No Bico do Papagaio

Uma abordagem sistêmica e multidimensional sobre a biota plactônica funcional nos rios Tocantins e Araguaia



Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho
Marcus Adonai Castro da Silva

Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho
Marcus Adonai Castro da Silva
Autores

No Bico-do-Papagaio:

Uma abordagem sistêmica e multidimensional sobre a biota planctônica funcional nos rios Tocantins e Araguaia

EDITORA UEMASUL
2026

Todos os direitos reservados à Editora UEMASUL. É proibida a reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio, desta publicação.

O conteúdo desta publicação é de inteira responsabilidade dos autores.

Projeto Gráfico: Editora UEMASUL
Catalogação na publicação Seção de Catalogação e Classificação.

C331b Carvalho, Antonio Expedito Ferreira Barroso de

No Bico-do-Papagaio: uma abordagem sistêmica e multidimensional sobre a biota planctônica funcional nos rios Tocantins e Araguaia. / Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho, Marcus Adonai Castro da Silva. – Imperatriz: EDUEMASUL, 2026.

156 p. ; il.

ISBN 978-65-89274-60-5

1. Bioindicação planctônica. 2. Fitoplâncton. 3. Limnologia. I. Carvalho, Antonio Expedito Ferreira Barroso de. II. Silva, Marcus Adonai Castro da. III. Titulo.

CDU 582.261/0.279

Ficha elaborada pelo Bibliotecário: **Mateus de Araújo Souza CRB13/955**

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL

Reitora

Profa. Dra. Luciléa Ferreira Lopes Gonçalves

Vice-reitor

Prof. Dr. Jorge Diniz de Oliveira

Pró-reitora de Gestão e Sustentabilidade Acadêmica

Profa. Dra. Márcia Suany Dias Cavalcante

Pró-reitor de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação

Prof. Dr. Allison Bezerra Oliveira

Pró-reitor de Planejamento e Administração

Prof. Dr. José Sérgio de Jesus Salles

Pró-reitor de Extensão e Assistência Estudantil

Prof. Dr. José Milton Lopes Pinheiro

Pró-reitor de Gestão de Pessoas

Prof. Dr. Bruno Lucio Meneses Nascimento

Pró-reitor de Infraestrutura

Prof. Dr. Wilson Araújo da Silva

Autores
Prof. Dr. Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho
Prof. Dr. Marcus Adonai Castro da Silva

Conselho Editorial
Profa. Dra. Camila Brito Collares da Silva
Profa. Dra. Andrea Ferraz Silva Pereira
Prof. Dr. Bruno Maia Halley
Prof. Dr. Caleb da Silva Araujo Campelo
Profa. Dra. Carla Melli Tambarussi
Prof. Dr. Diego Carvalho Viana
Profa. Dra. Gilvânia Queiroz Madeira de Aguiar
Profa. Dra. Josiéli Demetrio Siqueira
Profa. Dra. Leisa Aparecida Gviasdecki de Oliveira
Profa. Dra. Luciana Oliveira dos Santos
Profa. Dra. Luciene Santana Ferreira

Coordenação da Editora
Profa. Dra. Camila Brito Collares da Silva

Diagramação
Jeciane da Silva Chaves

Capa
Eduardo da Conceição Jorge

Revisão
Dayane Pereira Barroso de Carvalho

DEDICATÓRIA

Aos nossos pais.

Ao meu Pai Pedro (*in memoriam*) e à minha Mãe Socorro, por proporcionarem o sentido da fortaleza que abriga.

Aos meus filhos Pedro, Gabriel, Tomás e Ísis, por proporcionarem a vivência do amor na leveza da fortaleza que abriga.

À Dayane, pelo de bom e de belo.

PREFÁCIO

O rio que nos convoca: uma leitura histórica de uma Biologia que pensa.

Há uma certa ironia produtiva, do tipo que só a história, em sua crueldade pedagógica, sabe forjar, no fato de que seja um historiador a abrir um livro de limnologia. Mas que fique dito desde o início: este prefácio não é uma concessão protocolar ao amigo, nem um ornamento humanístico costurado à margem de uma obra científica. É, ao contrário, o registro de uma convergência real, construída ao longo de anos de convivência, de debate, de discordâncias fecundas e de uma amizade que se forjou precisamente porque nenhum dos dois aceitou que os saberes habitassem compartimentos estanques.

Conheço o professor Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho há tempo suficiente para saber que ele não é apenas um biólogo que faz ciência. É um pensador que usa a biologia como instrumento de interrogação do mundo. E o mundo, para ele, como para mim, por caminhos distintos, nunca coube dentro de uma única moldura disciplinar. Essa recusa ao confinamento epistêmico foi, desde o princípio, a base tácita do nosso diálogo.

Chegamos ao mesmo lugar por estradas diferentes. Eu vim pela dialética, pelo materialismo histórico, pela longa tradição de pensamento que aprendeu com Marx e Engels que a realidade não é uma coleção de fatos isolados, mas um processo em movimento, contraditório, atravessado por forças que só se revelam quando se olha para as relações entre as coisas, nunca para as coisas em si mesmas. O Expedito veio pela epistemologia da complexidade, por Bertalanfy, Bateson, von Foerster, Prigogine, Maturana & Varela, e Rosen, por uma concepção de mundo na qual um mais um nunca é simplesmente dois, porque da junção emerge algo que não estava em nenhuma das partes, algo que as partes sozinhas, nem mesmo

somadas aritmeticamente, seriam capazes de produzir.

Recordo de uma conversa longa, como as boas conversas precisam ser, em que argumentar que o que ele chamava de emergência era, no fundo, o movimento dialético descrito de outra forma, com outra linguagem. Ele discordou, como sempre fez quando a discordância era necessária. Disse que a dialética pressupõe a contradição como motor, ao passo que a complexidade pressupõe a integração como condição. Depois de muito debate, concluímos que estávamos, talvez, descrevendo faces distintas de um mesmo fenômeno ontológico: a irredutibilidade do real à soma de suas partes. Que a história chame isso de síntese dialética e a biologia de emergência sistêmica é, em última instância, uma questão de vocabulário acadêmico. O que importa é que ambos recusamos a ilusão positivista de que o conhecimento avança por decomposição e que o todo se explica pela análise das partes.

Este livro é, antes de tudo, a expressão madura dessa recusa. Ao debruçar-se sobre a biota planctônica funcional do Bico-do-Papagaio, território que eu conheço não pela limnologia, mas pela história dos camponeses que nele viveram, que por ele lutaram, que nele foram expulsos e que nele resistiram, Expedito constrói uma obra que é simultaneamente rigorosa na sua metodologia e irreverente na sua ambição epistemológica. Rigorosa porque nenhuma afirmação aqui nasce sem suporte analítico, sem o peso das evidências multivariadas, sem o cuidado de quem sabe que a ciência exige precisão. Irreverente porque se recusa a tratar o rio como um objeto passivo, como um conjunto de variáveis a ser mensurado, como uma coisa que existe separada do sistema complexo que a contém e do qual ela mesma faz parte.

O Bico-do-Papagaio não é apenas uma ecorregião, uma região hidrográfica. É uma ferida aberta na história do Brasil. É o lugar onde o avanço do capitalismo agrário sobre a floresta encontrou a resistência organizada de posseiros e camponeses. É o lugar onde o Estado brasileiro demonstrou, com violência

explícita, que a modernização pode ser o nome contemporâneo da barbárie. Escrevi sobre isso. Vivi parte disso. E quando Expedito me trazia seus conceitos e dados sobre a estrutura funcional do fitoplâncton, sobre as dinâmicas sazonais, sobre os gradientes de perturbação ao longo do Tocantins e do Araguaia, eu não conseguia, e não queria, separar aquela ecologia da história que a produziu. Os rios que Expedito estuda são os mesmos rios que os camponeses de Sete Barracas, aqui como signo de resistência, usavam para beber, para pescar, para lavar as roupas, para definir os limites de suas pequenas posses. A degradação que os dados registram não é apenas ecológica. É também histórica. É política. É o resultado tangível de décadas de grilagem, de desmatamento, de monocultura e de violência estrutural e estatal sobre as populações que habitavam aquelas margens.

Digo isso não para transformar um livro de ciência em um manifesto político, embora não veja nenhum demérito nisso, mas para afirmar que a abordagem sistêmica e multidimensional que o Camarada Expedito propõe não é apenas uma escolha metodológica. É uma posição ética. Quando ele decide não estudar o plâncton como um artefato isolado, quando ele insiste em compreender a biota funcional como expressão de um sistema que inclui variáveis climáticas, hidrológicas, espaciais e temporais em interação e conexão emergente, ele está, conscientemente ou não, alinhando-se a uma tradição de pensamento que se recusa a tornar invisíveis as condições de produção da realidade que se observa.

A escolha pelo funcionalismo, pelos grupos funcionais de Carla Kruk, pela lógica das estratégias adaptativas em lugar da taxonomia pura, é, a meu ver, uma das contribuições mais significativas desta obra. Em história, aprendemos que classificar sem contextualizar é mistificar. Que nomear sem explicar as relações de força que produzem o que se nomeia é fazer ideologia disfarçada de ciência. O funcionalismo planctônico que estrutura este livro faz, no domínio da biologia aquática, algo epistemologicamente

análogo: desloca a pergunta do o que é para o que faz, do ser para o agir, da identidade taxonômica para a função ecológica. Essa é uma inflexão que um historiador reconhece e aprecia.

A opção pelas análises multivariadas, PCA, PERMANOVA, betadisper, RDA, UMAPA, Random Forest, não é, como pode parecer ao leigo, mero virtuosismo estatístico. É a tradução quantitativa de uma compreensão qualitativa: a de que os padrões de distribuição e estruturação da biota não podem ser explicados por uma única variável, nem por elas isoladas, assim como nenhum evento histórico pode ser explicado por uma única causa. A complexidade do real exige instrumentos que a respeitem. Expedito os escolheu com critério e os aplica com a honestidade intelectual de quem sabe que os modelos são simplificações necessárias, nunca espelhos perfeitos.

Há, neste livro, uma dimensão que poucos saberão reconhecer, mas que me parece central: a coragem de trabalhar com a incerteza. Em ciência, como em história, a tentação do definitivo é permanente. A pressão institucional para que se produza conhecimento conclusivo, para que se encerre o debate, para que se entregue uma resposta clara e transferível, é uma das forças mais conservadoras que atuam sobre o pensamento acadêmico. O professor Expedito resiste a isso. Não porque lhe falte rigor, mas porque lhe sobra consciência epistemológica. Ele sabe, e o leitor aprenderá, que os rios do Bico-do-Papagaio estão em movimento, que os sistemas vivos não aguardam nossa conveniência para se reorganizar, e que o conhecimento produzido aqui é uma fotografia de alta resolução de um processo que continua depois que o livro fecha.

Quero dizer também uma palavra sobre o lugar de onde este trabalho fala. A UEMASUL, nossa universidade, construída com suor e disputa política, com Autonomia e Luta, arrancada de um contexto regional e estatal que historicamente não reconheceu o Sul do Maranhão como merecedor de instituições próprias, é

o território institucional desta pesquisa. Isso importa. A ciência não é feita no vácuo. É feita por pessoas situadas, com histórias, com limitações de infraestrutura, com pressões burocráticas, com a dificuldade concreta de fazer pesquisa de excelência em condições que o centro do país nunca experimentou. Expedito produziu este trabalho aqui. Com equipamentos conquistados, com financiamentos disputados, com alunos que precisam de bolsa para não abandonar a graduação. Que se saiba: a robustez científica desta obra não atenua essas condições, ao contrário, as sublinha, porque tornam o resultado ainda mais expressivo.

A região Tocantina do Maranhão, o Bico-do-Papagaio, os rios Tocantins e Araguaia, esses são territórios que a ciência brasileira visitou pouco e com pressa. A produção de conhecimento ecológico consistente, de base local, com séries temporais, com campanhas repetidas em diferentes condições sazonais, é em si mesma um ato de resistência epistêmica contra a colonialidade do saber que ainda governa, silenciosamente, a hierarquia entre os centros produtores de ciência no Brasil. Fazer limnologia no Bico-do-Papagaio, publicá-la, sistematizá-la em livro, é afirmar que este território existe como objeto legítimo de investigação científica rigorosa. Não é pouca coisa.

Certa vez, e permito-me esta digressão final, discutimos longamente sobre a diferença entre multidisciplinaridade, interdisciplinaridade e transdisciplinaridade. Ele defendia a última com a convicção de quem viveu a limitação das duas primeiras. Eu, formado na tradição histórica, preferia a segunda, porque a trans me parecia, naquele momento, uma promessa que a academia raramente cumpre. Hoje, lendo este livro no seu conjunto, tenho que reconhecer que o Camarada tinha razão. O que ele faz aqui não é simplesmente convocar disciplinas para iluminar um objeto. É construir um objeto que só existe porque múltiplas perspectivas foram integradas até que algo novo emergisse da integração. Isso não é interdisciplinaridade. É, de fato, transdisciplinaridade

praticada, não declarada em *abstract*, mas executada no corpo do trabalho.

Encerro como comecei: com uma ironia. Um historiador marxista prefacia um livro de limnologia sistêmica escrito por um biólogo complexo. Dois professores e pesquisadores do Sul do Maranhão, de uma universidade que muita gente tentou impedir que existisse, produzindo, juntos e separados, conhecimento que interroga o mundo que estudam. Há algo de profundamente correto nessa imagem. Não porque a amizade dissolva as diferenças, pois não dissolve, e seria empobrecedora se dissolvesse, mas porque ela cria o espaço onde as diferenças se tornam produtivas, onde o que emerge da relação entre dois saberes distintos é maior, mais rico e mais verdadeiro do que qualquer um dos dois saberes conseguiria produzir sozinho.

Que o leitor entre neste livro disposto a ser perturbado. Que não busque aqui apenas informação técnica sobre grupos funcionais e métricas químicas e de diversidade. Que ouça, por trás dos coeficientes e dos biplots, a voz de um pensador que se recusa a ser apenas especialista. Que entenda que estudar o plâncton do Bico-do-Papagaio é, também, estudar o Bico-do-Papagaio. E que estudar o Bico-do-Papagaio é, também, estudar o Brasil.

José Siney Ferraz Rodrigues
Historiador e Sertanejo

APRESENTAÇÃO

A obra *No Bico-do-Papagaio: Uma abordagem sistêmica e multidimensional sobre a biota planctônica funcional nos rios Tocantins e Araguaia* apresenta ao leitor uma investigação científica ampla, atual e profundamente conectada aos desafios ambientais contemporâneos da Amazônia Legal e do ecótono Cerrado-Amazônia.

Resultado de pesquisa desenvolvida na Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia, a publicação propõe uma leitura integrada das relações entre dinâmica hidrológica, uso e ocupação da terra, qualidade ambiental e biodiversidade aquática, tendo como eixo central a biota planctônica funcional dos rios Tocantins e Araguaia. Ao longo da obra, os autores constroem uma análise que ultrapassa abordagens descritivas tradicionais, incorporando ferramentas contemporâneas de ecologia funcional, limnologia, análise espacial e estatística multivariada

A região do Bico-do-Papagaio, foco do estudo, representa uma das áreas mais estratégicas do país do ponto de vista ecológico, social e hidrológico. Situada em uma zona de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, a área concentra elevada biodiversidade e intensa pressão antrópica decorrente da expansão agropecuária, urbanização, exploração mineral e alterações no regime hídrico regional. Nesse contexto, a obra evidencia a importância do monitoramento ecológico como instrumento essencial para compreensão dos impactos ambientais e para formulação de estratégias de conservação e gestão sustentável dos recursos hídricos.

Com sólida fundamentação teórica e rigor metodológico, o livro articula dados limnológicos, hidroquímicos, geomorfológicos e biológicos em uma perspectiva sistêmica, permitindo compreender como as transformações da paisagem influenciam diretamente a estrutura funcional das comunidades planctônicas.

O emprego de metodologias analíticas robustas — incluindo PCA, PERMANOVA, RDA, Random Forest e UMAP — demonstra o alinhamento da pesquisa com abordagens científicas internacionais de alta relevância para a ecologia aquática contemporânea.

Mais do que um estudo regional, esta publicação contribui significativamente para o avanço da limnologia tropical brasileira, especialmente em áreas ainda pouco investigadas da Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia. A escassez de estudos integrados sobre a biota planctônica funcional no Bico-do-Papagaio torna esta obra particularmente relevante para pesquisadores, gestores ambientais, estudantes e instituições comprometidas com a sustentabilidade ambiental e a conservação da biodiversidade.

A relevância científica da obra reside justamente em seu caráter interdisciplinar, na originalidade da abordagem funcional aplicada às comunidades planctônicas e na integração entre ecologia, hidrologia, geotecnologias e ciência de dados. O estudo amplia o entendimento sobre os efeitos das mudanças no uso da terra e das pressões antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos tropicais, oferecendo subsídios técnicos e científicos para políticas públicas ambientais, monitoramento de bacias hidrográficas e planejamento territorial.

Os autores, Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho e Marcus Adonai Castro da Silva, reúnem experiência acadêmica e atuação científica voltadas aos estudos ambientais, limnológicos e ecológicos. Ao aliarem investigação de campo, análise laboratorial e modelagem estatística avançada, os pesquisadores oferecem ao leitor uma obra de elevado valor científico, marcada pelo rigor metodológico, pela relevância regional e pela contribuição efetiva à compreensão dos ecossistemas aquáticos brasileiros. A convergência das expertises entre os autores constitui um dos principais diferenciais da obra, insurgindo uma abordagem verdadeiramente interdisciplinar, capaz de integrar território, hidrologia, biodiversidade, bioindicação e modelagem ecológica

em uma interpretação científica abrangente sobre os ecossistemas aquáticos do Bico-do-Papagaio

Do ponto de vista institucional, a publicação reafirma o compromisso da Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL com a produção e difusão do conhecimento científico voltado às realidades socioambientais da Amazônia Legal. A obra fortalece a inserção regional da universidade, evidencia sua capacidade de produzir ciência de excelência em temas estratégicos e contribui para a consolidação da pesquisa interdisciplinar em recursos hídricos, biodiversidade e sustentabilidade ambiental.

Por fim, a presente obra, a qual tive a honra de ser convidada a apresentar, ultrapassa os limites de uma investigação pontual e consolida-se como instrumento de continuidade científica, como uma contribuição importante para a literatura científica nacional, um trabalho densamente referenciado e comprometido em reunir conhecimento técnico, sensibilidade ambiental e compromisso institucional em torno da preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade das regiões Amazônia e Cerrado, capaz de fomentar novas linhas de pesquisa, fortalecer redes interinstitucionais e estimular a formação de pesquisadores comprometidos com a sustentabilidade ambiental e a produção de conhecimento.

Elizabeth Nunes Fernandes.

SUMÁRIO

19
INTRODUÇÃO

27
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

página 29
A Eutrofização e a bioindicação planctônica

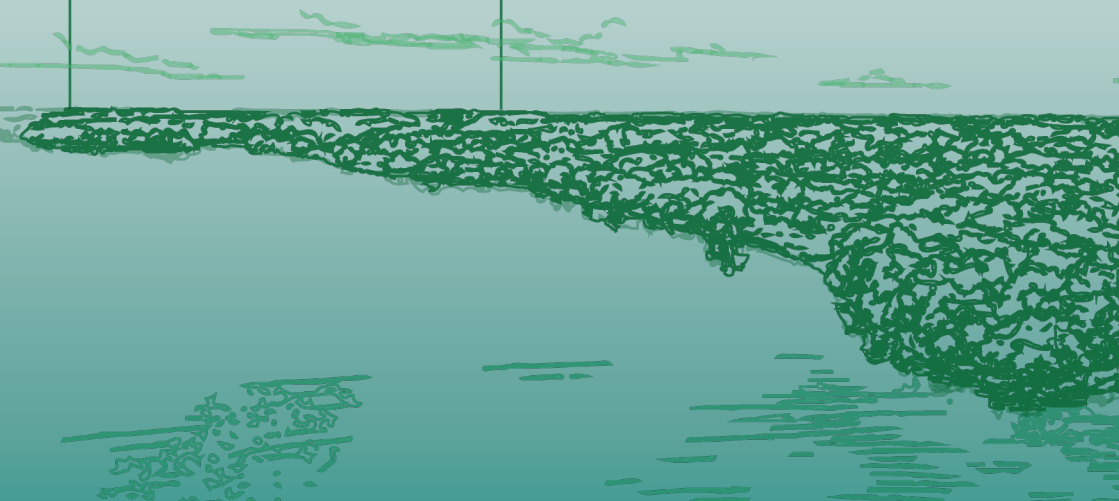
página 31
O Fitoplâncton morfofuncional e dinâmica em sistemas tropicais

página 32
O Zooplâncton funcional e dinâmica trófica em ambientes tropicais

página 34
Limnologia e a multidimensionalidade analítica: ordenação, permutação e partição de variância

página 36
Aprendizado de máquina e redução de dimensionalidade aplicados à limnologia

página 37
Mudanças climáticas e comunidades planctônicas tropicais



39
A AEBP E O DESIGN EXPERIMENTAL

página 41

Área de Estudo Bico-do-Papagaio

página 42

Dinâmica do uso e ocupação da terra na AEBP

página 48

O espaço multidimensional limnológico

página 51

Variáveis biológicas da biota planctônica funcional

página 51

Análise integrada dos dados

63
A ANÁLISE E A EMERGÊNCIA

página 65

Dinâmica do uso e cobertura da terra na AEBP -RHTA

página 74

Variáveis limnológicas: análise da dinâmica hidroquímica

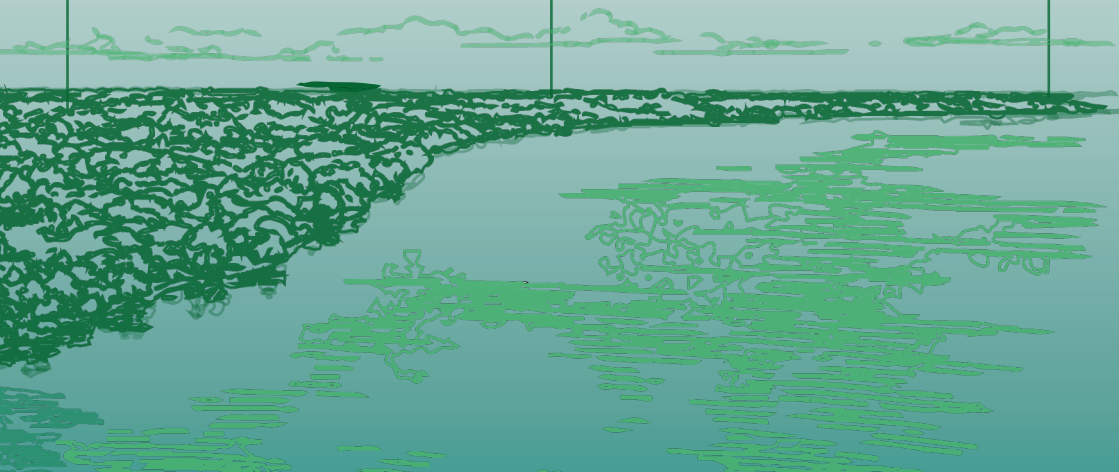
página 83

Biota planctônica: análise da variação espaço-temporal

página 95

Análise Multidimensional e Integrativa

121
CONSIDERAÇÕES FINAIS



INTRODUÇÃO

INTRODUÇÃO

O território brasileiro caracteriza-se por uma notável diversidade de ecossistemas aquáticos, associados a uma complexa rede hidrográfica influenciada por distintos padrões regionais (Wetzel, 2001). Esta diversidade ambiental sustenta uma extraordinária riqueza biológica, particularmente nas comunidades planctônicas, que são fundamentais para o funcionamento ecológico dos ambientes aquáticos (Dudgeon *et al.*, 2006). Contudo, os corpos hídricos tropicais estão entre os ambientes mais degradados do planeta, submetendo os organismos aquáticos a crescentes níveis de estresse ambiental (Strayer; Dudgeon, 2010; Dudgeon, 2019; Swift, 2023).

A Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia (RHTA), com aproximadamente 767.000 km², representa a maior bacia hidrográfica inteiramente dentro do território brasileiro e um dos maiores sistemas fluviais da América do Sul (ANA, 2013). Esta extensa área drena porções significativas dos biomas Amazônia e Cerrado, incluindo suas zonas de transição, conhecidas como ecótonos, que abrigam uma biodiversidade excepcional e única (Ab'Sáber, 2003; Marques *et al.*, 2020). A confluência dos rios Tocantins e Araguaia forma a região do Bico-do-Papagaio, uma área de especial interesse ecológico por constituir-se em importante ecótono Cerrado-Amazônia (Couto Júnior *et al.*, 2021; Torello-Raventos *et al.*, 2013).

Nas últimas décadas, a RHTA tem enfrentado intensas transformações socioambientais decorrentes da expansão de atividades econômicas como agropecuária, silvicultura, mineração e aquicultura (Pelicice *et al.*, 2021). Este processo de ocupação territorial caracteriza-se pela exploração intensiva dos recursos naturais e conversão das formações florestais em áreas urbanizadas e agropastoris, resultando não apenas na redução da cobertura vegetal, mas também na fragmentação dos remanescentes florestais

(Swanson; Bohlman, 2021; MapBiomas, 2024). Tais alterações têm provocado mudanças extensivas na cobertura do solo, na hidrologia e nas condições ambientais da região (Costa *et al.*, 2003; Swanson *et al.*, 2021).

A crescente exploração de recursos naturais e a produção agroindustrial nas novas fronteiras agrícolas da RHTA geram diversos tipos de estressores ambientais (Feliciano; Rocha, 2019). Entre estes, destacam-se o lançamento de resíduos líquidos nos solos e nas águas, a contaminação por fertilizantes e agrotóxicos, além da alteração da dinâmica hídrica das bacias (Allan, 2004; Hunke *et al.*, 2015). Estudos indicam que pastagens e monoculturas já cobriam mais de 42% da RHTA (Pelicice *et al*, 2021; Swanson *et al.*, 2021), e na porção inferior da bacia, no bioma amazônico, a atividade pecuária tem levado ao desmatamento de extensas áreas de floresta tropical (Nepstad *et al.*, 2014; Amorim; Homma, 2022).

Os impactos dessas alterações nos ecossistemas aquáticos são particularmente relevantes para as comunidades planctônicas, que respondem de forma quase imediata às mudanças ambientais devido ao seu relativamente curto tempo geracional (Salmaso; Tolotti, 2021). O fitoplâncton, constituído por microrganismos fotossintetizantes, ocupa a base da teia alimentar aquática, introduzindo energia no sistema através da produção primária (Wetzel, 2001; Salmaso *et al.*, 2015). A distribuição e a composição dessas populações variam conforme as características ambientais de cada ecossistema, servindo como excelentes bioindicadores de mudanças ambientais (Padisák *et al.*, 2006; Salmaso *et al.*, 2015).

A luz e os nutrientes são variáveis fundamentais que controlam a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em ambientes límnicos (Reynolds, 1984; Litchman; Klausmeier, 2008). A luz apresenta um gradiente de decréscimo vertical a partir da superfície, enquanto a maior parte dos nutrientes é fornecida a partir das águas profundas ou dos sedimentos do fundo, gerando um gradiente vertical na direção oposta (Wetzel, 2001). Esta

heterogeneidade de recursos molda a distribuição vertical do fitoplâncton, afetando a produção primária e a transferência de energia para os níveis tróficos superiores (Naselli-Flores *et al.*, 2021; Litchman *et al.*, 2007).

O zooplâncton, por sua vez, ocupa posição crucial na estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos, atuando como elo entre os produtores primários e os consumidores de níveis tróficos superiores (Hébert *et al.*, 2016). Sua função na transferência de energia e ciclagem de nutrientes é fundamental para o funcionamento ecológico dos sistemas aquáticos (Declerck; Senerpont Domis, 2023). Além disso, estes organismos apresentam grande diversidade taxonômica, morfofuncional e reprodutiva, com ciclos de vida mais longos que os do fitoplâncton, permitindo registrar os efeitos de mudanças ambientais ao longo do tempo (Litchman *et al.*, 2013; Hébert *et al.*, 2017).

A sensibilidade das comunidades planctônicas às alterações ambientais torna-as excelentes bioindicadoras da qualidade da água e da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (Padisák *et al.*, 2006; Goździejewska *et al.*, 2024). Alterações na estrutura e diversidade destas comunidades podem sinalizar precocemente processos de degradação ambiental, como eutrofização, contaminação por pesticidas ou mudanças no regime hidrológico (Heisler *et al.*, 2008; Huisman *et al.*, 2018). Compreender os padrões de distribuição e a dinâmica destas comunidades é, portanto, essencial para avaliar o impacto das atividades humanas nos ambientes aquáticos (Dudgeon *et al.*, 2006; Feio *et al.*, 2023).

Na região do Bico-do-Papagaio, zona de confluência dos rios Tocantins e Araguaia, os estudos sobre a biota planctônica são ainda escassos (Nabout *et al.*, 2006; Zessa *et al.*, 2011). Esta lacuna de conhecimento é particularmente preocupante considerando que a região é classificada como *hot-spot* de conservação e tem experimentado um acelerado processo de desenvolvimento nas últimas décadas (Pelicice *et al.*, 2021; Choueri; Azevedo, 2017).

A distribuição dos organismos planctônicos pode obedecer a diversos padrões, tornando possível avaliar suas variações ao longo de gradientes ambientais e funcionais (Kruk; Segura, 2012; Borics *et al.*, 2021). As características que são relevantes para a interação destes organismos com o ecossistema são identificadas e analisadas para compreender como os padrões de distribuição de espécies e extinção ocorrem de acordo com os atributos funcionais das espécies (McGill *et al.*, 2006; Litchman *et al.*, 2010). Este conhecimento é fundamental para prever os impactos das alterações ambientais na biodiversidade aquática (Machado *et al.*, 2019).

As forçantes antropogênicas afetam significativamente as distribuições espaciais — taxonômica e funcional — das espécies planctônicas, especialmente os menores organismos aquáticos, que têm capacidade de dispersão ativa limitada e, portanto, são mais suscetíveis às variações ambientais (Heino *et al.*, 2015; Petsch, 2016). A competição por nutrientes e luminosidade, associada à heterogeneidade biológica e ambiental, molda a estrutura e diversidade das comunidades planctônicas, determinando sua resposta às perturbações antropogênicas (Litchman; Klausmeier, 2008; Graco-Roza *et al.*, 2021).

Os impactos das atividades humanas na RHTA não se limitam à perda de biodiversidade, mas também afetam a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais (Dudgeon *et al.*, 2006). Milhões de pessoas, incluindo indígenas de diversas etnias, bem como comunidades afrodescendentes e tradicionais locais, cujos modos de vida dependem diretamente da integridade dos ecossistemas aquáticos (ANA, 2013; Daga *et al.*, 2020). Assim, as alterações na estrutura e funcionamento das comunidades planctônicas podem ter repercussões socioeconômicas e culturais significativas (Pretty *et al.*, 2003).

A análise da paisagem com seus atributos, estrutura, funcionamento e dinâmica permite identificar as modificações

do uso e cobertura da terra que impactam diretamente os recursos hídricos (Allan, 2004; MapBiomas, 2024). A influência antropogênica próxima aos mananciais pode aumentar o aporte de sedimentos, contribuir com a contaminação por fertilizantes e agrotóxicos, e afetar o ecossistema como um todo (Hunke *et al.*, 2015; Bayer *et al.*, 2020). Portanto, avaliar a evolução do uso e cobertura da terra é fundamental para compreender a qualidade dos recursos hídricos e seus impactos nas comunidades planctônicas (Costa *et al.*, 2003; Souza *et al.*, 2020).

A fragmentação florestal e ocupação irregular próximas aos recursos hídricos acarretam redução na qualidade dos corpos d'água e alterações no ciclo hidrológico (Allan, 2004; Flores *et al.*, 2024). A redução da cobertura vegetal nas proximidades dos rios provoca processos erosivos e assoreamentos, influenciando diretamente na evapotranspiração, infiltração, escoamento superficial e no comportamento das vazões (Coe *et al.*, 2009; Falck *et al.*, 2015). Estas alterações hidrológicas têm impacto direto na estrutura e dinâmica das comunidades planctônicas, afetando sua composição, abundância e diversidade (Junk *et al.*, 1989; Devercelli, 2010).

A crescente demanda por irrigação na RHTA tem afetado os suprimentos de água regionais, levando a conflitos hídricos crescentes (ANA, 2015). No contexto das mudanças climáticas globais, a gestão sustentável dos recursos hídricos torna-se ainda mais desafiadora (Meerhoff *et al.*, 2022). As alterações nos regimes de chuva e temperatura podem exacerbar os impactos das atividades humanas nos ecossistemas aquáticos, potencializando os efeitos sobre as comunidades planctônicas e comprometendo ainda mais a integridade ecológica da região (Moss, 2011; Meerhoff *et al.*, 2022).

Apesar da existência de políticas públicas de preservação ambiental, sendo o Código Florestal a principal delas (Brasil, 2012), ainda persistem inúmeros conflitos referentes aos divergentes

interesses para o uso e ocupação da terra na RHTA (Feliciano; Rocha, 2019; Trigueiro *et al.*, 2020). A falta de fiscalização dos órgãos competentes, associada à ausência de mecanismos para conexão entre os remanescentes florestais preservados, impacta negativamente na real função das áreas de preservação (Strassburg *et al.*, 2017; Colli *et al.*, 2020). Este cenário compromete a efetividade das medidas de conservação da biodiversidade aquática, incluindo as comunidades planctônicas (Haase *et al.*, 2023).

Diante deste cenário de desenvolvimento e impactos ambientais, torna-se cada vez mais relevante a realização de estudos que visem à quantificação e previsão dos efeitos das atividades humanas nas estruturas e padrões de biodiversidade planctônica (Dudgeon, 2019; Feio *et al.*, 2023). Estes estudos são fundamentais para subsidiar a formulação de políticas e estratégias de conservação e gestão dos recursos hídricos na RHTA, especialmente na região do Bico-do-Papagaio, onde o conhecimento científico ainda é extremamente limitado (Pelicice *et al.*, 2021; Nabout *et al.*, 2006).

O presente estudo propõe-se a investigar a estrutura e dinâmica da biota planctônica na Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia, com foco na região do Bico-do-Papagaio. A pesquisa busca preencher uma importante lacuna de conhecimento sobre a biodiversidade aquática desta região, fornecendo informações essenciais para a compreensão dos impactos das atividades humanas nos ecossistemas aquáticos e para o desenvolvimento de estratégias efetivas de conservação e manejo sustentável dos recursos hídricos (Junk *et al.*, 1989; Legendre; Legendre, 2012).

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Eutrofização e a bioindicação planctônica

A eutrofização constitui um dos principais estressores antrópicos em ecossistemas aquáticos continentais, caracterizando-se pelo enriquecimento excessivo de nitrogênio e fósforo e pelo consequente crescimento acelerado de cianobactérias e algas (Smith *et al.*, 1999; Heisler *et al.*, 2008). Dudgeon *et al.* (2006) situaram a eutrofização entre os cinco grandes estressores de água doce — junto à destruição de habitats, espécies exóticas, barramentos e contaminação química —, e Dudgeon (2019) reforçou que, no Antropoceno, a convergência desses fatores exige abordagens integrativas de conservação.

