



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
CURSO DE MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

VICTOR COELHO DOS SANTOS

**VARIAÇÃO ESPACIAL E SAZONAL DAS ASSEMBLEIAS DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO
SEMIÁRIDA**

CAMPINA GRANDE – PB

MARÇO – 2024

VICTOR COELHO DOS SANTOS

**VARIAÇÃO ESPACIAL E SAZONAL DAS ASSEMBLEIAS DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO
SEMIÁRIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação de ecossistemas terrestres e aquáticos

Orientadora: Profa. Dra. Bianca de Freitas Terra

CAMPINA GRANDE - PB

MARÇO – 2024

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

S237v Santos, Victor Coelho dos.

Varição espacial e sazonal das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em um reservatório da região semiárida [manuscrito] / Victor Coelho dos Santos. - 2024.
56 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2024.

"Orientação : Profa. Dra. Bianca de Freitas Terra , UVA - Universidade Estadual do Vale do Acaraú."

1. Sazonalidade. 2. Ecossistemas aquáticos. 3. Semiárido.
I. Título

21. ed. CDD 570

VICTOR COELHO DOS SANTOS

**VARIAÇÃO ESPACIAL E SAZONAL DAS ASSEMBLEIAS DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO
SEMIÁRIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação de ecossistemas terrestres e aquáticos

Aprovada em: 27/03/2024

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Bianca de Freitas Terra (Orientadora)
Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA)

Profa. Dra. Daniele Jovem da Silva Azevêdo
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sertão Pernambucano (IF – Sertão
Pernambucano) (membra interna)

Profa. Dra Wilma Izabelly Ananias Gomes
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) (membra externa)

A minha mãe e a todos os profissionais
inspiradores que conheci nessa jornada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha mãe (Eunice Coelho dos Santos) por ser sempre a primeira a acreditar e investir nos meus planos e sonho, sem ao menos questioná-los. Sem você nada disso seria possível. Tudo o que sou e que venha a ser foi e será graças a você.

A minha companheira de jornada acadêmica, profissional e amiga Júlia Oliveira por todo o companheirismo e compreensão em meus momentos difíceis. Obrigado pelos ensinamentos e por me acalmar nos momentos que mais precisei.

Agradeço aos amigos pessoais e de infância que nos momentos em que mais precisei estiveram ao meu lado, seja me escutando como ombro amigo, ou apenas nos momentos felizes de diversão e descontração, graças a vocês muitas vezes não surtei.

Gostaria de agradecer ao Laboratório de Ecologia de Comunidades Aquáticas – LECA e a todos os bolsistas e voluntários que, de alguma forma, contribuíram com este trabalho. Agradeço especialmente a bolsista Cyntia Fernandes por todo companheirismo e pela ajuda na identificação dos bichos.

Obrigado ao Laboratório de Ecologia de Bentos – LEB, em nome da professora Dra. Joseline Molozzi, pelo apoio, suporte e ajuda na identificação do material referente a esta dissertação. Grato pelo conhecimento e ajuda recebida.

Obrigado ao Laboratório de Análises Físicas e Químicas de Água e Efluentes e ao Laboratório de Análises Microbiológicas de Água e Efluentes – IFCE, em nome do professor Dr. Marcus Vinícius Freire pelas análises de água realizadas e pelo suporte.

Agradeço também ao barqueiro Alan Rocha, pelo auxílio, apoio e suporte fornecido durante todo o período de coletas. Grato pela ajuda na coleta do substrato no fundo do açude. Gostaria de agradecer a Francisco Ailton pelo auxílio na logística e companheirismo nas coletas.

Gostaria de agradecer especialmente a minha orientadora Professora Dra. Bianca de Freitas Terra, por todos os ensinamentos, seja profissionalmente ou como pessoa. Obrigado por todos os conhecimentos repassados e compartilhados, sem você essa jornada árdua seria mais difícil e talvez impossível. Obrigado pelos momentos de compreensão e por ser uma profissional humana e capaz de sentir a dor do próximo, sempre tentando tornar a caminhada difícil de um mestrado mais leve e prazerosa. Obrigado também por sempre acreditar em mim quando nem eu mesmo acreditava e pelas oportunidades dadas.

Obrigado aos colegas de turma de mestrado pelo companheirismo, apoio e vivências nas disciplinas, conheci pessoas de diversos lugares e guardarei muitas lembranças.

Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – PPGEC, aos quais de alguma forma contribuíram para meu crescimento profissional e aos conhecimentos repassados nas disciplinas do mestrado.

Obrigado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – PPGEC e a Universidade Estadual da Paraíba – UEPB.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão de bolsa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Obrigado a Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico – FUNCAP pelo financiamento do projeto que abrange este trabalho.

Gostaria de agradecer também a Universidade Estadual Vale do Acaraú – UVA pelo apoio no desenvolvimento desta pesquisa.

RESUMO GERAL

Reservatórios são ecossistemas aquáticos artificiais construídos com diversas finalidades, como armazenamento de água, piscicultura, geração de energia elétrica e lazer. Esses sistemas podem ser considerados uma solução para os problemas enfrentados pelas regiões com regimes de chuva irregular e escassez hídrica, como a região semiárida brasileira. A variação sazonal e a espacial podem exercer influência sobre a comunidade biótica. O objetivo deste estudo foi compreender os efeitos da variação espacial e sazonal sobre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos em um reservatório da região semiárida brasileira. Coletas foram realizadas em três meses de cada fase de estudo, seca (setembro, outubro e novembro de 2022) e cheia (abril, maio e junho de 2023). Amostras de substrato (macroinvertebrados) e tomada das variáveis físico-químicas da água foram realizadas em dez pontos distribuídos sistematicamente na zona litorânea do reservatório. Os indivíduos coletados foram triados e identificados até o menor nível taxonômico possível. Ao total, foram amostrados 16.099 indivíduos nas duas fases do estudo. As assembleias mostraram-se diferentes entre as fases estudadas ($p < 0,05$), entretanto, espacialmente não houve diferença ($p > 0,05$). Entre os meses de seca não ocorreu variação, porém entre os meses de cheia variação sazonal foi observada. Os indivíduos da espécie *Melanoides tuberculata* (Müller 1774) foram os mais frequentes e abundantes, seguido do molusco *Lymnaea*. Os parâmetros físico-químicos da água variaram entre os meses, contudo, entre fases, somente temperatura, oxigênio dissolvido e amônia variaram. Desta forma, foi possível observar que sazonalmente ocorreu variação, porém, espacialmente não. Assim, é necessário que mais estudo sejam desenvolvidos para que essas variações sejam de fato compreendidas.

