencentes a 293 espécies, 41 famílias e 14 ordens. A hidrologia sazonal e as variáveis ambientais locais explicaram 12% da variação na composição de espécies e tiveram um efeito significativo na estrutura funcional das assembleias de peixes ($F=1.933$, $p\leq 0.000$). Os dois primeiros eixos da RDA explicaram 73,8% da variação restrita. A estrutura taxonômica das assembleias de peixes esteve fortemente relacionada aos gradientes ambientais associados a variação hidrológica e temperatura. A cota do nível da água foi significativa na estrutura funcional baseadas nas estratégias de vida ($F=3.936$, $p\leq 0.018$) e marginalmente para a variável de oxigênio dissolvido. Os resultados da estrutura funcional baseadas no hábito alimentar, tanto a cota do rio quanto o oxigênio dissolvido foram significativas ($F=3.588$, $p\leq 0.017$), ($F=2.885$, $p\leq 0.035$), respectivamente. Este é o primeiro estudo avaliando os mecanismos associados com a estrutura da ictiofauna de sistemas de drenagens de águas claras da bacia amazônica. Nossos resultados confirmam a hidrologia como importante fator estruturante das assembleias de peixes do médio e baixo rio Tapajós.

Palavras-chave: Diversidade funcional, Traços funcionais, Ictiologia, Amazônia

Abstract: Functional diversity provides an approach that helps to understand patterns of temporal changes in the functional and taxonomic structure of biological assemblages. This study investigated the response of fish assemblages to hydrological changes in clearwater

drainage systems of the Tapajós River at different phases of the hydrological regime. Captures were taken in 19 sampling sites during the months of June (flood), September (receding) and November (dry) 2021 and February (rising) 2022 on the right and left banks of the lower and middle Tapajós River, covering the different periods of the Amazon hydrological cycle. In the collections, mesh sets 70 meters long were used, with mesh varying from 30 to 90 mm between opposite nodes. 27,858 individuals belonging to 293 species, 41 families and 14 orders were collected. Seasonal hydrology and local environmental variables explained 12% of the variation in species composition and had a significant effect on the functional structure of fish assemblages ($F=1.933$, $p\leq 0.000$). The first two axes of the RDA explained 73.8% of the restricted variation. The taxonomic structure of fish assemblages was strongly related to environmental gradients associated with hydrological variation and temperature. The water level level was significant in the functional structure based on life strategies ($F=3.936$, $p\leq 0.018$) and marginally for the dissolved oxygen variable. The results of the functional structure based on eating habits, both river quota and dissolved oxygen were significant ($F=3.588$, $p\leq 0.017$), ($F=2.885$, $p\leq 0.035$), respectively. This is the first study evaluating the mechanisms associated with the structure of the ichthyofauna of clear water drainage systems in the Amazon basin. Our results confirm hydrology as an important structuring factor for fish assemblages in the middle and lower Tapajós River.

Key-words: Functional diversity, functional traits, Ichthyology, Amazon

Introdução

A Bacia Amazônica e sua ictiofauna comparada a outros grandes ecossistemas fluviais na Terra, ainda estão em um estado relativamente bom de conservação (Vörösmarty et al., 2010; Reis et al., 2016 & Jézequel et al., 2020). Contudo, a expansão recente de implantação de hidrelétricas, uso da terra e atividades econômicas, provavelmente colocará em risco essa fauna de peixes, principalmente pelo aumento substancial de ameaças como fragmentação de habitat e modificação do fluxo de rios por barragens, desmatamento, estradas, mineração, poluição urbana e/ou agrícola, introdução de espécies e sobrepesca (Araújo et al., 2013; Arantes et al., 2019). As mudanças climáticas provavelmente intensificarão essas ameaças, amplificando ainda mais as mudanças na estrutura e funcionamento das assembleias de peixes (Vörösmarty et al., 2010; Reis et al., 2016 & Jézequel et al., 2020).

Consideravelmente menos atenção tem sido dada à forma como os padrões funcionais e os mecanismos de estrutura funcional variam temporalmente, apesar de amplo reconhecimento de que as comunidades ecológicas são altamente influenciadas por mudanças temporais nas condições ambientais (Junk et al., 1989; Walther et al., 2002 & Houlahan et al., 2007). A avaliação dessas mudanças sazonais e como elas podem influenciar a estrutura funcional das assembleias de peixes em ambientes de águas claras da bacia amazônica ainda é um desafio, visto que os estudos com essa abordagem estão abrangendo principalmente ambientes de águas brancas (e.g Silva et al., 2020; Cajado et al., 2023), mas que talvez as

principais ameaças estejam mais concentradas em rios de águas claras. Entre vários impactos, essas alterações hidrológicas podem ameaçar os serviços ecossistêmicos que a fauna de peixes proporciona por meio de interrupções na migração lateral de peixes comerciais e seus rendimentos pesqueiros associados, conforme observado em outras partes do mundo (Jackson & Marmulla, 2001 & Silva et al., 2020).

Existe um amplo consenso de que a diversidade de características funcionais nas assembleias de espécies de peixes impulsiona vários processos ecológicos (Leitão et al., 2016 & Gomes et al., 2023). A diversidade funcional é uma abordagem que ajuda a explorar mudanças temporais na estrutura funcional e taxonômica das comunidades (Cheng et al., 2014; Fitzgerald et al., 2017; Oliveira et al., 2018 & Gomes et al. 2023). Estudos demonstram que abordagens baseadas nos traços ou atributos de vida das espécies se tornaram um tema central em ecologia de comunidades, pois permitem inferir sobre os mecanismos que conduzem diferentes respostas frente a modificações ambientais (Winemiller et al., 2015 & Gomes et al. 2023). Alguns traços apresentam funções bem estabelecidas e podem exibir variações previsíveis ao longo de gradientes ambientais (Mims & Olden, 2012).

Por meio do entendimento da diversidade funcional pode-se ainda prever a elucidar respostas a impactos ambientais, prever extinções, além de estimar o funcionamento do ecossistema (Parent, Schriml, 1995; Olden et al., 2008; Dala-Corte et al., 2016; Macnaughton et al., 2016; Teresa & Casatti, 2017 & Dias et al., 2020), sendo uma ferramenta valiosa para ajudar no suporte a planos de manejo para conservação.

Neste estudo foi investigado a resposta das assembleias de peixes a mudanças hidrológicas em sistemas de drenagens de águas claras do rio Tapajós. Nós testamos a hipótese de que sua estrutura taxonômica e funcional está relacionada a variação no nível da água, com determinadas espécies e grupos funcionais mais fortemente associados com diferentes períodos hidrológicos, dependendo de suas estratégias ecológicas. Por exemplo, espera-se que traços funcionais da história de vida das espécies expliquem, pelo menos em parte, as variações sazonais das assembleias de peixes. Além disso, certas estratégias tróficas devem estar associadas a determinados períodos hidrológicos que favorecem sua alimentação no canal principal do rio.

Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do baixo e médio rio Tapajós (Figura 1). O rio Tapajós é um afluente do rio Amazonas, caracterizado como um rio de águas claras,

oligotróficas, com baixa condutividade e pH próximo ao neutro, que drenam de formações pré-cambrianas dos escudos centrais brasileiros (Sioli, 1968; Wittmann et al., 2016 & Keppeler et al., 2018), com aproximadamente 1.992 km de extensão desde sua origem, a partir da confluência dos rios Juruena e Teles Pires, no estado Mato Grosso, até desaguar no rio Amazonas, drenando uma área de aproximadamente 489.628 km² (Goulding et al., 2003). O curso inferior do rio Tapajós (baixo Tapajós) apresenta 150 km de extensão com uma largura máxima que pode chegar a mais de 15 km em certos locais, com a presença de algumas áreas de inundação nas margens (Junk et al., 2007). O rio Tapajós apresenta planícies de inundação que são sazonalmente inundadas, que conectam os habitats aquáticos (rio principal, canais, lagos e florestas inundadas) durante a estação de cheia (Junk et al., 2007).