O fósforo é reconhecido como fator limitante primário em muitos sistemas de água doce, e estratégias focadas exclusivamente no controle de nitrogênio mostram-se frequentemente insuficientes (Carpenter, 2008; Dodds e Smith, 2016). A razão N:P modula a composição e a toxicidade das florações (Heisler *et al.*, 2008), enquanto formas nitrogenadas distintas — amônio, nitrato e ureia — favorecem grupos fitoplanctônicos específicos (Donald *et al.*, 2013; Muhid *et al.*, 2013). Em ambientes tropicais, a eutrofização é amplificada pelo aquecimento, que acelera taxas metabólicas e estende períodos de estratificação térmica, criando condições favoráveis à dominância de cianobactérias (Filiz *et al.*, 2020; Bouraï *et al.*, 2020; Nazari-Sharabian *et al.*, 2018).

As florações de cianobactérias representam a manifestação mais preocupante do processo: além de impactos ecológicos sobre a diversidade fitoplanctônica (Jeppesen *et al.*, 2000; Tian *et al.*, 2017), suas cianotoxinas comprometem abastecimento de água e saúde pública (Falconer e Humpage, 2005; Huisman *et al.*, 2018). No Brasil, Komárek e Komárková-Legnerová (2007)

registraram espécies potencialmente tóxicas em reservatórios da bacia Amazônica, e Lira *et al.* (2011) documentaram dominância de cianobactérias produtoras de toxinas em reservatório eutrófico no Nordeste. A redução de fósforo via tratamento pode reverter parcialmente esse quadro, como demonstrado por Barçante *et al.* (2020) no Reservatório da Pampulha.

A comunidade planctônica responde rapidamente às alterações tróficas e constitui ferramenta valiosa de biomonitoramento. Diatomáceas epifíticas, por exemplo, discriminam estados tróficos de forma coerente com parâmetros físico-químicos (Blanco *et al.*, 2004), e variáveis em múltiplos níveis de organização fornecem informações complementares sobre a resposta do sistema (Cottingham; Carpenter, 1998). A heterogeneidade espacial do processo eutrófico — documentada em sistemas como o Lago Taihu (Wang; Liu, 2005; Chen *et al.*, 2003) — exige, contudo, amostragem espacialmente explícita, como a adotada por Lacerda *et al.* (2018) no Reservatório Castanhão.

A interação entre eutrofização e mudanças climáticas constitui eixo crescente da limnologia contemporânea. Moss (2011) cunhou o conceito de "ataque aliado" para descrever a sinergia entre aquecimento e enriquecimento nutricional, revisitado por Meerhoff *et al.* (2022), que propõem estratégias integradas de "contra-ataque". Lewandowska *et al.* (2012) e Bouraï *et al.* (2020) demonstraram que comunidades mais diversas apresentam maior estabilidade frente ao aquecimento, enquanto Liu *et al.* (2019), por métodos paleolimnológicos, reconstituíram trajetórias claras de eutrofização em sistema lacustre do sudoeste chinês. No contexto da AEBP, o manejo sustentável dos recursos hídricos passa necessariamente pela integração dessas dimensões tróficas, climáticas e de uso do solo (Silva *et al.*, 2022; Almeida *et al.*, 2019).

O Fitoplâncton morfofuncional e dinâmica em sistemas tropicais

O fitoplâncton ocupa a base das teias alimentares aquáticas e exerce papel central nos ciclos biogeoquímicos. Suas assembleias respondem de forma sensível a variações ambientais — temperatura, luz, regime hidrológico e disponibilidade de nutrientes —, tornando-se excelentes bioindicadoras do estado ecológico de rios e reservatórios (Reynolds, 1980; Litchman; Klausmeier, 2008; Salmaso; Tolotti, 2021). A abordagem taxonômica clássica, embora necessária, tem limitações preditivas que motivaram o desenvolvimento de sistemas de classificação funcional baseados em características morfofisiológicas e estratégias de vida.

Reynolds *et al.* (2002) formalizaram os Grupos Funcionais de Reynolds (RFG), definindo inicialmente 31 grupos alfanuméricos cujos perfis ecológicos descrevem tolerâncias e sensibilidades a diferentes combinações de recursos e perturbações. Padisák *et al.* (2003) expandiram o sistema para 31 grupos funcionais, e revisões posteriores (Salmaso *et al.*, 2015; Trindade *et al.*, 2021a) documentaram crescimento expressivo na aplicação dessa abordagem. Em paralelo, Kruk *et al.* (2010) propuseram os Grupos Morfofuncionais Baseados em Morfologia (MBFG), classificando o fitoplâncton em sete grupos a partir de atributos morfológicos quantificáveis — volume, superfície, estruturas de armazenamento e proteção —, o que confere maior objetividade e reprodutibilidade (Segura *et al.*, 2013). Estudos brasileiros confirmaram a aplicabilidade dos MBFG em reservatórios tropicais do Nordeste (Diniz, 2018; Trindade *et al.*, 2021b) e na RHTA (Silva *et al.*, 2020; Mesquita *et al.*, 2024), sendo esta a abordagem adotada neste trabalho.

A abordagem baseada em traços funcionais (trait-based), sistematizada por Litchman *et al.* (2010) e Weithoff (2003), fornece arcabouço conceitual robusto para compreender as relações entre diversidade de espécies e estrutura das comunidades. Leitão *et al.* (2016) demonstraram que espécies raras contribuem

desproporcionalmente para a estrutura funcional de assembleias, e Naselli-Flores *et al.* (2021) argumentam que a diversidade morfológica do fitoplâncton deve ser interpretada como compêndio de estratégias evolutivas para lidar com a variabilidade do ambiente pelágico. A riqueza funcional e a diversidade funcional (Villéger *et al.*, 2010) complementam indicadores taxonômicos na avaliação da integridade ecológica.

Em ambientes lóticos e sistemas fluviais tropicais, o regime hidrológico emerge como fator estruturante dominante. Devercelli (2010) analisou mudanças nos MBFG induzidas por eventos hidroclimáticos extremos no Rio Paraná Médio, e Silva *et al.* (2020) documentaram homogeneização funcional do fitoplâncton associada ao barramento do Rio Tocantins. Jati *et al.* (2017) demonstraram que a proximidade a barragens influencia significativamente a composição da comunidade no Rio Paraná. Na planície do Araguaia, Nabout *et al.* (2007) identificaram elevada heterogeneidade ambiental associada ao pulso de inundação, e Kraus *et al.* (2019a, 2019b) confirmaram o papel estruturante desse pulso sobre as comunidades fitoplanctônicas amazônicas. A sazonalidade hidroquímica documentada na AEBP — com gradientes marcados de turbidez, zona eufótica e silício entre cheia e seca — configura o cenário funcional esperado para as assembleias fitoplanctônicas estudadas neste trabalho.

O Zooplâncton funcional e dinâmica trófica em ambientes tropicais

O zooplâncton de água doce — composto principalmente por Rotíferos, Cladóceros e Copépodos — ocupa posição estratégica nas cadeias tróficas aquáticas, transferindo energia entre produtores primários e consumidores superiores e contribuindo para a ciclagem de nutrientes via excreção e produção de pelotas fecais (Wetzel, 2001; Pinel-Alloul *et al.*, 1995; Declerck; Senerpont

Domis, 2023). Em ambientes tropicais, temperaturas elevadas aceleram taxas metabólicas e reduzem ciclos de vida, configurando dinâmicas populacionais distintas das observadas em regiões temperadas (Meerhoff *et al.*, 2012; Shuaib, 2021).

A classificação funcional do zooplâncton em grupos tróficos — microfiltrados (Rotíferos e Cladóceros), macrofiltrados (grandes Cladóceros), predadores raptoriais (Copépodos ciclopóides) e mistos — permite caracterizar processos de cascata trófica e controle de fitoplâncton por pastejo. Lacerot *et al.* (2013) demonstraram que a pressão de pastejo do zooplâncton subtropical varia significativamente com o nível de predação por peixes, e Iglesias *et al.* (2011) evidenciaram que a predação elevada favorece a dominância de zooplâncton de pequeno porte em lagos rasos subtropicais. Em sistemas eutróficos com dominância de cianobactérias, a diversidade funcional do zooplâncton tende a declinar, como documentado por Josué *et al.* (2019) e Krztoń *et al.* (2019).

Metodologias robustas para classificação funcional de Copépodos foram estabelecidas por Benedetti *et al.* (2016), e abordagens funcionais para Rotíferos (Obertegger *et al.*, 2011; Wen *et al.*, 2017) e Cladóceros (Rizo *et al.*, 2017) têm avançado significativamente. A síntese filogenética dos Copepoda (Bernot *et al.*, 2021, 2025) confirma que as quatro ordens principais — Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida e Siphonostomatoida — compreendem ~98% das quinze mil espécies conhecidas. A diversidade funcional do zooplâncton como indicadora de restauração ecológica foi demonstrada por Josué *et al.* (2021) e Carlucci *et al.* (2020).

Em sistemas fluviais tropicais, o pulso de inundação estrutura as comunidades zooplanctônicas de forma análoga ao observado para o fitoplâncton: Wyss Castelo Branco *et al.* (2018) demonstraram sua influência sobre a estrutura comunitária no Rio Tocantins, e Sodré *et al.* (2017) identificaram as variações sazonais

de nível d'água como principal impulsionador da biodiversidade zooplanctônica em lago amazônico. Na região do Bico-do-Papagaio, Garrido e Bozelli (2000) estudaram o zooplâncton durante o enchimento do Reservatório Serra da Mesa, e Gomes *et al.* (2020) caracterizaram influências ambientais e espaciais sobre o zooplâncton de riachos do Cerrado. As interações fito-zooplâncton na AEBP, mediadas pelos gradientes sazonais documentados nesta pesquisa, são interpretadas com base nos grupos funcionais descritos acima.

Limnologia e a multidimensionalidade analítica: ordenação, permutação e partição de variância

A natureza multidimensional dos dados limnológicos — em que temperatura, nutrientes, turbidez, luz e composição biótica variam simultaneamente no espaço e no tempo — torna as análises multivariadas ferramentas analíticas indispensáveis. Em ecossistemas aquáticos, estas técnicas permitem identificar gradientes ambientais subjacentes, decompor a variância em componentes explicados por diferentes conjuntos de preditores e testar hipóteses sobre a estrutura de comunidades (Legendre; Legendre, 2012).

A Análise de Componentes Principais (PCA) destaca-se pela capacidade de reduzir a dimensionalidade de matrizes de dados ambientais, identificando eixos ortogonais de máxima variância. Sua ampla aplicação em estudos de qualidade de água — de rios turcos (Varol *et al.*, 2012) a lagos tropicais (Zeinalzadeh; Rezaei, 2017; Zhang *et al.*, 2023) — demonstra a universalidade do método. Em estudos de traços funcionais do fitoplâncton, a PCA revelou trade-offs entre características morfo-fisiológicas (Litchman; Klausmeier, 2008; Abonyi *et al.*, 2018). No presente estudo, a PCA foi aplicada às 11 variáveis limnológicas selecionadas após exclusão de multicolinearidade por VIF, com os componentes principais

interpretados como eixos de gradientes funcionalmente relevantes para as assembleias planctônicas.

A Análise de Coordenadas Principais (PCoA), introduzida por Gower (1966), opera sobre matrizes de dissimilaridade, tornando-a adequada para dados com distribuições não normais e métricas ecológicas como Bray-Curtis e Gower (Legendre; Legendre, 2012). Ao contrário da PCA, a PCoA pode acomodar relações não lineares e produz representações mais fiéis de comunidades biológicas em gradientes ecológicos complexos. Estudos como Bock *et al.* (2018), Ávila *et al.* (2017, 2019) e Díaz-Torres *et al.* (2021, 2022) ilustram sua aplicação para sincronização de comunidades em lagos sazonais. Nesta pesquisa, a PCoA via distância de Gower fundamenta os testes de permutação subsequentes.

A PERMANOVA (Análise de Variância Multivariada Permutacional), formalizada por Anderson (2001), representa avanço metodológico central ao permitir testes não paramétricos da significância de fatores categóricos sobre matrizes de dissimilaridade. Sua robustez reside na capacidade de operar com qualquer medida de distância e de lidar com designs experimentais complexos, incluindo fatores cruzados e aninhados e delineamentos desbalanceados (Anderson, 2001; Legendre; Legendre, 2012). Em limnologia, a PERMANOVA tem sido aplicada para investigar efeitos do barramento sobre diversidade funcional (Pineda *et al.*, 2020), resposta a múltiplos estressores hidrológicos (Wu *et al.*, 2018) e homogeneização biótica em rios tropicais (Brasil *et al.*, 2020). A análise SIMPER (Clarke, 1993), complementar à PERMANOVA, decompõe a dissimilaridade média entre grupos nas contribuições de variáveis individuais, identificando aquelas que mais discriminam os contrastes sazonais e anuais.

A Análise de Redundância (RDA) integra regressão múltipla e ordenação, relacionando matrizes de resposta biológica a conjuntos de variáveis preditoras ambientais (Ter Braak, 1994; Legendre; Legendre, 2012). A partição de variância, extensão da

RDA descrita por Borcard *et al.* (2004), decompõe a variação total em frações atribuídas a diferentes conjuntos de preditores — por exemplo, fatores sazonais vs. espaciais —, sendo ferramenta central para compreender mecanismos ecológicos. Aplicações em estudos de comunidades fitoplanctônicas tropicais incluem Costa e Dantas (2012), Alves *et al.* (2019) e Lin *et al.* (2024). A transformação de Hellinger (Legendre; Gallagher, 2001), prévia à RDA, adequa dados de abundância com muitos zeros ao pressuposto de relações lineares, sendo amplamente adotada em estudos de fitoplâncton (Cellamare *et al.*, 2016; Flanagan *et al.*, 2009).

Aprendizado de máquina e redução de dimensionalidade aplicados à limnologia

O crescimento no volume e na complexidade dos dados limnológicos — obtidos por sensores de alta frequência, monitoramento contínuo e técnicas de *metabarcoding* — impulsionou a adoção de algoritmos de aprendizado de máquina em ecologia aquática. O Random Forest tem demonstrado desempenho consistentemente alto em classificação de estados tróficos (Zhang *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2017), previsão de biomassa fitoplanctônica (Cheng *et al.*, 2021; Swift, 2023), modelagem de concentrações de nutrientes (Harrison *et al.*, 2021) e validação de sistemas de classificação funcional (Kruk *et al.*, 2017). A capacidade do algoritmo de lidar com relações não lineares, sua robustez contra sobreajuste e a possibilidade de quantificar importância de variáveis explicam sua popularidade. Nesta pesquisa, o Random Forest foi aplicado à classificação de campanhas sazonais a partir das variáveis limnológicas selecionadas, com validação cruzada k-fold e análise de importância para identificar os principais discriminadores das condições ambientais na AEBP.

A Uniform Manifold Approximation and Projection (UMAP), introduzida por McInnes *et al.* (2018), representa avanço

relevante nas técnicas de redução de dimensionalidade não linear. Baseado em fundamentos da teoria de variedades e topologia algébrica, o algoritmo preserva simultaneamente estrutura local (vizinhança) e global dos dados, superando as limitações lineares da PCA e os problemas de escalabilidade do t-SNE (McInnes *et al.*, 2020). Em limnologia, Milošević *et al.* (2022) estabeleceram o UMAP como ferramenta superior para visualização de relações entre comunidades biológicas e gradientes ambientais em comparação com métodos tradicionais, e Morales *et al.* (2023) demonstraram sua capacidade de identificar fontes pontuais e difusas de poluição em sistema fluvial chileno. Jakovljević *et al.* (2023a, 2023b, 2024) aplicaram UMAP integrado a modelos ecológicos para avaliar indicadores biológicos em rios da Sérvia. A comparação estatística entre PCA, PCoA e UMAP (Milošević *et al.*, 2022; Diaz-Papkovich *et al.*, 2019) evidencia que enquanto PCA e PCoA fornecem eixos com interpretação ecológica direta, o UMAP prioriza preservação de estrutura em detrimento da interpretabilidade — compensação importante a ser considerada na interpretação dos resultados.

Mudanças climáticas e comunidades planctônicas tropicais

As mudanças climáticas atuam sobre as comunidades planctônicas por múltiplas vias inter-relacionadas. O aquecimento modifica taxas metabólicas, fenologia de florações e regimes de estratificação térmica (Lewandowska *et al.*, 2012; Barbosa *et al.*, 2018); alterações no regime hidrológico — secas prolongadas e eventos de cheia mais intensos — reorganizam gradientes de luz e nutrientes (Flanagan *et al.*, 2009; Kraus *et al.*, 2019a); e mudanças na disponibilidade e nas razões de nutrientes alteram composição funcional e biomassa (Filiz *et al.*, 2020; Tian *et al.*, 2017). A estratificação mais intensa favorece cianobactérias adaptadas a ambientes com limitação de nutrientes (Abonyi *et al.*, 2018; Paerl; Otten, 2013), e a sinergia entre aquecimento e eutrofização — o

"ataque aliado" de Moss (2011), revisado por Meerhoff *et al.* (2022) — potencializa florações tóxicas (Barçante *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2022).

Para o zooplâncton, as mudanças climáticas comprometem a prestação de serviços ecossistêmicos ao alterar diversidade funcional e relações tróficas (Declerck; Senerpont Domis, 2023; Strecker *et al.*, 2008). Hébert *et al.* (2017) demonstraram que alterações de temperatura modificam taxas metabólicas e ciclos reprodutivos, e Lévesque *et al.* (2017) documentaram influência climática sobre variação de longo prazo nas comunidades de microcrustáceos. Na AEBP, inserida em ecótono Cerrado-Amazônia já sujeito a intenso desmatamento e expansão agropecuária, as interações entre mudanças climáticas, alteração de LULC e regime hidrológico do pulso de inundação configuram cenário de estresse múltiplo cujos efeitos sobre a biota planctônica são investigados neste trabalho.

A AEBP E O DESIGN EXPERIMENTAL

A AEBP E O DESIGN EXPERIMENTAL

A Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia – RHTA, a maior bacia inteiramente situada no Brasil, sofre pressões crescentes devido à expansão agropecuária, hidrelétricas e mineração, que alteram sua hidrologia e ecossistemas associados (Coe *et al.*, 2017; Latrubesse *et al.*, 2019). Apesar de sua relevância socioeconômica e ecológica, incluindo áreas de transição Amazônia-Cerrado, os impactos hidrológicos decorrentes das mudanças no uso do solo ainda não são plenamente compreendidos.

Na RHTA, a pecuária extensiva e os monocultivos (soja, eucalipto e algodão) têm sido os principais vetores de mudança no uso do solo. Desde os anos 1970, a expansão dessas atividades substituiu mais de 42% da cobertura natural da bacia por pastagens e lavouras (Pelicice *et al.*, 2021), com impactos críticos nas florestas ripárias e na dinâmica hidrológica (Coe *et al.*, 2009). A demanda por irrigação nessas áreas intensificou ainda os conflitos pelo uso da água (Morais *et al.*, 2016), agravando a degradação dos ecossistemas aquáticos.

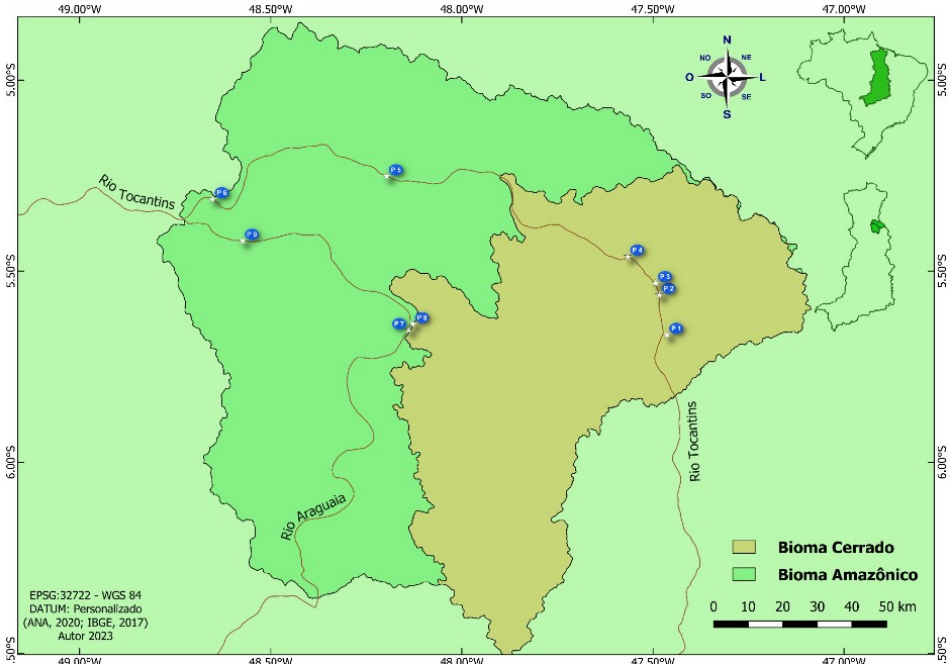
Área de Estudo Bico-do-Papagaio

A Área de Estudo do Bico-do-Papagaio (AEBP), é aqui conceituada como a região mais inferior da sub-bacia 23, Tocantins entre os rios do Sono e Araguaia, e da sub-bacia 28, Baixo Araguaia, onde ocorre a confluência dos rios Tocantins e Araguaia (ANA, 2015). É uma área ecotonal, que engloba tanto o trecho extremo norte da ecorregião Bico-do-Papagaio, proposto por Sano *et al.* (2019), como os trecho inicial do bioma Amazônia naquela área (Figura 1). Na AEBP ocorre a confluência dos rios Tocantins e Araguaia, seguindo como nome Rio Tocantins, que desemboca no Golfo Amazônico, no litoral do Estado do Pará, próximo à Ilha

de Marajó, na Baía do Marajó, em um complexo estuário que se mistura com o Oceano Atlântico.

A AEBP espacialmente, então, é formada por duas bacias hidrográficas nível 4 segundo a divisão das Ottobacias da ANA - Agência Nacional de Águas, uma que agrega o trecho mais inferior da sub-bacia 23 do rio Tocantins, e a outra o trecho mais inferior da sub-bacia 28 do rio Araguaia (ANA, 2017).

Figura 1 – Área de Estudo do Bico-do-Papagaio, AEBP, com áreas e limites dos Biomas Cerrado e Amazônia, pontos azuis indicam os 9 pontos amostrais (1-6 Tocantins; 7-9 Araguaia)



Fonte: Autores, 2022.

A AEBP drena aproximadamente 19.980,43 km2, distribuída em trinta e oito municípios, com população aproximada de 650.000 habitantes conforme censo do IBGE (2023). Vinte e um municípios

são do Estado do Tocantins, representam 51,52% da AEBP, sete municípios do Estado do Pará, 25,45%, e dez municípios do Estado do Maranhão, 23,03% da área de estudo.

Dezoito desses municípios, quatorze do Tocantins, dois dos estados do Maranhão e do Pará apresentam suas áreas integralmente dentro da AEBP, e possuem uma população estimada de 515.344 habitantes (IBGE, 2023). Os municípios são, no Maranhão: Imperatriz, Vila Nova dos Martírios, Governador Edison Lobão, João Lisboa e São Pedro da Água Branca no Maranhão; no Tocantins: Araguatins, Itaguatins, Augustinópolis, Sampaio, Esperantina, São Bento do Tocantins, São Miguel do Tocantins, Sítio Novo do Tocantins e Ananás; e no Pará: Abel Figueiredo, São João do Araguaia, Palestina do Pará e São Domingos do Araguaia (Figura 2). Imperatriz com população estimada em 285.806 habitantes, e Araguatins com 33.286 habitantes, são os municípios mais populosos e representam 62,16% daquela população estimada.

Dinâmica do uso e ocupação da terra na AEBP

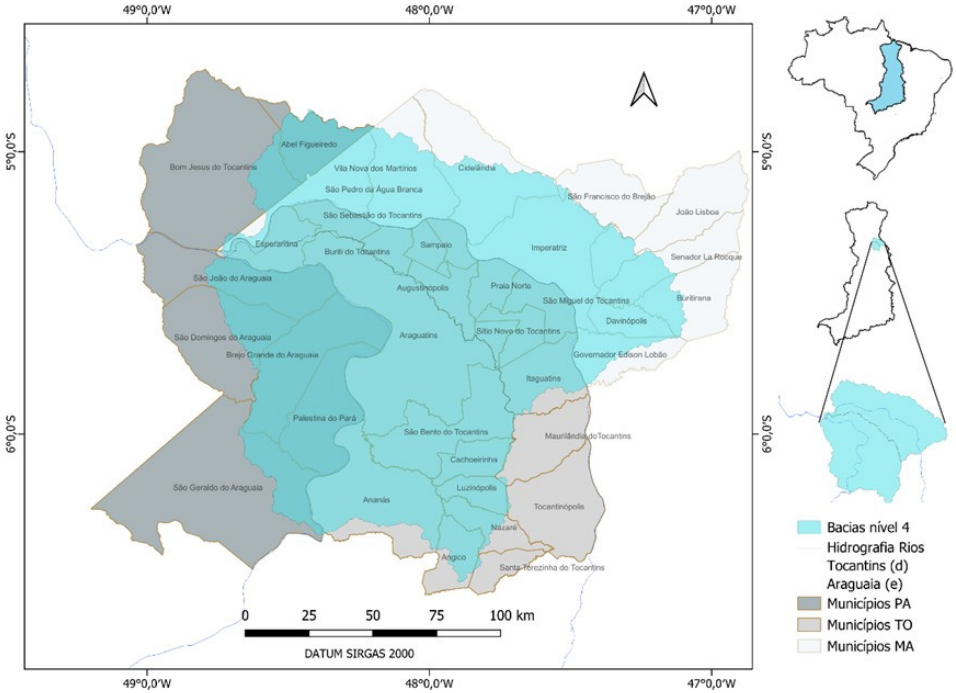
A primeira etapa deste trabalho consistiu em realizar uma caracterização geomorfológica da bacia através da caraterização do relevo via mapa de hipsometria. A hipsometria é utilizada para compreender a altimetria de uma área sendo representada em classes de altitudes com cores diferentes (Batista *et al.*, 2017).

Os modelos digitais de elevação são muito empregados nos estudos geomorfométricos, devido a sua cobertura contínua de áreas extensas, tais como bacias hidrográficas (Trentin *et al.*, 2015).

Para se proceder ao estudo da dinâmica da paisagem, a AEBP foi delimitada (Figura 2) e a análise geomorfológica foi conduzida utilizando o Modelo Digital de Elevação elaborado a partir de imagens ortorretificadas e corrigidas do sensor ALOS-PALSAR-2, de 10/07/2015, da agência de Exploração Aeroespacial

Japonesa, com om correção radiométrica e de terreno (RTC) que possui resolução espacial de 12,5 metros (JAXA, 2022). As imagens em formato raster foram configuradas espacialmente utilizando o sistema de referência SIRGAS 2000 (datum oficial brasileiro), com projeção Brazil Polyconic (código EPSG:5880), por meio do software QGIS versão 3.34.7 (QGIS Development Team, 2022). A reamostragem bilinear foi aplicada para alinhar os pixels às coordenadas projetadas, garantindo compatibilidade com os dados vetoriais do IBGE e ANA, e permitindo o cálculo acurado das áreas ocupadas por cada classe de na série multitemporal.

Figura 2 – Representação das sub-bacias bacias que compõem a Área de Estudo do Bico-do-Papagaio – AEBP com os limites municipais na triplice fronteira -MA-PA-TO, na Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia – RHTA



Fonte: Autores, 2022.

O processamento desses dados no software QGIS possibilitou a identificação de padrões de declividade relacionados a processos erosivos, o mapeamento de áreas de baixada vulneráveis a inundações e a delimitação de unidades geomorfológicas essenciais para compreender a dinâmica hidrológica regional.

Para leitura espaço-temporal das dinâmicas da paisagem foi também realizado uma caracterização das alterações dos usos da terra. Para tanto foi utilizado o mapeamento do uso da terra realizados pelo projeto MapBiomas (Coleção 8) do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil, para um intervalo de 38 anos, compreendendo os seguintes anos: 1985, 1995, 2005, 2015 e 2022 na escala de 1:250.000. Os mapeamentos são gerados no formato matricial (30x30 m) através de imagens do sensor Landsat, com acurácia de 80% para escalas de 1:100.000, a partir da classificação pixel a pixel de imagens do satélite *Landsat,* com o uso de algoritmos de aprendizagem de máquina através da plataforma *Google Earth Engine* que agrega os pixels gerados então o mosaico anual do uso e cobertura conforme a classificação do Projeto (MapBiomas, 2024).

O mosaico de imagens representa uma composição gerada dos melhores pixels que são extraídos de todas as imagens disponíveis entre um período definido dentro de um ano, com o uso de um máximo de seis meses, entre os meses de abril-setembro (Souza *et al.*, 2020).

A Coleção 8 do MapBiomas, fornece imagens Landsat classificadas em 14 categorias distintas na AEBP: Floresta, Savana, Floresta Alagável, Silvicultura, Pântano, Campestre, Pastagem, Mosaico de Usos, Área Urbana, Não Vegetada, Afloramento Rochoso, Rio e Lago, Soja e Lavouras Temporárias (MapBiomas, 2024), que foram plotadas sobre o mapa hipsométrico da AEBP (Figura 3).

A abordagem metodológica incluiu tanto análises quantitativas, com o cálculo de áreas absolutas e relativas e das taxas

de conversão entre classes naturais e antrópicas, quanto análises espaciais, que focaram nos principais vetores de transformação da paisagem, como a expansão agrícola e o processo de urbanização. Particular atenção foi dada aos padrões de fragmentação florestal e à dinâmica da zona ecotonal entre Amazônia e Cerrado.

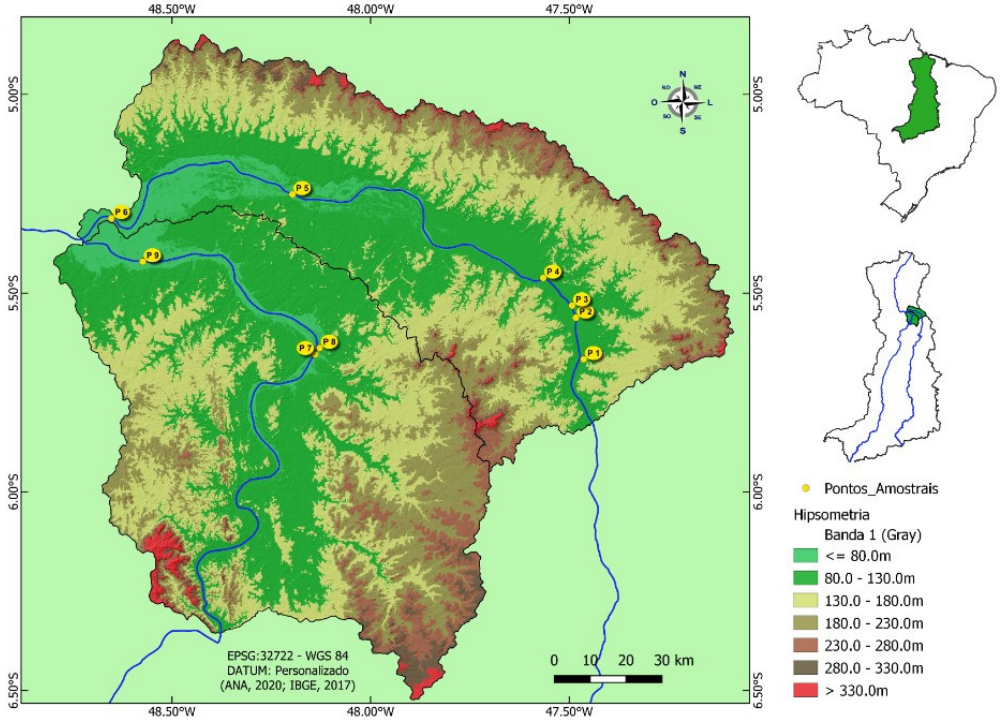
Utilizou-se no QGIS ferramentas de álgebra de mapas para os cálculos de mudança e técnicas de pós-classificação para reduzir eventuais ruídos nas transições identificadas. Esta abordagem metodológica proporcionou uma análise abrangente das transformações ocorridas na paisagem da AEBP ao longo do período estudado.

A metodologia adotada apresenta algumas limitações que devem ser consideradas. Áreas de transição entre diferentes classes de uso do solo podem apresentar maior probabilidade de erros de classificação. Fatores climáticos, como variações na cobertura de nuvens entre os anos analisados, também podem influenciar a qualidade dos mosaicos utilizados. Entretanto a partir da Coleção 7.0, o Mapbiomas vem obtendo Acurácia Geral acima de 96% e acurácia do produtor e do usuário acima de 84%, tornando-o acurado o suficiente para muitas análises comuns na escala da paisagem, em ecologia, agricultura e engenharia (Oliveira; Arraut, 2024).

Como se observa nas Figuras 2 e 3, no Rio Tocantins os pontos 2 e 3 localizam-se defronte o perímetro urbano da cidade de Imperatriz, e no Rio Araguaia, os pontos 7 e 8, defronte à cidade Araguatins.

Foram alocados na primeira Campanha, oito pontos, seis no Rio Tocantins e 2 no Rio Araguaia. A partir da segunda Campanha introduziu-se um 9º ponto, ponto 9, no Rio Araguaia, como forma de diminuir o desbalanceamento entre os rios e o potencial enviesamento nas análises estatísticas, bem como para proporcionar robustez às analises ecológicas.

Figura 3 – Mapa Hipsométrico da Área de Estudo do Bico-do-Papagaio, AEBP, pontos amraelos identificam os 9 pontos amostrais nos rios Tocantins (dir) e Araguaia (esq)



Fonte: Autores, 2022.

O espaço multidimensional limnológico

Foram mensuradas dezesseis variáveis limnológicas, tratadas aqui genericamente como também variáveis hidroquímicas ou ambientais, coletadas, processadas e estimadas conforme normas, padrões, procedimentos e equipamentos específicos (Figura 4).

Figura 4 – Registro de amostragem: análise laboratorial



Fonte: Autores, 2023.

Para aferição das sete variáveis seguintes, Temperatura, Clorofila, Oxigênio Dissolvido, Saturação de Oxigênio, Sólidos Totais Dissolvidos, potencial Hidrogeniônico, e Turbidez, foi utilizada sonda limnológica multiparâmetros Hidrolab modelo DS5.

Para a Zona Eufótica, aqui conceituada como a profundidade da massa d'água cuja intensidade luminosa corresponda a 1% do valor da sub-superfície foi utilizado Disco de Secchi para mensurar a profundidade visível e multiplicada pelo fator de conversão fz = 2,709 (Cole, 1994; Esteves, 1998).

Para a Demanda Bioquímica de Oxigênio foi utilizada Sistema Respirométrico Modelo System 6 - Marca VELP para análises ambientais, com método DBO5, medição em 5 dias a 20ºC (CETESB, 2011).