Palavras-Chave: sazonalidade; ecossistemas aquáticos; semiárido.

GENERAL ABSTRACT

Reservoirs are artificial aquatic ecosystems built for various purposes, such as water storage, psychoculture, electricity generation and leisure. These systems can be considered a solution to the problems faced by regions with irregular rainfall regimes and water scarcity, such as the Brazilian semi-arid region. Seasonal and spatial variation can influence the biotic community. The objective of this study was to understand the effects of spatial and seasonal variation on benthic macroinvertebrate assemblages in a reservoir in the Brazilian semi-arid region. Collections were carried out in three months of each study phase, dry (september, october and november 2022) and wet (april, may and june 2023). Substrate samples (macroinvertebrates) and measurements of the physical-chemical variables of the water were carried out at ten points systematically distributed in the coastal zone of the reservoir. The collected individuals were separated from the substrate, sorted and identified to the lowest taxonomic level possible. In total, 16,099 individuals were sampled in the two phases of the study. The assemblages were different between the phases studied ($p < 0.05$), however, spatially there was no difference ($p > 0.05$). There was no variation between dry months, but seasonal variation was observed between full months. Individuals of the species *Melanoides tuberculata* (Müller 1774) were the most frequent and abundant, followed by the *Lymnaea* mollusk. The physical-chemical parameters of the water varied between months, however, between phases, only temperature, dissolved oxygen and ammonia varied. In this way, it was possible to observe that there was variation seasonally, but not spatially. Therefore, more studies are needed to truly understand these variations.

Keywords: seasonality; aquatic ecosystems; semiarid.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** - Distribuição das médias mensais do volume de chuva (mm) observado na bacia do rio Acaraú entre os anos de 2014-2023..... 24
- Figura 2** - Distribuição das médias mensais do volume de água (%) do reservatório Paulo Sarasate ao longo dos anos de 2022 (A) e 2023 (B)..... 25
- Figura 3** - Mapa de localização do reservatório Paulo Sarasate com os pontos de amostragem marcados em vermelho e a localização do reservatório no mapa do estado do Ceará..... 26
- Figura 4** - Análise de Escalonamento Não-Métrico (nMDS) das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados no reservatório Paulo Sarasate nas fases de seca (setembro a novembro de 2022) e de cheia (abril a junho de 2023). A – Entre fases (seca = laranja e cheia= verde); B - Seca por mês (azul = setembro; preto = outubro e cinza = novembro); C – Seca por ponto; D – Cheia por mês (azul= abril; preto= maio e cinza= junho); E – Cheia por ponto..... 32
- Figura 5** - A - Gráfico com as espécies indicadoras nos meses de seca (setembro a novembro) A: 2= *Asheum*, 10= *Progomphus*, 11= *Elasmothermis*, 13= *Neocordulia*, 16= *M. tuberculata*, 17= *Lymnaea*; B - Espécies indicadoras por meses de cheia (abril a junho) B: 2= *Antillorbis*, 3= *Aphylla*, 6= *Coelotanypus*, 12= *Libellula*, 14= *M. tuberculata*, 20= Hirudinida; C – Espécies indicadoras por fases (seca e cheia) Seca: 3= *Coelotanypu*, 10= Chaoboridae, 19= *M. tuberculata*, 25= *Potimirim*; Cheia: 2= *Asheum*, 8= *Goeldichironomu*, 21= *Antillorbis*, 27= Hirudinida..... 35
- Figura 6** - *Boxplots* das medianas das variáveis físico-químicas do reservatório Paulo Sarasate por meses e valor da ANOVA entre meses. A – Temperatura; B - Turbidez; C – Condutividade; D – Oxigênio dissolvido; E – Amônia; F – Sólidos totais; G – Fósforo total; H – pH..... 37
- Figura 7** - Análise de Redundância – RDA realizada com as abundâncias de macroinvertebrados e as principais variáveis físico-químicas mensuradas no reservatório Paulo Sarasate, nas fases de seca (setembro, outubro e novembro de 2022 – cor laranja) e cheia (abril, maio e junho de 2023 – cor verde). As figuras representam os *taxa* com maiores correlações com os eixos principais..... 41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização técnica do reservatório Paulo Sarasate.....	23
Tabela 2 - Classificação e abundância mensal dos <i>taxa</i> de macroinvertebrados coletados no Reservatório Paulo Sarasate, em 2022: S= setembro, O= outubro e N= novembro; e em 2023: A= abril, M= maio, J= junho. FO = Frequência de ocorrência considerado os pontos amostrais nos meses de seca e cheia.....	30
Tabela 3 - Resultado do teste SIMPER por meses e por fases mostrando a média de dissimilaridade e a contribuição dos <i>taxa</i> (porcentagem). Dissimilaridade por meses na seca: 44,56; por meses na cheia: 44,47; dissimilaridade total entre fases: 44,89.....	33
Tabela 4 - Médias e (\pm desvio padrão) dos descritores ecológicos calculados por mês e por fase (seca e cheia).....	34
Tabela 5 - Resultado da Análise de Redundância – RDA entre as principais variáveis físico-químicas do reservatório Paulo Sarasate e <i>taxa</i> encontrados e valor dos <i>taxa</i> por eixo. Em negrito os <i>taxa</i> representados na figura 7.....	40