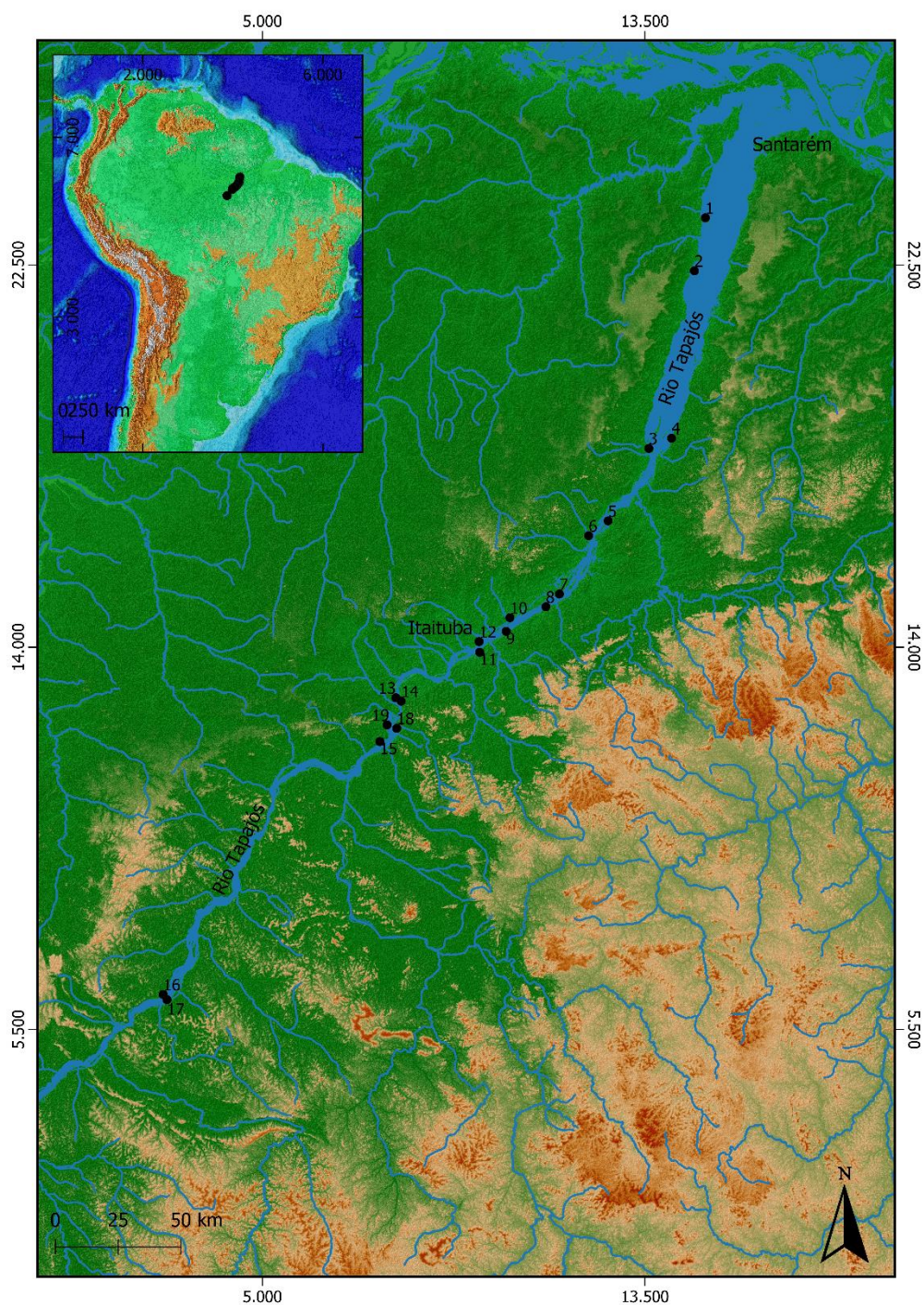


Figura 1. Drenagem do rio do Tapajós, Bacia do rio Amazonas, Brasil, ilustrando os pontos (círculos pretos) amostrados quanto à ictiofauna. Autor: Josué Sarino, 2024.

Coleta de dados

Foram realizadas coletas em trechos próximos às comunidades de Parauá, Surucua, Apacê, Cauassuepa, Barreirinha, Santarezinho, Miritituba, São Luís do Tapajós, Boburé, Penêdo e Pimental nas margens direita e esquerda do baixo e médio rio Tapajós, abrangendo os diferentes períodos do ciclo hidrológico amazônico. Foram realizadas capturas em 19 sítios

amostrais durante os meses de junho (águas altas), setembro (vazante) e novembro (águas baixas) de 2021 e fevereiro (enchente) de 2022 (Tabela 01). Para as coletas de peixes (Licença nº 44215-2 concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio), foram utilizados conjuntos de redes de malhadeiras com 70 metros de comprimento, com malha variando de 30 a 90 mm entre nós opostos. As redes permaneceram expostas em cada sítio amostral por um período de cerca de 8 horas, sendo expostas por volta das 16 horas e retiradas às 00:00 horas. Todos os espécimes coletados foram pesados e identificados até menor nível taxonômico possível.

Dados hidrológicos para cada dia de coleta foram obtidos através do sistema hidroweb da Agência Nacional de Águas do Brasil - ANA, respectivo às cotas registrada no município de Itaituba. Durante as coletas no período de cheia, vazante, seca e enchente foram registradas médias de 736, 495, 351 e 786 cm, respectivamente (Tabela S1). As variáveis físico-químicas da água (pH, oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) foram tomadas com medidor multiparâmetro, entre 20 a 30 cm da superfície da água, para realização de análises comparativas entre os diferentes ambientes estudados (Tabela S1).

Tabela 01. Relação e localização dos pontos de amostragem na bacia hidrográfica do rio Tapajós, Pará, Brasil.

Ponto	Comunidade	Margem	Latitude	Longitude
1	Surucua	Esquerda	2°43'58.2"S	55°09'11.4"W
2	Parauá	Esquerda	2°55'24.9"S	55°11'33.4"W
3	Apacê	Direita	3°33'44.9"S	55°21'24.1"W
4	Apacê	Esquerda	3°31'33.7"S	55°16'28.5"W
5	Cauçuepa	Direita	3°49'23.1"S	55°30'11.2"W
6	Cauçuepa	Esquerda	3°52'35.2"S	55°34'23.3"W
7	Barreira	Esquerda	4°05'09.5"S	55°40'43.1"W
8	Barreira	Direita	4°07'54.9"S	55°43'37.2"W
9	Santarenzinho	Esquerda	4°13'13.4"S	55°52'11.7"W
10	Santarenzinho	Direita	4°10'16.1"S	55°51'23.7"W
11	Miritituba	Esquerda	4°17'43.7"S	55°57'55.2"W
12	Itaituba	Direita	4°15'25.6"S	55°58'03.9"W
13	São Luis	Esquerda	4°27'32.8"S	56°16'01.8"W
14	São Luis	Direita	4°28'16.3"S	56°14'52.9"W
15	Boburé	Esquerda	4°36'57.5"S	56°19'29.9"W
16	Penedo	Esquerda	5°31'26.7"S	57°06'18.2"W
17	Penedo	Direita	5°32'33.5"S	57°05'29.0"W
18	Pimental	Direita	4°34'07.5"S	56°15'51.1"W
19	Pimental	Esquerda	4°33'22.3"S	56°17'56.1"W

Classificação funcional

As características funcionais que usamos aqui foram selecionados de acordo com os aspectos biológicos dos peixes adultos e sua relação com as funções do ecossistema e da comunidade (Winemiller et al., 2015 & Gogola et al., 2021). Cada unidade taxonômica foi classificada em dois grupos funcionais definidos por 1) estratégia de história de vida e 2) hábitos alimentares de acordo com Arantes et al., 2018; 2019 & Silva et al., 2020.

As espécies foram classificadas em grupos funcionais com base em sua história de vida e estratégias de alimentação. A classificação da história de vida consistiu em cinco estratégias baseadas em tamanhos máximos de corpo e maturação, fecundidade e cuidado parental da prole, conforme descrito anteriormente por Winemiller & Rose (1992), Ropke et al., (2017), Arantes et al., (2017), Silva et al., (2020) & Cajado et al., (2023). Nove espécies foram classificadas como estrategistas de equilíbrio com maturação em tamanho pequeno (<120 mm de comprimento padrão, CP), com baixa fecundidade (<3.000), ovócitos grandes, com diâmetro 1,5-12 mm, cuidados parentais bem desenvolvidos e tamanho máximo entre 97-269 mm CP. Três espécies foram classificadas como estrategistas de equilíbrio com maturação em tamanho grande (>170 mm CP), com baixa fecundidade (<3.000), ovócitos grandes (diâmetro 1,5-12 mm), cuidados parentais bem desenvolvidos e tamanho máximo >400 mm. Sessenta e sete foram classificadas como estrategistas periódicos com maturação em tamanho pequeno (entre 63-148 mm CP), com fecundidade entre 6.762 e 74.227 ovócitos pequenos (diâmetro de 0,5-1,3 mm), tamanho máximo entre 137-410 mm. Vinte e quatro espécies foram classificadas como estrategistas periódicos com maturação de tamanho grande (>164 mm CP), com fecundidade entre 1000 e 202.960 ovócitos pequenos (diâmetro 0,7 – 1,6), nenhum cuidado parental e tamanho máximo >2532 mm. Vinte espécies foram classificadas como estrategistas intermediários com fecundidade entre 1000 e 9000 ovócitos relativamente grandes (diâmetro 1,4-2 mm) e desenvolvimento intermediário de cuidado parental (Tabela S2).

As espécies foram classificadas em seis grupos tróficos: herbívoras, onívoras, detritívoras, invertívoras, planctívoras e piscívoras, baseado em Ferreira et al., (1998), Barbarino & Winemiller (2003), Pouilly et al., (2003), Mérona & Rankin-de-Mérona (2004), Santos et al., (2008), Lopes et al., (2009), Shibuya & Zuanon (2013), Röpke et al., (2014), Correia & Winemiller (2014), Röpke et al., (2017), Arantes et al., (2017) e Cajado et al., (2023). Os indivíduos foram classificados com base em informações sobre o nível de espécies, e nos casos em que os dados não estavam disponíveis, foram utilizadas informações para os gêneros. Cinco espécies foram classificadas como herbívoras, que se alimentam predominantemente de material vegetal (sementes, frutos ou folhas) e de algas filamentosas. Vinte e quatro espécies

foram determinadas como onívoras, que ingerem combinações de material vegetal, detritos e invertebrados. Vinte espécies foram classificadas como detritívoras, que se alimentam predominantemente de matéria orgânica particulada fina e algas e macrófitas. Quarenta e seis espécies foram classificadas como invertívoras, que ingerem frações variáveis de insetos aquáticos e terrestres, microcrustáceos, aranhas, camarões e moluscos. Cinco espécies foram classificadas como planctívoras, que ingerem fitoplâncton, zooplâncton e ocasionalmente pequenas quantidades de material vegetal e detritos. Vinte e um espécies foram consideradas piscívoras, que se alimentam de peixes em qualquer fase de desenvolvimento ontogenético, inteiros ou em pedaços, incluindo escamas e nadadeiras (Tabela S2).