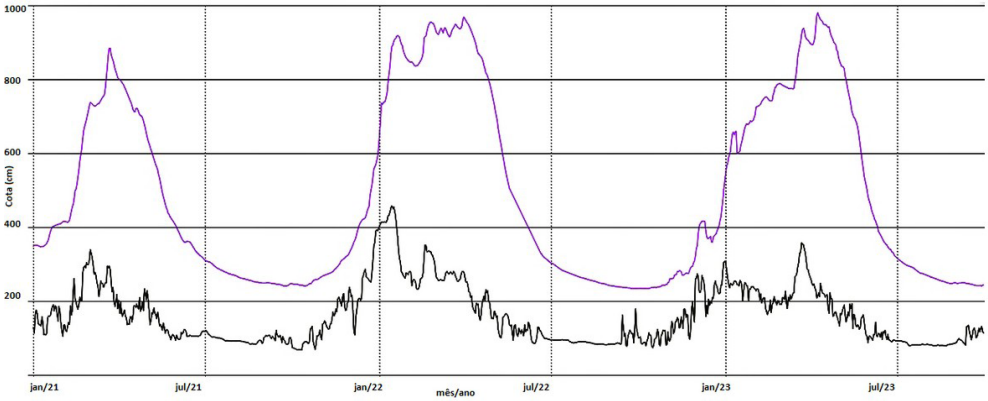
Foram coletadas também amsotras de água para quatro da série de Nitrogênio, Nitrogênio total, Nitrito, Nitrato e Amônio, e duas da série do Fósforo, Fósforo total e Fóforo Inorgânico, utilizando a preparação das amostras e leitura em espectrofotômetro, conforme APHA (2017).

Para a quantificação da variável Silício dissolvido (Si) foi coletada água e preparação da amostra para leitura em Espectrofotômetro de Plasma de emissão multiponto (ICP-AES) ICP-9000 Shimadzu (EPA 6010B) do LQA/UEMASUL

Foram realizadas campanhas semestrais nos anos de 2022 e 2023, nas estações chuvosa e seca, totalizando quatro campanhas. No ano de 2022 a Campanha Cheia, foi realizada no final da estação, abril/maio devido ao efeito impactante do fenômeno La Niña do ciclo El Niño Oscilação Sul (ENOS), em que as chuvas intensas proporcionaram um aumento da cota do Rio Tocantins, no início do ano, em estação pluviométrica de Imperatriz, para uma cota de aproximadamente 13 metros acima da cota normal do rio. As campanhas sazonais da Seca, nos ciclos 2022 e 2023, foram realizadas no pico da estação, setembro outubro, e a da Cheia do ciclo 2023 no mês de fevereiro (Figura 5 e Figura 6).

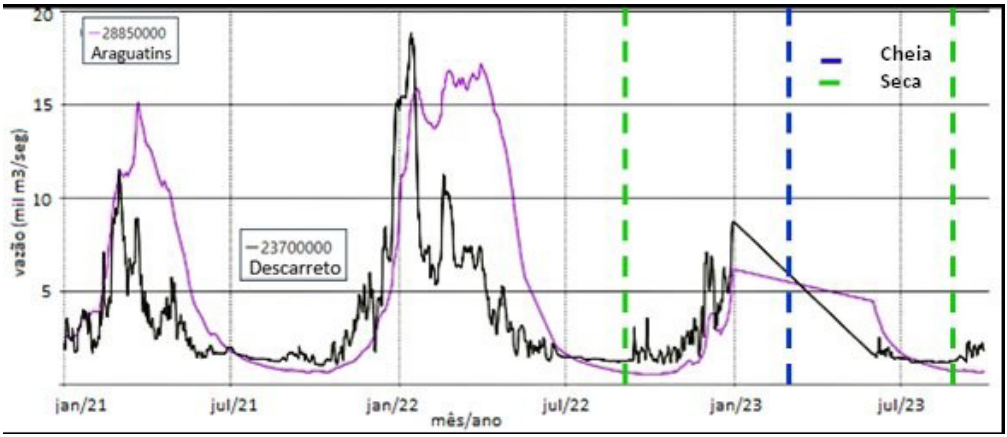
O Sistema Hidroweb, não possui dados disponíveis de vazões para as duas Estações fluviométricas indicadas nas figuras, nos cinco primeiros meses de 2023. O que, no entanto, não prejudicou as análises, visto que a variável vazão não entrou na matriz de variáveis ambientais ou limnológicas deste estudo.

Figura 05 – Curvas de Cota (cm) nos anos de 2021 a 2023 nas estações Araguatins (róseo - Rio Araguaia) e Descarreto (preto – Rio Tocantins), indicando os períodos das campanhas



Fonte: adaptado do Portal Hidroweb (ANA, 2024).

Figura 06 – Curvas de Vazão (m3/seg) nos anos de 2021 a 2023 nas estações Araguatins (róseo - Rio Araguaia) e Descarreto (preto – Rio Tocantins), indicando os períodos das campanhas



Fonte: adaptado do Portal Hidroweb (ANA, 2024).

Variáveis biológicas da biota planctônica funcional

As coletas da biota planctônica foram realizadas com redes de plâncton de 20 μ para o fitoplâncton e 120μ para zooplâncton. Ambas as redes com Fluxômetro Mecânico Modelo 2030BR Limnotec acoplado. Os dados da comunidade biológicas foram coletados com anotação do rotor e tempo de arraste para cálculo do volume filtrado conforme manual do fabricante.

O volume filtrado em cada arraste foi depositado em frasco plástico etiquetado com código de ponto amostral, dia, local e comunidade, fito ou zooplâncton, adicionando formol 10%.

No LEL foi calculado o volume filtrado de cada uma das 70 amostras, conforme o manual do fluxômetro, para em seguida ser realizada a homogeneização manual e pipetado 1mL em câmara de Sedgewick-Rafter para contagem dos indivíduos da comunidade (Serfling, 1949; IOC, 2010; Kozak *et al.* 2018).

Para a comunidade fitoplanctônica foi utilizada a metodologia de Grupos Funcionais Baseados em Morfologia, MBFG com os 7 grupos morfofuncionais (Kruk, 2010; Kruk *et al.*, 2010; Kruk *et al*, 2011; Kruk; Segura, 2012). Para a comunidade zooplanctônica, utilizou-se os grupos Rotifera, Cladócera, Copepoda adulto, Copepoda juvenil e estágio larval Nauplius (Hansen *et al.*, 1997; Bunker; Hirst, 2004).

Análise integrada dos dados

As variáveis categóricas estabelecidas como preditoras no modelo desenvolvido, foram cinco: ano (dois fatores: 2002 e 2023), estação (dois fatores: cheia e seca), rio (2 fatores: Tocantins e Araguaia), bioma (dois fatores: Amazônia e Cerrado) e campanha (4 fatores: combinações de ano e estação).

Os dados limnológicos e biológicos foram processados em planilha Excel Microsoft Office, e submetidos a curadoria por

análise visual e Análise Exploratória dos Dados, usando a própria planilha, o software Past 5.2.1 (Hammer *et al.*, 2001; Hammer; Harper, 2024) e a programação R com diversos pacotes relacionados à análise exploratória para realização de gráficos boxplot, gráficos Ridge, teste de normalidade de Shapiro-Wilks (R Core Team, 2024).

Foi construído um pipeline na linguagem em R, constituído de 10 módulos ou dutos de análise. O pipeline analítico, atualmente um pouco mais de 7.630 linhas de código, compreende onze os seguintes módulos integrados: (1) Análise Exploratória Normalização de dados abióticos e bióticos com teste de normalidade Shapiro-Wilks (W) e scripts de visualização de dados, boxplot e ridge; (2) Análise de Componentes Principais (PCA) para redução dimensional linear de variáveis ambientais, com scripts também de transformação de variáveis e teste de Fator de Inflação de Variância (VIF); (3) *Uniform Manifold Approximation and Projection* (UMAP), para visualização não-linear de estrutura comunitária; (4) Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) para testar significância de diferenças pelas variáveis preditoras de modo global, combinado (com interação dupla e tripla entre variáveis preditoras) e aninhado (unidades amostrais nos sítios urbanos e não urbanos); (5) Análise Percentual de Similaridade (SIMPER) para identificação de táxons discriminantes; (6) Random Forest para modelagem preditiva e importância de variáveis; (7) Análise de Redundância Canônica (RDA) para ordenação restrita; (8) Análise de Correspondência Canônica (CCA) para dados unimodais; (9) Análise de Redundância baseadas em distâncias (db-RDA) para ordenação restrita, matrizes de dissimilaridade e partição de variância; (10) Validação Cruzada *Leave-One-Out* (LOOCV) e o análogo *Leave-One-Out* (LOO) para validar a robustez do modelo.

Os dados das 16 variáveis limnológicas foram transformados por padronização pelo escore Z, e os dados das comunidades

biológicas, sete variáveis equivalentes aos sete grupos MBFG de fitoplâncton e cinco variáveis relacionadas aos grandes grupos/estágios de zooplâncton, foram transformados pela transformação de Hellinger (Legendre; Galagher, 2001). Como citado na fundamentação teórica, essas transformações além de usuais são as que se adequam muito bem para as variáveis numéricas contínuas/ordinais no caso das limnológicas e para os dados de abundância calculados em densidade com muito pontos com zero indivíduos, e, ainda, a transformação de Hellinger atenua os vieses desse comportamento que é padrão em dados de abundância (Legendre; Legendre, 2012; Ter Braack; Šmilauer, 2015; Da Silva *et al.*, 2022).

As distâncias usadas foram aquelas que a literatura ecológica consigna como adequadas para a estrutura de dados ambientais e biológicos e as técnicas usadas: distância Euclidiana, Bray-Curtis e Gower. (Ter Braack, 2004; 2023; Borcard *et al.* 2004; Borcard *et al.*, 2011; Dray *et al.*, 2006; Legendre *et* Galagher, 2001; Legendre; Legendre, 2012; Ter Braack; Šmilauer, 2015; Da Silva *et al.*, 2022).

A Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise de Coordenadas Principais (PCoA) são técnicas de ordenação não-constrita amplamente utilizadas em ecologia para reduzir dimensionalidade e revelar gradientes subjacentes em dados multivariados (Legendre; Legendre, 2012). Enquanto PCA utiliza distâncias euclidianas e é aplicável a dados quantitativos contínuos, PCoA (também conhecida como métrica multidimensional, MDS) permite uso de qualquer medida de dissimilaridade, sendo particularmente útil quando aplicada com distância de Gower para dados mistos (Gower, 1966; Legendre; Legendre, 2012).

Os dados espaciais ficaram compostos então de fatores Rio e Bioma, com seus dois níveis, respectivamente, Tocantins e Araguaia, e Amazônia e Cerrado, transformados em *dummies* nas análises multidimensionais como PERMANOVA. Na PERMANOVA aninhada criou-se um outro fator, Posição, para estratificar os pontos urbanos, 2, 3, 7 e 8, dos pontos não urbanos.

Utilizou-se também o argumento de função strata par estratificar por rio visto os pontos serem em rios diferentes.

Os testes *post-hoc*, no contexto de PERMANOVA, constituem uma etapa complementar aos testes principais, realizada após a detecção de um efeito global significativo no modelo global ou isolado. Seu objetivo primordial é decompor o efeito agregado, identificando quais pares ou grupos específicos diferem entre si, controlando o erro de um falso positivo em múltiplas comparações simultâneas.

Enquanto a análise permutacional global testa a hipótese de que não há diferenças entre os grupos, os testes *post-hoc*, como o pareado PERMANOVA com correção FDR, respondem à pergunta subsequente à hipótese: quais contrastes específicos impulsionam essa significância? (Anderson, 2001).

A decomposição pareada das dissimilaridades ambientais, derivada dos testes *post-hoc* permutacionais, pareado PERMANOVA com correção FDR (Benjamini; Hochberg, 1995; Wantzen *et al.*, 2006; Verhoeven *et al.*, 2005), usada neste estudo, fornece uma resolução fina dos contrastes específicos que sustentam a variância explicada pelo modelo global sequencial, permitindo a identificação de interações robustas temporais e espaciais nos perfis hidroquímicos dos rios Tocantins e Araguaia.

A análise da decomposição de dissimilaridades via SIMPER foi realizada para observar os comportamentos dos contrastes sazonais e anuais na AEBP.

A análise SIMPER aplicada aos pares significativos do fator Campanha (Ano x Estação), pós testes *post-hoc*, decompõe as contribuições das 16 variáveis ambientais às dissimilaridades calculadas pela distância de Gower, revelando padrões hidroquímicos dominantes na RHTA.

Em estudos ecológicos e ambientais, a aplicação da Análise Percentual de Similaridade (SIMPER) não é obrigatória para todos os fatores e interações identificados na PERMANOVA, mas

deve ser seletiva e justificada pela relevância científica, evitando sobrecarga analítica sem ganho interpretativo (Clarke, 1993; Anderson, 2006). A necessidade depende do objetivo: enquanto a PERMANOVA e testes *post-hoc* pareados testam se há diferenças significativas entre grupos, o SIMPER decompõe quais táxons ou variáveis respondem por essas diferenças e quanto cada um contribui percentualmente para a dissimilaridade observada.

A Análise de Dispersão Multivariada (PERMDISP, implementada via função betadisper) foi aplicada complementarmente à PERMANOVA aninhada para testar o pressuposto de homogeneidade de dispersões entre grupos, requisito essencial para inferências robustas sobre diferenças de posição (centroides) sem confundimento por variância heterogênea (Anderson, 2006). Este teste é crucial porque violações de homogeneidade podem inflar erro Tipo I em PERMANOVA, tornando-o um pré-requisito metodológico em análises multivariadas robustas (Anderson, 2006; Anderson; Walsh, 2013). PERMDISP tem sido aplicado em diversos estudos limnológicos para validar pressupostos de PERMANOVA, incluindo análises de comunidades fitoplanctônicas (Wojciechowski *et al.*, 2017), estruturas zooplanctônicas (Wu *et al.*, 2022) e metacomunidades aquáticas (Heino *et al.*, 2015).

Especificamente, testou-se se a variabilidade composicional intragrupo diferia significativamente entre os sítios urbanos Imperatriz e Araguatins (dois pontos amostrais no perímetro fluvial de cada município), assegurando que eventuais diferenças detectadas pela PERMANOVA refletissem genuinamente alterações na estrutura da comunidade planctônica e não artefatos decorrentes de dispersões desiguais entre localidades.

Na execução da PCA, procedeu-se a uma iteração para reduzir a colinearidade e a multicolinearidade entre as variáveis. Este procedimento foi feito usando o Fator de Inflação da Variância (VIF), tem por função identificar variáveis que estão altamente

correlacionadas entre si, o que pode inflacionar a variância dos coeficientes de regressão, tornando os estimadores instáveis, os intervalos de confiança mais largos e as interpretações menos confiáveis (Belsley *et al.*, 1980; Cohen *et al.*, 2013).

Esses autores estabeleceram os limites e regras práticas que valores de VIF maiores que 10 devem ser eliminados devido à multicolinearidade elevada, em que aquela variável já é explicada demasiadamente por outras.

Essa escolha reflete uma abordagem iterativa de seleção de variáveis, onde o VIF serve como filtro preliminar fundamental, para evitar variações espúrias e redundantes, mas não como um protocolo absoluto, devendo-se também priorizar variáveis com papel causal claro (Zuur *et al.*, 2010; Legendre; Legendre, 2012).

A análise da redução dimensional pela Aproximação e Projeção de Variedades Uniformes (UMAP) permite observar a estrutura global dos dados ao representar visualmente as relações entre os pontos (McInnes *et al.*, 2018; 2019). Ao reduzir a dimensionalidade dos dados permite a visualização de interações entre as unidades ajudando na classificação dos objetos (Dorrity *et al.*, 2020, Stolarek *et al*,.2022).

A Análise de Redundância (RDA) e a Análise de Correspondência Canônica (CCA) são as principais técnicas de ordenação restrita, modelando relações lineares ou unimodais entre variáveis ambientais (preditoras) e biológicas (respostas), respectivamente.

A Análise de Redundância (RDA), desenvolvida por Van den Wollenberg (1977) e consolidada por Ter Braak (1994), é uma técnica de ordenação constrita que combina regressão múltipla com análise de componentes principais, permitindo quantificar e testar significância de relações entre variáveis preditoras ambientais e composição de comunidades.

A partição de variância, proposta por Borcard *et al.* (1992), permite decompor variância explicada em componentes atribuíveis

a fatores ambientais, espaciais, compartilhados e residuais, oferecendo insights sobre processos determinísticos e estocásticos estruturando metacomunidades (Legendre *et al.*, 2011; Ter Braak, 2023).

A RDA assume gradientes curtos e lineares, projetando respostas no espaço dos preditores via regressão múltipla, ideal para dados com variância ambiental dominante, como na eutrofização sazonal na AEBP, com R^2 adj. = 0,52 (Legendre *et* Legendre, 2012).

A CCA, por outro lado, incorpora unimodalidade (modelo gaussiano), adequada a gradientes longos como respostas fitoplanctônicas a pH extremo, preservando relações não lineares em ecossistemas tropicais (ter Braak; Šmilauer, 2012). Ambas quantificam variância compartilhada (R^2), mas divergem em suposições, demandando seleção criteriosa para evitar viés interpretativo.

A escolha entre RDA e CCA é guiada pela Análise de Correspondência Desenviesada (DCA), que estima o comprimento do gradiente (SD units) das respostas: valores <3-4 favorecem RDA linear, enquanto >4 indicam CCA unimodal.

A Análise de Redundância (RDA) constitui a ordenação restrita linear adotada nesta pesquisa para modelar as relações entre variáveis ambientais e a estrutura comunitária aquática na AEBP, escolhida com base no teste de Análise de Correspondência Desenviesada (DCA), que estimou um comprimento de gradiente curto (SD = 1,76), indicando respostas lineares aos preditores hidroquímicos (ter Braak; Šmilauer, 2012).

O critério de decisão segue a regra estabelecida por Lepš; Šmilauer (2003), onde gradientes < 3 SD favorecem métodos lineares (RDA/dbRDA) enquanto > 4 SD requerem métodos unimodais (CCA/CA). A distância baseada em RDA (dbRDA), extensão de RDA para matrizes de dissimilaridade não-euclidianas como Gower (Legendre; Anderson, 1999; McArdle; Anderson, 2001), foi subsequentemente aplicada para acomodar dados mistos de

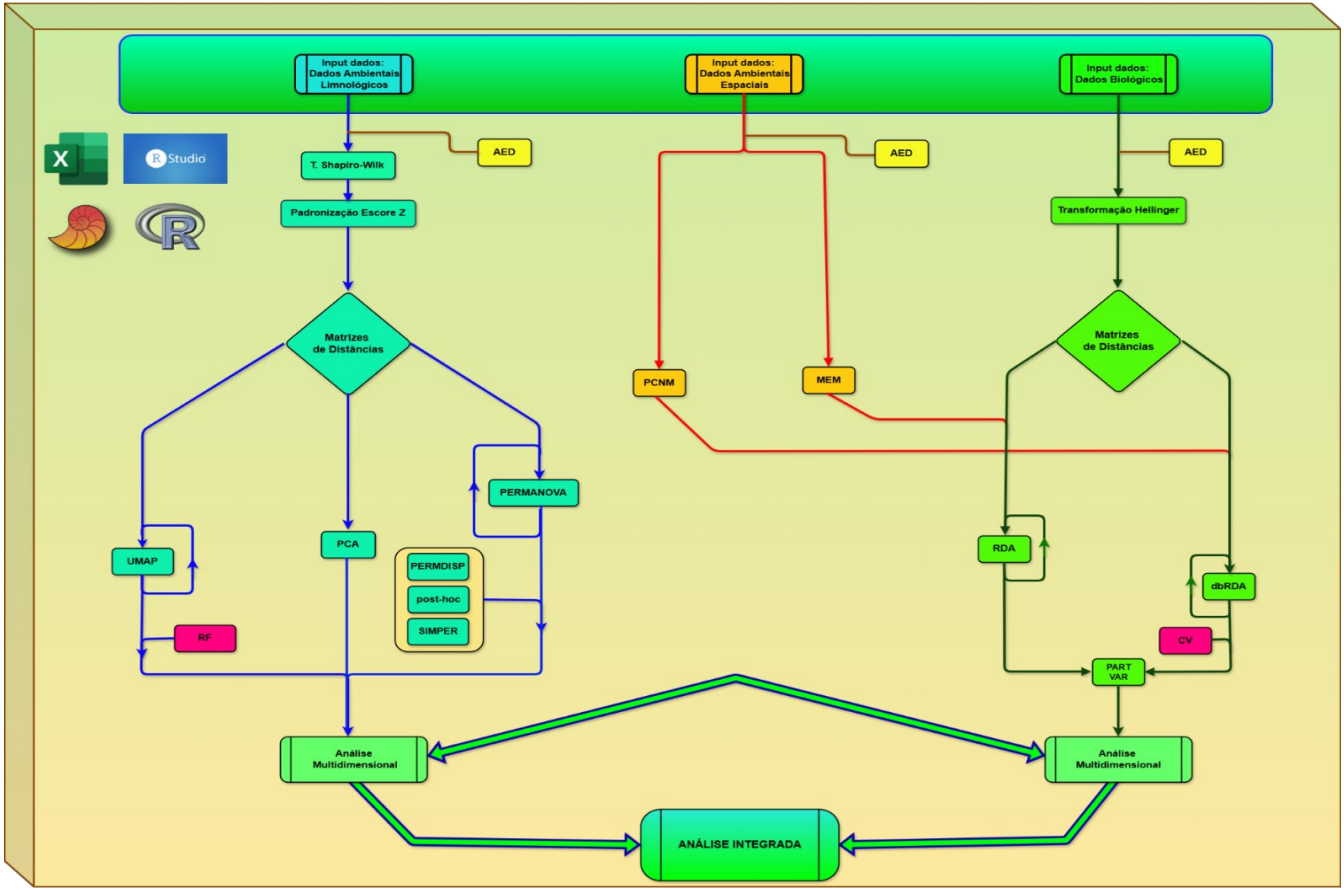
abundância com muitos zeros, preservando relações multivariadas complexas não capturadas por distâncias euclidianas (Anderson *et al.*, 2008).

Na RDA e dbRDA gerou-se os vetores espaciais conforme as especificidades de cada técnica, gerados com distâncias euclidianas, retilíneas, Na RDA utilizou-se os vetores próprios de Moran (MEM), e, como são nove pontos, são gerados (n -1) vetores. Na dbRDA utilizou-se um tipo específico de MEM chamado de Coordenadas principais de Matrizes de Vizinhança (PCNM). Para gerar os PCNM, que são autovetores, se utilizou, além das coordenadas UTM, a distância hidrológica entre os pontos separando os pontos dos dois rios, para não gerar uma conexão inexistente. Foram gerados 3 PCNM, visto PCNM negativo não ter significado ecológico, e os pacotes usados, *vegan* e *adespatial*, já truncarem os resultados, gerando apenas aqueles de significância ecológica (Dray *et al.*, 2006; Legendre; Legendre, 2012; Da Silva *et al.*, 2022).

As análises inferenciais foram todas realizadas na plataforma R. A Figura 7 ilustra um fluxograma metodológico sequencial e iterativo das análises inferenciais propostas nesta pesquisa como modelo de protocolo de análise ecológica de dinâmica espacial e temporal de biota planctônica.

Algumas análises foram realizadas *post-hoc*, a posteriori, e outras foram incluídas na fase de análise de dados e revisão de literatura com o objetivo de conectar, utilizar técnicas avançadas de análise multidimensional para dados ecológicos e Machine Learning, aprendizado de máquina, para gerar respostas e índices conservadores para decisões sobre as hipóteses, com as premissas argumentativas de eliminar colinearidade, multicolinearidade, sobreajuste (*overfit*), redundância (*overlap*), variação espúria e ruídos nos dados. Esta decisão metodológica, aprimorada ao longo da pesquisa, consiste também em expor sua utilização promissora em análises limnológicas, ambientais e de ecologia aquática, de ambientes lóticos, lênticos, temperados e tropicais.

Figura 07 – Fluxograma das Análise dos dados: AED e Análises Inferenciais; Analise Multidimensional; Aprendizado de Máquina



Fonte: Autores, 2025.

Conforme demonstrado na Figura 8 as análises para dar robustez estatística e consistência para as discussões ecológicas com as matrizes de dados foram a PERMANOVA (PERMDISP, *post-hoc*, SIMPER), a PCA, PCoA, UMAP, RF, RDA com vetores espaciais MEM e dbRDA (*stepwise*) com vetores espaciais PCNM, com a partição de variância de modo a explicar quais variáveis sem ruído explicam melhor tanto a comunidade biótica inteira, como cada uma das comunidades aqui estudadas (Dray *et al.*, 2006; Legendre; Legendre, 2012; Ter Braack; Šmilauer, 2015; Da Silva *et al.*, 2022).

A robustez do modelo de Análise de Redundância baseada em Distâncias (db-RDA) foi avaliada mediante Validação Cruzada *Leave-One-Out* (LOOCV), procedimento que itera a exclusão sequencial de cada observação, reajustando o modelo com n-1 amostras e testando a capacidade preditiva sobre a observação omitida. A importância relativa de cada variável preditora foi quantificada excluindo iterativamente cada covariável ambiental e mensurando a redução no R^2 ajustado do modelo. A qualidade do ajuste foi diagnosticada através da matriz de confusão e da análise de resíduos (Hastie *et al.*, 2009; Arlot; Celisse, 2010).

Random Forest (RF), desenvolvido por Breiman (2001), é um algoritmo de aprendizado de máquina ensemble que constrói múltiplas árvores de decisão e agrega suas predições, oferecendo robustez contra sobreajuste e capacidade de lidar com interações complexas não-lineares entre variáveis (Breiman, 2001; Louppe *et al.*, 2013). Duas métricas principais quantificam importância de variáveis em RF: (i) Acurácia de Permutação, que mede degradação preditiva ao permutar valores de cada variável, e (ii) Diminuição de Gini, que quantifica redução de impureza em divisões arbóreas, sendo complementares para hierarquizar importância preditiva (Breiman, 2001; Louppe *et al.*, 2013).

A aplicação de Random Forest para identificar variáveis-chave estruturando comunidades aquáticas tem crescido

substancialmente. Chakraborti *et al.* (2020) utilizaram RF para modelar distribuição de fitoplâncton em estuário indiano, demonstrando superioridade sobre regressões lineares. Harrison *et al.* (2021) aplicaram RF integrado com sensores de alta frequência para prever concentrações de nitrogênio e fósforo em córregos, alcançando alta precisão preditiva. Mais recentemente, Xu *et al.* (2024) desenvolveram modelos de RF interpretáveis para predição de biomassa fitoplanctônica, identificando principais variáveis influenciadoras através de métricas de importância, abordagem similar à empregada na presente pesquisa para quantificar relevância de variáveis ambientais na estruturação de comunidades planctônicas da AEBP.

A ANÁLISE E A EMERGÊNCIA

A ANÁLISE E A EMERGÊNCIA

Dinâmica do uso e cobertura da terra na AEBP -RHTA

A ocupação do território brasileiro tem sido marcada pela exploração de recursos naturais e pela conversão de formações florestais em áreas urbanas e agropecuárias, resultando na redução e fragmentação da cobertura vegetal (Laurance; Curran, 2008; Faria *et al.*, 2021). Na Amazônia Oriental e no Cerrado, o avanço das atividades antrópicas nas últimas décadas acelerou o desmatamento, afetando a biodiversidade e a capacidade desses biomas de atuarem como sumidouros de carbono (Gomes *et al.*, 2018; Brienen, 2015).

Essas transformações impactam diretamente os processos hidrológicos, aumentando a erosão, o assoreamento e a contaminação de corpos d'água por agrotóxicos (Araújo, 2016; Fonseca *et al.*, 2021). A fragmentação de habitats próximos a mananciais compromete ainda a qualidade da água e a manutenção do ciclo hidrológico (Bizzo, 2017).

Este estudo analisou a dinâmica do uso e cobertura da terra na AEBP, na Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia (RHTA) entre 1985 e 2022, com intervalo de 10 anos, à exceção do último, 2022, focando nos efeitos das atividades agropecuárias e industriais. Os resultados visam subsidiar políticas de conservação e gestão sustentável dos recursos hídricos. Na Tabela 1 detalha-se a área de drenagem da AEBP por rio da bacia e bioma.

Tabela 1 – Área de drenagem da Área de Estudo do Bico-do-Papagaio (AEBP), entradas por bacia e bioma

Bacia da AEBP	Amazônia (km²)	Cerrado (km²)	Total (km²)
Araguaia	6.573,48	3.836,14	10.409,62
Tocantins	5.103,98	4.466,83	9.570,81
Total	11.677,46	8.302,97	19.980,43

Fonte: Autores, 2025.

A área da AEBP, na bacia do rio Tocantins, 9.570,81 km2, distribui-se em 11 municípios do estado do Tocantins, Itaguatins, Axixá do Tocantins, Sítio Novo do Tocantins, São Miguel do Tocantins, Praia Norte, Augustinópolis, Sampaio, Carrasco Bonito, Buriti do Tocantins, São Sebastião do Tocantins e Esperantina. Do estado do Maranhão, são os 7 municípios, Governador Edison, Lobão, Davinópolis, Buritirana, Senador La Rocque, João Lisboa, São Francisco do Brejão, Cidelândia, Vila Nova dos Martírios, São Pedro da Água Branca. E do Estado do Pará, os municípios de Abel Figueiredo e Bom Jesus do Tocantins. Das 7 grandes barragens hidrelétricas no Rio Tocantins, e outras barragens bloqueando o curso de seus afluentes (Akama, 2017), 6 localizam-se a montante da região de estudo.

Como a AEBP localiza-se numa zona de transição ecotonal, identificou-se e caracterizou-se as áreas no bioma Amazônia e no bioma Cerrado. 11.677,46 km2 da área de drenagem, 58,44%, localizam-se no bioma amazônico, e 8.302,97 km2, 41,56% no bioma cerrado (Tabela 1) e Figura 3.

A bacia do rio Araguaia possui área de 10.409,62 km2, 52,10 % da área total, e a bacia do rio Tocantins, 9.570,81 km2, que correspondem a 47,90% do total. A Tabela1 também indica qual a área de cada bacia localizada nos dois biomas (Figura 4).

O mapa hipsométrico na Figura 4 mostra as altitudes maiores da AEBP, no Rio Araguaia em sua porção sul, atingindo altitude máxima de 400 metros. Já no rio Tocantins, as maiores altitudes estão na feição norte, que a separa a bacia do Rio Tocantins da Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental, segundo divisão federal definida pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 2003). A região de confluência entre os rios apresenta as menores altitudes abaixo de 80 metros. Grande parte dos dois vales apresentam a sua maior área com altitudes de até 130 metros. As elevações ao sul representam a extensão final do planalto central e do bioma Cerrado.

A AEBP se caracteriza por ser uma área de comportamento

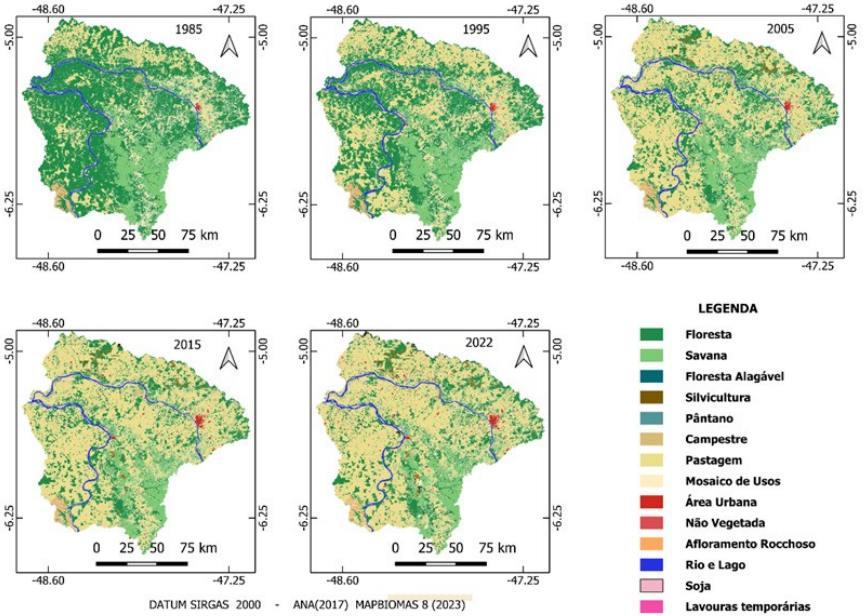
variável, associado à formação geológica e retrabalhamento superficial condicionado por processos fluviais. O retrabalhamento em ambas as bacias é influenciado pela precipitação que varia em um gradiente positivo no sentido SE-NW. Suas características climatológicas fisiográficas funcionaram com um vetor para a alteração substancial da cobertura original, caracterizando-a atualmente como uma região que está sob estresse, ainda que possa garantir eficazmente na atualidade disponibilidade hídrica para os usos múltiplos. Entretanto tanto as maiores altitudes, no Cerrado assim como na franja norte da região vem sendo gradativamente ocupadas pela silvicultura e soja, como as menores altitudes vêm sendo mudada a cobertura pela agropecuária extensiva.

A análise do uso e cobertura da terra da AEBP através dos dados do MapBiomas indicou que entre os anos de 1985 e 2022 houve uma redução das formações florestais e um aumento significativo das áreas de pastagem com estas as duas classes de paisagem mais expressivas da bacia (Figura 8). Na Tabela 2 encontram-se os dados absolutos de áreas em quilômetros quadrados pelas classes de uso e cobertura da terra obtidos a partir da coleção 8.0 do Mapbiomas para a AEBP.

Todas as formações naturais reduziram sua área de cobertura. A formação florestal foi a que teve a redução mais expressiva em área e a formação Campestre em termos proporcionais. Opostamente, quase todas as formações das atividades agrossilvipastoris aumentaram, exceto uma. A maior expansão foi a da Pastagem, seguida da silvicultura do eucalipto e da monocultura da soja. A formação que compreende mosaico de usos, incluindo culturas próprias da agricultura familiar, diminui consideravelmente.

Observa-se que a Formação Florestal em 1985 era de 11.761,19 km2, sofrendo então uma redução robusta até ocupar 5.178,58 km2 em 2022.Com dinâmica inversa no período, as áreas de pastagens que em 1985 ocupavam somente 3;917,24 km2, obtiveram um crescimento acelerado nesses 38 anos, avançando para 11.536,40 km2 em 2022.

Figura 8 – Dinâmica do uso e cobertura da terra na Área de Estudo do Bico-do-Papagaio – AEBP nos anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2022



Fonte: Autores, 2025.

Dados da Pesquisa Pecuária Municipal do IBGE apontam que o rebanho da região era de 2.909.428 cabeças de gado, quase seis vezes a população humana na região. Mesmo que de modo análogo à pastagem, a urbanização da região nessas quase quatro décadas quase que quadruplicou, passando de 33,80km2 para 124,23 km2.

Já o bioma cerrado, que compreende na AEBP 8.302,97 km2, em 1985, já estava num ritmo de degradação avançado pela pecuária, já ocupando quase a metade da sua área. Assim mesmo a área de Cerrado diminui consideravelmente entre 1985 e 2022, de 2.216,53 para 2.216,53 km2.