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	11
	REFERÊNCIAS.....	15
2	CAPÍTULO 1: VARIAÇÃO TEMPORAL E HOMOGENEIDADE ESPACIAL EM ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO SEMIÁRIDA.....	18
3	INTRODUÇÃO.....	21
4	METODOLOGIA.....	23
4.1	Área de estudo.....	23
4.2	Delineamento amostral.....	25
4.3	Amostragem de macroinvertebrados.....	26
4.4	Variáveis Ambientais.....	27
4.5	Análise de dados.....	27
5	RESULTADOS.....	29
6	DISCUSSÃO.....	42
	REFERÊNCIAS.....	46
	APÊNDICE A - PRANCHA DE FOTOS DOS PRINCIPAIS TAXA AMOSTRADOS NESTE ESTUDO.....	53

1 INTRODUÇÃO GERAL

Reservatórios são ecossistemas aquáticos construídos e utilizados para a promoção de serviços ecossistêmicos como armazenamento de água, geração de energia, irrigação, piscicultura, lazer, abastecimento e perenização de rios (Santos; Oliveira; Massaro, 2000; Dantas-Silva; Dantas, 2013). Assim, a construção desses sistemas é uma medida utilizada para contornar a escassez hídrica decorrente de secas prolongadas e déficit hídrico, consideradas características naturais de algumas regiões. No Brasil, reservatórios foram construídos no passado para atender à crescente demanda hídrica, sendo essa ação considerada uma medida prática para solucionar o problema hídrico regional por governantes em vários âmbitos e regiões, especialmente, na região Nordeste do país (Campos *et al.*, 2016; Wiegand *et al.*, 2021).

As alterações climáticas, a necessidade de produção de energia elétrica e de armazenamento de água elevaram a pressão sobre os ecossistemas aquáticos, aumentando ainda mais a demanda de construções de reservatórios de água. Entretanto, essas construções devem adotar planos de gestão que diminua os impactos sobre os ecossistemas (Marques; Gunkel; Sobral, 2019). No Brasil, essas construções são consideradas obras da engenharia pioneiras, principalmente, aquelas com objetivo de mitigar os efeitos das secas (Neto; Cirício, 2022).

Na região semiárida brasileira, com regime irregular de chuva, longos períodos de estiagem e altas taxas de evapotranspiração, os reservatórios se tornaram ecossistemas essenciais para a manutenção e persistência das populações humanas (Azevêdo *et al.*, 2022). Assim, a construção desses sistemas foi uma solução encontrada para mitigar, amenizar e conter os transtornos causados por grandes períodos de seca (Ceará, 2017; Brasil, 2020). No estado do Ceará, o açude Cedro, localizado em Quixadá, por exemplo, teve sua construção iniciada em meados de 1890 e concluída em 1900, desempenhando papel importante na gestão de recursos hídricos daquela região e sendo considerado o primeiro açude a ser construído no Brasil (Ceará, 2017; Marcondes; Dandaro, 2018; Brasil, 2020; Brasil, 2023). Assim, a “açudagem” (construção de barragens nos rios) foi uma das primeiras alternativas utilizadas no combate aos efeitos da seca na região Nordeste do país (Neto; Cirício, 2022).

As alterações nos padrões de sazonalidade acarretados pelo regime irregular de chuva (*e.g.* secas extremas e inundações) exercem força sobre as assembleias aquáticas de água doce. Essas alterações influenciam na disponibilidade de recursos, além disso, podem ter diferentes efeitos nos processos ecológicos desses ambientes e da biota local (Dolédec *et al.*, 2021). Ainda, o baixo volume de água altera as condições do ecossistema, podendo levar a

homogeneização ambiental (de Oliveira *et al.*, 2016). Assim, mudanças climáticas associadas as características hidrológicas locais fazem com que variações espaciais e sazonais sejam previstas em reservatórios de regiões semiáridas (Woldeab *et al.*, 2018).

A estrutura das comunidades bióticas pode variar no espaço e no tempo como resposta as mudanças ocorridas no ecossistema (Leibold *et al.*, 2004; Heino *et al.*, 2015). Alguns estudos mostram que a precipitação influencia a estrutura e composição das comunidades biológicas, sobretudo em regiões mais secas (Álvaro *et al.*, 2023). Álvaro *et al.* (2023) mostraram que, o aumento do volume de chuva leva ao aumento da biomassa de fitoplâncton e diminui a biomassa de macroinvertebrados, ao passo que maiores riquezas de macroinvertebrados são associadas a menores índices pluviométricos em reservatórios no semiárido Paraibano. Um estudo realizado em reservatórios tropicais no estado de São Paulo, por Santana e colaboradores (2017), mostrou que a diversidade taxonômica das assembleias de fitoplâncton diferiram entre as fases de seca e cheia. Lira *et al.* (2014), em um estudo realizado em um reservatório do Nordeste brasileiro, mostraram que a densidade de cianobactérias variou entre seca e cheia, com a seca apresentando densidades mais elevadas desses indivíduos.

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos abundantes e sua distribuição ocorre em todos os ecossistemas aquáticos continentais e marinhos. Esses animais apresentam diferentes mecanismos de dispersão que resultam na diminuição do controle exercido pelos filtros ambientais (Hill *et al.*, 2017). Eles desempenham papel importante nos ecossistemas aquáticos como em riachos, rios, lagos e reservatórios, participando da ciclagem de nutrientes e das cadeias alimentares (dos Santos *et al.*, 2016). As assembleias de macroinvertebrados bentônicos de água doce podem exibir mudanças em sua estruturação e composição taxonômica como resposta as mudanças sazonais ocorridas nos ecossistemas, e espaciais em consequência de sua localização dentro da bacia e do ecossistema. Ainda, essas assembleias podem sofrer substituição de espécies e mudanças em sua composição taxonômica em decorrência das características dos ciclos de vida dos indivíduos (Álvarez-Cabria, Barquín, Juanes, 2010; Mouton *et al.*, 2020).