Análise de dados

Espécies que ocorreram em menos de 1% dos habitats amostrados foram removidas do conjunto de dados. Este critério foi necessário porque espécies com baixa abundância relativa contribuem pouco para a estrutura da assembleia e podem distorcer os resultados das análises de ordenação (Grime, 1998; Leitão et al., 2016). Uma matriz de correlação de Person foi utilizada para verificar a presença de colinearidade entre cota do rio, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH. As correlações entre variáveis foram $<0,5$, portanto, todas as variáveis preditoras foram mantidas nas análises. O fator de inflação da variância (VIF) foi avaliado e foram $<2,0$, indicando que não houve multicolinearidade entre as demais variáveis (Bocard et al. 2011). Para avaliar os fatores que podem influenciar na composição e estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes foram utilizadas Análises de Redundância (RDA). Para aplicar esta análise, os dados de composição foram padronizados utilizando método “hellinger” (função “decostand”, pacote “vegan”, versão 4.1.1). Especificamente, foram avaliadas as relações entre a composição de espécies e grupos funcionais (história de vida e trófico) com as variáveis físico-químicas e cota do rio. Essas análises foram realizadas utilizando o software R Studio, pacote “vegan” (<http://www.rstudio.com/>) versão 4.1.1 (Oksanen et al., 2013).

Resultados

Foram coletados 27.858 indivíduos pertencentes a 293 espécies, 41 famílias e 14 ordens. Do total de espécies coletadas, 97 foram coletadas apenas no trecho baixo, 56 no trecho médio e 140 foram coletadas em ambos os trechos amostrados no rio Tapajós. Cento e vinte três espécies ocorreram em mais de 1% dos habitats (Tabela S2). Characiformes e Siluriformes

foram as ordens mais representativas, com 164 e 67 espécies, e juntas representaram 78,9% das espécies amostradas. As famílias com os maiores números de espécies foram Characidae, com 56 espécies (19,1%), Serrasalminidae com 31 (10,6%), Cichlidae com 26 (8,9%), Loricariidae, com 23 (7,8%) e Pimelodidae, com 19 espécies (6,5%). As espécies mais abundantes foram *Moenkhausia celibela*, com 4.299 indivíduos (15,4%), *Anchoviella jamesi* com 2.720 (9,8%), *Moenkhausia gracilima* com 2.111 (7,6%), *Hemigrammus levis* com 1.806 (6,5%), *Moenkhausia mikia* com 1.531 indivíduos (5,5%) e *Amazonasprattus scintilla* com 1.398 (5,0%) (Tabela S2).

A hidrologia sazonal e as variáveis ambientais locais explicaram 12% da variação na composição de espécies e tiveram um efeito significativo na estrutura funcional das assembleias de peixes ($F=1,933$, $p\leq 0,000$). Os dois primeiros eixos da RDA explicaram 73,8% da variação restrita (Tabela 2). A estrutura taxonômica das assembleias de peixes esteve fortemente relacionada aos gradientes ambientais associados a variação hidrológica e temperatura (Figura 2; Tabela 2).

A estrutura funcional das assembleias com base na história de vida das espécies mostrou uma forte associação dos estrategistas de equilíbrio de tamanho grande (por exemplo, *Osteoglossum bicirrhosum* e *Arapaima gigas*) com a cheia (maiores scores positivos em RDA1). Os estrategistas intermediários (como vários representantes da família Serrasalminidae) estiveram associados principalmente com os períodos de seca e vazante e estrategistas periódicos de tamanho grande (por exemplo, *Pellona castelnaeana*, *Ilisha amazonica*, *Cynodon gibbus*, *Hydrolycus tatauaia* e *Sorubim lima*) estiveram associados principalmente ao período de enchente (maiores scores negativos em RDA1) (Figura 3a). A estrutura trófica das assembleias também mostrou variações hidrológicas, indicando uma maior associação de detritívoros e planctívoros com níveis baixas de água, e de piscívoros, herbívoros e onívoros com níveis de água mais elevados (Figura 3b).

Além disso, a cota do nível da água foi significativa na estrutura funcional baseadas nas estratégias de vida ($F=3.936$, $p\leq 0,018$) e marginalmente para a variável de oxigênio dissolvido. Já nos resultados da estrutura funcional baseadas no hábito alimentar, tanto a cota do rio e o quanto o oxigênio dissolvido foram significativas ($F=3.588$, $p\leq 0,017$), ($F=2.885$, $p\leq 0,035$), respectivamente.

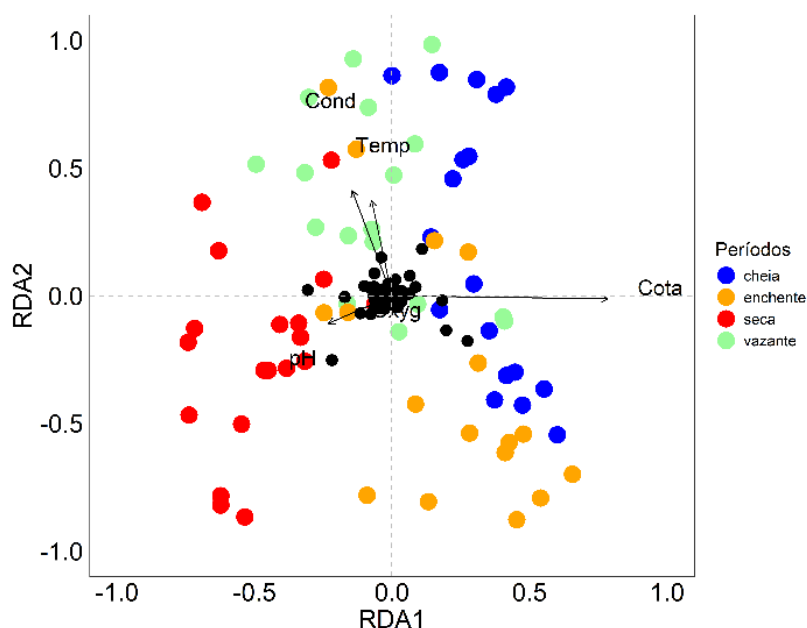


Figura 2. Análises de Redundância (RDA) mostrando as associações entre variáveis estatisticamente significativas e as assembleias de peixes em termos de composição das espécies. Os nomes das espécies da imagem foram removidos para melhor legibilidade. Seus scores dos dois primeiros eixos são disponibilizados na Tabela S2.

Tabela 2. Resultados da análise de redundância (RDA) baseada na composição taxonômica de peixes do baixo e médio rio Tapajós.

Variáveis ambientais	Eixo 1 48.6%	Eixo 2 25.2%	F	p≤0,05
Cota	0.922	-0.021	4.076	0.000*
Temperatura	-0.086	0.644	1.833	0.008*
Condutividade	-0.170	0.711	1.471	0.066
Oxigênio dissolvido	0.070	-0.001	1.171	0.229
pH	-0.271	-0.188	1.009	0.427

*estatisticamente significativo (p<0,05)

Tabela 3. Resultados das análises de redundância (RDA) baseada em grupos funcionais das assembleias de peixes.

Variáveis ambientais	História de vida				Variáveis ambientais	Guildas tróficas			
	Eixo 1 55.4%	Eixo 2 37.5%	F	p≤0,05		Eixo 1 71.6%	Eixo 2 21.2%	F	p≤0,05
Cota	-0.728	-0.575	3.936	0.018*	Cota	0.734	0.383	3.588	0.017*
Temperatura	0.580	-0.029	0.900	0.372	Temperatura	-0.3293	-0.244	0.400	0.755
Condutividade	0.052	0.420	0.465	0.665	Condutividade	-0.359	-0.0178	0.881	0.432
Oxigênio dissolvido	0.593	-0.579	2.969	0.053	Oxigênio dissolvido	0.328	-0.893	2.885	0.035*
pH	-0.108	0.445	1.243	0.267	pH	-0.107	0.289	0.910	0.418

*estatisticamente significativo (p<0,05)