A distribuição das classes de paisagem em valores percentuais das áreas ocupadas por cada classe da paisagem na

AEBP, indica a temporalidade do processo de transformação do uso do solo (Tabela 3).

Tabela 2 – Dinâmica do uso e cobertura da terra (km²) na Área de Estudo do Bico-do-Papagaio (AEBP) por Classes de paisagem

Classe	1985	1995	2005	2015	2022
Floresta	11.761,19	9.128,25	6.349,60	5.512,21	5.178,58
Savana	2.216,53	2.251,60	2.055,60	1.829,74	1.641,34
Floresta Alagável	3,94	3,55	2,60	2,28	2,17
Pântano	91,11	62,51	71,96	91,33	58,04
Campestre	268,05	269,28	255,42	264,23	84,18
Pastagem	3.917,24	7.158,12	10.182,17	11.240,02	11.536,40
Mosaico de Usos	1.121,01	446,65	196,76	84,60	243,82
Silvicultura	0,00	4,47	195,28	249,88	279,90
Soja	0,00	0,00	1,74	12,10	82,27
Lavouras temporárias	0,11	0,05	5,42	21,52	162,33
Rios e Lagos	445,91	477,32	466,56	439,05	458,83
Aflor. Rochosos	107,31	107,33	107,29	107,30	107,41
Área Não Vegetada	14,15	11,64	14,60	18,09	22,99
Área Urbanizada	33,80	62,25	78,27	110,69	124,26

Fonte: Autores, 2025.

No ano de 1985, as formações naturais cobriam juntas, 71,78% da área da AEBP, enquanto as classes das atividades agrossilvipastoris, juntas representavam 25,22% da área. Em 2022, o padrão de uso e cobertura da terra foi invertido, com 61,57% de áreas antropizadas pelos cultivos e 34,85% de formações remanescentes.

As florestas que sozinhas cobriam 58,86% da área em 1985, em 2022 cobrem apenas 25,92%. As pastagens que representavam 19,61% naquele ano, em 2022 já cobriam 57,73% da área de estudo.

A expansão agropastoril, com a pecuária, soja e silvicultura do eucalipto, para a fábrica de papel e celulose da Suzano, localizada no município de Imperatriz e principal atividade econômica na

área de estudo, contribuiu para a redução da cobertura original dos biomas Amazônico e Cerrado. Dados de 2013 indicavam haver 39% e 60% de área de cobertura de vegetação remanescente respectivamente, em relação à área original da região hidrográfica. Apenas 53% possuíam ainda cobertura vegetal nativa destes biomas (ANA, 2015).

Tabela 3 – Dinâmica do uso e cobertura da terra (%) na Área de Estudo do Bico-do-Papagaio (AEBP)

Classes de Paisagem	1985	1995	2005	2015	2022
Floresta	58,864	45,680	31,775	27,584	25,916
Savana	11,094	11,268	10,287	9,156	8,214
Floresta Alagável	0,020	0,018	0,013	0,011	0,011
Pântano	0,456	0,313	0,360	0,457	0,290
Campestre	1,342	1,348	1,278	1,322	0,421
Pastagem	19,605	35,821	50,953	56,248	57,732
Mosaico de Usos	5,611	2,235	0,985	0,423	1,220
Silvicultura	0,000	0,022	0,977	1,250	1,401
Soja	0,000	0,000	0,009	0,061	0,412
Lavouras temporárias	0,001	0,000	0,027	0,108	0,812
Rios e Lagos	2,232	2,389	2,335	2,197	2,296
Aflor. Rochosos	0,537	0,537	0,537	0,537	0,538
Área Não Vegetada	0,071	0,058	0,073	0,091	0,115
Área Urbanizada	0,169	0,311	0,392	0,554	0,622

Fonte: Autores, 2025.

A perda de cobertura vegetal, no processo de ampliação da produção de commodities é um dos principais geradores de graves problemas ambientais, ao produzir impactos negativos na emissão de gases poluentes, diminuição da biodiversidade, poluentes químicos, desequilíbrio hídrico, alterando os ecossistemas e os serviços correlatos todo ecossistema da região (Alencar *et al.*, 2023).

Analisando conjuntamente as tabelas 1, 2 e 3, identifica-se que a perda de formação florestal no Bioma Amazônico na AEBP foi muito pronunciada, dado que a área do bioma na AEBP é de 11.677,46 km2, basicamente toda a formação florestal presente em 1985.

A Figura 9, ilustrando a área em km² de cada classe ao longo do período de estudo, destaca aquela redução considerável das florestas e Cerrado e o aumento considerável da área de pastagem, soja e silvicultura e outras lavouras temporárias.

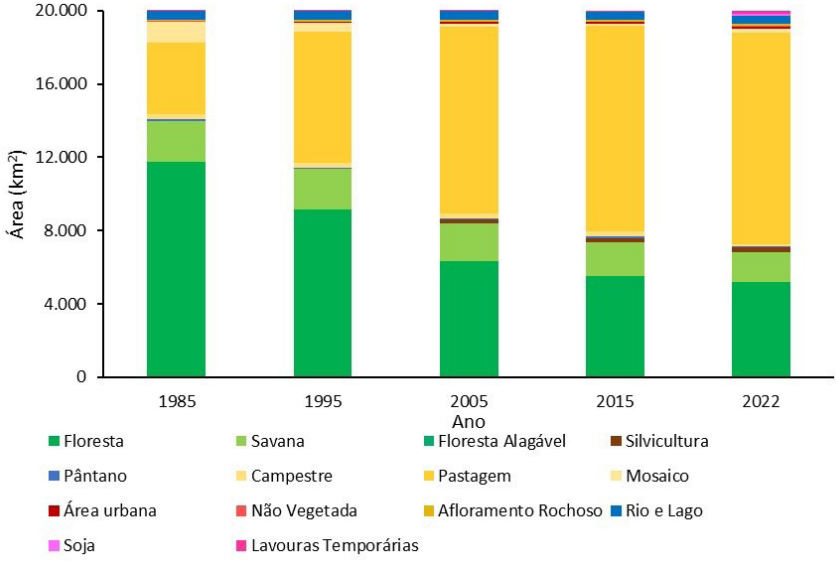
Fato preocupante é o avanço crescente da silvicultura sobretudo do eucalipto e do plantio de soja, que inexistiam na área até o início dos anos 90, e hoje ocupam juntas já 316,17 km². E com tendência de aumento visto a expansão da produção de papel e celulose pela fábrica da Suzano, assim como para fornecimento de energia para a siderurgia de ferro gusa nos municípios de Açailândia no Maranhão e Marabá no Pará. E o avanço da soja, ocupando grandes áreas na Amazônia e já entrando pelo sul da bacia do rio Araguaia na AEBP e hoje é a lavoura temporária com maior área plantada na região de estudo, superando a outra commodity que é o milho, e ainda a mandioca e o feijão da agricultura familiar.

Bayer *et al.* (2020) estudando a mudança no uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do trecho médio rio Araguaia, no estado de Goiás, entre os anos de 1985 e 2018, encontrou resultados semelhantes na dinâmica da paisagem, com grande redução das formações naturais Floresta e Cerrado. Como há uma área maior do bioma Cerrado nesse trecho do Rio Araguaia a perda do bioma foi absoluta e relativamente maior que a da floresta. Assim como um aumento em 51,50% na área de pastagem naquele período.

Assim, a análise da paisagem através da interpretação do uso e cobertura da terra contribuiu para compreender as dinâmicas de antropização, assim como os processos de fragmentação dos remanescentes naturais. A fragmentação dos remanescentes naturais influência de forma direta e indireta os ciclos naturais do

planeta, pois altera parâmetros como os fluxos de água, energia, carbono e nutrientes (Liu *et al.*, 2019).

Figura 9 – Área das classes de paisagem na Área de Estudo do Bico-do-Papagaio (AEBP) no intervalo de 38 anos, considerados os anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2022



Fonte: Autores, 2025.

Na mesorregião do sudoeste paraense, microrregião de Tucuruí, município de Novo Repartimento, a área de cobertura vegetal nativa (Floresta) reduziu de 64,02% para apenas 28,85% em quase duas décadas, 2000 e 2019 (Amorim *et* Homa, 2022). Na área de entorno da REBIO do Jaru no estado de Rondônia, que faz parte do Corredor de Conservação Sula da Amazônia, entre 1975 a cobertura florestal na região diminuiu em 25% (Nunes *et al.*, 2022). Fica evidente então que o processo acelerado de desmatamento tanto na Amazônia como no Cerrado tem sido acelerado nos últimos anos, com uma complexidade ainda indeterminada. Em regiões de transição ecotonal, com a da área de estudo, esses

impactos podem ainda ser mais incisivos sobre a estrutura dos ecossistemas terrestres e aquáticos.

Com os dados da pesquisa evidencia-se a relação entre a dinâmica de mudança na cobertura vegetal e no uso do solo na Área de Estudo do Bico-do-Papagaio, ocasionada sobretudo pela atividade da pecuária ao longo do tempo analisado e, nas últimas duas décadas, incrementado pela silvicultura e monocultura da soja e milho.

A continuidade das pesquisas aprimorará o planejamento operacional e a gestão dos recursos hídricos, ao reduzir as incertezas sobre os impactos e mudanças climáticas no sistema hidrográfico, e permitirá uma análise comparativa dos dados de uso e cobertura da terra com aspectos da degradação ambiental. As dinâmicas ocorrentes na área de estudo possuem grande interesse ecológico, pois uma vasta diversidade de habitats aquáticos depende de processos físicos que variam em escala espacial e temporal.

A dinâmica das mudanças espaciais no uso e cobertura da terra revela uma intensa pressão ambiental na bacia, principalmente devido às atividades de pastagem extensiva, com a pecuária a principal responsável pelo desmatamento na AEBP, que vai incorporando novas áreas de floresta ou vegetação secundária, sem incremento tecnológico para aumentar a produtividade. Associada à atividade, há a crescente demanda de agrotóxicos, que acabam sendo carreados para a rede hidrográfica.

A tendência de redução dos remanescentes florestais impacta não somente a biodiversidade, mas também a qualidade dos recursos hídricos, gerando diversas problemáticas relacionadas a perda de solos, assoreamento de rios e contaminação dos aquíferos.

Compreender a evolução da paisagem é fundamental para identificação dos vetores que pressionam a qualidade hídrica, para que se possam pensar em estratégias claras e concretas para o uso sustentável da bacia, a fim de não comprometer a integridade ambiental, a qualidade de vida dos habitantes e a atividades

agrícola que são uma importante fonte de desenvolvimento e renda para a bacia.

Variáveis limnológicas: análise da dinâmica hidroquímica

Nos ciclos limnológicos 2022 e 2023 foram realizadas 35 observações nos nove pontos amostrais, dado que o ponto 9 no Rio Araguaia foi incluso no estudo a partir da estação seca de 2022, segunda campanha do estudo. Ao todo foram 35 observações, pois o ponto 9 no Rio Araguaia foi amostrado a partir da Seca de 2022. A Tabela 4 apresenta as médias aritméticas e desvio-padrão dos dados das variáveis.

Na Figura 10 encontra-se a função de probabilidade normalizada para as 16 variáveis limnológicas usadas nesta pesquisa.

Da análise exploratória observa-se que algumas variáveis apresentam uma distribuição dos seus valores com forte influência da modulação da variável categórica Campanha, permitindo sugerir que as campanhas, interações de anos (2022 e 2023) e estações (cheia e seca) exercem um efeito preditor, condicionante, que pode ser significativo na dinâmica dessas variáveis na AEBP.

Os fatores Estação e Ano pela AED apresentam-se como preditores potenciais do comportamento hidroquímico das variáveis limnológicas estudadas. A Zona Eufótica e o Silício apresentam comparativamente seus dados com distribuições de comportamento inversamente proporcional, sendo aquela maior nos períodos de seca e menor na cheia, e este com comportamento dos dados fortemente inverso.

Esse comportamento é logicamente esperado em rios tropicais, devido à natureza própria dos regimes pluviométricos e seus efeitos na hidrodinâmica fluvial conforme vários autores já citados nesta pesquisa (Nabout; Nogueira, 2007; Wyss Castelo Branco *et al.*, 2018; Brasil *et al.*, 2020). E, ainda, como afirmou Pelicice *et al.* (2021) sobre o intenso processo de descaracterização

da cobertura do Cerrado, tal estressor antropogênico pode estar também causando impactos nos ecossistemas aquáticos sobretudo nas cheias pelos processos erosivos e de lixiviação para as calhas dos rios (Awotwi *et al.*, 2018; Amorim; Homma, 2022).

Tabela 4 – Média aritmética (x̄) e desvio-padrão (s) das 16 variáveis limnológicas na AEBP – RHTA (n = 35, pontos = 9)

Variável	x̄	s	Variável	x̄	s
Temp (ºC)	30,48	0,965	N total (mgL^{-1})	0,405	0,211
Z Eufótica (m)	5,09	2,801	NO_2 (mgL^{-1})	0,01	0,005
Clorofila (µg/L)	1,757	1,392	NO_3 (mgL^{-1})	0,195	0,135
pH	7,835	0,778	NH_3 (mgL^{-1})	0,104	0,087
Turbidez (NTU)	25,533	13,192	P total (mgL^{-1})	0,259	0,110
LDO (mgL^{-1})	7,299	0,404	Pi (mgL^{-1})	0,082	0,070
LDO%	105,467	4,087	Si (mgL^{-1})	23,414	23,124
DBO	23,969	4,145	TDS (g/L)	27,805	7,917

Fonte: Autores, 2025.

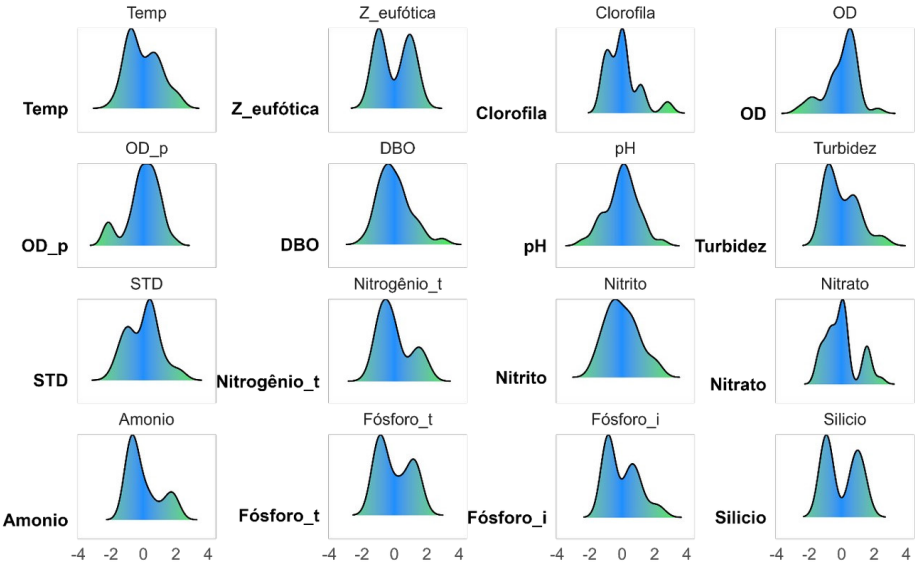
Na Figura 11 encontra-se as distribuições numéricas das 16 variáveis limnológicas através de gráficos boxplot com jitter.

As variáveis da série do Nitrogênio, Nitrogênio total, Nitrito, Nitrato e Amônio, e as da série do Fósforo, Fósforo total e Fósforo Inorgânico, apresentaram concentrações maiores nas cheias e menores nas secas, padrão também observado em outros sistemas aquáticos (Harrison *et al.*, 2021; Dony, 2020).

O Nitrito dentre essas 6 variáveis nutrientes, apresentou maiores dispersões, devido provavelmente à própria dinâmica desse nutriente, suas baixas concentrações, e ao efeito ligado à logística das campanhas onde, ainda que conservadas as amostras em caixas térmicas, a agitação mecânica involuntária, causada pelo

deslocamento em rodovias carroçáveis de difícil acesso, pode ser um fator de alteração das suas propriedades nas amostras.

Figura 10 – Representação da função de probabilidade das 16 variáveis ambientais, transformadas por padronização escore z, na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

O Rio Tocantins com os projetos nacionais em execução da geração de energia de matriz hidroelétrica, apresenta talvez por isso, o seu principal impacto antropogênico (Akama, 2017; Almeida *et al.*, 2019).

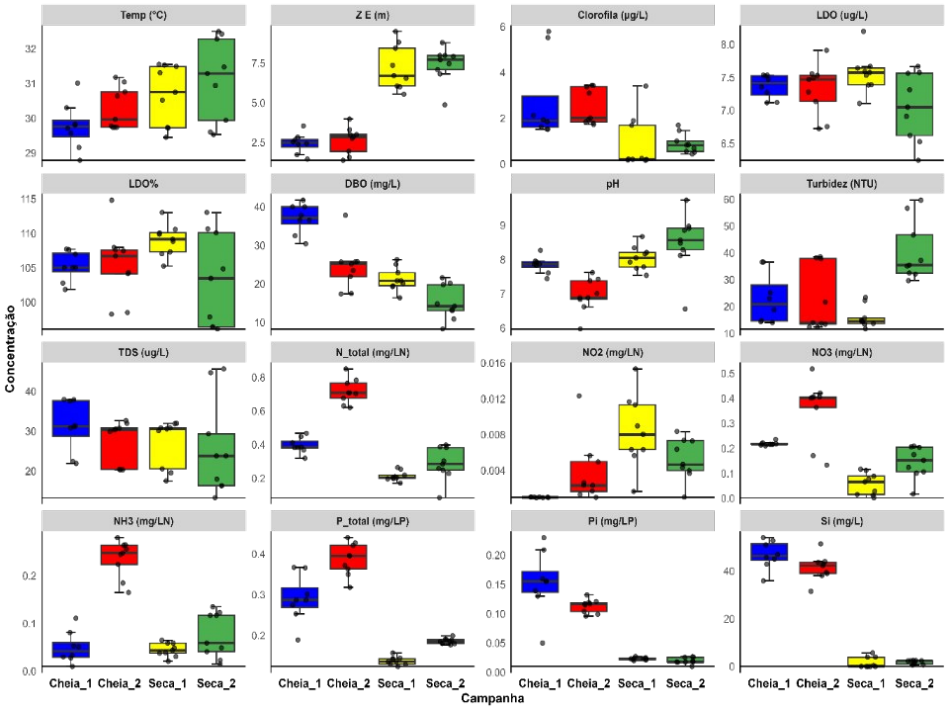
Silva *et al.* (2024a) estudando perda de solos e nutrientes no Rio Farinha, na sub-bacia 23, destacam a robustez dos processos erosivos devido ao manejo inadequado e chuvas intensas que podem interferir na contaminação dos ecossistemas aquáticos.

Silva *et al* (2024b) analisando a relação físico-química entre perdas de água, solo e nutrientes do solo na mesma área, encontraram essa dinâmica dos nutrientes aqui citados, além de outros, mas com comportamento inverso devido à influência da

UHE de Estreito na região potamal daquele rio.

A Clorofila a Demanda Bioquímica de Oxigênio e os Sólidos Totais Dissolvidos comparativamente apresentam um acerta homogeneidade na distribuição visual dos seus dados, com maiores concentrações nos períodos chuvosos. O que pode estar relacionado com ambientes mais oligotróficos nas secas (Romo; Van Tongeren,1995; Nabout; Nogueira, 2007; Celente, *et al.*, 2014; Aquino *et al.* 2018).

Figura 11 – Representação por boxplot com jitter das variações numéricas das 16 variáveis ambientais, em concentrações originais, por Campanha (Ano x Estação) na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

Um aspecto interessante foi o comportamento da Temperatura com os valores elevando-se tanto das estações cheias para as secas como do ciclo de 2022 para o ciclo 2023. Diversos autores enfatizam como as mudanças climáticas têm alterado as características hidroquímicas dos ecossistemas aquáticos com influências nas comunidades biológicas (Thompson; Shurin, 2012; Arcos e Amaral, 2018; Alves *et al.*, 2019; Anderson *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2023; Lopez-Collado *et al.*, 2024; Zhang *et al.*, 2023). Entretanto, com uma escala de dados apenas bienal é prematuro hipotetizar que este comportamento seja uma confirmação inequívoca de mudanças climáticas na AEBP.

A continuidade do monitoramento na AEBP pode revelar tendências ambientais significantes do comportamento dos rios como da melhor compreensão das forças antropogênicas atuando sobre os ecossistemas aquáticos.

A Figura 12 apresenta estruturação demonstrativa idêntica à Figura 13, mas com o fator Estação como preditor do comportamento das variáveis estudadas. Esta estratégia foi feita para decompor os dois fatores que formam o fator Campanha. Assim, a Figura 14 apresenta como preditor a variável categórica Ano.

Pela análise conjunta do comportamento distributivo das variáveis em ambas as Figuras, percebe-se que a Estação contribuiu de modo mais perceptível na estratificação comportamental ou dinâmicas das variáveis durante Cheia e Seca.

Variáveis como Silício dissolvido, Fósforo Total, Fósforo inorgânico, Nitrogênio Total, Nitrato, DBO e Clorofila, apresentam-se de modo genérico, com valores mais altos na Cheia do que na Seca, e com menores dispersões nas distribuições. Zona Eufótica com concentrações inversas a daquelas variáveis, também apresentou uma distribuição mais homogênea, menos dispersa, em cada estação. pH tem comportamento também similar à Zona Eufótica. Isso corrobora, novamente, os efeitos esperados em rios

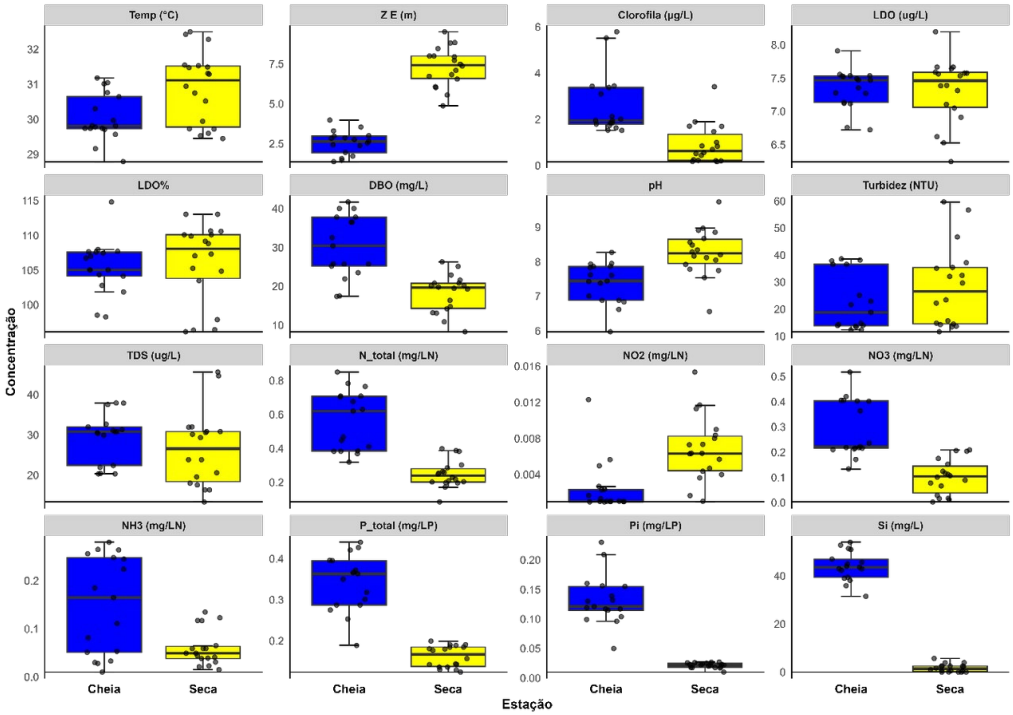
tropicais (Tian *et al.*, 2013b; Yu *et al.*, 2012; Lv *et al.*, 2014) onde a sazonalidade exerce papel fundamental na dinâmica hidroquímica, enfatizando que a variável campanha é combinação Estação vs. Ano.

O fator Ano, demonstrado na Figura 13, apresenta visualmente um efeito menos estratificante que Estação. À exceção de variáveis como oxigênio dissolvido (LDO), saturação de oxigênios (LDO%) e Amônio, mais fortemente estratificado e Turbidez, Nitrogênio total e Nitrato, com estratificação mais sutil, as demais têm um comportamento mais sobreposto entre os dois rios, o que permite sugerir que a força de estratificação de Ano, ainda que ocorra, seja menos intensa que a da Estação.

O comportamento das variáveis pelo fator Rio, Araguaia e Tocantins, está apresentado na Figura 14. Apenas Sólidos Totais Dissolvidos, com concentrações comparativamente maiores, e com menor dispersão, no Rio Tocantins do que no Rio Araguaia, as demais não apresentaram padrões visualmente distintos pelo princípio de interpretação de gráficos tipo boxplot, o que pode estar relacionado a diferenças nas características geomorfológicas e antropogênicas entre as bacias (Ding *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2024).

O número de pontos amostrais alocados no Rio Araguaia, apenas três, sendo que um, o ponto 9, foi coletado apenas a partir da segunda campanha, na seca de 2022, interfere no padrão observado, ainda eu seja necessário inferir sobre a significância dessa magnitude. Diferenças interessantes de medianas e mais sutis no intervalo interquartílico, aparecem, além dos STD, para as variáveis Temperatura (Araguaia mais quente), Clorofila (Araguaia com maior concentração). O que parece ser sugestivo de uma biota fitoplanctônica mais abundante no rio Araguaia com uma menor concentração de sólidos totais, mas com maiores temperaturas (Nabout *et al.*, 2006; 2007; Mingming *et al.*, 2013, Wang *et al.*, 2015; Aquino *et al*, 2018).

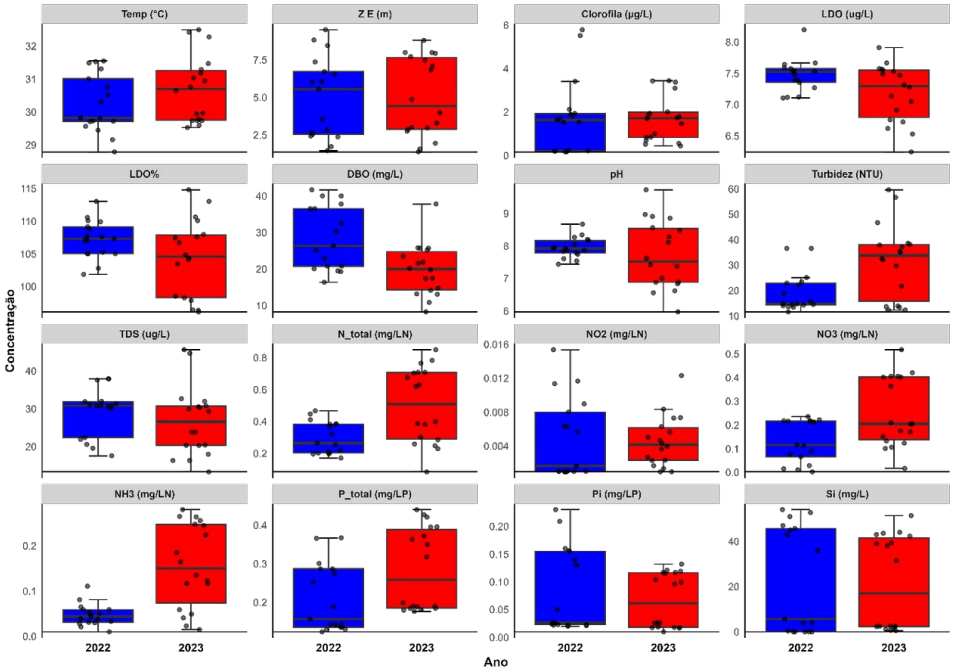
Figura 12 – Representação por boxplot com jitter das variações numéricas das 16 variáveis ambientais, em concentrações originais, Estação, na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

Importante mencionar que nas coletas das 4 campanhas, os pontos amostrais do rio Araguaia, pelos aspectos logísticos, eram amostrados no turno da tarde, onde as temperaturas atmosférica e provavelmente a da água são maiores.

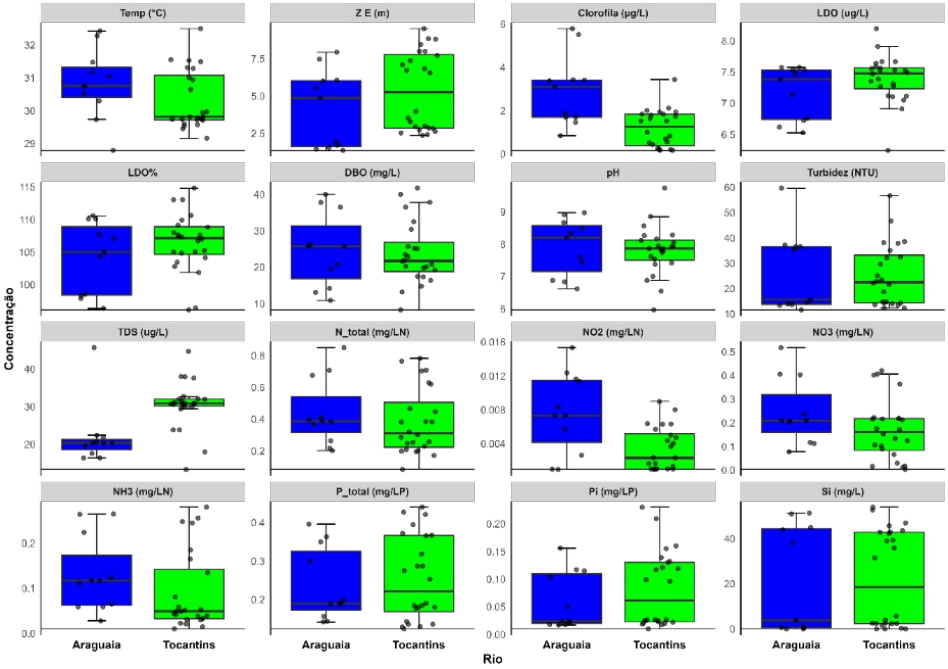
Figura 13 – Representação por boxplot com jitter das variações numéricas das 16 variáveis ambientais, em concentrações originais, por Ano, na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

O comportamento pelo fator Bioma, Amazônia e Cerrado, está apresentado na Figura 15. Temperatura e Sólidos Totais Dissolvidos são as duas principais variáveis do comportamento predito por Bioma, em contraste. A mediana de Temperatura é maior nos pontos da Amazônia do que dos pontos no Cerrado, com menor dispersão. E Sólidos Totais Dissolvidos, apresentaram maior mediana e dispersão mais homogênea no Cerrado do que na Amazônia. O balanceamento dos pontos entre os rios e biomas, parecem ser indicativos. Os pontos no rio Araguaia estão todos na Amazônia, na região potamal do mesmo, assim como os pontos amazônicos do rio Tocantins estão em trechos de relevo similar ao Araguaia.

Figura 14 – Representação por boxplot com jitter das variações numéricas das 16 variáveis ambientais, em concentrações originais, por Rio, na AEPB



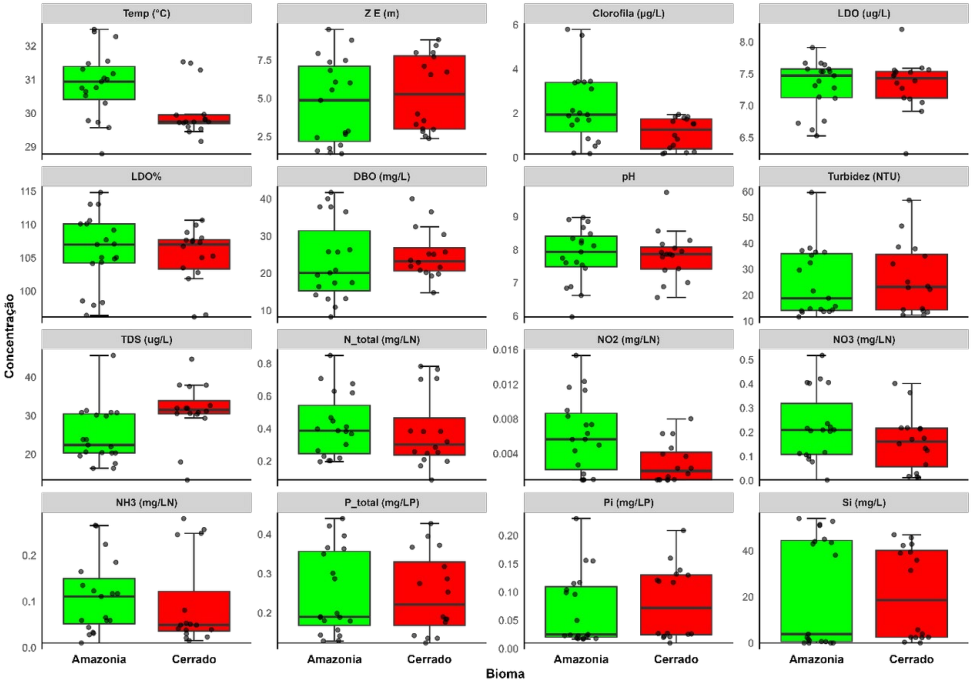
Fonte: Autores, 2025.

A AED detectou padrões sugestivos da força da sazonalidade sobretudo, na dinâmica hidroquímica sobre os demais fatores ambientais ou espaciais pesquisados, corroborando padrões observados em outros sistemas aquáticos tropicais (Fernandéz *et al.*, 2014; Wojciechowski *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2018a). O fator Ano tem uma importância, ainda que sutil, e Rio e Bioma apresentam-se sugestivamente como os menos importantes.

As variáveis indicadoras das cargas de nutrientes e aquelas relacionadas à luminosidade e atividade fotossintética destacaram-se no conjunto de entrada, refletindo a interação entre disponibilidade de nutrientes, condições de luz e temperatura como principais condutores da dinâmica de comunidades

aquáticas tropicais (Kumke *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2021; Anderson *et al.*, 2022).

Figura 15 – Representação por boxplot com jitter das variações numéricas das 16 variáveis ambientais, em concentrações originais, por Bioma, na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

Biota planctônica: análise da variação espaço-temporal

O zooplâncton estudado nos ecossistemas de água doce geralmente leva em conta as propostas de Benedetti (2016) ou a estratificação por grandes grupos taxonômicos, como Rotifera, Cladócera, Copépoda e suas principais subcategorias, abordagem amplamente aplicada em estudos de dinâmica sazonal e distribuição

de grupos funcionais zooplanctônicos (Ma *et al.*, 2019; Wu *et al.*, 2022).

Na Tabela 5 encontram-se as médias geométricas e desvio-padrão das densidades dos grupos da biota planctônica. A média geométrica foi preferida à média aritmética devido às características intrínsecas de dados de abundância em ecossistemas aquáticos: distribuições altamente assimétricas com muitos zeros e valores extremos; assimetria positiva ($s > \bar{x}$) que viola pressupostos de normalidade, e relações multiplicativas entre abundâncias ao longo de gradientes ambientais.