Além disso, a composição e a abundância das assembleias podem variar ao longo dos períodos seco e chuvoso em decorrência das mudanças no fluxo de água e, conseqüentemente, de seus parâmetros físico-químicos (*e.g.* temperatura e pH) (Medeiros; Maltchik, 2001; Álvarez-Cabria; Barquín; Juanes, 2010). Isso ocorre porque flutuações sazonais também podem influenciar as variáveis físico-químicas da água, impactando na qualidade da água (Medeiros *et al.*, 2015). Por serem organismos que respondem às variações ambientais e a qualidade da água, os macroinvertebrados são comumente utilizados como bioindicadores de

integridade dos ecossistemas e da qualidade da água. Grupos sensíveis e menos resistentes podem se tornar ausentes ou raros (*e.g.* Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera) e grupos mais resistentes e generalistas podem se tornar dominantes (*e.g.* *Melanoides tuberculata*) (Abílio *et al.*, 2007; Okumura; Rocha 2020; da Silva Camargo *et al.*, 2022). Por ser generalista e resistente as variações limnológicas, o molusco não nativo *Melanoides tuberculata* (Müller 1774) tem se tornado uma espécie invasora bem estabelecida nos mais diversos tipos de ecossistemas aquáticos (Paula *et al.*, 2017).

O molusco *Melanoides tuberculata* (Müller 1774) é um gastrópode de água doce pertencente à família Thiaridae, nativo da África e da Ásia, podendo ser considerado um molusco invasor em países da América do Sul, como o Brasil (Vasconcelos *et al.*, 2013). Acredita-se que sua invasão no Brasil ocorreu em meados das décadas de 60 e 70, no estado de São Paulo, acarretada por soltura acidental de indivíduos por aquaristas e por água de lastro. Atualmente, o molusco ocorre em quase todas as regiões do país e pode ser encontrado em quase todos os tipos de ambientes aquáticos como rios, riachos, lagos e reservatórios, pois possui fácil adaptação aos diversos tipos de ambientes e alta capacidade de colonização (Paula *et al.*, 2017; Vasconcelos *et al.*, 2013).

Para entender o funcionamento e a estruturação de reservatórios e da biota presente é essencial que esses ecossistemas sejam monitorados e estudados ao longo do tempo. Estudos limnológicos em reservatórios, que levam em consideração fatores bióticos e abióticos fornecem, visões e parâmetros que auxiliam na conservação, planejamento e manejo desses sistemas que são importantes no cenário de mudanças climáticas globais e para a manutenção das assembleias aquáticas no semiárido brasileiro (Barbosa *et al.*, 2012). Para isso, a geração de conhecimento sobre os processos que ocorrem nos reservatórios do semiárido é um caminho importante (Barbosa *et al.*, 2012). Dessa forma, informações sobre estrutura e composição das assembleias bentônicas são importantes em programas ecológicos para descrever mudanças em padrões sazonais e espaciais (Callisto *et al.*, 2005).

Assim, torna-se importante que sejam realizados mais estudos que busquem entender como as assembleias biológicas de macroinvertebrados bentônicos são estruturadas e se organizam ao longo das variações sazonais e espaciais ocorridas (*e.g.* Dolédec *et al.*, 2021), em ecossistemas artificiais, como os reservatórios inseridos em regiões com fluxo hídrico tão marcado como a região semiárida brasileira, levando em consideração as possíveis invasões biológicas causadas por ações humanas. Ainda, análises de padrões que levem em consideração o espaço e o tempo são importantes em todos os ambientes para que seja possível compreender a complexidade e interações bióticas e abióticas (de-Carli *et al.*, 2017).

Nesse sentido, este estudo objetivou responder à pergunta: Como a variação espacial e a sazonal em um reservatório inserido em bacia hidrográfica com rios não-perenes influenciam as assembleias de macroinvertebrados bentônicos? A dissertação está organizada em um capítulo com o título “*Varição temporal e homogeneidade espacial em assembleias de macroinvertebrados bentônicos em um reservatório da região semiárida*”.

REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F. J. P.; DE MELO RUFO, T. L.; SOUZA, A. H. F. F.; SILVA FLORENTINO, H.; OLIVEIRA JUNIOO, E. T.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 397-409, 2007.
- ÁLVAREZ-CABRIA, M.; BARQUÍN, J.; & JUANES, J. A. Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 370-379, 2010.
- AZEVEDO, E. D. L., ALVES, R. R. N., DIAS, T. L. P., ÁLVARO, É. L. F., BARBOSA, J. E. D. L., & MOLOZZI, J. Perception of the local community: What is their relationship with environmental quality indicators of reservoirs? **Plos one**, v.17, n. 1, p. e0261945, 2022.
- ÁLVARO, É. L. F.; MENEZES, R. F.; DOS SANTOS SEVERIANO, J.; MOLOZZI, J. Phytoplankton and macroinvertebrate diversity and eco-exergy responses to rainfall diverge in semiarid reservoirs. **Ecological Indicators**, 147, 110012, 2023.
- BARBOSA, J. E. D. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BRASIL; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. Açudes do Nordeste. 2020. Disponível em: <<https://www.gov.br/ana/pt-br/sala-de-situacao/acudes-do-semiarido/saiba-maishttps>>. Acesso em 25 de junho de 2023.
- BRASIL; DEPARTAMENTO DE OBRAS E SECAS. Cedro, o primeiro açude do Brasil. 2023. Disponível em: <<https://www.gov.br/dnocs/pt-br/assuntos/nossas-historias/cedro-o-primeiro-acude-do-brasil>>. Acesso em 20 de julho de 2023.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, O. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 229-240, 2005.
- CEARÁ, SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS. Histórico. 2017. Disponível em: <<https://www.srh.ce.gov.br/historico/>>. Acesso em 25 de junho de 2023.
- DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, E. W. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 2, p. 53-58, 2013.
- DA SILVA CAMARGO, P. R.; BARBOSA, N. P. U.; CARDOSO, A. V.; ASSIS, P. S.; & PELLI, A. Diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório de

Volta Grande, Bacia do Baixo Rio Grande. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 7, p.e51711730213-e51711730213, 2022.