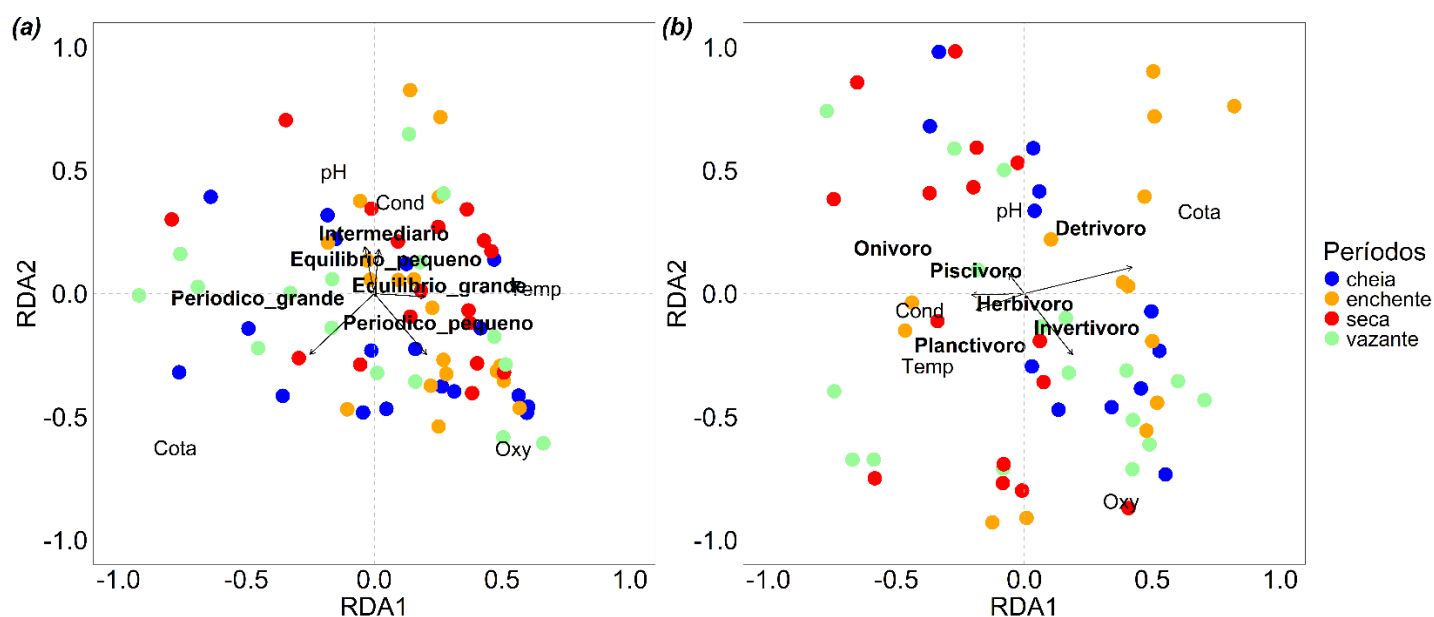


Figura 3. Análise de redundância (RDA) mostrando associações entre variáveis ambientais e a estrutura funcional das assembleias de peixes. (a) estratégia de história de vida e (b) hábitos alimentares.

Discussão

Nossos resultados evidenciam que a hidrologia influenciou fortemente a estrutura funcional das assembleias de peixes nos sistemas de drenagens de águas claras do rio Tapajós. Nossa hipótese foi apoiada pela comprovação de que fatores como a cota do rio, a temperatura da água e o oxigênio dissolvido estão associadas a estrutura funcional da ictiofauna. Dessa forma, nossos resultados indicam que a manutenção da dinâmica hidrológica sazonal na bacia subsidia informações importantes para a conservação da diversidade piscícola regional. Sabe-se que a intensidade das mudanças ambientais temporais influencia na estrutura funcional das assembleias de peixes, principalmente em aspectos como a distribuição de estratégias de história de vida em comunidades locais, a estabilidade populacional, a estrutura da cadeia alimentar e a produtividade do ecossistema em rios amazônicos de águas brancas (Jardine et al. 2010, Jardine et al., 2015, Silva et al., 2020, Cajado et al., 2023).

Os resultados da composição taxonômica e estrutura funcional relacionada as variáveis ambientais associadas a variação hidrológica e temperatura corroboram com estudos que demonstraram que os movimentos de migração dos peixes estão associados às flutuações hidrológicas, tanto em ambientes de águas claras como em ambientes de várzea (Makrakis et al., 2012 & Winemiller et al., 2014). E essa associação diferencial das assembleias de peixes com fases hidrológicas específicas dependeu das estratégias ecológicas dos peixes. Essas descobertas proporcionam uma melhor compreensão das interações entre o regime hidrológico e a ictiofauna de rios de águas claras da Bacia Amazônica.

A predominância das espécies de pequeno porte com hábito alimentar plancívoros e invertívoros (e.g. *Moenkhausia celibela*, *Anchoviella jamesi*, *Moenkhausia gracilima*, *Hemigrammus levis*, *Moenkhausia mikia* e *Amazonsprattus scintilla*), em desembocadura de igarapés e lagos corrobora com os estudos de Castro (1999) & Zanini et al., (2017), que propõe que o tamanho reduzido pode determinar uma grande adequação dessas espécies à ambientes lóticos neotropicais, como a foz de rios. Além disso, existe uma preferência por praias ou margens com vegetação submersa que são ambientes geralmente ocupadas por espécies pequenas (Duarte et al., 2010, Duarte et al., 2013; Stewart et al., 2002 & Pereira et al., 2007).

Este estudo demonstrou que a estrutura funcional das assembleias com base na história de vida das espécies esteve fortemente associada as estrategistas de equilíbrio de tamanho grande no período de cheia. Espécies como *O. bicirrhosum* e *A. gigas* aproveitam no período chuvoso, quando os altos níveis da água resultam na expansão lateral dos corpos d'água permanentes na porção baixa do rio Tapajós, aumentando a conectividade e formando corpos d'água temporários e disponibilizam novos ambientes para alimentação (Petry et al., 2003).

Durante a seca quando os corpos d'água retraem, acontece a diminuição ou perda de ambientes aquáticos com consequente restrição da movimentação dos peixes e direcionamento destes ao leito principal dos rios ou a novos tributários para realização de migrações reprodutivas ou tróficas (Dingle & Drake, 2007 & Anjos, 2009). Na seca e vazante, foi constatado que os estrategistas intermediários como pacus e piranhas estiveram associados a esses períodos, que pode ser reflexo dos movimentos de migração que representantes dessa família realizam entre os habitats e o canal principal do rio (Lucas & Baras, 2001). Além disso, é observado que no período de seca, em consequência as variações no nível d'água criam assembleias de peixes mais heterogêneas durante esse período devido aos fatores de isolamento (Junk, 1980; Scarabotti et al., 2011 & Thomaz et al., 2007), podendo estreitar e especificar a composição da ictiofauna em ambientes menores (Petry et al., 2003; Freitas et al., 2010; Wolfshaar et al., 2011).

No período de enchente, foi constatada uma associação com os estrategistas periódicos de tamanho grande representados pelas espécies *Pellona castelnaeana*, *Ilisha amazonica*, *Cynodon gibbus*, *Hydrolycus tatauaia* e *Sorubim lima*, nesse caso particularmente, peixes de hábito piscívoro, pode estar relacionado com a migração dessas espécies piscívoras para entrada de igarapés ou outros ambientes, durante o período de inundação para se alimentarem dos abundantes peixes juvenis disponíveis como potenciais presas (Winemiller & Jepsen, 1998; Mérona & Rankin-de-Mérona, 2004).

Nossos resultados evidenciaram que a estrutura trófica das assembleias demonstrou variações devido a hidrologia, indicando uma maior associação de detritívoros e planctívoros no período de seca, e de piscívoros, herbívoros e onívoros com níveis de água mais elevados. É válido ressaltar, que existe uma expectativa de que a organização das assembleias de peixes tropicais esteja associada à complexidade ou heterogeneidade ambiental (Saintpaul et al., 2000, Suárez et al., 2004, Freitas et al., 2010 & Siqueira-Souza et al., 2016), no entanto, a estruturação das assembleias de peixes de rios de águas claras ao longo da variação do nível da água não depende somente da disponibilidade de alimento e da complexidade ambiental, mas de diversos fatores, onde os respectivos ciclos de vida e características morfofisiológicas de cada espécie, muitas vezes, pode explicar melhor cada caso.

Além das variações hidrológicas, outras variáveis, incluindo a temperatura e oxigênio dissolvido mostraram relações significativas com a estrutura da assembleia de peixes, provavelmente porque as espécies respondem diferentemente a ambientes hipóxicos dependendo do seu grau de tolerância (Junk, et al., 1983; Petry et al., 2003 & Arantes et al., 2017). Esses resultados são consistentes com aqueles encontrados em ambientes de planícies aluviais (Petry et al., 2003 Freitas et al., 2014 & Silva et al., 2020).

Este é o primeiro estudo avaliando os mecanismos associados com a estrutura da ictiofauna de sistemas de drenagens de águas claras da bacia amazônica. Nossos estudos confirmam a hidrologia como importante fator estruturante das assembleias de peixes do médio e baixo rio Tapajós. Além disso evidenciamos que determinados traços funcionais estão associados a variações hidrológicas. Com base nos resultados encontrados é possível especular que variações climáticas naturais e alterações antrópicas como a construção de represas hidrelétricas estão alterando os regimes hidrológicos (Gloor et al., 2013; Satyamurty et al., 2013, Winemiller et al., 2016; Forsberg et al., 2017 & Silva et al. 2020). Nossas descobertas podem servir como base para auxiliar a implementação de planos de manejo e na conservação das espécies e o uso sustentável dos recursos pesqueiros.