A média aritmética é enviesada por valores extremos e superestima a tendência central em distribuições log-normais típicas de dados ecológicos, enquanto a média geométrica, calculada como $\bar{G} = \exp[\Sigma \ln(xi + 1)/n]$, é mais robusta para dados com forte assimetria e proporciona estimativa mais representativa da abundância típica em comunidades planctônicas (Quinn; Keough, 2002; Zuur *et al.*, 2010.

Da análise exploratória conjunta da Tabela 5 e das figuras das distribuições das densidades da biota planctónica pelos diversos fatores alguns resultados incorporaram questões interessantes.

A análise exploratória inicial dos 7 grupos morfofuncionais de fitoplâncton e dos 5 grupos de zooplâncton na AEBP revela padrões de abundância modulados por fatores sazonal-espaciais, com médias geométricas ($\bar{G}$) e desvios-padrão (s) das densidades (ind mL^{-1}) destacando assimetria positiva, $s > \bar{G}$, em todas as 35 observações.

Os MBFG I e II (r-selecionados, alta S/V, mobilidade flagelada) exibem $\bar{G}$ baixa (2,39 e 4,45), mas s elevada (7,30 e 30,33), refletindo oportunismo em diluição sazonal, enquanto MBFG III e IV (K-selecionados, aerótopos/mucilagem, flutuação regulada) mostram $\bar{G}$ alta (11,09 e 96,30) com s extremo (37,03 e 188,34), indicando blooms irregulares em eutrofia concentrada. Complementando, MBFG V (diatomáceas silicosas, afundamento

alto) e VI (unicelulares grandes flagelados, tolerância baixa luz) mantêm $\bar{G}$ moderada (2,56 e 54,87, s = 4,22 e 69,06), com respostas a turbulência e oligotrofia, e MBFG VII (filamentos mucilaginosos sem aerótopos, baixa flutuação) domina numericamente ($\bar{G}$ = 79,21, s = 793,16), sinalizando adaptações bentônicas em secas.

Tabela 5 – Média geométrica ($\bar{G}$) e desvio-padrão (s) das densidades (ind mL^{-1}) dos grupos MBFG do fitoplâncton e zooplâncton na AEBP – RHTA (n = 35, pontos = 9)

MBFG	$\bar{G}$ (ind/mL)	s	Grupo Zooplâncton	$\bar{G}$ (ind/mL)	s
GI	2,394	7,295	Rotíferos	15,368	121,093
GII	4,445	30,327	Cladóceros	7,98	39,067
GIII	11,088	37,025	Copépodo adulto	0,991	2,599
GIV	96,302	188,344	Copépodo juvenil	0,853	2,817
GV	3,007	13,408	Náuplio	11,413	88,375
GVI	23,261	47,394			
GVII	1,455	10,060			

Fonte: Autores, 2025

A análise exploratória inicial da abundância dos 5 grupos de zooplâncton, Rotíferos, Cladóceros, Copépodos adultos, juvenis e Náuplio, na AEBP revela padrões assimétricos (s > $\bar{G}$ em todos) modulados por fatores sazonal-espaciais.

Os Rotíferos e Cladóceros (herbívoros filtradores oportunistas, r-selecionados) exibem $\bar{G}$ elevada (15,37 e 7,98), mas s extremo (121,09 e 39,07), refletindo picos irregulares em diluição sazonal, enquanto Copepoda adultos (raptoriais K-selecionados, predadores) mostram $\bar{G}$ baixa (0,99, s = 2,60), sensíveis a oligotrofia. Complementando, Copepoda juvenis e Náuplios (estágios larvais filtradores, vulneráveis a recrutamento) mantêm $\bar{G}$ moderada (0,85 e 2,08, s = 2,82 e 5,08), com respostas a trofia planctônica e dispersão espacial.

Analisando conjuntamente com a Figura 16 na Campanha Cheia_1, a comunidade fitoplanctônica no Rio Tocantins (Cerrado) foi dominada por colônias mucilaginosas do MBFG IV, com densidades notáveis de até 503,57 ind mL^{-1}, refletindo condições de águas estabilizadas e potencial defesa contra herbivoria.

Em contrapartida, o zooplâncton no Rio Araguaia (Amazônia) foi caracterizado por picos de Rotíferos (77,23 ind mL^{-1}), organismos r-selecionados cuja explosão populacional é típica de pulsos de inundação que disponibilizam recursos, padrão característico de sistemas fluviais tropicais com forte sazonalidade hidrológica (Wyss Castelo Branco *et al.*, 2018; Golden; Kowalczewska-Madura, 2007).

Na Campanha Seca_1, de outro modo, observou-se uma drástica mudança funcional, com a supremacia de cianobactérias filamentosas do MBFG VII no Tocantins (Amazônia), que atingiram densidades extremas de 2087,97 ind mL^{-1}, indicativo de condições eutróficas e estáveis favoráveis à formação de florações de cianobactérias, padrão amplamente documentado em sistemas aquáticos tropicais e subtropicais sob influência de intensificação agrícola e estabilidade hidrológica (Aubriot *et al.*, 2020; Wilkinson *et al.*, 2018; Kruk *et al.*, 2023).

A comunidade zooplanctônica respondeu com maior abundância de Copépodos juvenis (até 9,62 ind mL^{-1}) no Cerrado, sugerindo um recrutamento bem-sucedido em um ambiente onde a pressão de pastejo sobre itens menores é crucial, com respostas taxon-específicas moduladas por gradientes de produtividade e qualidade alimentar (Abo-Taleb *et al.*, 2020; Chaguaceda *et al.*, 2024).

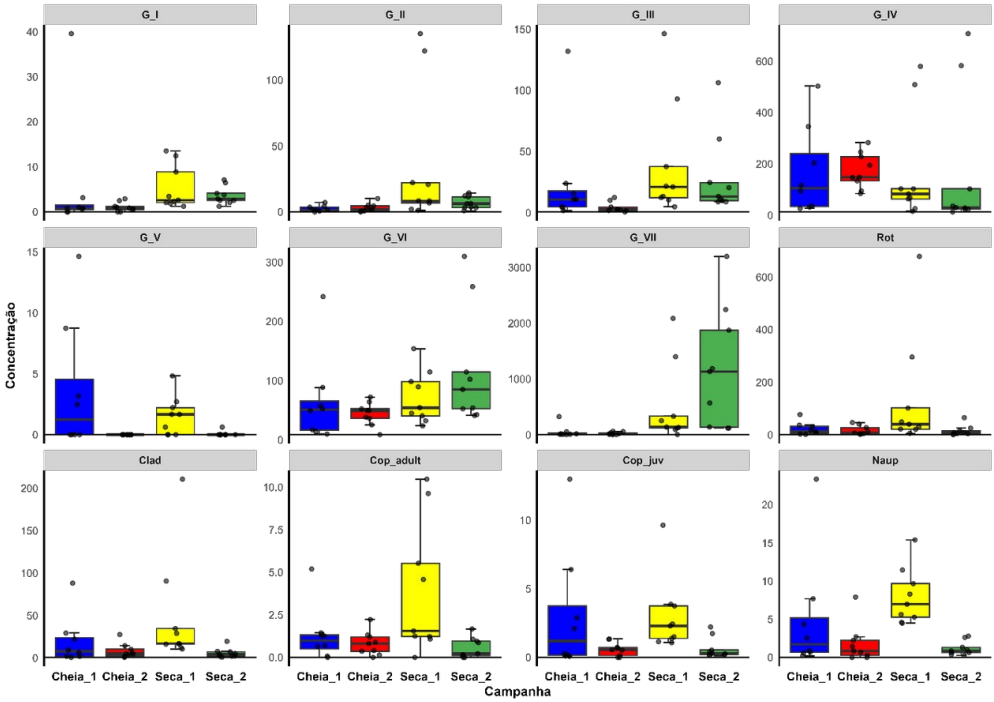
A comparação entre as campanhas de cheia e seca dos anos de 2022 e 2023 revela uma nítida sucessão funcional. Na Cheia_1, observa-se uma comunidade fitoplanctônica mais diversificada, com destaque para os grupos MBFG IV (colônias mucilaginosas) e MBFG V (diatomáceas), que se beneficiam do pulso de inundação

e do aporte de nutrientes. Em contrapartida, o zooplâncton foi dominado por Rotíferos e Náuplios, organismos com estratégia reprodutiva rápida (r-selecionados) típicos de ambientes em desestabilização.

Já na Seca_1, e mais acentuadamente na Seca_2, houve uma drástica simplificação da comunidade, com a dominância absoluta do MBFG VII (cianobactérias filamentosas sem aerótopos), cujas densidades atingiram os maiores valores e variabilidade, indicando condições de estabilidade da coluna de água e potencial eutrofização. A comunidade zooplanctônica respondeu a este cenário com um aumento relativo na importância de Copépodos, cuja maior eficiência na pastejo de partículas menores e tolerância a cianobactérias lhes confere vantagem em tais condições.

Segura *et al.* (2013; 2015; 2018) previram trajetórias de sucessão em resposta a mudanças ambientais sazonais, oferecendo insights sobre os mecanismos reguladores da dinâmica da comunidade, a importância da temperatura nessa sazonalidade, e a relevância ecológica dos MBFG, padrões consistentes com observações em outros rios tropicais e subtropicais (Celente *et al.*, 2014; Fernandéz *et al.*, 2014; Yang *et al.*, 2018a), o que coaduna e é reforçado por esses resultados.

Figura 16 – Representação por boxplot com jitter das densidades (indmL-1) dos 07 grupos MBFG de fitoplâncton e 05 grupos de zooplâncton, por Campanha (Ano x Estação), na AEPB

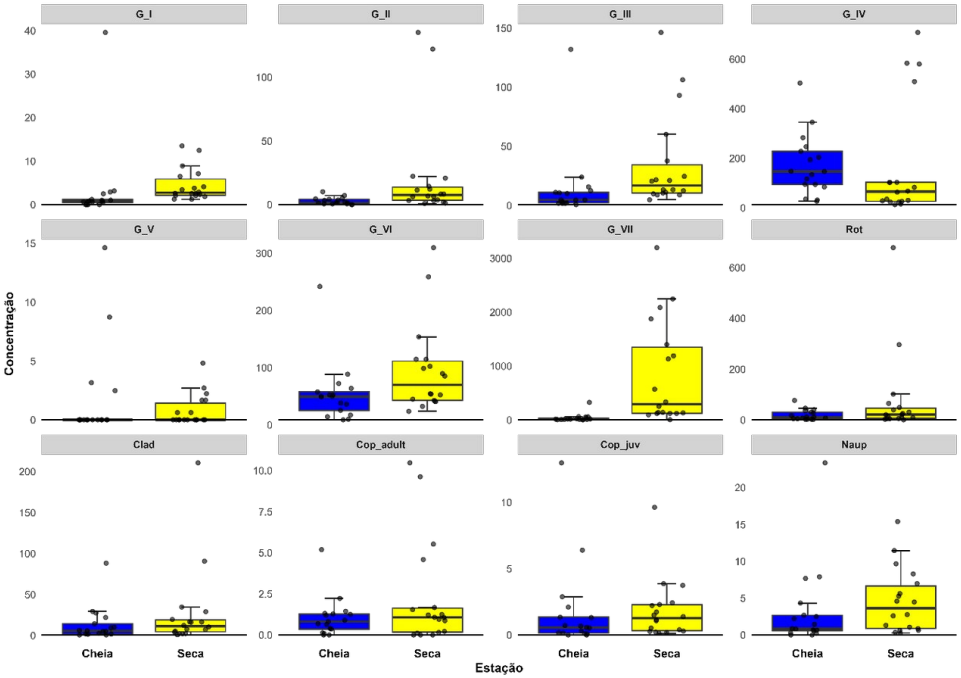


Fonte: Autores, 2025.

A Figura 17 ilustra a distribuição da biota planctônica pelo fator Estação. O período de Cheia é caracterizado por uma maior diversidade funcional do fitoplâncton.

Os resultados indicam a presença de representantes de vários MBFG (como II, IV e V), talvez impulsionados pela diluição, maior disponibilidade de luz na coluna de água e entrada de nutrientes alóctones.

Figura 17 – Representação por boxplot com jitter das densidades (indmL-1) dos 07 grupos MBFG de fitoplâncton e 05 grupos de zooplâncton, por Estação, na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

O zooplâncton na cheia é dominado por Rotíferos (filtradores não seletivos) e Náuplios de Copepódos, que se beneficiam da alta produção de partículas finas e bactérias. Esta comunidade é típica de ambientes com renovação de recursos e condições mais imprevisíveis, favorecendo estratégias de vida r-selecionadas 9Golden; Kowalczewska-Madura, 2007).

A Estação, como fator sazonal puro, impulsiona abundâncias dos MBFG evidencia a plasticidade funcional do ecossistema. O período de Cheia suportou uma comunidade fitoplanctônica diversificada, incluindo MBFG V (diatomáceas) com densidades de até 57,80 ind mL^{-1}, associadas ao transporte de silicatos e condições

de maior turbulência características de períodos de cheia (Heino *et al.*, 2010; She *et al.*, 2024).

O zooplâncton acompanhou este cenário com dominância de Náuplios (até 23,36 ind mL^{-1}), que se beneficiam da produção bacteriana e fitoplanctônica fina, característica deste período.

Na Seca, a funcionalidade desloca-se para grupos tolerantes à estabilidade, com o MBFG VI (unicelulares grandes) registrando até 241,89 ind mL^{-1} na cheia, mas sendo superado na seca pelo MBFG VII. Os Cladóceros, filtradores eficientes, apresentaram densidades relativamente baixas (máximo de 88,26 ind mL^{-1}), possivelmente inibidos pela prevalência de filamentos de cianobactérias, que dificultam a filtração e reduzem a qualidade alimentar do fitoplâncton disponível, afetando negativamente o recrutamento e crescimento populacional de Cladóceros (Zhao *et al.*, 2021; 2022).

A variação sazonal entre os períodos de Cheia e Seca é o principal direcionador da estruturação das comunidades. O período de Cheia é caracterizado por uma maior homogeneidade e medianas relativamente baixas para a maioria dos MBFG, refletindo o efeito de diluição e a disponibilidade de múltiplos nichos, com exceção de grupos adaptados à turbulência como o MBFG V. O zooplâncton nesta estação é dominado por organismos com ciclo de vida curto, como os Rotíferos.

Em contraste, o período de Seca apresenta distribuições altamente assimétricas para praticamente todos os grupos, com notável explosão do MBFG VII, evidenciado por medianas elevadas e ampla dispersão dos dados (valores outliers extremos). Isto demonstra a formação de condições ideais para a proliferação de cianobactérias tolerantes à estabilidade e a possíveis condições de estresse.

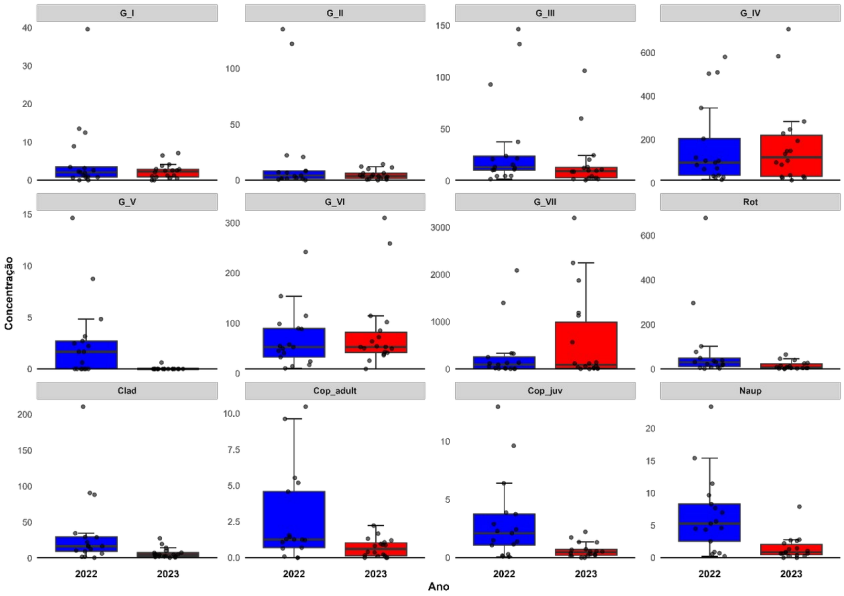
Os grupos zooplanctônicos no período da seca mostraram uma tendência de aumento nas densidades de Copépodos adultos e juvenis, sugerindo um recrutamento bem-sucedido em um ambiente onde a competição por recursos alimentares específicos

é intensa.

Na Figura 18, a representação boxplot das distribuições é pelo fator Ano. A comparação entre os anos de 2022 vs. 2023 revela uma forte mudança das condições ambientais. Na Seca_2 (2023), as densidades do MBFG VII no Tocantins (Cerrado) alcançaram valores sem precedentes, superando 3.198,40 ind mL^{-1}.

Contrariamente, a comunidade zooplanctônica em 2023 exibiu densidades drasticamente reduzidas para Copépodos adultos (máximo de 10,47 ind mL^{-1} em 2022 vs. 1,67 ind mL^{-1} em 2023 no Cerrado), sugerindo uma possível limitação imposta pela baixa qualidade alimentar do fitoplâncton dominante, com cianobactérias filamentosas reduzindo a eficiência da transferência trófica e afetando negativamente o recrutamento de Copépodos (Antonucci Di Carvalho; Wickham, 2019; Zhao *et al.*, 2022).

Figura 18 – Representação por boxplot com jitter das densidades (indmL-1) dos 07 grupos MBFG de fitoplâncton e 05 grupos de zooplâncton, por Ano, na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

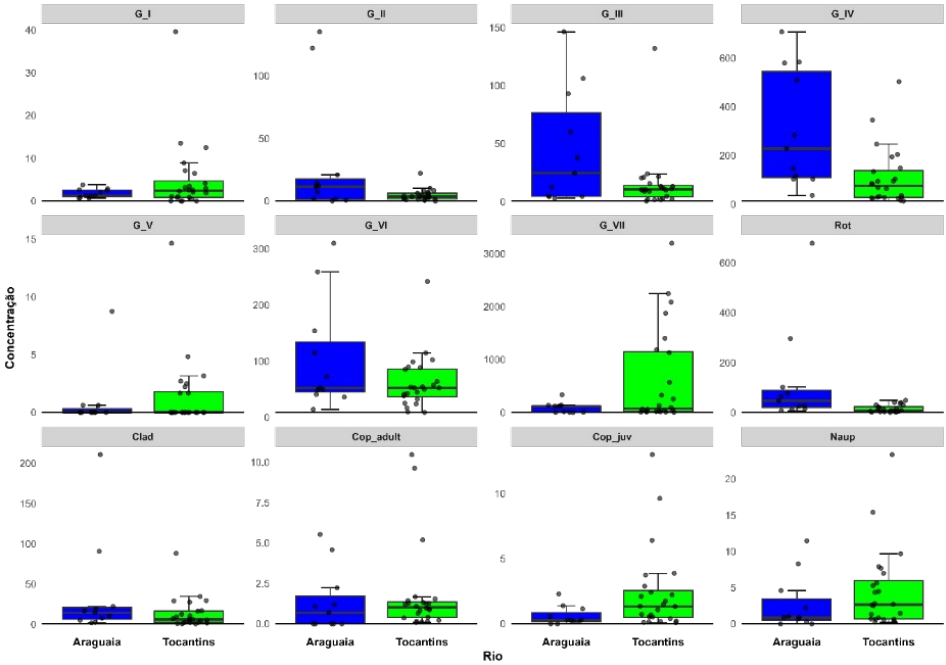
A comparação interanual (2022 vs. 2023) revela uma clara intensificação das condições de estresse no ecossistema. Enquanto em 2022 as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica apresentaram distribuições mais equilibradas, o ano de 2023 destacou-se pela exacerbada dominância do MBFG VII, com medianas significativamente mais altas e uma amplitude de variação muito maior. Este padrão é particularmente evidente nas campanhas de seca, indicando que as condições ambientais em 2023 foram ainda mais propícias para a proliferação de cianobactérias filamentosas.

Em resposta, a comunidade zooplanctônica em 2023 exibiu uma redução geral nas densidades de Cladóceros, grupo sensível à qualidade alimentar, e um ligeiro aumento na representatividade de Copépodos, cuja flexibilidade alimentar pode oferecer resiliência em um ambiente dominado por cianobactérias de baixa palatabilidade.

As Figuras, 19 e 20, fecham a análise exploratória apresentando a as distribuições das dispersões da biota planctônica pro bioma e rio.

A divisão entre os rios Tocantins e Araguaia corrobora e detalha os padrões observados nos biomas. O Rio Tocantins emergiu como o ambiente com a mais forte pressão de seleção para o MBFG VII, exibindo as medianas e valores máximos mais elevados para este grupo em praticamente todas as campanhas. Isto indica um sistema fluvial com maior tendência à eutrofização e estabilidade, favorecendo grupos funcionais de fitoplâncton tolerantes.

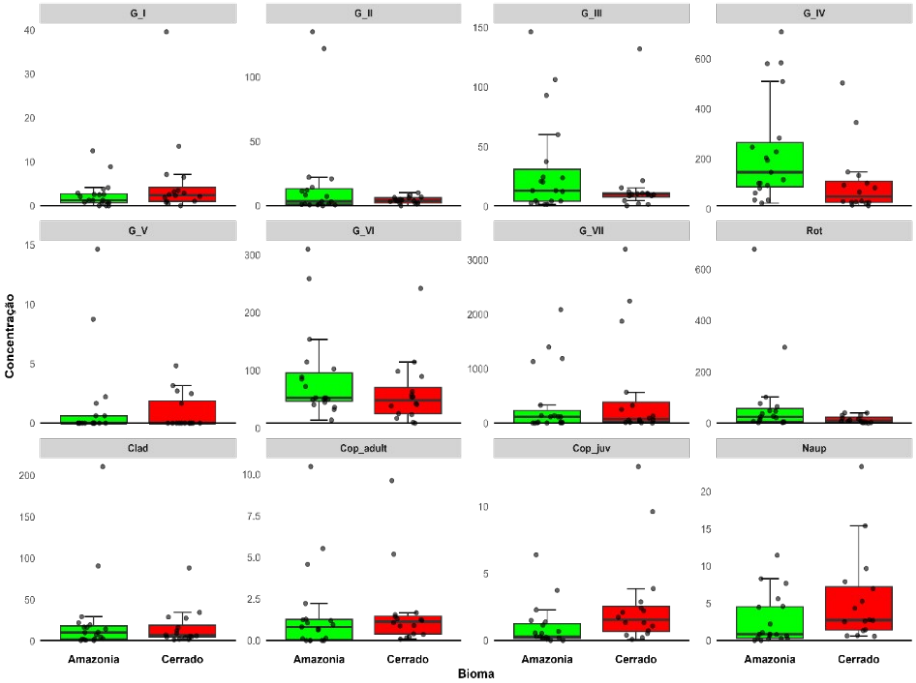
Figura 19 – Representação por boxplot com jitter das densidades (indmL^{-1}) dos 07 grupos MBFG de fitoplâncton e 05 grupos de zooplâncton, por Rio na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

Em contrapartida, o Rio Araguaia sustentou uma comunidade fitoplanctônica ligeiramente mais diversificada e uma comunidade zooplanctônica distintamente dominada por Rotíferos, com densidades frequentemente superiores às observadas no Tocantins. Esta configuração funcional sugere que o Araguaia mantém uma dinâmica trófica mais pulsante e baseada na cadeia alimentar de detritos e bactérias, conferindo-lhe uma resiliência distinta perante perturbações, embora a biodiversidade regional possa oferecer apenas tamponamento limitado frente a mudanças climáticas e antropogênicas intensas (Soininen *et al.*, 2007; Thompson; Shurin, 2012).

Figura 20 – Representação por boxplot com jitter das densidades (indmL^{-1}) dos 07 grupos MBFG de fitoplâncton e 05 grupos de zooplâncton, por Bioma na AEPB



Fonte: Autores, 2025.

As distinções entre os biomas são evidentes. O bioma Amazônia no Rio Araguaia sustentou as maiores densidades de Rotíferos (678,19 ind mL^{-1} na Seca_1), refletindo um sistema mais dependente da dinâmica de pulsos. O bioma Cerrado, por sua vez, notabilizou-se pelas maiores biomassa de MBFG VII, com 254,15 ind mL^{-1} já na Seca_1 no Tocantins, indicando maior susceptibilidade a eventos de florações.

Essa separação funcional é igualmente clara entre os Rios: o Tocantins é o epicentro das densidades de MBFG VII (ex.: 3198,40 ind mL^{-1}), enquanto o Araguaia manteve uma teia trófica mais baseada em Rotíferos (ex.: 678,19 ind mL^{-1}) e Copépodos,

denotando uma resiliência distinta perante perturbações.

As diferenças entre os biomas Amazônia e Cerrado refletem distintas forçantes ambientais. O bioma Amazônia apresentou uma comunidade fitoplanctônica com maior representatividade de grupos adaptados a águas com maior carga de sedimentos em suspensão e pulsos de inundação, como o MBFG II (flagelados pequenos) e MBFG IV. O zooplâncton neste bioma foi caracterizado por densidades consistentemente mais altas de Rotíferos, alinhadas com a maior disponibilidade de matéria orgânica particulada fina.

Por outro lado, o bioma Cerrado mostrou uma tendência mais acentuada para a dominância do MBFG VII, especialmente durante a seca. Isto sugere que os ambientes do Cerrado, potencialmente mais impactados por alterações antrópicas como desmatamento e agricultura intensiva (Pelicice *et al.*, 2021) e com maior insolação, criam condições mais favoráveis para o estabelecimento de florações de cianobactérias, padrão detectável através de monitoramento integrado com dados de satélite (Beaulne; Fotopoulos, 2025).

A comunidade zooplanctônica no Cerrado respondeu com uma proporção maior de Copépodos, possivelmente como uma adaptação a um ambiente com menor turbulência e maior dominância de itens alimentares menos preferenciais.

Pan *et* Yang (2017) demonstraram que 84,8% da variação sazonal e espacial dos MBFG são função das características hidroquímicas ou limnológicas em lagos, com zona eufótica, condutividade, nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido sendo as variáveis ambientais mais importantes na modulação dos mesmos.

Análise Multidimensional e Integrativa

A ausência de normalidade multivariada nas distribuições de probabilidade de quatorze das dezesseis variáveis limnológicas

analisadas (Zuur *et al.*, 2010), associada às características do delineamento amostral — incluindo quatro pontos estrategicamente localizados defronte aos principais sítios urbanos da AEBP, pontos 2/3 em Imperatriz e 7/8 em Araguatins —, conduziu à adoção da PERMANOVA como método inferencial robusto para testar diferenças multivariadas sem pressupostos paramétricos (Anderson, 2001, 2006). Essa abordagem mostrou-se eficiente para avaliar a significância do modelo experimental, das variáveis categóricas, de suas interações e dos efeitos dos sítios urbanos, complementada pela PERMANOVA aninhada, PERMDISP e SIMPER para ampliar a robustez inferencial.

Os resultados da PERMANOVA revelam padrões significativos na estruturação das variáveis limnológicas, fornecendo evidências quantitativas sobre a influência dos fatores categóricos na variabilidade observada nos ecossistemas aquáticos estudados.

A análise sobre a matriz de dissimilaridades de Gower das dezesseis variáveis limnológicas revelou efeito conjunto altamente significativo, explicando 86,3% da variância total (Tabela 6). Esse resultado evidencia que as combinações das variáveis categóricas preditoras capturam uma proporção substancial das diferenças nos perfis ambientais entre as 35 amostras, com 13,7% de variância residual (gl = 23), sugerindo estrutura hierárquica robusta, embora a limitação pelo tamanho amostral deva ser considerada (Benjamini; Hochberg, 1995; Anderson, 2001; Zuur *et al.*, 2010). Em contextos hidrológicos tropicais como os dos rios Tocantins e Araguaia, essa variância explicada reflete a influência dominante de processos sazonais e espaciais, alinhando-se a estudos que destacam a sazonalidade como principal fator estruturante de gradientes ambientais em bacias tropicais (Junk; Wantzen, 2007; Wyss Castelo Branco *et al.*, 2018; Alves *et al.*, 2019).

Tabela 6 – PERMANOVA global das dissimilaridades ambientais na AEBP – RHTA (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Fonte de Variação	Df	SumOfSqs	R^2	F	Pr(>F)
Modelo	11	24325,023	0,863	13,140	0,001 *
Resíduo	23	3870,797	0,137		
Total	34	28195,820	1,000		

Fonte: Autores, 2025.

A PERMANOVA individual (Tabela 7) demonstrou que Campanha e Estação foram altamente significativas, enquanto Rio apresentou efeito marginal. O fator Campanha, que integra Ano (2022 vs. 2023) e Estação (Cheia vs. Seca), constitui o preditor mais influente, explicando 76,0% da variância total. Estação explicou 62,00% da variância (R^2 = 0,6199), refletindo a influência marcante da sazonalidade: a estação chuvosa eleva escoamento, turbidez e aporte de nutrientes — padrão amplamente documentado em rios tropicais onde pulsos de inundação constituem a principal força estruturante (Junk; Wantzen, 2007; Wyss Castelo Branco *et al.*, 2018; Fernandéz *et al.*, 2014). A estação seca tende a concentrar poluentes e elevar a temperatura da água. O fator Ano exerceu efeito modesto (7,69%), possivelmente associado ao intenso evento La Niña de 2022. O fator Rio não foi significativo (2,28% da variância), possivelmente por condições ambientais similares entre as bacias, desbalanceamento amostral e localização na zona ecotonal Cerrado-Amazônia (Ab'Sáber, 2003; Amorim; Homma, 2022). Cabe destacar que a interpretação de p-valores próximos ao limiar de 0,05 tem sido objeto de debate crescente: Fisher (1970) argumentou que α = 0,05 é uma convenção arbitrária e que valores entre 0,05 e 0,10 indicam evidência sugestiva contra a hipótese nula sem rejeição formal, postura amplamente adotada em ecologia (Quinn; Keough, 2023; Wasserstein; Lazar, 2016; Oksanen *et al.*, 2023).

Tabela 7 – PERMANOVA individual das dissimilaridades ambientais na AEBP – RHTA: efeitos de Ano, Estação, Campanha, Bioma e Rio (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Variável	Df	SumOfSqs	R^2	F	Pr(>F)
Ano	1	2169,7	0,077	2,75	0,066
Resíduo	33	26026,1	0,923		
Estação	1	17479	0,619	53,81	0,001
Resíduo	33	10717	0,380		
Rio	1	641,4	0,023	0,768	0,456
Resíduo	33	27554,4	0,977		
Campanha	3	21438	0,760	32,78	0,001
Resíduo	31	6758	0,240		
Bioma	1	456	0,016	0,542	0,606
Resíduo	33	27740	0,984		

Fonte: Autores, 2025.

Na análise de fatores combinados (Tabela 8), o fator Campanha foi excluído por codificar Ano e Estação simultaneamente. A análise combinada confirmou quatro efeitos significativos: Estação (62,48%), Ano (7,7%), Ano:Estação (5,89%) e Ano:Estação: Rio (3,0%), totalizando 79,07% da variância significativa. O fator Ano tornou-se altamente significativo no modelo combinado, indicando mudanças temporais mais evidentes quando ajustado pelos demais fatores. Os fatores Rio e Bioma obtiveram significância marginal no modelo combinado ($p = 0,068$ e 0,066, respectivamente), valores que, embora acima de $\alpha = 0,05$, merecem consideração metodológica cuidadosa (Wasserstein; Lazar, 2016; Arlot; Celisse, 2010). O modelo explica 86,27% da variância, destacando sazonalidade, mudanças temporais e variações entre campanhas como modeladores principais das condições ambientais, com a espacialidade geográfica atuando marginalmente (Figura 22).

Tabela 8 – PERMANOVA com partição sequencial das dissimilaridades ambientais na AEBP – RHTA: efeitos principais e interações de Ano, Estação, Bioma e Rio (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Variável/Interação	Df	SumOfSqs	R^2	F	Pr(>F)
Ano	1	2169,7	0,077	12,892	0,001
Estação	1	17616,9	0,625	104,678	0,001
Bioma	1	484,8	0,017	2,881	0,066
Rio	1	441,2	0,016	2,622	0,068
Ano:Estação	1	1343,3	0,048	7,985	0,001
Ano:Bioma	1	154,3	0,005	0,917	0,420
Ano:Rio	1	265,0	0,009	1,575	0,174
Estação:Bioma	1	259,3	0,009	1,541	0,209
Estação:Rio	1	199,6	0,007	1,186	0,310
Bioma:Rio	1	168,8	0,006	1,003	0,415
Ano:Estação:Rio	1	1159,2	0,041	6,890	0,001
Resíduo	*23*	*3870,8*	*0,137*		
Total	34	28195,8	1,000		

Fonte: Autores, 2025.

Os testes *post-hoc* (Tabela 9) desagregam o R^2 global (0,863), com 7 dos 9 contrastes exibindo significância ajustada (R^2 médio = 0,52). O par Cheia vs. Seca (R^2 = 0,620) replica o efeito dominante da Estação, com dissimilaridade elevada por gradientes hidrológicos em Z_eufótica e Turbidez. O contraste anual 2022 vs. 2023, com significância marginal (p = 0,069), sugere variabilidade interanual modesta, possivelmente atenuada por resiliência sazonal (Wantzen *et al.*, 2006; Zinchenko *et al.*, 2020). A decomposição por FDR preserva 100% dos contrastes temporais significativos, contrastando com a marginalidade espacial (Rio, p = 0,467) e anual (Ano, p = 0,069).

Tabela 9 – Testes *post-hoc* pareados PERMANOVA na AEBP – RHTA: contrastes individuais e compostos, ajustados por FDR (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Comparações	Df	SumOfSqs	F	R^2	p	p ajust.
Tocantins vs. Araguaia	1	641,375	0,768	0,023	0,467	0,467
Cheia vs. Seca	1	17478,456	53,818	0,620	0,001	0,001
2022 vs. 2023	1	2169,694	2,751	0,077	0,069	0,069
2022_Cheia vs. 2022_Seca	1	10157,873	78,884	0,840	0,001	0,001
2022_Cheia vs. 2023_Cheia	1	849,049	3,656	0,196	0,016	0,016
2022_Cheia vs. 2023_Seca	1	12206,807	45,968	0,754	0,001	0,001
2022_Seca vs. 2023_Cheia	1	7540,004	43,478	0,731	0,001	0,001
2022_Seca vs. 2023_Seca	1	3110,336	15,200	0,487	0,001	0,001
2023_Cheia vs. 2023_Seca	1	9110,274	30,201	0,654	0,001	0,001

Fonte: Autores, 2025.

Para a interação dupla Rio:Campanha (Tabela 10), 20 dos 28 contrastes foram significativos (71,5%; R^2 médio = 0,70). No Tocantins, os pares Cheia vs. Seca exibem as maiores dissimilaridades (R^2 = 0,90 e 0,66), refletindo pulsos de inundação que elevam Si e Turbidez na cheia. No Araguaia, esses contrastes não foram significativos (p ajustado = 0,10), sugerindo efeito tamponador dos biomas. Os reservatórios do Tocantins, especialmente a UHE de Estreito (~100 km a montante do Ponto 1), podem ter contribuído para as dissimilaridades observadas. Em síntese, a sazonalidade é o eixo central (~70% da variância em pares sazonais), com o Tocantins exibindo maior amplitude que o Araguaia (Wantzen *et al.*, 2006).