DE-CARLI, B. P.; DOVAL, J. C. L.; RODRIGUES, E. H. C.; & POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, p. 666-679, 2017.

DE OLIVEIRA, J. F.; DA COSTA, R. S.; NOVAES, J. L. C.; REBOUÇAS, L. G. F.; DE MORAIS-SEGUNDO, A. L. N.; & PERETTI, D. Efeito da seca e da variação espacial na abundância de indivíduos nas guildas tróficas da ictiofauna em um reservatório no Semiárido Brasileiro. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, n.1, p. 51-64, 2016.

DOS SANTOS, N. C. L.; SANTANA, H. S.; DIAS, R. M.; BORGES, H. L. F.; MELO, V. F.; SEVERI, W.; AGOSTINHO, A. A. Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. **Hydrobiologia**, v. 765, p. 265-275, 2016.

DOLÉDEC, S.; SIMON, L.; BLEMUS, J.; RIGAL, A.; ROBIN, J.; & MERMILLOD-BLONDIN, F. Multiple stressors shape invertebrate assemblages and reduce their trophic niche: A case study in a regulated stream. **Science of the Total Environment**, v. 773, 2021.

HEINO, J.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; SOININEN, J.; VALANKO, S.; BINI, L. M. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845-869, 2015.

HILL, M. J.; HEINO, J.; THORNHILL, I.; RYVES, D. B.; WOOD, P. J. Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. **Oikos**, v. 126, n. 11, p. 1575-1585, 2017.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.

LIRA, G. A. S. T.; MOURA, A. N., VILAR, M. C. P., CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. D. C. Vertical and temporal variation in phytoplankton assemblages correlated with environmental conditions in the Mundaú reservoir, semi-arid northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. S093-S102, 2014.

MARCONDES, R. L.; DANDARO, F. M. Obras públicas no contexto regional: secas e gastos no Nordeste brasileiro (1860-1940). **Revista Econômica do Nordeste**, v. 49, n. 3, p. 113-127, 2018.

MARQUES, É. T.; GUNKEL, G.; SOBRAL, M. C. Management of tropical river basins and reservoirs under water stress: experiences from Northeast Brazil. **Environments**, v. 6, p. 6, 62, 2019.

- MEDEIROS, E. S.; MALTCHIK, L. Fish assemblage stability in an intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. **Austral Ecology**, v. 26 n. 2, p. 156-164, 2001.
- MEDEIROS, L. D. C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, 49, 293-307, 2015.
- MOUTON, T. L.; TONKIN, J. D.; STEPHENSON, F.; VERBURG, P.; & FLOURY, M. Increasing climate-driven taxonomic homogenization but functional differentiation among river macroinvertebrate assemblages. **Global Change Biology**, v. 26, n. 12, p. 6904-6915, 2020.
- NETO, P.; CIRÍCIO, M. Perspectivas da açudagem no semiárido brasileiro e suas implicações na região do Seridó potiguar. **Sociedade & Natureza**, v. 29, p. 285-294, 2022.
- OKUMURA, D. T.; ROCHA, O. Life history traits of the exotic freshwater snail *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda, Thiaridae), and its sensitivity to common stressors in freshwaters. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.
- PAULA, C. M. D.; VAZ, A. A.; VAZ, A. A.; PELIZARI, G. P.; ROBAYO, H. M. S.; GARCIA, T. D.; SMITH, W. S. Ocorrência de um molusco invasor (*Melanoides tuberculata*, Müller, 1774), em diferentes sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Rio Sorocaba, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, p. 829-841, 2017.
- SANTOS, J. S.; OLIVEIRA, E.; MASSARO, S. Avaliação da salinização de açudes no semi-árido brasileiro por ICP-AES. **Química nova**, v. 23, p. 453-456, 2000.
- SANTANA, L. M.; WEITHOFF, G.; FERRAGUT, C. Seasonal and spatial functional shifts in phytoplankton communities of five tropical reservoirs. **Aquatic Ecology**, v. 51, p. 531-543, 2017.
- VASCONCELOS, J. F.; BARBOSA, J. E. D. L.; AZEVÊDO, E. D. L.; AZEVÊDO, D. J. D. S.; ANACLETO, M. J. P. Predation effects of *Melanoides tuberculatus* (Müller 1774) on periphytic biofilm colonization: an experimental approach. **Biota Neotropica**, v. 13, p. 96-101, 2013.
- WIEGAND, M. C.; DO NASCIMENTO, A. T. P.; COSTA, A. C.; NETO, I. E. L. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of arid environments**, v. 184, p. 104-321, 2021.
- WOLDEAB, Bizuneh et al. Seasonal and spatial variation of reservoir water quality in the southwest of Ethiopia. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, p. 1-13, 2018.