Agradecimentos

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), a Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) e a equipe da Coleção ictiológica: Andria Flávia, Cárllison Oliveira, Deise Juliane, João Victor, Josué Sarino e Sinara Marcella, pelo auxílio no decorrer do estudo e pela ajuda nas coletas de campo. Thais Torres agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudo concedida.

Material suplementar

Tabela S1. Valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) = Temp., condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$) = Cond., oxigênio dissolvido (mg/l) = OD, potencial hidrogeniônico = pH, Cota (cm), obtidos na água nos pontos amostrados na drenagem do médio e baixo rio Tapajós.

Período	Temp.	Cond.	Oxy.	pH	Cota
cheia	32.2	15.5	6.8	7.73	764
cheia	32.4	12.7	4.2	6.3	760
cheia	30.9	13.5	3.1	6.93	758
cheia	29.9	17.7	5.2	6.62	756
cheia	32.9	14.5	3.8	6.98	753
cheia	30.5	15.3	6.2	6.47	750
cheia	30.8	15.6	3.7	5.77	746
cheia	31.4	21.3	5.4	6.68	743
cheia	30.7	13.6	5.6	6.09	740
cheia	30.7	13.6	5.6	6.09	738
cheia	30.4	13	5.7	6.42	736
cheia	30.4	13	5.7	6.42	733
cheia	30.1	12.7	6.7	7.9	730
cheia	30.1	12.7	6.7	7.9	729
cheia	30.8	12.1	7.3	6.43	728
cheia	31.2	11.9	7.1	6.08	734
cheia	30.1	12.8	6.1	6.57	731
cheia	30.9	12.1	6.9	7.01	728
cheia	28.4	16.1	6.7	7.56	732
vazante	31.4	20.8	7.5	8.2	536
vazante	31.2	18.4	7.2	7.8	523
vazante	31	21.8	5.9	6.6	521
vazante	31	15	7.2	7	522
vazante	31.9	15.5	6.6	6.75	520
vazante	31	17.1	4.6	6.1	515
vazante	31.3	15.8	7.3	4.6	513
vazante	31.6	15.2	7.3	6.8	510
vazante	32.4	14.2	6.7	6.9	514
vazante	31.7	15.4	6.7	6.9	506
vazante	31.6	14	7.4	6.56	502
vazante	31.2	15.3	7.4	6.9	488
vazante	31.7	15.1	66.7	6.93	488
vazante	31.7	13.4	72.6	6.46	478
vazante	33.2	12.2	5.9	7.9	470
vazante	32.3	12.5	76.4	6.97	462
vazante	31.6	12.9	72.8	6.09	457
vazante	32	15.6	64	7.2	452
vazante	32.3	15.2	77.2	6.88	446
seca	30.8	13.2	4.4	7.2	246
seca	31.2	13.6	7.4	7.1	246
seca	31.5	12.5	9.8	7.2	252
seca	30.6	11.4	9.3	7.3	258

seca	31	14.2	7.3	7.5	262
seca	31	14.1	7.2	7.3	264
seca	30.1	13.4	7	7.51	260
seca	30.5	16.3	6.6	6.78	264
seca	31.4	14.8	6.8	8.15	270
seca	31.2	17.7	7.8	7.7	276
seca	29.5	13.1	9.6	8.7	284
seca	29.6	14.4	7.4	8	292
seca	30	11.9	8.6	8	296
seca	30	11.9	8.6	6.27	308
seca	30.5	11.9	8.9	7.08	318
seca	30.3	11.7	8.7	6.81	334
seca	29.4	13.5	7.1	7.8	350
seca	29.7	18.7	14.7	8.32	370
seca	30	17.1	15.5	6.85	388
enchente	31	12	7.2	6	760
enchente	28.7	12.1	6.3	6.07	758
enchente	28.2	13	4.6	6.9	757
enchente	28.2	13	4.6	6.9	758
enchente	19.3	13.3	5.8	5.68	757
enchente	19.3	13.3	5.8	5.68	750
enchente	29.2	12.3	6	6.01	744
enchente	29.2	12.3	6	6.01	742
enchente	28.7	15.6	6.6	7.11	744
enchente	28.7	15.6	6.6	7.11	747
enchente	28.8	14.25	6.9	7	754
enchente	28.8	14.25	6.9	7	760
enchente	28.9	12.9	7.2	6.9	776
enchente	28.7	11.6	6.8	5.94	782
enchente	28.9	11.2	7.0	4.94	788
enchente	28.6	10.4	3.1	5.85	794
enchente	28.1	11.6	5.7	7.54	798
enchente	27.3	13.2	4.4	7.6	802
enchente	26.8	12.4	4.4	6.91	806

Tabela S2- Espécies de peixes e estratégias tróficas e de história de vida.

TÁXONS	História de vida	Grupo trófico	Scores RDA1	Scores RDA2
<i>Arapaima gigas</i>	Equilíbrio grande	Piscívoro	0.037	0.017
Osteoglossidae				
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Equilíbrio grande	Invertívoro	-0.0385	0.008
Engraulidae				
<i>Amazonasprattus scintilla</i>	Períodico pequeno	Planctívoro	0.034	-0.021
<i>Anchovia surinamensis</i>	Períodico pequeno	Planctívoro	0.030	0.018
<i>Anchoviella guianensis</i>	Períodico pequeno	Planctívoro	-0.101	0.037
<i>Anchoviella jamesi</i>	Períodico pequeno	Planctívoro	-0.171	-0.004

<i>Anchoviella juruasunga</i>	Periódico pequeno	Planctívoro	-0.001	-0.035
<i>Lycengraulis batesii</i>	Periódico pequeno	Carnívoro	-0.009	-0.002
Pristigasteridae				
<i>Ilisha amazonica</i>	Periódico grande	Piscívoro	-0.007	0.028
<i>Pellona castelnaeana</i>	Periódico grande	Piscívoro	0.002	0.014
<i>Pristigaster cayana</i>	Periódico grande	Piscívoro	-0.042	0.001
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	Periódico pequeno	Periódico pequeno	-0.062	0.021
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	Periódico pequeno	Periódico pequeno	-0.003	-0.001
<i>Gnathocharax steindachneri</i>	Periódico pequeno	Periódico pequeno	0.014	0.002
Anostomidae				
<i>Anostomoides atrianalis</i>	Periódico grande	Onívoro	-0.011	0.015
<i>Laemolyta proxima</i>	Periódico grande	Onívoro	-0.065	-0.001
<i>Laemolyta taeniata</i>	Periódico grande	Onívoro	-0.002	0.004
<i>Leporinus brunneus</i>	Periódico grande	Onívoro	-0.002	0.026
<i>Leporinus cf. octomaculatus</i>	Periódico grande	Onívoro	0.016	0.017
<i>Leporinus fasciatus</i>	Periódico grande	Onívoro	-0.005	-0.004
<i>Leporinus sidlauskasi</i>	Periódico grande	Onívoro	-0.006	0.004
<i>Leporinus sp.</i>	Periódico grande	Onívoro	0.009	0.023
<i>Rhytidodus argenteofuscus</i>	Periódico pequeno	Herbívoro	-0.020	-0.014
<i>Schizodon trivittatus</i>	Periódico grande	Onívoro	-0.063	-0.015
Bryconidae				
<i>Brycon pesu</i>	Periódico grande	Detritívoro	0.274	-0.177
Characidae				
<i>Aphyocharax sp.</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.027	-0.012
<i>Hemigrammus durbiniae</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.012	0.005
<i>Hemigrammus geislerae</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.050	-0.047
<i>Hemigrammus levis</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.0647	0.0780
<i>Hemigrammus cf. vorderwinkler</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.000	0.009
<i>Hyphessobrycon copelandi</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.021	-0.000
<i>Hyphessobrycon pulchripinnis</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.028	0.001
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.019	-0.001
<i>Jupiaba iasy</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.011	-0.004
<i>Jupiaba pirana</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.009	-0.000
<i>Knodus cf. heteresthes</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.182	-0.018
<i>Knodus sp.</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.063	0.008
<i>Makunaima multidentis</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.031	0.024
<i>Microchemobrycon casiquiare</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.115	-0.069
<i>Microchemobrycon geisleri</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.021	-0.044
<i>Moenkhausia celibela</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.108	0.182
<i>Moenkhausia ceros</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.038	-0.005
<i>Moenkhausia collettii</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.017	0.009
<i>Moenkhausia cotinho</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.029	0.006
<i>Moenkhausia gracilima</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.197	-0.135
<i>Moenkhausia megalops</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.014	0.007
<i>Moenkhausia mikia</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.038	0.149