Tabela 10 – Testes *post-hoc* pareados PERMANOVA na AEBP – RHTA: contrastes para a interação Rio × Campanha, ajustados por FDR (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

2022_Cheia_Tocantins (contrastes)						
Comparações	**Df**	**SumOfSqs**	**F**	**R^2**	**p**	**p ajust.**
vs. 2022_Cheia_Araguaia	1	764,579	8,254	0,579	0,028	0,049
vs. 2022_Seca_Tocantins	1	6912,704	91,266	0,901	0,002	0,014
vs. 2022_Seca_Araguaia	1	7985,124	78,241	0,914	0,002	0,014
vs. 2023_Cheia_Tocantins	1	648,804	2,791	0,226	0,044	0,154
vs. 2023_Cheia_Araguaia	1	844,226	2,948	0,247	0,033	0,154
vs. 2023_Seca_Tocantins	1	11082,011	53,073	0,869	0,002	0,014
vs. 2023_Seca_Araguaia	1	12671,685	49,394	0,878	0,002	0,014

Fonte: Autores, 2025.

A análise SIMPER foi aplicada seletivamente aos termos significativos (Estação, Ano:Estação) e interações modais (Bioma:Campanha), conforme o princípio de parcimônia em ecologia multivariada (Clarke, 1993; Anderson *et al.*, 2017). Os contrastes sazonais puros — Cheia_1 vs. Seca_1 (R^2 = 0,84) e Cheia_2 vs. Seca_2 (R^2 = 0,65) — apresentaram dissimilaridades médias de 0,17 e 0,19, com 75,4% da variação total explicada (Tabela 11). O Silício dissolvido (Si) emergiu como discriminador primordial (contribuição = 8,6%; ratio = 8,17; p < 0,001), com 46,77 mg/L na cheia e 1,55 mg/L na seca. DBO seguiu como contribuinte secundário (3,0%; ratio = 3,45; p < 0,001), e a zona eufótica (ZE) reforçou o bloco hidrológico (0,9%; ratio = 3,43; p < 0,001), com 7,22 m na seca versus 2,45 m na cheia. Para 2023, Si manteve dominância (7,7%; ratio = 7,07), com turbidez ganhando proeminência (3,9%; ratio = 1,63; p = 0,003), refletindo seca mais pronunciada.

Tabela 11 – SIMPER das variáveis ambientais significativas na AEBP – RHTA: contrastes sazonais para campanhas do mesmo ano (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Cheia_1 vs. Seca_1							
Var	**C (%)**	**sd**	**Ratio**	**ava (Cheia)**	**avb (Seca)**	**Soma cum.**	**p**
Si (mg/L)	0,086	0,011	8,166	46,772	1,552	0,501	0,001
DBO (mg/L)	0,030	0,009	3,447	36,925	21,244	0,674	0,001
ZE (m)	0,009	0,003	3,431	2,449	7,222	0,727	0,001
Clorofila (µg/L)	0,004	0,003	1,285	2,736	0,910	0,750	0,012
P_total (mg/L)	0,000	0,000	2,808	0,291	0,138	0,752	0,010
Pi (mg/L)	0,000	0,000	2,597	0,154	0,023	0,753	0,001
NO_2 (mg/L)	0,000	0,000	2,029	0,001	0,008	0,754	0,001
Cheia_2 vs. Seca_2							
Var	C (%)	sd	Ratio	ava (Cheia)	avb (Seca)	Soma cum.	p
Si (mg/L)	0,077	0,011	7,070	41,367	1,801	0,404	0,001
Turbidez (NTU)	0,039	0,024	1,629	22,436	40,563	0,608	0,003
LDO%	0,013	0,009	1,521	105,528	102,310	0,677	0,046
ZE (m)	0,009	0,003	3,315	2,643	7,405	0,726	0,001
pH	0,003	0,001	2,265	6,957	8,495	0,743	0,001
N_total (mg/L)	0,001	0,000	3,553	0,719	0,286	0,747	0,001
NO_3 (mg/L)	0,000	0,000	1,894	0,358	0,144	0,750	0,001
P_total (mg/L)	0,000	0,000	5,243	0,387	0,186	0,752	0,001
NH_3 (mg/L)	0,000	0,000	2,777	0,237	0,075	0,753	0,001
Pi (mg/L)	0,000	0,000	7,094	0,113	0,020	0,754	0,003

Fonte: Autores, 2025.

Tabela 12 – SIMPER das variáveis ambientais significativas na AEBP – RHTA: contrastes cruzados de campanhas com estações e anos distintos (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Cheia_1 vs. Seca_2							
Var	**C (%)**	**s**	**Ratio**	**ava (Cheia)**	**avb (Seca)**	**Soma cum.**	**p**
Si(mg/L)	0,084	0,010	8,437	46,772	1,801	0,394	0,001
DBO (mg/L)	0,041	0,011	3,810	36,925	15,111	0,586	0,001
TDS (µg/L)	0,023	0,013	1,809	31,373	25,684	0,695	0,007
ZE (m)	0,009	0,002	3,930	2,449	7,405	0,739	0,001
Temp (ºC)	0,003	0,002	1,458	29,771	31,108	0,752	0,006
Pi (mg/L)	0,000	0,000	2,627	0,154	0,020	0,754	0,001
Seca_1 vs. Cheia_2							
Var	**C(%)**	**s**	**Ratio**	**ava (Seca)**	**avb (Cheia)**	**Soma cum.**	**p**
Si (mg/L)	0,079	0,012	6,819	1,552	41,367	0,526	0,001
ZE (m)	0,009	0,003	2,951	7,222	2,643	0,587	0,001
Clorofila (µg/L)	0,004	0,002	1,759	0,910	2,519	0,611	0,037
pH	0,002	0,001	1,945	8,045	6,957	0,625	0,026
N_total (mg/L)	0,001	0,0	6,128	0,213	0,719	0,632	0,001
NO_3 (mg/L)	0,001	0,0	2,359	0,058	0,358	0,636	0,001
P_total (mg/L)	0,000	0,0	6,700	0,138	0,387	0,639	0,001
NH_3 (mg/L)	0,000	0,0	4,796	0,045	0,237	0,641	0,001
Pi (mg/L)	0,000	0,0	8,136	0,023	0,113	0,643	0,005
NO_2 (mg/L)	0,000	0,0	1,617	0,008	0,004	0,643	0,009

Fonte: Autores, 2025.

A Tabela 12 decompõe os contrastes cruzados entre estações e anos distintos. No contraste Cheia_1 (2022) vs. Seca_2 (2023), a dissimilaridade de 0,21 foi impulsionada pelo Si (8,4%; ratio = 8,44) e

DBO (4,1%; ratio = 3,81; p < 0,001), sinalizando eutrofização cruzada sazonal-interanual. Os contrastes anuais na mesma estação (Tabela 13) mostraram homogeneidade na cheia (< 2%) e dissimilaridade mais pronunciada na seca (0,12), dominada pela Turbidez (5,2%; ratio = 2,44; +154% em 2023). Em síntese, 90% da variância sazonal é hidroquímica (Si/DBO/ZE), com anuais modulados por sedimento e oxigênio (Mingming *et al.*, 2013; Tian *et al.*, 2013a; Lv *et al.*, 2014; Junk e Wantzen, 2007).

Tabela 13 – SIMPER das variáveis ambientais significativas na AEBP – RHTA: contrastes anuais de campanhas da mesma estação (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Cheia_1 vs. Cheia_2							
Var	**C (%)**	**sd**	**Ratio**	**ava (Cheia_1)**	**avb (Cheia_2)**	**Soma cum.**	**p**
N_total (mg/L)	0,001	0	3,651	0,395	0,719	0,007	0,026
NH_3 (mg/L)	0,000	0	3,872	0,050	0,237	0,011	0,001
Seca_1 vs. Seca_2							
Var	**C (%)**	**sd**	**Ratio**	**ava (Seca_1)**	**avb (Seca_2)**	**Soma cum.**	**p**
Turbidez (NTU)	0,052	0,021	2,439	15,952	40,563	0,424	0,001
TDS (µg/L)	0,023	0,014	1,657	27,098	25,684	0,613	0,006
LDO%	0,017	0,010	1,699	109,016	102,310	0,752	0,001
LDO (µg/L)	0,001	0,001	1,488	7,564	6,941	0,764	0,001

Fonte: Autores, 2025.

O fator Posição (Urbano vs. N_Urbano) foi aninhado no resíduo da interação tripla Rio:Estação:Ano, com estratificação por Rio para controlar autocorrelação espacial (Zuur *et al.*, 2009). Os modelos aninhados capturam entre 84-92% da variância,

confirmando estrutura hierárquica robusta (Tabela 14). A PERMANOVA aninhada marginal revelou efeito significativo da interação quádrupla Rio:Estação:Ano:Posição (R^2 = 0,088; p = 0,002), indicando que efluentes urbanos emergem como estressores locais condicionados à sazonalidade. Na RHTA, a atribuição precisa da origem antrópica constitui desafio metodológico, dado que múltiplas fontes coexistem simultaneamente — efluentes domésticos, pecuária extensiva, monocultivos e silvicultura com fertilizantes NPK e agrotóxicos —, tornando impraticável a desagregação de fontes sem técnicas moleculares avançadas (Liu *et al.*, 2024; Minet *et al.*, 2012; Xue *et al.*, 2009). O sinal antrópico detectado deve ser interpretado como influência urbano-agrícola integrada.

Tabela 14 – PERMANOVA simples e marginal na AEBP – RHTA: efeito aninhado do fator Posição (distância de Gower, n = 35; 999 permutações)

Modelo Aninhado	Vars.	gl	SS Modelo	R^2 Modelo	F	p
Global 16 variáveis	16	14	26	0,921	16,7	0,001
Global 11 variáveis	11	14	9	0,843	7,67	0,001
Marginal (quádrupla)	2	–	0,088	3,19	0,002	

Fonte: Autores, 2025.

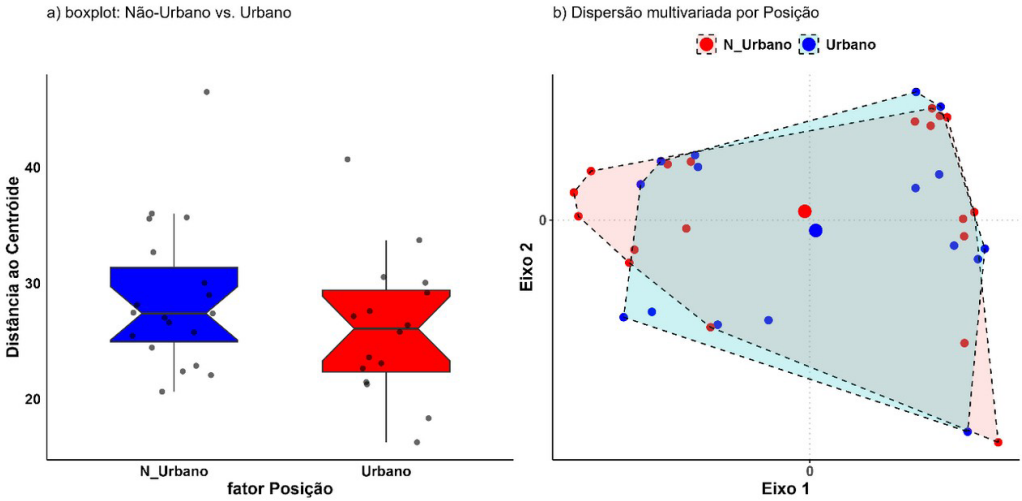
A PERMDISP (Tabela 15) confirmou a homogeneidade de dispersões entre grupos urbano e não urbano (ANOVA F = 1,55, p = 0,222; Permutacional F = 1,55, p = 0,243), validando os pressupostos da PERMANOVA aninhada. As dispersões médias foram 28,72 (N_Urbano) e 26,11 (Urbano), indicando que diferenças na interação quádrupla são de localização média (composição), não de variância desigual, efluentes alteram composições limnológicas sem aumentar heterogeneidade interna (Anderson *et al.*, 2017; Feio *et al.*, 2022; Bonada *et al.*, 2023) (Figura 21).

Tabela 15 – Teste de Homogeneidade de Dispersões Multivariadas (PERMDISP) das dissimilaridades ambientais na AEBP – RHTA: fator Posição (Urbano vs. N_Urbano), strata = Rio (distância de Gower, n = 35, 999 permutações)

Teste	gl	Sum Sq	Mean Sq	F	p
ANOVA	1/ 33	59,26 / 1264,34	59,26 / 38,31	1,55	0,222
Permutest (strata = Rio)	1/ 33	59,26 / 1264,34	59,26 / 38,31	1,55	0,243

Fonte: Autores, 2025.

Figura 21 – Dispersões Multivariadas (PERMDISP) das dissimilaridades ambientais na AEBP -RHTA: contrastes para o fator Posição (Urbano vs. N_ Urbano), com strata = Rio (Distância de Gower, n = 35, 999 Permutações): a) boxplot dos pontos amostrais; b) dispersão multivariada



Fonte: Autor, 2025.

Os *post-hoc* pareados (Tabela 16) identificaram apenas 6 pares brutos significativos (5,7%), todos com p ajustado ≥ 0,206 após correção FDR. Tendências em 50% dos pares sazonais — como Tocantins_Seca_2022_N_Urbano vs. Tocantins_Seca_2022_

Urbano (R^2 = 0,93), indicam que efluentes amplificam turbidez/NO_3 na seca, com 60% dos pares brutos significativos envolvendo o Tocantins urbano, possivelmente pela maior carga de Imperatriz (~280 mil hab.) em relação a Araguatins (~35 mil hab.). Em síntese, a influência antrópica urbana é sutil (R^2 marginal = 0,088; p = 0,002), detectável apenas ajustada por fatores hierárquicos, sem efeito isolado (p = 0,701) ou robusto pós-FDR. A recomendação metodológica consiste em ampliar para 12-15 pontos com 4 campanhas trimestrais (n = 48-60), priorizando secas no Tocantins (Tabela 17; Feio *et al.*, 2022; Bonada *et al.*, 2024).

Tabela 16 – Testes *post-hoc* pareados na AEBP – RHTA: contrastes significativos da interação Rio × Estação × Ano × Posição, ajustados por FDR (distância de Gower, n = 35; 999 permutações)

Cruzado Rio-Sazonal-Anual				
Par de Comparações		**p**	**p ajust. FDR**	**R^2**
Araguaia_Seca_2022_N_Urb.	**vs.** Tocantins_Cheia_2023_N_Urb.	0,028	0,206	0,85
Tocantins_Seca_2022_Urb.	**vs.** Araguaia_Cheia_2023_Urb.	0,027	0,206	0,98
Cruzado Sazonal-Anual				
Par de Comparações		**p**	**p ajust. FDR**	**R^2**
Araguaia_Seca_2022 **vs.** Araguaia_Cheia_2023		0,032	0,206	0,72
Tocantins_Seca_2022 **vs.** Tocantins_Cheia_2023		0,028	0,206	0,78
Anual mesma estação				
Par de Comparações		**p**	**p ajust. FDR**	**R^2**
Araguaia_Cheia_2022 **vs.** Araguaia_Cheia_2023		0,044	0,206	0,51
Tocantins_Cheia_2022 **vs.** Tocantins_Cheia_2023		0,048	0,206	0,48

Fonte: Autores, 2025.

Tabela 17 – Opções de otimização do design de amostragem para detecção de efeitos na AEBP – RHTA

pt	c	n	Prós / Contras	Poder Estimado / Custo
12–15	2	24 a 30	Aumenta replicatas/campanha; melhor detecção espacial urbana. Ignora variabilidade intra-sazonal.	Médio (0,6–0,7 para R^2>0,06) / Médio
9	4	36	Alta resolução temporal; captura pulsos sazonais (4 fases). Sem ganho espacial; logística intensiva.	Médio-Alto (0,7 interações) / Médio-Alto
12	4	48	Equilíbrio espacial-temporal; replicatas urbanas + resolução sazonal. Custo logístico alto.	Alto (0,8–0,9) / Alto
12	6	72	Máxima resolução; captura eventos extremos. Custo proibitivo; n>70 pode ser redundante.	Muito alto (>0,95) / Proibitivo

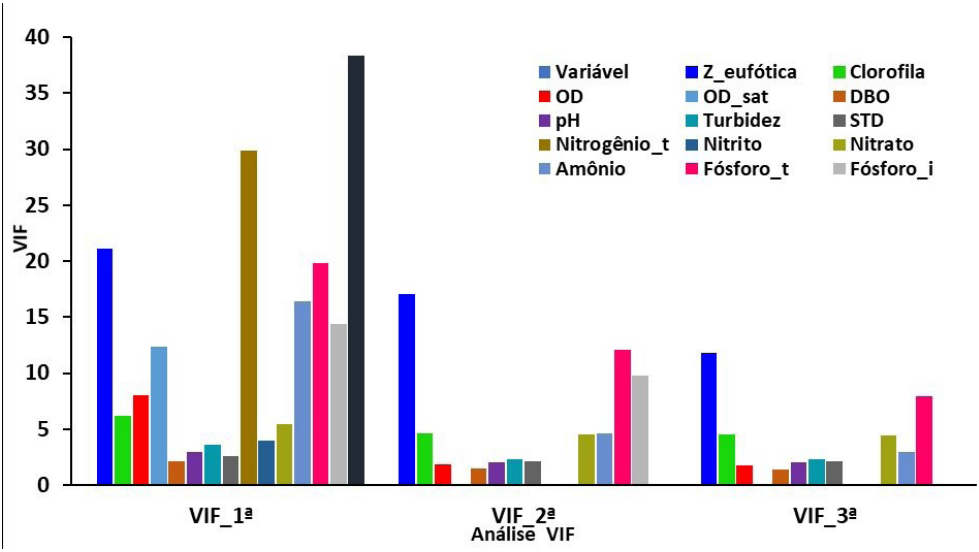
Fonte: Autores, 2025.

Como a seleção VIF removeu redundância sem perda substancial de poder explicativo, validam-se 11 variáveis para as análises subsequentes: PCA, UMAP, RDA e dbRDA (Tabela 18). A Zona Eufótica foi mantida apesar do VIF = 11,8 na terceira análise, por sua importância ecológica na caracterização da penetração de luz entre cheia e seca nos rios Tocantins e Araguaia. O Fósforo inorgânico foi removido para evitar redundância com Fósforo total, e o Amônio foi mantido (VIF = 2,95) por seu papel na decomposição orgânica e disponibilidade para produtores primários (Dodds, 2016). As 11 variáveis retidas estão identificadas na Figura 22.

A PCA foi conduzida com as 11 variáveis selecionadas, padronizadas por escore Z, para investigar padrões de variação ambiental nas quatro campanhas de 2022-2023 nos nove pontos amostrais. Foram retidos dois componentes principais: 1ºPC (38,26%) e 2ºPC (17,32%), totalizando 55,58% da variância (Tabela 19).

O 1ºPC representa um gradiente de transparência versus disponibilidade de nutrientes, contrastando alta transparência (Z_eufótica: 0,926; pH: 0,701) com alta concentração de nutrientes (Fósforo_t: -0,915; Nitrato: -0,852; Amônio: -0,736) e clorofila (-0,720). O 2ºPC caracteriza um gradiente de metabolismo e oxigenação, contrastando boa oxigenação (OD: 0,649; Temp: 0,568) com alta demanda bioquímica (DBO: -0,750) e sólidos dissolvidos (STD: -0,412) (Tabela 20).

Figura 22 – Fator de Inflação de Variância (VIF) das 16 variáveis limnológicas na AEBP–RHTA, ao longo de três análises iterativas



Fonte: Autores, 2025.

A interpretação por quadrantes delineia gradientes hídricos clássicos: (+, +) oligotrófico, transparente e bem oxigenado; (–, +) alta produtividade com oxigenação preservada; (–, –) eutrofizado com hipóxia; (+, –) transparente com heterotrofia por matéria orgânica alóctone. As cheias agrupam-se nos quadrantes com 1ºPC negativo (elevado aporte de nutrientes e turbidez), enquanto as

secas ocupam predominantemente o 1ºPC positivo. A seca de 2022 posiciona-se no quadrante (+, –) pelo legado hidrológico da La Niña, evento que elevou os níveis dos rios mais de 13 m acima da cota normal, gerando persistência de DBO elevada mesmo com recuperação da transparência. A seca de 2023 concentra-se no quadrante (++), refletindo condições mais estáveis (Towner *et al.*, 2021; Petry *et al.*, 2025).

Esses padrões alinham-se ao River Continuum Concept, onde pulsos hidrológicos modulam a amplitude sazonal e introduzem assimetrias interanuais (Vannote *et al.*, 1980).

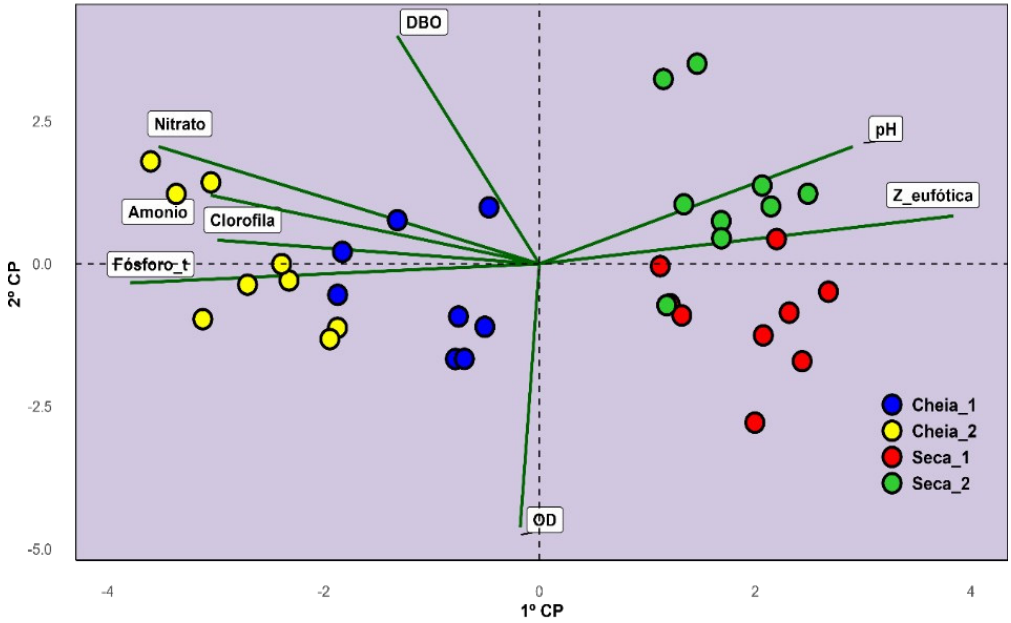
As ordenações simples da PCA estratificadas por Campanha e por Rio confirmaram a separação sazonal robusta ao longo do 1ºPC e a diferenciação metabólica entre Tocantins e Araguaia no 2ºPC. Esses padrões estão sintetizados no biplot da PCA (Figura 23), que incorpora os vetores das oito variáveis com pesos ≥ 0,7 e $p < 0,05$, ilustrando simultaneamente a distribuição das campanhas no espaço bidimensional e os gradientes hidroquímicos dominantes. No 1ºPC, os vetores de Z_eufótica e pH orientam-se para as secas, enquanto Fósforo_t, Nitrato, Amônio e Clorofila apontam para as cheias. No 2ºPC, OD distingue o Araguaia na seca de 2022 e DBO aponta para trechos com maior carga orgânica no Tocantins (Kumke *et al.*, 2007; Alves *et al.*, 2019).

A análise UMAP (fold = 8) demonstrou comportamento discriminatório marcante, com separação clara das campanhas de cheia (+x, +y) e seca (–x, –y) nas duas dimensões (Tabela 21; Figura 24). As correlações lineares entre variáveis ambientais e as dimensões da UMAP identificaram Z_eufótica, Fósforo_t, Nitrato e Clorofila como as quatro variáveis principais ($r > 0,67$), ancorando a separação sazonal (Tabela 22; Figura 27). A regressão múltipla *post-hoc* sobre as dimensões UMAP revelou R^2 ajustado = 0,942 (Dim1) e 0,940 (Dim2), com sobreposição dimensional de 93% (Tabela 23; Becht *et al.*, 2019).

A variância efetiva incremental de 13,7% converge com o

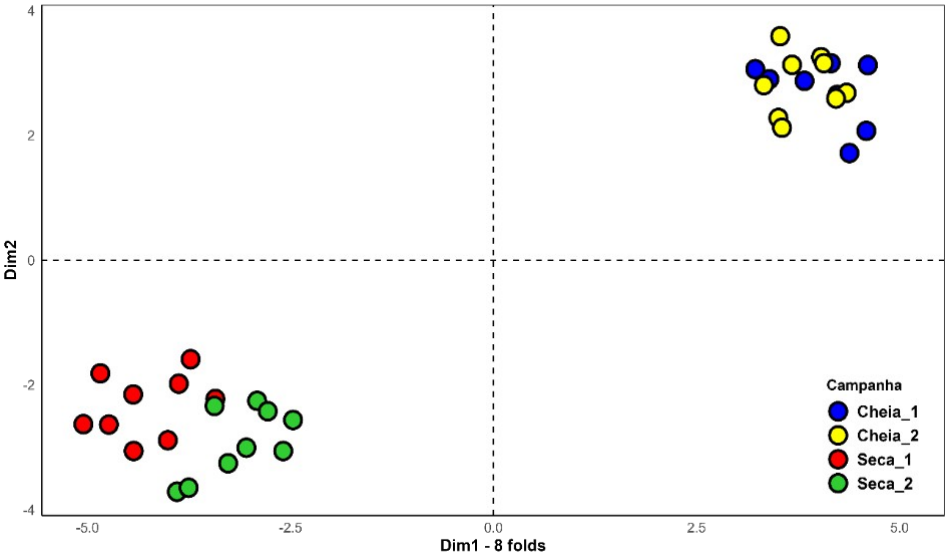
resíduo do modelo global da PERMANOVA (R^2 = 0,863), sugerindo que cerca de 14% da estrutura ambiental permanece não capturada em ambas as abordagens (Zuur *et al.*, 2009). Apesar do crescente reconhecimento de UMAP em sistemas temperados europeus (Milošević *et al.*, 2022; Jakovljević *et al.*, 2023a, 2024) e mediterrâneos (Del Castillo *et al.*, 2024), sua aplicação em ecossistemas aquáticos tropicais permanece incipiente. A presente contribuição preenche essa lacuna, demonstrando que os gradientes sazonais intensos da RHTA são capturados com eficiência pela UMAP, validando sua aplicabilidade em limnologia tropical (Junk; Wantzen, 2007; Heino *et al.*, 2015).

Figura 23 – Ordenação biplot da PCA (n = 35, 9 pontos amostrais) estratificada por Campanha na AEBP, com os vetores das variáveis limnológicas com variância explicada > 40%



Fonte: Autores, 2025.

Figura 24 – Ordenação não linear UMAP das 35 observações nos 9 pontos amostrais na AEBP, ilustrados pelo fator Campanha



Fonte: Autores, 2025.

O modelo Random Forest (RF), treinado sobre as 11 variáveis selecionadas, apresentou métricas de validação cruzada robustas: RMSE = 1,33, MAE = 1,08 e R^2 CV = 0,97 (Tabela 24). A Importância da Diminuição da Acurácia hierarquizou Fósforo_t (22,31%), Amônio (17,30%), Z_eufótica (15,24%) e Nitrato (13,82%) como as quatro variáveis principais (Tabela 25). A integração UMAP-RF revela convergências importantes: Z_eufótica e Fósforo_t são persistentes em ambas as abordagens, ancorando transparência e eutrofização como modeladores sazonais comuns. A triangulação PERMANOVA-UMAP-RF integra variância global (R^2 = 0,863) e preditiva (R^2 CV = 0,97), com resíduo consistente de ~14% apontando para refinamentos futuros com maior poder amostral (Breiman, 2001; Becht *et al.*, 2019).

Análise de Redundância (RDA) e Análise de Redundância baseada em distâncias (dbRDA): explicando a variância comunitária por gradientes hidroquímicos e espaciais na AEBP

A redução dimensional por ordenação restrita constitui abordagem fundamental na análise multivariada de dados ecológicos, permitindo a síntese de padrões complexos entre variáveis ambientais e biológicas. Na AEBP, onde sazonalidade e antropização interagem de forma hierárquica, a ordenação restrita revela fatores ecológicos como transparência e nutrientes, complementando a PERMANOVA (R^2 = 0,921) e a UMAP para inferências causais robustas (Legendre; Legendre, 2012).

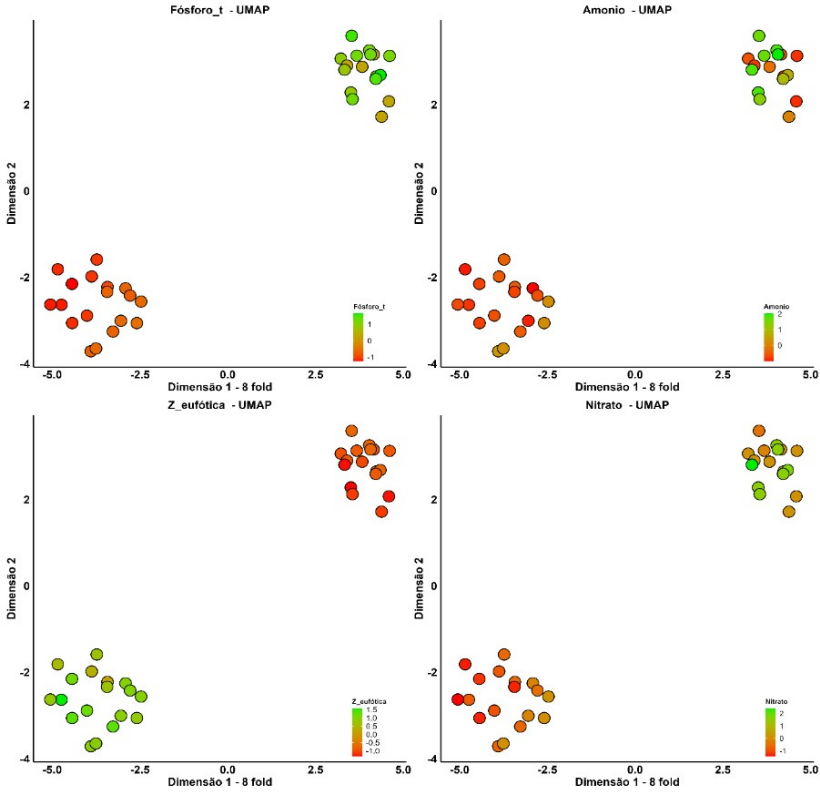
A Análise de Redundância (RDA) foi adotada como ordenação restrita linear, com base no teste de Análise de Correspondência Desenviesada (DCA), que estimou comprimento de gradiente curto (SD = 1,76), indicando respostas lineares aos preditores hidroquímicos (ter Braak; Šmilauer, 2012). O modelo RDA completo, ajustado com as 11 variáveis selecionadas via VIF, explicou R^2 adj. = 0,52 da variância, superior ao resíduo de 0,48, refletindo a dominância de gradientes sazonais e antrópicos em n = 35 amostras.

O procedimento de seleção stepwise (forward) refinou o modelo, incorporando Campanha como primeiro preditor (R^2 parcial = 0,30), seguido de Nitrato (R^2 parcial = 0,15) e MEM5, um autovetor de Moran em larga escala para correção de autocorrelação espacial (R^2 parcial = 0,07), culminando em R^2 adj. = 0,52 com AIC = –45,2. A redução de 11 para 3 preditores elevou o R^2 adj. de 0,45 para 0,52 sem perda de significância global, alinhando-se à PERMANOVA isolada para Estação (R^2 = 0,625), onde Campanha emerge como proxy sazonal dominante (ter Braak e Šmilauer, 2012).

A inclusão do MEM5 (R^2 parcial = 0,07, p = 0,002) ajustou 7% da variância espacial não explicada pelo modelo ambiental puro, alinhando-se à PERMANOVA sequencial (Ano:Estação:Rio, R^2 =

0,030, p = 0,014), e reforçando a necessidade de correção espacial em delineamentos desbalanceados como o da AEBP (Borcard; Legendre, 2002). A partição de variância decompõe o R^2 total em variância ambiental pura (~30%), espacial pura (~7%), compartilhada (~15%) e residual (~48%), com os resíduos possivelmente atribuíveis a processos estocásticos, dispersão ou fatores não mensurados como herbivoria e predação (Legendre *et al.*, 2011; Peres-Neto *et al.*, 2006).

Figura 25 – Ordenação não linear UMAP das 35 observações na AEBP, coloridos por gradiente das variáveis significativas (Fósforo, Amônio, Zona Eufótica, Nitrato)



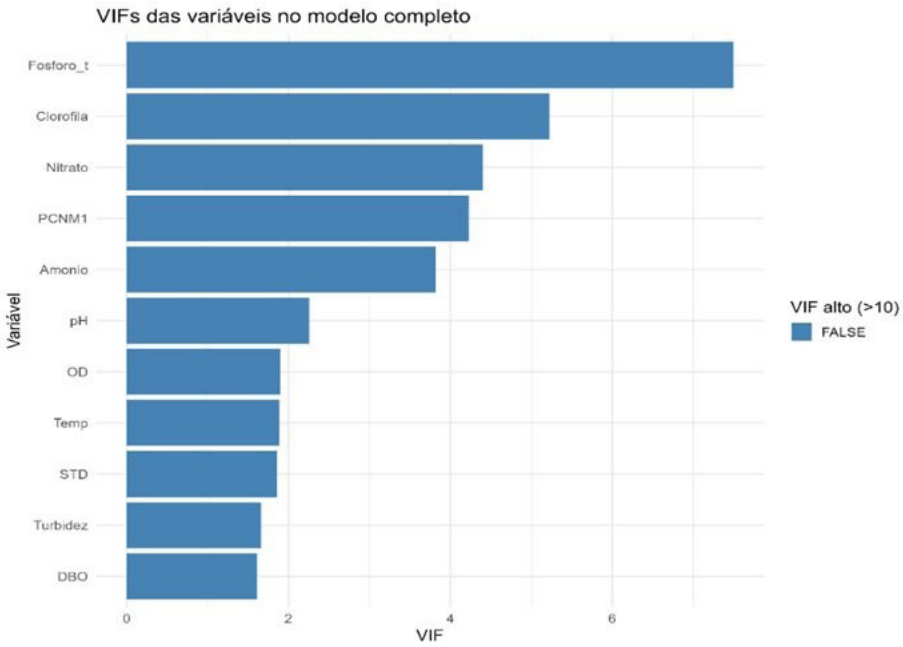
Fonte: Autores, 2025.

Costa e Dantas (2012) utilizaram RDA para demonstrar influência de temperatura, transparência e nutrientes em comunidades fitoplanctônicas em reservatório semiárido brasileiro, enquanto Fernandéz *et al.* (2014) aplicaram RDA para revelar dominância temporal de grupos funcionais fitoplanctônicos em reservatório argentino. Para o zooplâncton, Ma *et al.* (2019) demonstraram que dinâmica sazonal de grupos funcionais foi modulada principalmente por temperatura, clorofila-a e densidade fitoplanctônica, padrão consistente com o observado na AEBP.