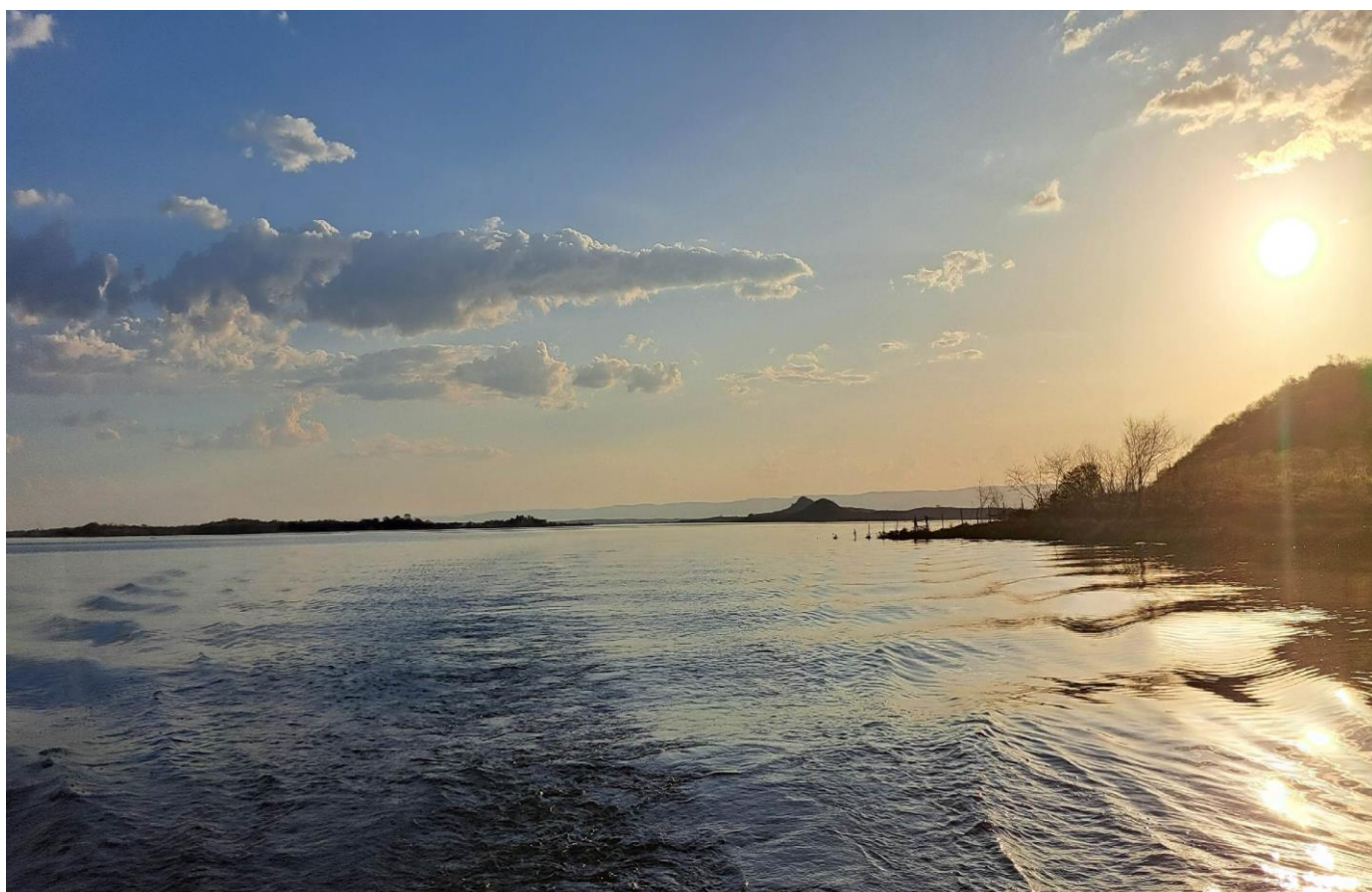
2 CAPÍTULO 1: VARIAÇÃO TEMPORAL E HOMOGENEIDADE ESPACIAL EM ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO SEMIÁRIDA
TEMPORAL VARIATION AND SPATIAL HOMOGENEITY IN BENTHIC MACROINVERTEBRATE ASSEMBLAGES IN A RESERVOIR IN THE SEMI-ARID REGION

Victor Coelho dos Santos^{1*}; Marcus Vinícius Freire de Andrade²; Bianca de Freitas Terra^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande - PB, CEP 58429-500, Brasil. e-mail: svictor458@gmail.com*

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará IFCE, Campus Sobral – CE, CEP 62042-030, Sobral, CE, Brasil. e-mail: marcus.andrade@ifce.edu.br

³Centro de Ciências Agrárias e Biológicas, Universidade Estadual Vale do Acaraú, Campus Betânia, Sobral - CE, Brasil. e-mail: biancafterra@gmail.com



Reservatório Paulo Sarasate, Varjota – Ceará (CE) Brasil/2022. Foto: Bianca de Freitas Terra

RESUMO

Os reservatórios são construções que alteram a malha hidrográfica natural, mudam a paisagem dos ecossistemas e impactam a biota nativa. A variação sazonal e espacial pode influenciar a composição e estruturação das assembleias aquáticas. O objetivo deste estudo foi compreender os efeitos da variação espacial e sazonal sobre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos em um reservatório da região semiárida brasileira. Coletas mensais foram realizadas em duas fases, seca (setembro, outubro e novembro - 2022) e cheia (abril, maio e junho - 2023), em dez pontos distribuídos na zona litorânea do reservatório. A amostragem do substrato foi realizada com um amostrador do tipo Eckman-Birge (área de 225cm²), com três réplicas por ponto (amostras compostas). As variáveis físico-químicas da água (temperatura, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, amônia, sólidos totais, fósforo total e pH) foram mensuradas três vezes dentro de cada ponto. O substrato coletado foi triado manualmente e os indivíduos identificados em nível taxonômico mais baixo possível. As assembleias de macroinvertebrados (ANOSIM: $R = 0,24$; $p = 0,0001$), a Equabilidade, a temperatura, oxigênio dissolvido e amônia (ANOVA: $p < 0,05$) foram diferentes entre seca e cheia. Os descritores ecológicos Riqueza, Dominância e Shannon, e todas as variáveis físico-químicas mensuradas apresentaram diferenças significativas entre meses ($p < 0,05$). Todavia, as assembleias não se mostraram diferentes entre os pontos amostrados. A Análise de Redundância – RDA, mostrou que *taxa* como *M. tuberculata* esteve associado a seca e a maiores valores de turbidez e amônia. Assim, foi observado que as assembleias de macroinvertebrados responderam a variação sazonal, mas não variaram espacialmente.