<i>Rhinopetitia cf. nigrofasciata</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.218	-0.252
<i>Rhinopetitia cf. potamorhachia</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.061	-0.042
<i>Roeboides affinis</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.016	0.006
<i>Serrapinnus cf. microdon</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.021	-0.007
Chilodontidae				
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.079	0.030
Ctenoluciidae				
<i>Boulengerella cuvieri</i>	Periódico grande	Piscívoro	0.031	0.020
<i>Boulengerella maculata</i>	Periódico grande	Piscívoro	-0.039	-0.012
Curimatidae				
<i>Curimata inornata</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.032	0.004
<i>Curimata knerii</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	0.014	-0.009
<i>Curimatella alburnus</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	0.004	-0.001
<i>Curimatopsis maculosa</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	0.002	0.002
<i>Cyphocharax muyrakytan</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.015	-0.011
<i>Cyphocharax notatus</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.006	0.018
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.003	0.000
<i>Cyphocharax spilurus</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	0.015	0.011
<i>Cyphocharax plumbeus</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	0.002	-0.009
<i>Psectrogaster amazonica</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.004	0.009
<i>Psectrogaster cf. falcata</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.003	0.007
Cynodontidae				
<i>Cynodon gibbus</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.010	0.045
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	Periódico grande	Piscívoro	-0.018	0.003
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.007	-0.007
Hemiodontidae				
<i>Bivibranchia fowleri</i>	Intermediário	Invertívoro	-0.047	-0.005
<i>Hemiodus argenteus</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.063	0.087
<i>Hemiodus immaculatus</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.017	0.020
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Periódico pequeno	Onívoro	0.086	0.034
Iguanodectidae				
<i>Bryconops alburnoides</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.024	0.006
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.029	0.009
<i>Bryconops sp.</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.020	-0.006
<i>Iguanodectes variatus</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	0.020	0.015
Prochilodontidae				
<i>Semaprochilodus insignis</i>	Periódico grande	Detritívoro	-0.025	0.000
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	Periódico grande	Detritívoro	-0.027	-0.002
Serrasalminidae				
<i>Metynnis altidorsalis</i>	Intermediário	Herbívoro	-0.023	0.000
<i>Mylesinus sp.</i>	Intermediário	Herbívoro	0.014	0.004
<i>Myloplus arnoldi</i>	Intermediário	Herbívoro	-0.000	-0.005
<i>Myloplus rubripinnis</i>	Intermediário	Herbívoro	-0.025	0.002
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.008	0.008
<i>Serrasalmus compressus</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.001	0.016

<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.014	-0.027
<i>Serrasalmus elongatus</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.000	0.018
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.022	0.001
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.017	-0.014
<i>Tometes sp.</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.007	-0.004
Triporthidae				
<i>Agoniates halecinus</i>	Intermediário	Invertívoro	0.008	0.004
<i>Triporthus albus</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.306	0.022
<i>Triporthus auritus</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.009	0.021
Sternopygidae				
<i>Eigenmannia macrops</i>	Intermediário	Onívoro	-0.037	-0.004
Auchenipteridae				
<i>Ageneiosus dentatus</i>	Intermediário	Piscívoro	-0.006	0.017
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	Intermediário	Onívoro	-0.013	0.048
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Intermediário	Onívoro	-0.037	0.012
<i>Centromochlus heckelii</i>	Intermediário	Onívoro	0.019	0.001
Doradidae				
<i>Hassar orestis</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.001	0.030
<i>Trachydoras brevis</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.019	0.009
Heptapteridae				
<i>Pimelodella cristata</i>	Periódico pequeno	Invertívoro	-0.015	-0.033
Loricariidae				
<i>Aphanotorulus emarginatus</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.029	-0.033
<i>Hypoptopoma incognitum</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	0.008	-0.010
<i>Limatulichthys griseus</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	0.030	0.016
<i>Loricariichthys acutus</i>	Equilíbrio pequeno	Detritívoro	-0.023	-0.007
<i>Peckoltia vittata</i>	Periódico pequeno	Detritívoro	-0.039	0.001
<i>Rineloricaria formosa</i>	Equilíbrio pequeno	Detritívoro	-0.020	-0.003
Pimelodidae				
<i>Pimelodus blochii</i>	Periódico pequeno	Onívoro	-0.027	-0.051
<i>Platynemichthys notatus</i>	Periódico grande	Piscívoro	-0.002	0.023
<i>Sorubim lima</i>	Periódico grande	Piscívoro	0.002	0.039
Eleotridae				
<i>Microphilypnus tapajoensis</i>	Intermediário	Carnívoro	-0.066	-0.001
Achiridae				
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	Intermediário	Invertívoro	-0.027	-0.010
Cichlidae				
<i>Acarichthys heckelii</i>	Equilíbrio pequeno	Invertívoro	-0.012	-0.007
<i>Apistogramma geisleri</i>	Equilíbrio pequeno	Invertívoro	-0.016	-0.005
<i>Cichla pinima</i>	Equilíbrio grande	Invertívoro	-0.023	-0.008
<i>Dicrossus warzeli</i>	Equilíbrio pequeno	Invertívoro	0.003	0.001
<i>Geophagus altifrons</i>	Equilíbrio pequeno	Invertívoro	-0.076	-0.072
<i>Geophagus sp.</i>	Equilíbrio pequeno	Invertívoro	0.015	0.011
<i>Satanoperca sp.</i>	Equilíbrio pequeno	Invertívoro	-0.008	0.030
Poeciliidae				
<i>Poecilia scalpridens</i>	Equilíbrio pequeno	Invertívoro	0.012	0.062

Sciaenidae				
<i>Pachypops fourcroyi</i>	Periódico grande	Invertívoro	-0.024	0.008
<i>Pachyurus junki</i>	Periódico grande	Invertívoro	-0.033	-0.014
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Periódico grande	Invertívoro	-0.064	0.035
Tetraodontidae				
<i>Colomesus asellus</i>	Periódico pequeno	Onívoro	0.010	-0.038

Referências

Anjos, M.R. (2009). Distribuição e diversidade da fauna de peixes nas sub - bacias do Maici e Ipixuna médio Madeira – AM/Brasil. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho.

Arantes C.C., Winemiller K.O., Petrere, M., Castello, L., Hess, L., & Freitas, C.S.C. (2017). Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, 00, 1-10. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>

Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Petrere, M., Castello, L., Hess, L. L., & Freitas, C. E. (2018). Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of applied ecology*, 55(1), 386-395. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>

Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Asher, A., Castello, L., Hess, L. L., Petrere, M., et al. (2019). Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci. Rep.* 9, 16684. doi:10.1038/s41598-019-52243-0

Araújo, E. S., Marques, E. E., Freitas, I. S., Neuberger, A. L., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. (2013). Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(4), 543-552. <https://doi.org/10.1111/eff.12054>

Barbarino, D. & Winemiller, K. (2003). Dietary segregation among large catfishes of the pure and Arauca Rivers, Venezuela. *Journal of Fish Biology*, 63, 410-427. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00163.x>

Bocard, D., Legendre, P., Gillet, F. (2011). Numerical ecology with R. Springer.

Cajado, R. A., Zacardi, D. M., Arantes, C. C., Oliveira, L. S., Silva, F. K., & Andrade, M. C. (2023). Seasonal patterns in the structure of the fish larvae assemblages in the lower Amazon River. *Freshwater Biology*, 68(7), 1252-1266. <https://doi.org/10.1111/fwb.14101>

Castro, R. M. C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (ed.). *Ecologia de peixes de riachos. Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 6, p.139-155.

Cheng, L., Blanchet, S., Loot, G., Villéger, S., Zhang, T., Lek, S., et al. (2014). Mudanças temporais na diversidade taxonômica e funcional de comunidades de peixes em lagos rasos chineses: os efeitos das conexões rio-lago e da aquicultura. *Aquat Conserv.* 24(1):23–34. <https://doi.org/10.1002/aqc.2418>.

Correa, S. B., Winemiller, K. O. (2014). Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology*, 95, 210-224. <https://doi.org/10.1890/13-0393.1>

Dala-Corte R. B., Giam, X., Olden, J. D., Becker, F. G., Guimarães, T. F., Melo, A. S. (2016). Revelando os caminhos pelos quais o uso agrícola da terra afeta as comunidades de peixes de riachos em campos do sul do Brasil. *Freshw Biol.* 61(11):1921–34. <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>

Dias, R. M., Ortega, J. C. G., Strictar, L. Santos, N. C. L., Gomes, L. C., Luz-Agostinho, K. D. G. *et al.* (2020). Respostas da guilda trófica de peixes ao represamento: Variações na abundância e biomassa. *River Res Appl.* 2020; 36(3):430–40. <https://doi.org/10.1002/rra.3591>
Dingle, H.; Drake, A.V. (2007). What is migration? *BioScience*, Oxônia, v. 57, n. 2, p. 113-121.

Duarte, C., Py-Daniel, L. H. R., Deus, C. P. (2010). Fish assemblages in two sandy beaches in lower Purus River, Amazonas, Brazil. *Iheringia: Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 100, n. 4, p. 319-328, dez. 2010. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000400006>

Duarte, C., Deus, C. P., Rapp Py-Daniel, L. (2013). Comparação da eficiência relativa de dois apetrechos de coleta de peixes em praias no baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, Manaus, v. 43, n. 3, p. 383-388. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000300015>

Ferreira, E.J.G., Zuanon, J.A.S, Santos, G.M. (1998). Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará. IBAMA, 211pp.

Freitas, C. E. C., Siqueira-Souza, F. K., Guimarães, A. R., Santos, F. A., Santos, I. L. A. (2010). Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia*, Curitiba, v. 27, n. 6, p. 931–938. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000600014>

Fitzgerald, D. B., Winemiller, K. O., Pérez, M. H. S., Sousa, L. M. (2017). Usando estrutura trófica para revelar padrões de montagem de comunidade baseada em características em dimensões de nicho. *Funct Ecol.* 31(5):1135–44. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12838>.