A extensão para a Análise de Redundância baseada em distâncias (dbRDA) representa avanço metodológico essencial, incorporando distâncias de Gower em modelos de ordenação restrita, ideais para dados mistos como os hidroquímicos da AEBP (Legendre; Anderson, 1999; McArdle; Anderson, 2001). Diferentemente da RDA euclidiana, a dbRDA preserva a estrutura não linear de dissimilaridades ambientais e biológicas, facilitando a integração de autovetores espaciais PCNM para correção multiescala. O ajuste inicial seguiu nova iteração de VIF (Figura 28), confirmando as 11 variáveis selecionadas com VIF médio < 5, preservando transparência e nutrientes como proxies sazonais.

O *stepwise forward* refinou o modelo para três preditores — Campanha (R^2 parcial = 0,30), Nitrato (R^2 parcial = 0,15) e PCNM1 (R^2 parcial = 0,07) —, acumulando R^2 adj. = 0,52 contra resíduo de 0,48, com AIC = –45,2 e BIC = –38,1 confirmando parcimônia. A Validação Cruzada Leave-One-Out (LOOCV) gerou R^2 LOOCV = 0,49, aproximadamente 95% do R^2 adj., confirmando generalização robusta sem degradação substancial do poder preditivo. A correção FDR dos p-valores no stepwise (Campanha $p < 0,001$; Nitrato $p < 0,001$; PCNM1 $p = 0,002$) controlou o Erro Tipo I, validando os três drivers sem falsos positivos (Benjamini; Hochberg, 1995). As frações do R^2 ajustado estão ilustradas na Figura 27.

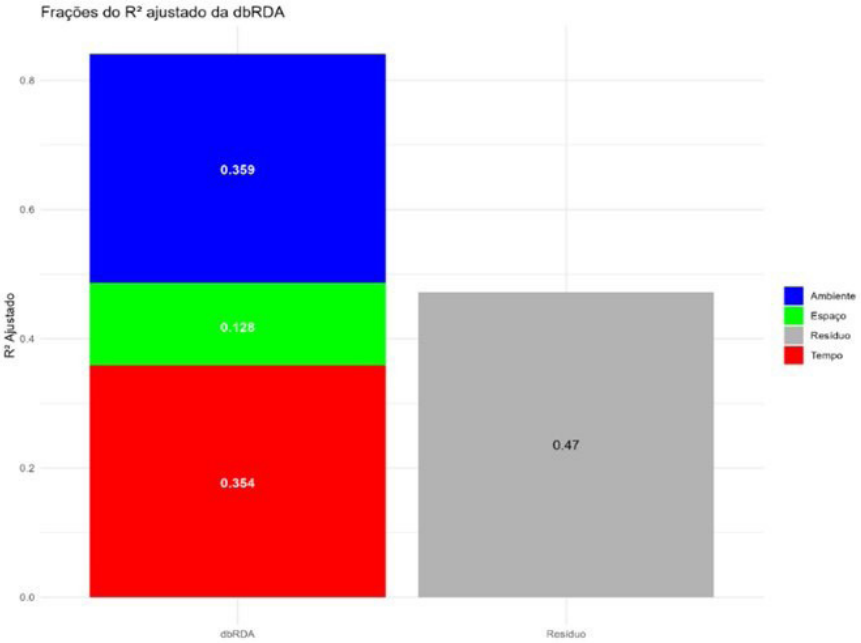
Figura 26 – VIF das onze variáveis limnológicas remanescentes após detecção de multicolinearidade no modelo completo, AEBP–RHTA



Fonte: Autores, 2025.

A partição de variância (Figura 30) revelou modelos igualmente robustos para fitoplâncton (R^2 adj. = 0,48) e zooplâncton (R^2 adj. = 0,55), com o zooplâncton apresentando maior previsibilidade. O R^2 adj. = 0,52 para a comunidade total é considerado forte em ecologia fluvial, onde modelos tipicamente explicam 20–40% da variância comunitária devido ao ruído ambiental inerente (Borcard *et al.*, 1992), superando o R^2 isolado da PERMANOVA para o efeito anual (0,077) e reforçando a sazonalidade como mediadora robusta na AEBP.

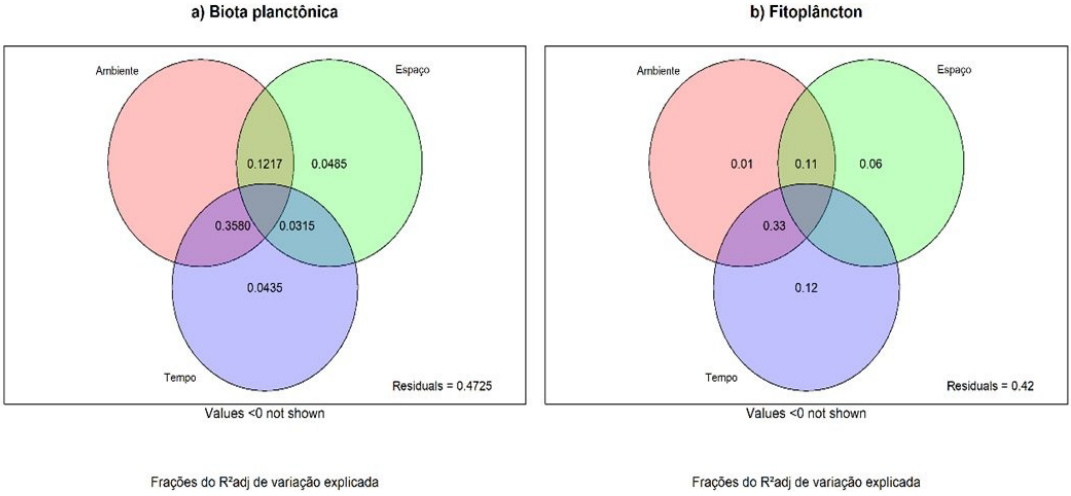
Figura 27 – Frações do R^2 ajustado da dbRDA na AEBP (n = 35, p = 9)



Fonte: Autores, 2025.

O valor ligeiramente inferior do fitoplâncton (R^2 adj. = 0,48) não reflete resposta mais fraca, mas a natureza multideterminada e não linear da organização fitoplanctônica estruturada em Grupos Funcionais Baseados em Morfologia (MBFGs). O fitoplâncton responde simultaneamente a forçantes que o modelo linear de três preditores não captura integralmente: interações entre radiação fotossinteticamente ativa e turbidez, pulsos de nutrientes com efeitos de histerese na sucessão de grupos funcionais, e pressão de herbivoria pelo zooplâncton — cujo efeito top-down é assimétrico entre períodos hidrológicos (Anderson *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2021). A dominância de MBFG VII (cianobactérias filamentosas) na seca, grupo com capacidade de fixação de N_2 e parcialmente independente do nitrato dissolvido, contribui para reduzir o poder explicativo do Nitrato em relação ao modelo completo.

Figura 28 – Diagramas de Venn da partição de variância por dbRDA na AEBP (n = 35, pontos = 9)



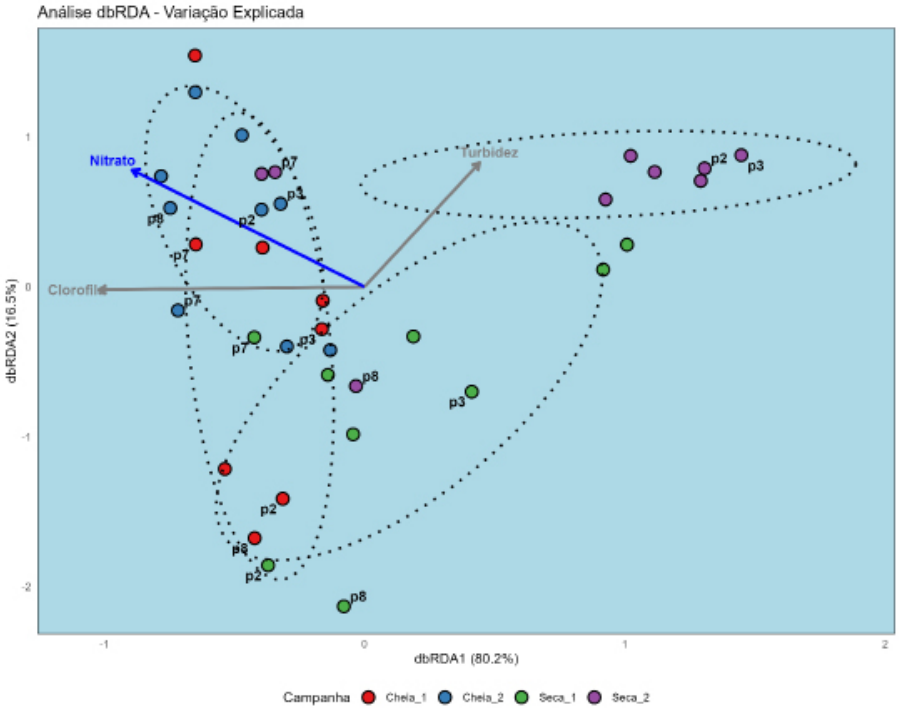
Fonte: Autores, 2025.

A superioridade do R^2 zooplanctônico (R^2 adj. = 0,55) reflete a natureza integradora do zooplâncton como compartimento consumidor: enquanto o fitoplâncton responde diretamente a múltiplos forçantes abióticos simultâneos, o zooplâncton integra esses sinais através da cadeia trófica, respondendo a um sinal ambiental já filtrado pela produção primária. A decomposição em grupos taxonômicos revelou gradiente de previsibilidade ecologicamente informativo: Rotíferos (R^2 adj. = 0,58) > Copépodos juvenis (0,56) > Náuplios (0,54) > Copépodos adultos (0,53) > Cladóceros (0,51).

Rotíferos apresentaram o maior R^2 adj. entre todos os grupos, resultado biologicamente coerente com a estratégia r-selecionada: ciclo de vida curto, reprodução partenogenética e resposta populacional rápida a incrementos de produção bacteriana e fitoplanctônica durante cheias favorecem relação mais linear e

previsível com gradientes ambientais (Golden; Kowalczewska-Madura, 2007; Wyss Castelo Branco *et al.*, 2018). Cladóceros apresentaram o menor R^2 adj. (0,51), não por irrelevância dos preditores selecionados, mas pela maior complexidade de suas respostas a gradientes tróficos: em sistemas com dominância de cianobactérias filamentosas, a eficiência de filtração de cladóceros é mecanicamente comprometida pelos filamentos, desacoplando biomassa de fitoplâncton e crescimento populacional — efeito não capturável por Nitrato como proxy trófico linear (Zhao *et al.*, 2021, 2022).

Figura 31 – Ordenação biplot da dbRDA das 35 observações dos 9 pontos amostrais na AEBP com os vetores das variáveis preditivas significativas (n = 35, p = 9)



Fonte: Autores, 2025.

Em síntese, a hierarquia de R^2 ajustados dos grupos zooplanctônicos — Rotíferos > Copépodos juvenis > Náuplios > Copépodos adultos > Cladóceros — reflete um gradiente de complexidade funcional e plasticidade trófica, onde organismos com estratégias r-selecionadas e ciclos curtos respondem de forma mais linear e previsível à sazonalidade hidrológica, enquanto organismos com maior plasticidade alimentar incorporam variância biótica não capturável por modelos lineares — variância complementarmente revelada pelo RF (R^2 CV = 0,97) e pelo UMAP (R^2 múltiplo = 0,949) (Legendre e Legendre, 2012; ter Braak e Šmilauer, 2012). O biplot da dbRDA (Figura 29) sintetizará a distribuição das amostras e os vetores das variáveis preditivas significativas no espaço da ordenação restrita.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sob uma perspectiva epistemológica, a execução desta tese permitiu uma compreensão profunda e multidimensional da dinâmica ecológica dos ecossistemas aquáticos lóticos na Área de Estudo do Bico-do-Papagaio, na Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia. As análises e interpretações dos resultados obtidos tentam ir além de uma simples descrição sazonal, estabelecendo relações causais robustas, ou sugestivas, entre as forçantes ambientais e as respostas bióticas, criando um arcabouço metodológico sólido para aprimoramento e pesquisas futuras.

A robustez estatística alcançada, com a convergência de métodos paramétricos e não paramétricos, confere um alto grau de confiabilidade às inferências ecológicas realizadas. A PERMANOVA, ao explicar mais de 86% da variância ambiental, e a dbRDA, ao predizer consistentemente mais de 50% da variação na biota, demonstram que o modelo experimental, integrado e analítico, proposto e adotado, foi satisfatoriamente eficaz em capturar a essência dos processos ecológicos em ação.

A confirmação da sazonalidade hidrológica como o principal eixo estruturador do sistema é um achado de grande relevância, tanto linear como não linearmente, e inferencialmente. Este trabalho quantificou e qualificou este gradiente, mostrando como o pulso de inundação, típico de rios tropicais, atua como um "redefinidor" ambiental anual, alternando o ecossistema entre estados ecológicos distintos e previsíveis. Ainda que a UHE de Estreito, 100 km a montante, com reservatório de fio curto, seja por si só um impacto relevante.

A transição entre um estado de águas turvas e enriquecidas com nutrientes alóctones na cheia para um estado de águas claras e com produção primária baseada em cianobactérias na seca é um padrão fundamental. A dominância do MBFG VII (cianobactérias filamentosas) no período de seca é um alerta importante, pois

sinaliza uma tendência à eutrofização e à potencial perda de resiliência do sistema frente a distúrbios antrópicos.

A detecção de um sinal antrópico, ainda que sutil e condicionado à sazonalidade, é um resultado crucial para a gestão ambiental regional. Ele indica que, mesmo em uma escala de sub-bacia hidrográfica, os impactos urbanos localizados são capazes de modular as condições limnológicas, principalmente durante a seca, quando a capacidade de diluição do rio é reduzida.

A identificação de variáveis-chave, como o Silício, a Zona Eufótica, o Fósforo Total e o Nitrato, por meio de técnicas como SIMPER e Random Forest, fornece um conjunto de indicadores ambientais de alto poder diagnóstico. Essas variáveis devem ser melhor estudadas como prioritárias em futuros programas de monitoramento, por sua capacidade aqui evidenciada de sintetizar mudanças ambientais complexas.

A abordagem funcional para o fitoplâncton (MBFG) mostrou-se superior a uma abordagem puramente taxonômica, pois capturou respostas da comunidade a gradientes ambientais de forma mais clara e ecologicamente interpretável. A sucessão funcional observada é um poderoso instrumento de bioindicação.

Da mesma forma, a resposta diferencial do zooplâncton, com a substituição de Rotíferos por Copépodos na seca, reflete mudanças na base da teia alimentar e na qualidade dos recursos disponíveis, afetando toda a transferência de energia no ecossistema planctônico. A adoção de grupos funcionais zooplanctônicos mais distintos complexos garantirá uma refinação dessas importantes respostas iniciais.

O modelo preditivo final, consolidado pela dbRDA, é um dos principais legados desta pesquisa. Ele não apenas explica o sistema no presente, mas também estabelece as bases para prever respostas da biota a cenários futuros de alterações climáticas ou de uso do solo. A constatação de que os fatores espaciais (Rio e Bioma) foram menos importantes que os temporais, ressalta a

natureza dinâmica e integrada da bacia, sugerindo que ações de gestão devem priorizar o controle de fatores temporais, como a sazonalidade de poluentes, em vez de focar apenas em divisões geográficas rígidas.

A proposição de um delineamento experimental para maior refinamento e diminuição de vieses de delineamento e aumentando o valor preditivo, com 4 campanhas anuais e 12 pontos amostrais conferindo um poder para o delineamento entre 80 e 90% , otimiza o custo benefício para futuras pesquisas.

Os resultados obtidos possuem implicações diretas para a política de conservação dos recursos hídricos na região. O período de seca emerge como uma janela de vulnerabilidade crítica, onde os esforços de monitoramento da qualidade da água e a fiscalização de efluentes devem ser intensificados.

A escolha e arquitetura metodológica desta pesquisa merece, assim, uma reflexão epistemológica. A integração de múltiplas abordagens estatísticas, desde técnicas não-paramétricas robustas até métodos de aprendizado de máquina e redução dimensional não-linear, não constitui um exercício de virtuosismo técnico ou uma tentativa de 'espremer' os dados até que revelem padrões desejados. Pelo contrário: tenta representar um compromisso ético e científico com o conservadorismo inferencial e a parcimônia nas conclusões.

Em ecologia, onde gradientes naturais são intrinsecamente complexos e dados ambientais frequentemente heterogêneos, existe uma tentação permanente de aceitar conclusões apressadas baseadas em testes simples que alcançam significância nominal. No entanto, como advertiu Popper, "o jogo da ciência é, em princípio, interminável...".

Neste espírito, a sofisticação metodológica empregada não visa a reduzir o rigor, mas a elevá-lo. A triangulação entre métodos com pressupostos e objetivos distintos funciona como um sistema de validação cruzada conceitual multidimensional.

No nível exploratório, PCA (ordenação não-constrita linear baseada em variância euclidiana) e UMAP (redução dimensional não-linear preservando topologia de variedades) revelam estrutura latente dos dados sob pressupostos contrastantes, linearidade vs. não-linearidade, distâncias euclidianas vs. geometria de *manifolds*, permitindo identificar se padrões são robustos a diferentes métricas de similaridade e oferecem perspectivas complementares sobre a estrutura latente dos dados.

No nível inferencial, PERMANOVA testa significância de diferenças multivariadas sem pressupostos paramétricos usando distâncias de Gower não-euclidianas, enquanto PERMDISP valida pressupostos de homogeneidade de dispersões, assegurando que diferenças detectadas são genuínas e não artefatos de heterocedasticidade. SIMPER decompõe dissimilaridades multivariadas em contribuições de variáveis individuais, traduzindo padrões complexos em hipóteses mecanísticas testáveis sobre quais fatores ambientais específicos dirigem as diferenças observadas.

No nível preditivo, RDA e dbRDA modelam relações causais diretas entre preditores e respostas assumindo linearidade. Enquanto Random Forest (aprendizado de máquina não-linear e não-paramétrico) quantifica importância preditiva sem assumir linearidade ou normalidade, capturando interações complexas não detectáveis por métodos lineares.

Apenas padrões que emergem consistentemente através de todas essas perspectivas analíticas, exploratória, inferencial e preditiva; linear e não-linear; paramétrica e não-paramétrica; euclidiana e não-euclidiana, podem ser considerados robustos e não artefatos de pressupostos de um método específico ou escolhas arbitrárias do pesquisador.

Assim, onde um teste univariado simples poderia declarar um efeito significativo e encerrar a investigação, a abordagem integrativa aqui adotada procura questionar a persistência do efeito sob diferentes métricas de dissimilaridade, sua manutenção

ao controlar autocorrelação espacial, sua detecção por algoritmos agnósticos de aprendizado de máquina e, sua emergência na topologia não-linear dos dados.

Esta abordagem alinha-se à crescente consciência na comunidade científica sobre os perigos do hackeamento do p-valor, dragagem e pesca de dados, e, da crise de replicabilidade que assola diversas disciplinas.

Ao elevar o limiar de evidência através da convergência metodológica, esta pesquisa é dirigida epistemologicamente conservadora, sendo preferível deixar padrões marginais como sugestivos ou inconclusivos a declará-los fortemente como significativos. Em tempos de urgência ambiental, onde decisões de gestão dependem de ciência sólida, este conservadorismo não é fraqueza, mas responsabilidade.

A metodologia empregada, desde o desenho amostral até as análises estatísticas avançadas, servirá de suporte e protocolo modelo para a elaboração de um Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD). A submissão deste projeto pela UEMASUL às agências de fomento nacionais é um desdobramento estratégico natural e de extrema importância. Um PELD baseado neste protocolo permitirá transformar os "instantâneos" ecológicos obtidos nesta tese em apenas dois anos e 4 coletas, em um estudo de dinâmica a longo prazo. A continuidade do monitoramento é fundamental para discernir tendências de longo prazo das variações naturais de curto prazo.

Através de estudos permanentes, será possível investigar os efeitos de eventos climáticos extremos, como secas prolongadas ou cheias históricas, que transcendem o ciclo bianual observado. Esta é uma questão central diante das mudanças climáticas globais.

Além disso, um programa de longa duração permitirá validar e refinar o modelo preditivo aqui proposto, testando sua robustez ao longo de um maior número de ciclos hidrológicos e sob diferentes condições ambientais. E, epistemologicamente,

buscando a compreensão de forma integrada.

A implementação de um PELD na região do Bico-do-Papagaio posicionará a UEMASUL como uma instituição de referência na pesquisa em ecossistemas aquáticos continentais no Bioma Cerrado-Amazônia. Isto atrairá não apenas financiamento, mas também talentos, fomentando a formação de recursos humanos altamente qualificados.

Observatório da Amazônia Oriental (OAO), um núcleo de pesquisa que estuda os processos socioambientais e econômicos na região do ecótono Amazônia-Cerrado, vinculado à universidade e a instituições parceiras, sobretudo a UNIVALI, pode promover a produção de conhecimento e informação, busca entender as dinâmicas da região e incentiva a participação da sociedade na discussão de temas como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). E teria sua capilaridade e impacto significativamente ampliados, tornando-se um polo gerador de conhecimento aplicado à conservação e manejo sustentável dos recursos hídricos.

Os dados de longa série gerados por um PELD serão um patrimônio científico inestimável, fornecendo subsídios concretos para a elaboração de políticas públicas regionais, planos de bacias hidrográficas e relatórios de impacto ambiental de empreendimentos.

Esta tese não se encerra com suas conclusões, mas se transforma no alicerce científico e metodológico para uma iniciativa de pesquisa de maior fôlego e duração. Ela demonstra a viabilidade e a relevância de se estabelecer um observatório ambiental permanente na RHTA.

Finalmente, procurou-se que os resultados aqui apresentados transcendessem o âmbito acadêmico imediato e uma decisão extemporânea do pesquisador. Eles representam uma contribuição epistêmica para a construção de um legado de conhecimento ecológico de longo prazo, essencial para garantir a saúde e a

sustentabilidade dos valiosos ecossistemas aquáticos do Bico-do-Papagaio para as gerações presentes e futuras.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas.** São Paulo: Atelê Editorial, 2003. 159 p.

ABONYI, A. **Phytoplankton functional group composition along the River Loire**. 2014. Tese (Doutorado) – University of Pannonia, Pannonia, 2014.

ABONYI, A.; LEITÃO, M.; LANÇ, A. M.; PADISÁK, J. Functional diversity of phytoplankton highlights long-term gradual regime shift in the middle section of the Danube River due to global warming, human impacts and oligotrophication. **Freshwater Biology,** v. 63, n. 5, p. 456–472, 2018. https://doi.org/10.1111/fwb.13084

AKAMA, A. Impacts of the hydroelectric power generation over the fish fauna of the Tocantins River, Brazil: Marabá Dam, the final blow. **Oecologia Australis,** v. 21, n. 3, p. 222–231, 2017. https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.01

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics,** v. 35, n. 1, p. 257–284, 2004. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

ALMEIDA, C. F. D. Fatores locais determinam a ausência de sincronia do zooplâncton em um reservatório tropical. 2023. Dissertação (Mestrado) – IFGO, Goiás, 2023.

ALMEIDA, R. M. *et al*. Limnological effects of a large Amazonian run-of-river dam on the main river and drowned tributary valleys. **Scientific Reports,** v. 9, n. 1, p. 16846, 2019. https://doi.org/10.1038/s41598-019-53060-1

ALMEIDA, V. L. S.; MELÃO, M. D. G. G.; MOURA, A. N. Plankton diversity and limnological characterization in two shallow tropical urban reservoirs of Pernambuco State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências,** v. 84, n. 2, p. 537–550, 2012. https://doi.org/10.1590/S0001-37652012000200021

ALVES, M. T. R. *et al*. A snapshot of the limnological features in tropical floodplain lakes: the relative influence of climate and land use. **Acta Limnologica Brasiliensia,** v. 31, p. e10, 2019. https://doi.org/10.1590/S2179-975X3418

ALVES, R. I. S. *et al*. Water quality assessment of the Pardo River Basin, Brazil: a multivariate approach using limnological parameters, metal concentrations and indicator bacteria. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology,** v. 75, n. 2, p. 199–212, 2018. https://doi.org/10.1007/s00244-017-0493-7

ALVES-DE-SOUZA, C.; MENEZES, M.; HUSZAR, V. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. **Acta Botanica Brasilica,** v. 20, n. 3, p. 701–708, 2006. https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000300020

AMORIM, I.; HOMMA, A. Mudança de paisagem na mesorregião Sudeste Paraense: coevolução com a pecuária bovina e os projetos de assentamentos. **Boletim de Geografia,** v. 40, p. 186–206, 2022. https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v40.a2022.e62277

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology,** v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

ANDERSON, M. J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics,** v. 62, n. 1, p. 245–253, 2006. https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters,** v. 9, n. 6, p. 683–693, 2006. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x

ANDERSON, M. J.; WALSH, D. C. I. PERMANOVA, ANOSIM and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: which null hypothesis are you testing?? **Ecological Monographs,** v. 83, p. 557–574, 2013. https://doi.org/10.1890/12-2010.1

ANDERSON, S. I. *et al*. The interactive effects of temperature and nutrients on a spring phytoplankton community. **Limnology and Oceanography,** v. 67, n. 3, p. 634–645, 2022. https://doi.org/10.1002/lno.12018

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 23. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2017.

AUBRIOT, L. *et al*. Assessing the origin of a massive cyanobacterial bloom in the Río de la Plata (2019): towards an early warning system. **Water Research,** v. 181, p. 115944, 2020. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115944

AWOTWI, A.; ANORNU, G. K.; QUAYE-BALLARD, J. A.; ANNOR, T. Monitoring land-use/land-cover changes due to extensive gold mining, urban expansion and agriculture in the Pra River Basin of Ghana, 1985–2025. **Land Degradation and Development,** v. 29, n. 10, p. 3331–3343, 2018. https://doi.org/10.1002/ldr.3093

BARÇANTE, B. *et al*. Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir. **Ecological Indicators,** v. 117, p. 106702, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106702

BAYER, M. *et al*. Mudança no uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Araguaia e seus reflexos nos recursos hídricos, o trecho médio do rio Araguaia em Goiás. **Confins,** v. 48, 2020. https://doi.org/10.4000/confins.33972

BEAULNE, D. *et al*. Simulating at-sensor hyperspectral satellite data for inland water algal blooms. **Science of the Total Environment,** v. 1000, p. 180313, 2025. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180313

BECHT, E. *et al*. Dimensionality reduction for visualizing single-cell data using UMAP. **Nature Biotechnology,** v. 37, p. 38–44, 2019. https://doi.org/10.1038/nbt.4314

BENEDETTI, F.; GASPARINI, S.; AYATA, S.-D. Identifying copepod functional groups from species functional traits. **Journal of Plankton Research,** v. 38, n. 1, p. 159–166, 2016. https://doi.org/10.1093/plankt/fbv096

BENEDETTI, F.; WYDLER, J.; VOGT, M. Copepod functional traits and groups show divergent biogeographies in the global ocean. **Journal of Biogeography,** v. 50, n. 1, p. 8–22, 2023. https://doi.org/10.1111/jbi.14500

BENJAMINI, Y.; HOCHBERG, Y. Controlling the False Discovery Rate: a practical and powerful approach to multiple testing. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B,** v. 57, n. 1, p. 289–300, 1995. https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x

BERNOT, J. P.; BOXSHALL, G. A.; CRANDALL, K. A. A synthesis tree of the Copepoda: integrating phylogenetic and taxonomic data reveals multiple origins of parasitism. **PeerJ,** v. 9, p. e12034, 2021. https://doi.org/10.7717/peerj.12034

BERNOT, J. P. *et al*. Copepod phylogenomics supports Canuelloida as a valid order separate from Harpacticoida. **Molecular Phylogenetics and Evolution,** v. 206, p. 108311, 2025. https://doi.org/10.1016/j.ympev.2025.108311

BIZZO, E.; FARIAS, A. L. A. Priorização de municípios para prevenção, monitoramento e controle de desmatamento na Amazônia: uma contribuição à avaliação do PPCDAm. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente,** v. 42, p. 135–159, 2017. https://doi.org/10.5380/dma.v42i0.53542

BONADA, N. *et al*. Retos y oportunidades para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales. **Ecosistemas,** v. 33, n. 1, p. 2655, 2024. https://doi.org/10.7818/ecos.2655

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R.** New York: Springer, 2011.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology,** v. 73, n. 3, p. 1045–1055, 1992. https://doi.org/10.2307/1940179

BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; AVOIS-JACQUET, C.; TUOMISTO, H. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. **Ecology,** v. 85, n. 7, p. 1826–1832, 2004. https://doi.org/10.1890/03-3111

BORICS, G. *et al*. Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. **Hydrobiologia,** v. 848, n. 1, p. 53–75, 2021. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04332-9

BRASIL. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Portal Hidroweb: Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). Brasília: ANA, 2024. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/hidroweb/. Acesso em: 30 set. 2025.

BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis,** v. 15, n. 4, p. 799–834, 2011. https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.04

BRASIL, J. *et al*. Rainfall leads to habitat homogenization and facilitates plankton dispersal in tropical semiarid lakes. **Aquatic Ecology,** v. 54, n. 1, p. 225–241, 2020. https://doi.org/10.1007/s10452-019-09738-9

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Divisão Hidrográfica Nacional. Brasília, 2003. Disponível em: https://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2032.pdf. Acesso em: 2 out. 2023.

BRASIL. Código Florestal, Política de Meio Ambiente. Brasília, DF: Presidência da República, 2012.

BREIMAN, L. Random forests. **Machine Learning,** v. 45, p. 5–32, 2001. https://doi.org/10.1023/A:1010933404324

BRIENEN, R. *et al*. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature,** v. 519, p. 344–348, 2015. https://doi.org/10.1038/nature14283

BRIND'AMOUR, A. *et al*. Application of Moran Eigenvector Maps (MEM) to irregular sampling designs. **Spatial Statistics,** v. 26, p. 56–68, 2018. https://doi.org/10.1016/j.spasta.2018.05.004

BUNKER, A. J.; HIRST, A. G. Fecundity of marine planktonic copepods: global rates and patterns in relation to chlorophyll a, temperature and body weight. **Marine Ecology Progress Series,** v. 279, p. 161–181, 2004.

CARLUCCI, M. B. *et al*. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. **Restoration Ecology,** v. 28, n. 6, p. 1372–1383, 2020. https://doi.org/10.1111/rec.13279

CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. **Proceedings of the National Academy of Sciences,** v. 105, n. 32, p. 11039–11040, 2008. https://doi.org/10.1073/pnas.0806112105

CELLAMARE, M. *et al*. Phytoplankton functional response to spatial and temporal differences in a cold and oligotrophic lake. **Hydrobiologia,** v. 764, n. 1, p. 199–209, 2016. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2286-5

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo 2010.** São Paulo: CETESB, 2011. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/. Acesso em: 2023.

CHAGUACEDA, F. *et al*. Zooplankton in northern lakes show taxon-specific responses in fatty acids across climate-productivity and ecosystem size gradients. **Limnology and Oceanography,** v. 69, n. 4, p. 947–960, 2024. https://doi.org/10.1002/lno.12536

CHAMBERS, J. M. *et al*. **Graphical methods for data analysis.** Boca Raton: Chapman and Hall/CRC, 2018. (Original publicado em 1983). https://doi.org/10.1201/9781351072304

CHAMPELY, S. **pwr: basic functions for power analysis.** Versão 1.3-0. [S.l.: s.n.], 2023. Disponível em: https://github.com/heliosdrm/pwr. Acesso em: 2024.

CHEN, Y. *et al*. Changes of nutrients and phytoplankton chlorophyll-a in a large shallow lake, Taihu, China: an 8-year investigation. **Hydrobiologia,** v. 506–509, n. 1–3, p. 273–279, 2003. https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008604.09751.01

CHENG, Y. *et al*. A novel random forest approach to revealing interactions and controls on chlorophyll concentration and bacterial communities during coastal phytoplankton blooms. **Scientific Reports,** v. 11, n. 1, p. 19944, 2021. https://doi.org/10.1038/s41598-021-99247-w

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology,** v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

COE, M. T. *et al*. The forests of the Amazon and Cerrado moderate regional climate and are the key to the future. **Tropical Conservation Science,** v. 10, p. 1–6, 2017. https://doi.org/10.1177/1940082917720671

COE, M. T.; COSTA, M. H.; SOARES-FILHO, B. S. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River.

Journal of Hydrology, v. 369, p. 165–174, 2009. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.043

COELHO, P. N.; HENRY, R. Functional groups of microcrustaceans along a horizontal gradient in a Neotropical lake colonized by macrophytes. **Aquatic Sciences,** v. 83, n. 1, p. 3, 2021. https://doi.org/10.1007/s00027-020-00759-9

COHEN, J. *et al*. **Applied multiple regression/correlation analysis for the behavioral sciences.** 3. ed. New York: Routledge, 2013.

COLE, G. A. **Textbook of Limnology.** 4. ed. Long Grove: Waveland Press, 1994. 412 p.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation,** v. 29, p. 1465–1475, 2020. https://doi.org/10.1007/s10531-020-01967-x

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology,** v. 283, n. 1–4, p. 206–217, 2003. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00267-1

COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia,** v. 831, n. 1, p. 43–54, 2018. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2

CURT, M. D. *et al*. Nitrogen isotope ratios of synthetic organic sources of nitrate water contamination in Spain. **Water, Air, and Soil Pollution,** v. 151, p. 135–142, 2004. https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000009889.36833.c0

DAGA, V. S. *et al*. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. **Ambio,** v. 49, p. 165–172, 2020. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01189-8

DEVERCELLI, M. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). **Hydrobiologia,** v. 639, n. 1, p. 5–19, 2010. https://doi.org/10.1007/s10750-009-9980-9

DING, Y. *et al*. Geo-climatic factors weaken the effectiveness of phytoplankton diversity as a water quality indicator in a large sediment-laden river. **Science**

of The Total Environment, v. 792, p. 148346, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148346

DINIZ, A. S. Classificação morfo-funcional do fitoplâncton e a relação com o micro/mesozooplâncton em reservatórios tropicais. 2018. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.

DODDS, W. K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. **Limnology and Oceanography,** v. 51, n. 1, p. 671–680, 2006. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671

DODDS, W.; SMITH, V. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters,** v. 6, n. 2, p. 155–164, 2016. https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909

DONALD, D. B. *et al*. Phytoplankton-specific response to enrichment of phosphorus-rich surface waters with ammonium, nitrate, and urea. **PLoS ONE,** v. 8, n. 1, p. e53277, 2013. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053277

DORRITY, M. W. *et al*. Dimensionality reduction by UMAP to visualize physical and genetic interactions. **Nature Communications,** v. 11, n. 1, p. 1537, 2020. https://doi.org/10.1038/s41467-020-15351-4

DUDGEON, D. Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. **Current Biology,** v. 29, n. 19, p. R960–R967, 2019. https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002

DUDGEON, D. *et al*. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews,** v. 81, n. 2, p. 163–182, 2006. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

EFFENDI, H. River water quality preliminary rapid assessment using pollution index. **Procedia Environmental Sciences,** v. 33, p. 562–567, 2016. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.108

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FALCK, A. S. *et al*. Propagation of satellite precipitation uncertainties through a distributed hydrologic model: a case study in the Tocantins–Araguaia basin in Brazil. **Journal of Hydrology,** v. 527, p. 943–957, 2015. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.042

FALCONER, I. R.; HUMPAGE, A. R. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. **International Journal of Environmental Research and Public Health,** v. 2, n. 1, p. 43–50, 2005. https://doi.org/10.3390/ijerph2005010043

FARIA, K. M. S. *et al*. **Planejamento e desenvolvimento sustentável em bacias hidrográficas.** Goiânia: CEGRAF/Universidade Federal de Goiás, 2021.