Palavras-chave: invasora; dominância, homogeneização biótica.

ABSTRACT

Reservoirs or dams are constructions that alter the natural hydrographic network, change the landscape of ecosystems and impact native biota. Seasonal and spatial variation can influence the composition and structure of aquatic assemblages. The objective of this study was to understand the effects of spatial and seasonal variation on benthic macroinvertebrate assemblages in a reservoir in the Brazilian semi-arid region. Monthly collections were carried out in two phases, dry (september, october and november - 2022) and wet (april, may and june - 2023), at ten points distributed in the coastal zone of the reservoir. Substrate sampling was carried out with an Eckman-Birge type sampler (225cm² area) with three replicates per point (composite samples). The physical-chemical variables of the water (temperature, turbidity, conductivity, dissolved oxygen, ammonia, total solids, total phosphorus and pH) were measured three times within each point. The collected substrate was manually sorted and individuals identified at the lowest possible taxonomic level. Macroinvertebrate assemblages (ANOSIM: $R = 0.24$; $p = 0.0001$), Equability, temperature, dissolved oxygen and ammonia (ANOVA: $p < 0.05$) were different between drought and flood. The ecological descriptors Richness, Dominance and Shannon and all physical-chemical variables measured showed significant differences between months ($p < 0.05$). However, the assemblies did not differ between the sampled points. Redundancy Analysis – RDA showed that taxa such as *M. tuberculata* were associated with drought and higher turbidity and ammonia values. Thus, it was observed that macroinvertebrate assemblages responded to seasonal variation, but did not vary spatially.

Keywords: invasive, dominance, biotic homogenization.

3 INTRODUÇÃO

Compreender as variações espaciais e sazonais tem se tornado um ponto crucial em estudos ecológicos, principalmente, em ecossistemas afetados por eventos de estiagens severas e frequentes (Rocha; Souza Filho; Silva, 2019). Esse conhecimento auxilia na gestão, quantificação e mitigação dos possíveis riscos associados a eventos extremos e a intervenções antrópicas, para assim, buscar soluções (Rocha; Souza; Silva, 2019). Entre os principais ecossistemas afetados por essas variações, estão os ambientes aquáticos, como os reservatórios (Álvarez-Cabria; Barquín; Juanes, 2010). Eles são considerados ecossistemas com alto grau de heterogeneidade ambiental, podendo apresentar diferentes características e mudanças gradativas em parâmetros físicos, químicos e biológicos ao longo de sua extensão. Em alguns casos, é possível observar diferentes zonas como de transição, lóaticas e lênticas, ao longo do eixo do reservatório (de-Carli *et al.*, 2017). Características próprias de cada zona e locais interferem nas interações bióticas e abióticas, assim influenciando a dinâmica e moldando a estrutura da comunidade biótica (de-Carli *et al.*, 2017).

Reservatórios e lagos inseridos em regiões semiáridas são ainda suscetíveis aos efeitos de longos períodos de escassez hídrica. Nessas regiões, esses corpos de água apresentam alto tempo de residência da água, altas temperaturas da água e balanço hídrico negativo durante a maior parte do ano (Barbosa *et al.*, 2012). A junção de alguns desses fatores pode intensificar a maior concentração de nutrientes, o que os torna mais vulneráveis a eutrofização do que outros corpos de água inseridos em regiões com ciclo de chuva regular (Paiva *et al.*, 2023). Além disso, esses ecossistemas podem receber maior aporte de nutrientes em consequência de uso indevido do solo circundante, erosão e lançamento de esgoto de áreas urbanas (Barbosa *et al.*, 2012). Além do mais, a estrutura e a ecologia de reservatórios também são resultado das interações entre a bacia hidrográfica em que são inseridos e da rede hídrica que os compõe (Brasil, 2020).

Contudo, reservatórios também podem sofrer flutuações hídricas causadas pelas variações hidrológicas e climáticas naturais ou em resposta à exploração humana exagerada (*e.g.* desmatamento e assoreamento) (Zohary; Ostrovsky, 2011). Essas mudanças podem causar perda de habitat, mudanças na estrutura das comunidades biológicas e, conseqüentemente, acabar impactando negativamente as funções ecossistêmicas ofertadas (Weerakoon; Chandrasekara; Amarasinghe, 2021; LI *et al.*, 2022).

Estudos realizados em reservatórios no semiárido brasileiro, como Callisto *et al.* (2005), apontam para uma redução nas abundâncias de macroinvertebrados no período de chuva e riquezas diferentes entre os períodos de seca e cheia, com a seca apresentando maior riqueza

de espécies. Santana e colaboradores (2015) mostraram que as abundâncias das assembleias de Chironomidae diferem entre as fases de seca e cheia, com a seca apresentando maiores valores desse parâmetro.

Além das variações ocorridas entre seca e cheia e entre os anos, entre os meses também é possível observar variação nos parâmetros bióticos e abióticos nos ecossistemas aquáticos. Estudos realizados mostram que a composição das assembleias de Diptera mudam ao longo dos meses estudados (dos Santos; Lopes; dos Santos, 2010). Fierro *et al.* (2021), em um estudo realizado em riachos, apontam para variação taxonômica nas assembleias de macroinvertebrados ao longo dos meses (*e.g.* Chironomidae), com alguns *taxa* sendo mais abundante em determinados meses e apresentando redução nesse parâmetro nos meses seguintes.