Grime, J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86(6), 902–910. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306>.

Gogola, T. M., Piana, P. A., da Silva, P. R. L., Topan, D. A., Sanches, P. V. (2021). Fish reproductive activity reveals temporal variations predominating spatial heterogeneity in maintaining high functional diversity of a Neotropical reservoir. *Ecol. Freshw. Fish.* 31, 154–163. <https://doi.org/10.1111/eff.12621>

Gomes, L. C., Dias, R. M., Ruaro, R., Benedito, E. (2023). Diversidade funcional: uma revisão sobre pesquisa em peixes de água doce. *Neotrop Ichthyol.*; 21(2):e230022. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0022>.

Goulding, M. R., Barthem, R., Ferreira, E. (2003). The Smithsonian Atlas of the Amazon. Washington, Smithsonian Books.

Houlahan, J. E., Currie, D. J., Cottenie, K., Cumming, G. S., Ernest, S. K. M., Findlay, C. S., ... & Wondzell, S. M. (2007). Compensatory dynamics are rare in natural ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(9), 3273-3277. <https://doi.org/10.1073/pnas.0603798104>

Jackson, D. C., & Marmulla, G. (2001). The Influence of Dams on River Fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, 419, 1-44.

Jézéquel, C., Tedesco, P. A., Bigorne, R., Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega, H., Hidalgo, M., ... & Oberdorff, T. (2020). A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Scientific data*, 7(1), 96. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.11920800>

Junk, W. J. (1980). Áreas inundáveis - Um desafio para Limnologia. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 10, n. 4, p. 775-795.

Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pages 110–127 in D. P. Dodge, editor. *Proceedings of the international large rivers symposium*. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences, Ottawa, Canada.

Junk, W. J., Soares, M. G. M., Bayley, P. B. (2007). Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10(2), 153-173. <https://doi.org/10.1080/14634980701351023>

Keppeler, F. W., De Souza, A. C., Hallwass, G., Begossi, A., Almeida, M. C., et al. (2018). Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes. *Aquat Conserv: Marine and Freshwater Ecosystems* 28:1030–1043. <https://doi.org/10.1002/aqc.2910>

Lucas, M.C., & Baras, E. (2001). Migration of freshwater fishes. Blackwell Science, Oxford, England.

Leitão, R. P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S. E., Baraloto, C., Fortunel, C., ... & Mouillot, D. (2016). Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1828), 20160084. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>

Lopes, C., Benedito, E., Martinelli, L. (2009). Trophic position of bottom-feeding fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 573-581. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300012>

Macnaughton C. J., Senay, C., Dolinsek, I., Bourque, G., Maheu, A., Lanthier, G. *et al.* (2016). Usando guildas de peixes para avaliar as respostas da comunidade aos regimes de temperatura e fluxo em rios canadenses regulamentados e não regulamentados. *Freshw Biol*. 2016; 61(10):1759–72. <https://doi.org/10.1111/fwb.12815>

Makrakis, M. C., Miranda, L. E., Makrakis, S., Fontes Junior, H. M., Morlis, W. G., Dias, J. H., Garcia, J. O. (2012). Diversity in migratory patterns among Neotropical fishes in a highly

regulated river basin. *Journal of Fish Biology* **81**: 866–881. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03346.x>

Mérona, B. D., Rankin-de-Mérona, J. (2004). Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, **2**, 75-84. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252004000200004>

Mims, M. C., and J. D. Olden. (2012). Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology* **93**:35–45. <https://doi.org/10.1890/11-0370.1>

Olden J. D., Poff, N. L., Bestgen, K. R. (2008). Sinergismos de características e a raridade, extirpação e risco de extinção de peixes do deserto. *Ecologia*. 2008; **89**(3):847–56. <https://doi.org/10.1890/06-1864.1>

Parent, S., Schriml L. M. (1995). Um modelo para a determinação de espécies de peixes em risco com base em características de história de vida e dados ecológicos. *Can J Fish Aquat Sci*. 1995; **52**(8):1768–81. <https://doi.org/10.1139/f95-769>

Petry, A.C.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. (2003). Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 1, n. 2, p. 111-119. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252003000200005>

Pereira, P. R.; Agostinho, C. S.; Oliveira, R. J.; Marques, E. E (2007). Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 399-404. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300019>

Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L. A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of fish biology*, **89**(1), 12-47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

Pouilly M., Lino, F., Bretenoux, J.G. & Rosales, C. (2003) Dietary morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, **62**, 1137-1158. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00108.x>

Röpke, C. P., Amadio A., Zuanon, J., Ferreira, E.J.G., Deus, C.P., Pires T.H.S., & Winemiller, K.O. (2017). Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports*, **7**, 40170. <https://doi.org/10.1038/srep40170>.

Saint-Paul, U.; Zuanon, J., Correa, M. A. V., Garcia, M., Fabré, N. M., Berger, U., Junk, W. J. (2000). Fish communities in central Amazonian white- and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, [s.l.], v. 57, p. 235-250. <https://doi.org/10.1023/A:1007699130333>

Santos, R., Ferreira, E. Amadio, S. (2008). Effect of seasonality and trophic group on energy acquisition in Amazonian fish species. *Ecology of Freshwater Fish*, **17**, 340-348. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00275.x>

Scarabotti, P. A., López, J. A., Pouilly, M. (2011). Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecology of Freshwater Fish* [s.l.], v. 20, p. 605-618. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00510.x>

Sioli, H. (1968). Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, 1(3), 267-277

Shibuya, A., Zuanon, J. (2013). Catfishes as prey items of Potamotrygonid stingrays in the Solimões and Negro rivers, Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*, 13, 376-379. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000100041>

Stewart, J. D., Ibarra, M., Barriga-Salazar, R. (2002). Comparison of deep-river and adjacent sandy-beach fish assemblages in the Napo river basin, eastern Ecuador. *Copeia*, [s.l.], v. 2, n. 2 p. 333-343, may.

Teresa F. B., Casatti, L. (2017). Métricas baseadas em características como bioindicadores: Respostas de conjuntos de peixes de riachos a um gradiente de degradação ambiental. *Ecol Indic.* 75:249–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.041>

Thomaz, S. M., Bini, L. M. Bozelli, R. L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, [s.l.], v. 579, p 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>

Walther, G. R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, J. M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, and F. Bairlein. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389–395. <https://doi.org/10.1038/416389a>

Winemiller K. O., Jepsen, D. B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*. 53, 267–296. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01032.x>

Wittmann, F., Schöngart, J., Brito, J.M., Oliveira Wittmann, A., Piedade, M.T.F., Parolin, P., Junk, W.J., Guillaumet, J.L. (2010). Manual of Trees from Central Amazonian Várzea Floodplains: Taxonomy, Ecology, and Use. Editora INPA, Manaus, Brazil. 298.

Winemiller, K. O., Rose, K. A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: Implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 2196–2218. <https://doi.org/10.1139/f92-242>

Winemiller, K.O., Montana, C.G., Montoya, J.V., Roelke, D.L., Cotner, J.B.; Layman, C.A.; Sanchez, L.; Castillo, M.M. (2014). Pulsing hydrology determines top-down control of basal resources in a tropical river-floodplain ecosystem. *Ecological Monographs*, 84(4): 621-635. <https://doi.org/10.1890/13-1822.1>

Winemiller, K. O., Fitzgerald, D., Bower, L. M., Pianka, E. R. (2015). Traços funcionais, evolução convergente e tabelas periódicas de nichos. *Ecol Lett.*; 18(8):737–51. <https://doi.org/10.1111/ele.12462>

Wolfshaar, K.E.V.; Middelkoop, H.; Addink, E.; Winter, H. V.; Nagelkerke L. A. J. (2011). Linking Flow Regime, Floodplain Lake Connectivity and Fish Catch in a Large River-

Floodplain System, the Volga–Akhtuba Floodplain (Russian Federation). *Ecosystems*, [s.l.], v. 14, p. 920-934. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9457-3>

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *nature*, 467(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>

Zanini, T. S., Queiroz, T. M. D., Troy, W. P., Nunes, J. R., & Lázari, P. R. D. (2017). Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. *Iheringia. Série Zoologia*, 107, e2017006. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017006>

CONCLUSÕES

Este é primeiro estudo em sistemas de águas claras da Bacia Amazônica utilizando a abordagem funcional, nossos resultados ressaltam a importância frequentemente não reconhecida de diferentes mudanças hidrológicas e ambientais, cada uma das quais pode ter efeitos marcantes na biodiversidade em rios de águas claras. Nós nos baseamos nas relações observadas aqui para sugerir prioridades para o gerenciamento aprimorado nas paisagens de usos múltiplos que predominam nos ambientes aquáticos modificados pelo homem.

Neste estudo, constatamos que as peculiaridades dos componentes abióticos e a dinâmica da variação sazonal em rios de águas claras, como a cota do rio, tem um papel muito importante e determinam a estrutura funcional das assembleias de peixes. As variáveis ambientais como oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez exercem forte influência na estrutura das assembleias de peixes em sistemas de drenagens de águas claras da Bacia Amazônica, diferem entre as fases do ciclo hidrológico e essas mudanças causam alterações na composição da ictiofauna, principalmente na riqueza, abundância e equitabilidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (INTRODUÇÃO GERAL)

Arantes C. C., Winemiller K.O., Petrere, M., Castello, L., Hess, L., & Freitas, C.S.C. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, 00, 1-10, 2017.