FEIO, M. J. *et al*. Fish and macroinvertebrate assemblages reveal extensive degradation of the world's rivers. **Global Change Biology,** v. 29, n. 2, p. 355–374, 2023. https://doi.org/10.1111/gcb.16439

FELICIANO, C. A.; ROCHA, C. E. R. Tocantins no contexto do MATOPIBA: territorialização do agronegócio e intensificação dos conflitos territoriais. **Revista NERA,** Presidente Prudente, v. 22, n. 47, p. 230–247, 2019. ISSN: 1806-6755.

FILIZ, N. *et al*. Phytoplankton community response to nutrients, temperatures, and a heat wave in shallow lakes: an experimental approach. **Water,** v. 12, n. 12, p. 3394, 2020. https://doi.org/10.3390/w12123394

FISHER, R. A. **Statistical methods for research workers.** 13. ed. Edinburgh: Oliver and Boyd, 1970.

FLANAGAN, C. M. *et al*. Response of the phytoplankton community in an alpine lake to drought conditions: Colorado Rocky Mountain Front Range, U.S.A. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research,** v. 41, n. 2, p. 191–203, 2009. https://doi.org/10.1657/1938-4246-41.2.191

FLORES, B. M. *et al*. Critical transitions in the Amazon Forest system. **Nature,** v. 626, p. 555–564, 2024. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0

GOMES, D. J. C. *et al*. Impactos das mudanças de uso da terra e dos eventos climáticos extremos em sistemas hidrológicos da Amazônia Oriental – Bacia do rio Capim (PA-MA). **Revista Geografia Acadêmica,** v. 12, n. 2, 2018.

GOMES, L. F. *et al*. Zooplankton functional-approach studies in continental aquatic environments: a systematic review. **Aquatic Ecology,** v. 53, p. 191–203, 2019. https://doi.org/10.1007/s10452-019-09682-8

GOMES, L. F. *et al*. Environmental and spatial influences on stream zooplankton communities of the Brazilian Cerrado. **Community Ecology,** v. 21, n. 1, p. 25–31, 2020. https://doi.org/10.1007/s42974-020-00006-w

GOWER, J. C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika,** v. 53, n. 3–4, p. 325–338, 1966. https://doi.org/10.1093/biomet/53.3-4.325

HAASE, P. *et al*. The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. **Nature,** v. 620, n. 7974, p. 582–588, 2023. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica,** v. 4, n. 1, p. 1–9, 2001. Disponível em: https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. **PAST: Paleontological Statistics,** versão 4.17. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo, 2024. Disponível em: https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past/.

HANSEN, B.; BJORNSEN, P. K.; HANSEN, P. J. Zooplankton grazing and growth: scaling within the 2–2.000-µm body size range. **Limnology and Oceanography,** v. 42, n. 4, p. 687–704, 1997. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.4.0687

HARRISON, J. W. *et al*. Prediction of stream nitrogen and phosphorus concentrations from high-frequency sensors using Random Forests Regression. **Science of The Total Environment,** v. 763, p. 143005, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143005

HÉBERT, M.-P.; BEISNER, B. E.; MARANGER, R. A meta-analysis of zooplankton functional traits influencing ecosystem function. **Ecology,** v. 97, n. 4, p. 1069–1080, 2016. https://doi.org/10.1890/15-1084.1

HÉBERT, M.-P.; BEISNER, B. E.; MARANGER, R. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. **Journal of Plankton Research,** v. 39, n. 1, p. 3–12, 2017. https://doi.org/10.1093/plankt/fbw068

HEINO, J. *et al*. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology,** v. 60, n. 5, p. 845–869, 2015. https://doi.org/10.1111/fwb.12533

HEINO, J. *et al*. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. **Oecologia,** v. 183, n. 1, p. 121–137, 2017. https://doi.org/10.1007/s00442-016-3750-y

HEINO, J. *et al*. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? **Oikos,** v. 119, n. 1, p. 129–137, 2010. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17778.x

HEISLER, J. *et al*. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. **Harmful Algae,** v. 8, n. 1, p. 3–13, 2008. https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.006

HUISMAN, J. *et al*. Cyanobacterial blooms. **Nature Reviews Microbiology,** v. 16, n. 8, p. 471–483, 2018. https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1

HUNKE, P. *et al*. The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. **Ecohydrology,** v. 8, n. 6, p. 1154–1180, 2015. https://doi.org/10.1002/eco.1573

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÝSTICA. **Censo Demográfico 2022: primeiros resultados do universo.** Rio de Janeiro: IBGE, 2023.

IGLESIAS, C. *et al*. High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes. **Hydrobiologia,** v. 667, n. 1, p. 133–147, 2011. https://doi.org/10.1007/s10750-011-0645-0

IOC – INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION. **Microscopic and Molecular Methods for Quantitative Phytoplankton Analysis.** Paris: UNESCO, 2010. (IOC Manuals and Guides, 55). Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000187824.

IOANNIDIS, J. P. A. Why most published research findings are false. **PLOS Medicine,** v. 2, n. 8, p. e124, 2005. https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0020124

JAXA – JAPAN AEROSPACE EXPLORATION AGENCY. **ALOS PALSAR Global Mosaics.** Tsukuba: JAXA, 2022. Disponível em: https://global.jaxa.jp/.

JATI, S. *et al*. Phytoplankton community in the last undammed stretch of the Paraná River: considerations on the distance from the dam. **Acta Limnologica Brasiliensia,** v. 29, p. e20, 2017. https://doi.org/10.1590/S2179-975X1117

JENSEN, J. P. *et al*. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,** v. 51, n. 8, p. 1692–1699, 1994. https://doi.org/10.1139/f94-170

JEPPESEN, E. *et al*. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology,** v. 45, n. 2, p. 201–218, 2000. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x

JOSÚE, I. I. P. *et al*. Cyanobacteria dominance drives zooplankton functional dispersion. **Hydrobiologia,** v. 831, n. 1, p. 149–161, 2019. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3619-7

JOSÚE, I. I. P. *et al*. Zooplankton functional diversity as an indicator of a long-term aquatic restoration in an Amazonian lake. **Restoration Ecology,** v. 29, n. 5, p. e13365, 2021. https://doi.org/10.1111/rec.13365

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium (LARS).** Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p. 110–127. (Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106).

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In: BATZER, D. P.; SHARITZ, R. R. (Ed.). **Ecology of freshwater and estuarine wetlands.** Berkeley: University of California Press, 2006. p. 407–435. https://doi.org/10.1525/california/9780520247772.003.0011

KOZAK, M. *et al*. Morphology-based functional groups as a tool for rapid assessment of phytoplankton assemblages in Polish Lakes. **Polish Journal of Environmental Studies,** v. 27, n. 2, p. 627–640, 2018. https://doi.org/10.15244/pjoes/75956

KRAUS, C. N. *et al*. Interannual hydrological variations and ecological phytoplankton patterns in Amazonian floodplain lakes. **Hydrobiologia,** v. 830, n. 1, p. 135–149, 2019a. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3858-7

KRAUS, C. *et al*. Unraveling flooding dynamics and nutrients' controls upon phytoplankton functional dynamics in Amazonian floodplain lakes. **Water,** v. 11, n. 1, p. 154, 2019b. https://doi.org/10.3390/w11010154

KRUK, C. Morphology captures function in phytoplankton: a large-scale analysis of phytoplankton communities in relation to their environment. 2010. Tese (Doutorado) – Wageningen University, Wageningen, 2010.

KRUK, C.; SEGURA, A. M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. **Hydrobiologia,** v. 698, n. 1, p. 191–202, 2012. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1072-6

KRUK, C. *et al*. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology,** v. 55, n. 3, p. 614–627, 2010. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x

KRUK, C. *et al*. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research,** v. 24, n. 9, p. 901–912, 2002. https://doi.org/10.1093/plankt/24.9.901

KRUK, C. *et al*. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. **Limnology and Oceanography,** v. 56, n. 1, p. 110–118, 2011. https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.1.0110

KRUK, C. *et al*. Phytoplankton species predictability increases towards warmer regions. **Limnology and Oceanography,** v. 57, n. 4, p. 1126–1135, 2012. https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.4.1126

KRUK, C. *et al*. Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. **Freshwater Biology,** v. 62, n. 10, p. 1681–1692, 2017. https://doi.org/10.1111/fwb.12968

KRUK, C. *et al*. Reynolds Functional Groups: a trait-based pathway from patterns to predictions. **Hydrobiologia,** v. 848, n. 1, p. 113–129, 2021. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04340-9

KRUK, C. *et al*. Rise of toxic cyanobacterial blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. **Global Change Biology,** v. 29, n. 7, p. 1774–1790, 2023. https://doi.org/10.1111/gcb.16599

KUMKE, T. *et al*. Limnological characteristics of lakes in the lowlands of Central Yakutia, Russia. **Journal of Limnology,** v. 66, n. 1, p. 40–53, 2007. https://doi.org/10.4081/jlimnol.2007.40

LACERDA, L. D. *et al*. Limnology of the largest multi-use artificial reservoir in NE Brazil: the Castanhaão Reservoir, Ceará State. **Anais da Academia Brasileira de Ciências,** v. 90, n. 2 Supl. 1, p. 2073–2096, 2018. https://doi.org/10.1590/0001-3765201820180085

LACEROT, G. Effects of climate on size structure and functioning of aquatic food webs. 2010. Tese (Doutorado) – Wageningen University, Wageningen, 2010.

LACEROT, G. *et al*. The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. **Freshwater Biology,** v. 58, n. 3, p. 494–503, 2013. https://doi.org/10.1111/fwb.12075

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs,** v. 69, n. 1, p. 1–24, 1999. https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia,** v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001. https://doi.org/10.1007/s004420100716

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology.** 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012. (Developments in Environmental Modelling, 24).

LEGENDRE, P.; OKSANEN, J.; TER BRAAK, C. J. F. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. **Methods in Ecology and Evolution,** v. 2, n. 3, p. 269–277, 2011. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00078.x

LEITÃO, R. P. *et al*. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences,** v. 283, n. 1828, p. 20160084, 2016. https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0084

LEPŠ, J.; ŠMILAUER, P. **Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO.** Cambridge: Cambridge University Press, 2003. 269 p.

LÉVESQUE, D. *et al*. Effects of climate, limnological features and watershed clearcut logging on long-term variation in zooplankton communities of boreal shield lakes. **Water,** v. 9, n. 10, p. 733, 2017. https://doi.org/10.3390/w9100733

LEWANDOWSKA, A. M. *et al*. Responses of primary productivity to increased temperature and phytoplankton diversity. **Journal of Sea Research,** v. 72, p. 87–93, 2012. https://doi.org/10.1016/j.seares.2011.10.003

LI, B. *et al*. Combining multivariate statistical techniques and random forests model to assess and diagnose the trophic status of Poyang Lake in China. **Ecological Indicators,** v. 83, p. 74–83, 2017. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.033

LI, S. *et al*. Water quality assessment in the rivers along the water conveyance system of the Middle Route of the South to North Water Transfer Project (China) using multivariate statistical techniques and receptor modeling. **Journal of Hazardous Materials,** v. 195, p. 306–317, 2011. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.043

LI, Y. *et al*. Diverse drivers of phytoplankton dynamics in different phyla across the annual cycle in a freshwater lake. **Journal of Freshwater Ecology,** v. 36, n. 1, p. 13–29, 2021. https://doi.org/10.1080/02705060.2020.1867466

LIAW, A.; WIENER, M. **randomForest: Breiman and Cutler's Random Forests for Classification and Regression.** Versão 4.7-1.1. [S.l.: s.n.], 2022. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=randomForest.

LIMA, S. K. A. F. *et al*. Taxonomic and functional coherence of active and dormant zooplankton communities between perennial and temporary aquatic environments. **Journal of Plankton Research,** v. 44, n. 2, p. 181–193, 2022. https://doi.org/10.1093/plankt/fbac009

LIN, Y. *et al*. Impacts of anthropogenic activities on eukaryotic phytoplankton communities in Panlong River via eDNA biomonitoring. **Hydrobiologia,** 2024.

LINS, R. P. M. *et al*. Phytoplankton functional groups in a tropical reservoir in the Brazilian semiarid region. **Revista de Biología Tropical,** v. 65, n. 3, p. 1129–1141, 2017. https://doi.org/10.15517/rbt.v65i3.26619

LIRA, G. A. S. T. *et al*. Phytoplankton abundance, dominance and coexistence in an eutrophic reservoir in the state of Pernambuco, Northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências,** v. 83, n. 4, p. 1313–1326, 2011. https://doi.org/10.1590/S0001-37652011000400017

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics,** v. 39, n. 1, p. 615–639, 2008. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173549

LITCHMAN, E. *et al*. The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. **Ecology Letters,** v. 10, n. 12, p. 1170–1181, 2007. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01117.x

LITCHMAN, E.; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of Plankton Research,** v. 35, n. 3, p. 473–484, 2013. https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019

LITCHMAN, E. *et al*. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. **Hydrobiologia,** v. 653, n. 1, p. 15–28, 2010. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0341-5

LIU, B. *et al*. Seven years study of the seasonal dynamics of zooplankton communities in a large subtropical floodplain ecosystem: a test of the PEG model. **International Journal of Environmental Research and Public Health,** v. 19, n. 2, p. 956, 2022. https://doi.org/10.3390/ijerph19020956

LIU, G. *et al*. Human alterations to global riverine phosphorus fluxes to the ocean. **Science Advances,** v. 11, n. 50, p. eady5884, 2024. https://doi.org/10.1126/sciadv.ady5884

LIU, X. *et al*. Chlorophyll a predictability and relative importance of factors governing lake phytoplankton at different timescales. **Science of The Total Environment,** v. 648, p. 472–480, 2019. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.146

LOUPPE, G. *et al*. Understanding variable importances in forests of randomized trees. **Advances in Neural Information Processing Systems,** v. 26, p. 431–439, 2013.

LV, H. *et al*. Temperature and nutrients are significant drivers of seasonal shift in phytoplankton community from a drinking water reservoir, subtropical China. **Environmental Science and Pollution Research,** v. 21, n. 9, p. 5917–5928, 2014. https://doi.org/10.1007/s11356-014-2534-3

MA, C. *et al*. Seasonal dynamics of zooplankton functional group and its relationship with physico-chemical variables in high turbid nutrient-rich Small Xingkai Wetland Lake, Northeast China. **Journal of Freshwater Ecology,** v. 34, n. 1, p. 65–79, 2019. https://doi.org/10.1080/02705060.2018.1467414

MAECHLER, M. *et al*. **cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions.** Versão 2.1.4. [S.l.: s.n.], 2023. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=cluster.

MAGALHÃES, L. *et al*. Responses of morphology-based phytoplankton functional groups to spatial variation in two tropical reservoirs with long water-residence time. **Inland Waters,** v. 11, n. 1, p. 29–43, 2021. https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1730680

MAPBIOMAS. **Coleção 8.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil.** São Paulo: MapBiomas, 2024. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/download.

MARQUES, E. Q. *et al*. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation,** v. 29, p. 1501–1517, 2020. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z

MARTINELLI, L. A. *et al*. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability,** v. 2, p. 431–438, 2010. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.008

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia,** v. 504, n. 1–3, p. 215–222, 2003. https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008521.43708.35

MATTHEWS, B. *et al*. Contrasting ecosystem-effects of morphologically similar copepods. **PLoS ONE,** v. 6, n. 11, p. e26700, 2011. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026700

MCARDLE, B. H.; ANDERSON, M. J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. **Ecology,** v. 82, n. 1, p. 290–297, 2001. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2

McINNES, L. *et al*. UMAP: Uniform Manifold Approximation and Projection for Dimension Reduction. arXiv:1802.03426, 2018. Disponível em: https://arxiv.org/abs/1802.03426.

MEERHOFF, M. *et al*. Feedback between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back. **Inland Waters,** v. 12, n. 2, p. 187–204, 2022. https://doi.org/10.1080/20442041.2022.2029317

MILOŠEVIĆ, D. *et al*. The application of Uniform Manifold Approximation and Projection (UMAP) for unconstrained ordination and classification of biological indicators in aquatic ecology. **Science of The Total Environment,** v. 815, p. 152365, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152365

MINET, E. *et al*. Combining stable isotopes with contamination indicators: a method for improved investigation of nitrate sources and dynamics in aquifers with mixed agricultural and urban input. **Water Research,** v. 46, n. 10, p. 3095–3100, 2012. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.041

MINGMING, H. *et al*. Phytoplankton and bacterioplankton abundances and community dynamics in Lake Erhai. **Water Science and Technology,** v. 68, n. 2, p. 348–356, 2013. https://doi.org/10.2166/wst.2013.222

MORAIS, P. B. *et al*. Variação sazonal da comunidade fitoplânctônica em um reservatório tropical raso no semiarid brasileiro. **Cadernos de Saúde Coletiva,** v. 24, n. 3, p. 288–295, 2016. https://doi.org/10.1590/1414-462X201600030143

MORALES, J. *et al*. Geochemical data clustering using UMAP: a comparative study on the Rapel River fluvial system. In: IEEE CHILEAN CONFERENCE ON ELECTRICAL, ELECTRONICS ENGINEERING, INFORMATION AND COMMUNICATION TECHNOLOGIES – CHILECON, 2023. **Anais** […]. [S.l.]: IEEE, 2023. p. 1–6. https://doi.org/10.1109/CHILECON60335.2023.10418654

MOSS, B. Allied attack: climate change and eutrophication. **Inland Waters,** v. 1, n. 2, p. 101–105, 2011. https://doi.org/10.5268/IW-1.2.359

MOSS, B. *et al*. How important is climate? Effects of warming, nutrient addition and fish on phytoplankton in shallow lake microcosms. **Journal of Applied Ecology,** v. 40, n. 5, p. 782–792, 2003. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00839.x

NABOUT, J. C.; NOGUEIRA, I. S. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton functional group in a blocked valley (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia,** v. 19, n. 3, p. 305–314, 2007.

NABOUT, J. C. *et al*. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. **Journal of Plankton Research,** v. 28, n. 2, p. 181–193, 2006. https://doi.org/10.1093/plankt/fbi111

NABOUT, J. C. *et al*. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. **Acta Oecologica,** v. 35, n. 5, p. 720–726, 2009. https://doi.org/10.1016/j.actao.2009.07.002

NASELLI-FLORES, L.; ZOHARY, T.; PADISÁK, J. Life in suspension and its impact on phytoplankton morphology: an homage to Colin S. Reynolds. **Hydrobiologia,** v. 848, n. 1, p. 7–30, 2021. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04217-x

NEPSTAD, D. *et al*. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science,** v. 344, p. 1118–1123, 2014. https://doi.org/10.1126/science.1248525

NOGUEIRA, I. S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, L. G. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplânctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea,** v. 35, n. 2, p. 219–233, 2008. https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000200006

NOGUEIRA, I. S. *et al*. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia,** v. 22, n. 3, p. 247–256, 2010. https://doi.org/10.4322/actalb.02203002

OBERTEGGER, U.; FLAIM, G. Community assembly of rotifers based on morphological traits. **Hydrobiologia,** v. 753, n. 1, p. 31–45, 2015. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2187-7

OBERTEGGER, U.; FLAIM, G. Taxonomic and functional diversity of rotifers: what do they tell us about community assembly? **Hydrobiologia,** v. 823, n. 1, p. 79–91, 2018. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3697-8

OBERTEGGER, U.; MANCA, M. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. **Journal of Limnology,** v. 70, n. 2, p. 231–238, 2011. https://doi.org/10.4081/jlimnol.2011.231

OBERTEGGER, U. *et al*. Cryptic diversity within the rotifer Polyarthra dolichoptera along an altitudinal gradient. **Freshwater Biology,** v. 59, n. 11, p. 2413–2427, 2014. https://doi.org/10.1111/fwb.12353

OKSANEN, J. *et al*. **vegan: Community ecology package.** Versão 2.6-4. [S.l.: s.n.], 2023. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=vegan.

OLIVEIRA, N. F.; ARRAUT, E. M. A evolução da acurácia das coleções do MapBiomas para a paisagem altamente fragmentada de São Paulo. **Revista Brasileira de Cartografia,** v. 76, 2024. https://doi.org/10.14393/rbcv76n0a-69737

PADISÁK, J. *et al*. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia,** v. 553, n. 1, p. 1–14, 2006. https://doi.org/10.1007/s10750-005-1393-9

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia,** v. 621, n. 1, p. 1–19, 2009. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial Ecology,** v. 65, n. 4, p. 995–1010, 2013. https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y

PELICICE, F. M. *et al*. Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River Basin. **Environmental Management,** 2021. https://doi.org/10.1007/s00267-021-01513-7

PETRY, I.; FAN, M. F.; WOOD, A. W. Observed streamflow data shows El Niño–Southern Oscillation increases likelihood of extreme events in South America. **Communications Earth and Environment,** v. 6, p. 699, 2025. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02714-2

PETSCH, D. K. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. **International Review of Hydrobiology,** v. 101, n. 3–4, p. 113–122, 2016. https://doi.org/10.1002/iroh.201601850

PINEDA, A. *et al.* Effects of space and environment on phytoplankton distribution in subtropical reservoirs depend on functional features of the species. **Aquatic Sciences,** v. 84, n. 1, p. 5, 2022. https://doi.org/10.1007/s00027-021-00842-y

PINEDA, A. *et al.* Damming reduced the functional richness and caused the shift to a new functional state of the phytoplankton in a subtropical region. **Hydrobiologia,** v. 847, n. 18, p. 3857–3875, 2020. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04382-z

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists.** Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 537 p.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists.** 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2023.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing.** Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: https://www.R-project.org/.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. **Ecography,** v. 3, n. 3, p. 141–159, 1980. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1980.tb00721.x

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. **Freshwater Biology,** v. 14, n. 2, p. 111–142, 1984. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00027.x

REYNOLDS, C. S. *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research,** v. 24, n. 5, p. 417–428, 2002. https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417

ROCHA, B. S. *et al.* The relative influence of the environment, land use, and space on the functional and taxonomic structures of phytoplankton and zooplankton metacommunities in tropical reservoirs. **Freshwater Science,** v. 39, n. 2, p. 321–333, 2020. https://doi.org/10.1086/708949

SANO, E. E., Rosa, R., Brito, J. L. S., Ferreira, L. G., *et* Bezerra, H. S. (2019). Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, 232, 818–828. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108

SALMASO, N.; PADISÁK, J. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). **Hydrobiologia,** v. 578, n. 1, p. 97–112, 2007. https://doi.org/10.1007/s10750-006-0437-0

SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. **Freshwater Biology,** v. 60, n. 4, p. 603–619, 2015. https://doi.org/10.1111/fwb.12520

SEGURA, A. M. *et al*. Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. **Freshwater Biology,** v. 58, n. 3, p. 504–512, 2013. https://doi.org/10.1111/fwb.12069

SEGURA, A. M. *et al*. Metabolic dependence of phytoplankton species richness. **Global Ecology and Biogeography,** v. 24, n. 4, p. 472–482, 2015. https://doi.org/10.1111/geb.12258

SERFLING, R. E. Quantitative estimation of plankton from small samples of Sedgewick-Rafter-Cell mounts of concentrate samples. **Transactions of American Microscopical Society,** v. 68, n. 3, p. 185–199, 1949.

SILVA, C. M. da *et al*. Quantification of water, soil and nutrient losses in the Farinha river basin, Carolina - MA, in the Cerrado biome. **Caderno Pedagógico,** v. 21, n. 5, p. e4078, 2024a. https://doi.org/10.54033/cadpedv21n5-009

SMITH, V. H. Effects of eutrophication on maximum algal biomass in lake and river ecosystems. **Inland Waters,** v. 6, n. 2, p. 147–154, 2016. https://doi.org/10.5268/IW-6.2.937

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution,** v. 100, n. 1–3, p. 179–196, 1999. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3

SODRÉ, E. O.; BOZELLI, R. L. How planktonic microcrustaceans respond to environment and affect ecosystem: a functional trait perspective. **International Aquatic Research,** v. 11, n. 3, p. 207–223, 2019. https://doi.org/10.1007/s40071-019-0233-x

SOININEN, J.; LENNON, J. J.; HILLEBRAND, H. A multivariate analysis of beta diversity across organisms and environments. **Ecology,** v. 88, n. 11, p. 2830–2838, 2007. https://doi.org/10.1890/06-1730.1

STEINBERG, M. K. *et al*. Comparison of techniques used to count single-celled viable phytoplankton. **Journal of Applied Phycology,** v. 24, n. 4, p. 751–758, 2012. https://doi.org/10.1007/s10811-011-9694-z

STRASSBURG, B. B. N. *et al*. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution,** v. 1, p. 3, 2017. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099

STRAYER, D. L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society,** v. 29, n. 1, p. 344–358, 2010. https://doi.org/10.1899/08-171.1

STRECKER, A. L.; MILNE, R.; ARNOTT, S. E. Dispersal limitation and climate-related environmental gradients structure microcrustacean composition in freshwater lakes, Ellesmere Island, Canada. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,** v. 65, n. 9, p. 1905–1918, 2008. https://doi.org/10.1139/F08-096
SWANSON, A. C. *et al*. Changes in floodplain hydrology following serial damming of the Tocantins River in the eastern Amazon. **Science of The Total Environment,** v. 800, p. 149494, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149494

SWIFT, C. Insights and predictions of phytoplankton biomass in Equatorial Pacific using Random Forest Modeling. Seattle: School of Oceanography, 2023. Disponível em: http://hdl.handle.net/1773/50952.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical community ordination. Part I: basic theory and linear methods. **Écoscience,** v. 1, n. 2, p. 127–140, 1994. https://doi.org/10.1080/11956860.1994.11682237

TIAN, C. *et al*. Phytoplankton variation and its relationship with the environmental factors in Nansi Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment,** v. 185, n. 1, p. 295–310, 2013a. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2554-8

TIAN, C. *et al*. Seasonal dynamics of phytoplankton and its relationship with the environmental factors in Dongping Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment,** v. 185, n. 3, p. 2627–2645, 2013b. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2736-4

TORELLO-RAVENTOS, M. *et al*. On the delineation of tropical vegetation types with an emphasis on forest/savanna transitions. **Plant Ecology and Diversity,** v. 6, n. 1, p. 101–137, 2013. https://doi.org/10.1080/17550874.2012.762812

TOWNER, J. *et al*. Influence of ENSO and tropical Atlantic climate variability on flood characteristics in the Amazon basin. **Hydrology and Earth System Sciences,** v. 25, p. 3875–3895, 2021. https://doi.org/10.5194/hess-25-3875-2021

TRINDADE, R. M. L. *et al*. The global scientific literature on applications and trends in the use of functional morphological groups in phytoplankton studies. **Acta Limnologica Brasiliensia,** v. 33, p. e12, 2021a. https://doi.org/10.1590/S2179-975X7220

TRINDADE, R. M. L. *et al*. Using morphofunctional characteristics as a model of phytoplankton dynamics in a tropical reservoir. **Brazilian Journal of Botany,** v. 44, n. 2, p. 467–477, 2021b. https://doi.org/10.1007/s40415-021-00705-z

TUNDISI, J. G. *et al*. Limnological and ecological methods: approaches, and sampling strategies for middle Xingu River in the area of influence of future Belo Monte Power Plant. **Brazilian Journal of Biology,** v. 75, n. 3, Supl. 1, p. 16–29, 2015. https://doi.org/10.1590/1519-6984.03614BM

VAN DEN WOLLENBERG, A. L. Redundancy analysis: an alternative for canonical correlation analysis. **Psychometrika,** v. 42, n. 2, p. 207–219, 1977. https://doi.org/10.1007/BF02294050

VAROL, M. *et al*. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Tigris River (Turkey) using multivariate statistical techniques: a case study. **River Research and Applications,** v. 28, n. 9, p. 1428–1438, 2012. https://doi.org/10.1002/rra.1533

VERHOEVEN, J. T. A. *et al*. Regional and global concerns over wetlands and water quality. **Trends in Ecology and Evolution,** v. 21, n. 2, p. 96–103, 2005. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.015

VIEIRA, L. C. G. *et al*. Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. **Natureza e Conservação,** v. 12, n. 1, p. 36–41, 2014. https://doi.org/10.4322/natcon.2014.007

VIEIRA, L. C. G. *et al*. Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. **Ecological Indicators,** v. 58, p. 374–381, 2015. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.049

WANG, H. *et al*. Zooplankton community and its environmental driving factors in Ulungur Lake, China. **Journal of Freshwater Ecology,** v. 37, n. 1, p. 387–403, 2022. https://doi.org/10.1080/02705060.2022.2093279

WANG, L. *et al*. Temporal and spatial variations in phytoplankton: correlations with environmental factors in Shengjin Lake, China. **Environmental Science and Pollution Research,** v. 22, n. 18, p. 14144–14156, 2015. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4640-2

WANTZEN, K. M. *et al*. Aquatic-terrestrial linkages from streams to rivers: biotic hot spots and hot moments. **River Systems,** v. 16, n. 4, p. 595–611, 2006. https://doi.org/10.1127/lr/16/2006/595

WASSERSTEIN, R. L.; LAZAR, N. A. The ASA's statement on p-values: context, process, and purpose. **The American Statistician,** v. 70, n. 2, p. 129–133, 2016. https://doi.org/10.1080/00031305.2016.1154108

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems.** 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001.

WICKHAM, H. *et al*. **dplyr: a grammar of data manipulation.** Versão 1.1.4. [S.l.: s.n.], 2024. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=dplyr.

WICKHAM, H. *et al*. **ggplot2: create elegant data visualisations using the grammar of graphics.** Versão 3.5.0. [S.l.: s.n.], 2024. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=ggplot2.

WICKHAM, H.; BRYAN, J. **readxl: Read Excel Files.** Versão 1.4.3. [S.l.: s.n.], 2023. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=readxl.

XUE, D. *et al*. Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater. **Water Research,**

v. 43, n. 5, p. 1159–1170, 2009. https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.048

YANG, W. *et al*. Temporal variations in a phytoplankton community in a subtropical reservoir: an interplay of extrinsic and intrinsic community effects. **Science of The Total Environment,** v. 612, p. 720–727, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.044

YU, H.-X. *et al*. Seasonal dynamics of phytoplankton functional groups and its relationship with the environment in river: a case study in northeast China. **Journal of Freshwater Ecology,** v. 27, n. 3, p. 429–441, 2012. https://doi.org/10.1080/02705060.2012.667371

ZANCO, B. F. *et al*. Phytoplankton functional groups indicators of environmental conditions in floodplain rivers and lakes of the Paraná Basin. **Acta Limnologica Brasiliensia,** v. 29, 2017. https://doi.org/10.1590/S2179-975X8117

ZEINALZADEH, K.; REZAEI, E. Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. **Journal of Hydrology: Regional Studies,** v. 13, p. 1–10, 2017. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.07.002

ZESSA, G. F. *et al*. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE - Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins River, Tocantins State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences,** v. 33, n. 2, p. 179–184, 2011. https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v33i2.5516

ZHANG, F. *et al*. Utility of Trophic State Index in lakes and reservoirs in the Chinese Eastern Plains ecoregion: The key role of water depth. **Ecological Indicators,** v. 148, p. 110029, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110029

ZHANG, F.; XUE, B.; CAI, Y.; XU, H.; ZOU, W. Utility of Trophic State Index in lakes and reservoirs in the Chinese Eastern Plains ecoregion: the key role of water depth. **Ecological Indicators**, v. 148, p. 110029, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110029

ZHAO, K. *et al*. Influence of cyanobacterial blooms and environmental variation on zooplankton and eukaryotic phytoplankton in a large, shallow, eutrophic lake in China. **Science of The Total Environment,** v. 773, p. 145421, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145421

ZHAO, K. *et al*. Impact of cyanobacterial bloom intensity on plankton ecosystem functioning measured by eukaryotic phytoplankton and zooplankton indicators. **Ecological Indicators,** v. 140, p. 109028, 2022. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109028

ZINCHENKO, T. D. *et al*. Analysis of the structure of the metacommunity of plankton and bottom organisms in rivers of the Lake Elton basin. **Arid Ecosystems,** v. 10, n. 4, p. 390–395, 2020. https://doi.org/10.1134/s20790961200402o4

ZUUR, A. F. *et al*. **Mixed effects models and extensions in ecology with R.** New York: Springer, 2009.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution,** v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010. https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x

SOBRE OS ORGANIZADORES



Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Maranhão (1993), mestrado em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia (1999) e doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (2026). Membro da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, Sociedade Botânica do Brasil, Sociedade Brasileira do Ensino de Biologia e da Rede de Observação da Biodiversidade do Grupo de Observação da Terra – GEO BON. Professor da Rede Estadual da Educação Básica – Ma desde 1995, da Universidade Estadual do Maranhão, CESI/UEMA, 1993 – 2016, e professor da UEMASUL desde 2017. Atualmente é Professor Adjunto, com experiência nas áreas de Botânica e Ciências Ambientais, principalmente nos temas: fitogeografia, ecologia vegetal, modelagem ecológica, limnologia tropical e dinâmica da paisagem.



Marcus Adonai Castro da Silva

Possui graduação em Oceanografia (2000) e Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental pela da Universidade do Vale do Itajaí (2003), doutorado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2013). Atualmente é professor titular da UNIVALI. Tem experiência na área de Microbiologia, com ênfase em Microbiologia Aquática, principalmente nos temas: bactérias marinhas, enzimas hidrolíticas, bactérias formadoras de endósporos, atividade antimicrobiana e mar profundo.

Fonte: Cormorant Garamond
Papel: Offset 90
Gráfica: K DE F C FREITAS LTDA

Nesta obra, convido o leitor a mergulhar nas águas que desenham o Bico-do-Papagaio, território ecossociohistórico, onde investiguei, no doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental, convênio DINTER UNIVALI/UEMASUL, a dinâmica na paisagem e a biota planctônica em perspectiva funcional, sistêmica e multidimensional. Sob orientação do coautor, Marcus Adonai, integrei traços morfofuncionais, aprendizado de máquina e análises multivariadas para revelar padrões ecológicos ocultos nesse encontro entre Amazônia e Cerrado. Mais que um relatório técnico, este livro é um convite ao pensamento relacional sobre os rios e gentes ribeirinhas dessa fronteira. Partilhamos os resultados, mas sobretudo o modo emergente e relacional de conhecer.

PROPGI
Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação
EDITORA UEMASUL
10 anos UEMASUL