Arrington, D. A. & Winemiller, K. O. Habitat affinity, the seasonal flood pulse, and community assembly in the littoral zone of a Neotropical floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 126-141, 2006.

Barbarino D. & Winemiller K. Dietary segregation among large catfishes of the pure and Arauca Rivers, Venezuela. *Journal of Fish Biology*, 63: 410-427, 2003.

Barthem, R., Goulding, M. Un ecosistema inesperado: la Amazonía revelada por la pesca. *Amazon Conservation Association/Sociedade Civil Mamirauá*, Lima. 2007.

Bittencourt, M. M.; Amadio, S. A. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, 37, 303-308, 2007.

Borcard, D. & Legendre, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153, 51-68, 2002.

Casatti, L., Teresa, F. B.; Zeni, J. O.; Ribeiro, M. D.; Brejão, G. L.; Ceneviva-Bastos, M. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environmental Management*, 55(6), 1300–1314, 2015.

Castello, L., & Macedo, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22, 990-1007, 2016.

Cianciaruso, M. V.; Silva, I. A.; Batalha, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9, 93-103, 2009.

Correa, S.B. & Winemiller, K.O. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology*, 95, 210-224, 2014.

Dagosta, F. & De Pinna, M.. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, v. 2019, n. 431, p. 1-163, 2019.

Dala-Corte, R. B., Sgarbi, L. F., Becker, F. G., Melo, A. S. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5), 288., 2019.

Díaz, S., & Cabido, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem process. *British Journal of Developmental Psychology*, 24(2), 419–427, 2001.

Fernandes, I.M.; Machado, F.A.; Penha, J. Spatial pattern of a fish assemblage in a seasonal tropical wetland: effects of habitat herbaceous plant biomass, water depth, and distance from species sources. *Neotropical Ichthyology*, 8, 289-298, 2010.

Ferreira E. J.G; Zuanon J. A. S.; Santos G. M. Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará. IBAMA, 211pp. 1998.

Fittkau, E. J.; Junk, W.; Klinge, H.; Sioli, H. Substrate and vegetation in the Amazon region. *Vegetation und substrat*, 73-90, 1975.

Goulding, M.; Barthem, R.; Ferreira, E. J. G. *The Smithsonian atlas of the Amazon*. 2003.

Hoeninghaus, D. J.; Winemiller, K. O.; Birnbaum, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, v. 34, n. 2, p. 324-338, 2007.

Hooper, D. U., et al. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. Pages in M. Loreau, S. Naeem and P. Inchausti, editors. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives. Oxford University Press, USA. 195-281, 2002.

Hoorn, C.; Guerrero, G.; Sarmiento, G.A.; Lorente, M.A. Andean tectonics as a cause for changing drainage patterns in Miocene northern South America. *Geology*, 23(3): 237–240, 1995.

Issac, V. J.; Castello, L.; Brasil, P.R.S.; Mauro, L. R. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. *Fisheries Research*, 183: 352-359, 2016.

Jézéquel, C., Tedesco, P.A., Bigorne, R., Maldonado-Ocampo, J.A., Ortega, H., Hidalgo, M., Martens, K., Torrentevilara, G., Zuanon, J., Acosta, A., Agudelo, E., Barrera, Maure S., Bastos, D.A., Bogotá Gregory, J., Cabeceira, F.G., Canto, A.L.C., Carvajal-Vallejos, F.M., Carvalho, L.N., Cella-Ribeiro, A., Covain, R., Donascimento, C., Dória, C.R.C., Duarte, C., Ferreira, E.J.G., Galuch, A.V., Giarizzo, T., Leitão, R.P., Lundberg, J.G., Maldonado, M., Mojica, J.I., Montag, L.F.A., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Pouilly, M., Prada-Pedrerros, S., De Queiroz, L.J., Rapp Py-Daniel, L., Ribeiro, F.R.V., Ríos Herrera, R., Sarmiento, J., Sousa, L.M., Stegmann, L.F., Valdiviezo-Rivera, J., Villa, F., Yunoki, T., Oberdorff, T. A Database of Freshwater Fish Species Of The Amazon Basin. *Scientific data*, 7(1): 96, 2020.

Junk, W. J.; Ohly, J. J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M. G. M. Actual use and options for the sustainable management of the central Amazon floodplain: Discussion and conclusions. In: Junk, W.J.; Ohly J.J.; Piedade M.T.F.; Soares M.G.M. (Eds.). *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. p.535-579, 2000.

Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31, 623-640, 2011.

Landsberg, J. Response and effect — different reasons for classifying plant functional types under grazing. Pages 911-915 in VIth International Rangeland Congress Proceedings. Queensland, Australia, 1999.

Leitão, R. P.; Zuanon, J.; Villéger, S.; Williams, S. E.; Baraloto, C.; Fortunel, C.; Mendonça, F. P.; Mouillot, D. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of

species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1828), 20160084, 2016.

Lowe-McConnell, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP, 1999.

Lopes C.; Benedito E.; Martinelli L.; Trophic position of bottom-feeding fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*. 69: 573-581, 2009.

Lundberg, J. G.; Marshall, L. G.; Guerrero, J.; Horton, B.; Malabarba, M. C. S. L.; Wesselingh, F. The Stage for Neotropical Fish Diversification: A History of Tropical South American Rivers. In: Malabarba, L. R.; Reis, R. P.; Vari, R. P.; Lucena, Z. M. S.; Lucena, C.A.S. (Eds). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Edipucrs, Porto Alegre, p.13-48, 1998.

Manna, R., L.; Rezende, F., C.; Mazzoni, R. Diversidade funcional de peixes de riacho: como as assembleias podem estar organizadas. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 3, p. 402-410, 2013.

Mérona B. D.; Rankin-de-Mérona J. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*. 2: 75-84, 2004.

Naeem, S.; Prager, C.; Weeks, B.; Varga, A.; Flynn, D. F. B.; Griffin, K.; Muscarella, R.; Palmer, M.; Wood, S.; Schuster, W. Biodiversity as a multidimensional construct: a review, framework and case study of herbivory's impact on plant biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B*. 283, 20153005, 2016.

Nekola, J. C.; White, P. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26, 867-878, 1999.

Neil, C.; Elsenbeer, H.; Krusche, A. V.; Lehmann, J.; Markewitz; Figueiredo, R.O. Hydrological and Biogeochemical Processes in a Changing Amazon: Results from small watershed studies and the Large-Scale Biosphere - Atmosphere Experiment. *Hydrological Processes*, 20: 2467-2477, 2006.

Pouilly M.; Yunoki T.; Rosales C.; Torres L. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of Freshwater Fish*. 13: 245-257, 2004.

Reis, R.E; Albert, J.S.; Di Dario, F.; Mincarone, M.M.; Petry, P.; Rocha; L.A. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89: 12-47, 2016.

Röpke, C.P.; Ferreira, E.; Zuanan, J. Seasonal changes in the use of feeding resources by fish in stands of aquatic macrophytes in an Amazonian floodplain, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 97, 401-414, 2014.

Röpke, C. P.; Amadio, S. A.; Winemiller, K. O.; Zuanon, J. Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 194-212, 2016.

Röpke, C. P.; Amadio A.; Zuanon, J.; Ferreira, E. J. G., Deus C.P.; Pires T. H. S; Winemiller K. O. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports*. 7: 40170, 2017.

Rosindell, J., Hubbell, S.P., & Etienne, R.S.. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography at age ten. *Trends in Ecology and Evolution*, 26, 340-346, 2011.

Santos R.; Ferreira E.; Amadio S. Effect of seasonality and trophic group on energy acquisition in Amazonian fish species. *Ecology of Freshwater Fish*.17: 340-348, 2008.

Silva, P. B.; Arantes, C. C.; Freitas, C. E.; Petrere Jr, M.; Ribeiro, F. R. Seasonal hydrology and fish assemblage structure in the floodplain of the lower Amazon River. *Ecology of Freshwater Fish*, 30(2), 162-173, 2021.

Shibuya A.; Zuanon J. Catfishes as prey items of Potamotrygonid stingrays in the Solimões and Negro rivers, Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*.13: 376-379, 2013.

Spehn, E.-M., J. Joshi, B. Schmid, M. Diemer, & C. Körner. Above-ground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems. *Functional Ecology*. 14:326-337, 2000.

Taylor, B.W.; Flecker, A.S.; Hall, R. O. Loss of a harvested species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science*, 313, 833-836, 2006.

Villéger, S.; Miranda, J. R.; Hernández, D. F.; Mouillot, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications*, 20(6), 1512-1522, 2010.

Wang, S.; Loreau, M. Biodiversity and ecosystem stability across scales in metacommunities. *Ecology letters*, 19(5), 510-518, 2016.

Winemiller, K. O.; Rose, K. A. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, v. 49, n. 10, p. 2196-2218, 1992.

Wittmann, F.; Junk, W. J. The Amazon River basin. *The Wetland book II: Distribution, description and conservation*, p. 1-16, 2016.