Estudos desenvolvidos em reservatórios inseridos na região semiárida do Brasil, tem mostrado que esses ecossistemas são dominados, em sua maioria, por indivíduos da família Chironomidae e pelo molusco não nativo *M. tuberculata*, que por sua vez, apresentam abundâncias superiores aos demais *taxa* encontrados (Callisto *et al.*, 2005; do Nascimento Filho *et al.*, 2019). Ainda, esses ecossistemas apresentam baixa diversidade de espécies (Paiva *et al.*, 2023). Estudos realizados apontam para a dominância do molusco *M. tuberculata*, e que as abundâncias dessa espécie podem variar entre seca e cheia, com *M. tuberculata* representando até 98% da abundância total de indivíduos na seca, contudo, maiores valores de biomassa dessa espécie foram detectados na cheia, com essa mesma espécie sendo dominante em todos os locais amostrados (Medeiros *et al.*, 2018). Beguelli *et al.* (2014), em seu estudo realizado em reservatórios tropicais, mostraram que espacialmente e sazonalmente ocorreu variação, ocorrendo também heterogeneidade nas assembleias de macroinvertebrados sazonalmente e espacialmente. Outros estudos, como Melo e colaboradores (2022), mostram que o estresse hídrico causado pelas secas leva a homogeneização das assembleias de Chironomidae em reservatórios do semiárido Brasileiro.

Contudo, esses estudos estão concentrados em algumas bacias hidrográficas (*e.g.* Bacia Hidrográfica do rio Paraíba e Bacia Hidrográfica do rio Piranhas-Açu) e podem não refletir a realidade dos sistemas inseridos em bacias hidrográficas com todos os rios e riachos não perenes. Deste modo, o presente estudo objetivou compreender como a variação sazonal (entre seca e cheia) e espacial (entre pontos dentro do reservatório) afetam as assembleias de macroinvertebrados bentônicos em um reservatório localizado na região Noroeste do estado do Ceará. Este está inserido na região semiárida, sendo sua malha hidrográfica composta por rios não perenes. Além disso, apresenta grande valor econômico e social para a região,

abastecendo cidades vizinhas. A hipótese testada foi de que as assembleias de macroinvertebrados bentônicos apresentam padrão espacial homogêneo e marcada variação estrutural entre os períodos de seca e cheia. A abundância e a diversidade de espécies são maiores no período de seca porque com a diminuição do volume de água ocorre enriquecimento orgânico e aumento da produtividade primária nos ecossistemas, favorecendo as assembleias de macroinvertebrados.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

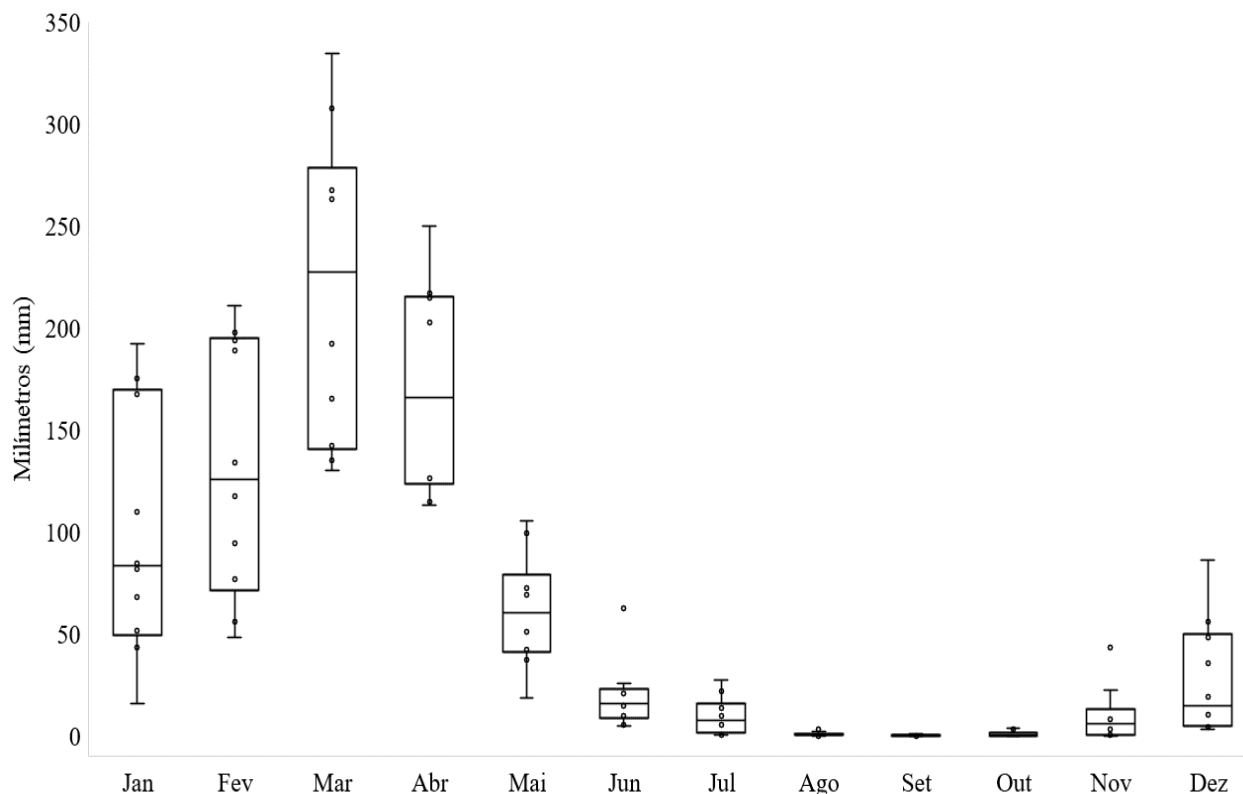
O reservatório Paulo Sarasate (4°12'34,39"S, 40°26'59,33"O), é um dos principais açudes da bacia do rio Acaraú, com volume máximo de 859.533 m³ (Tabela 1). Esta bacia está localizada na região centro-norte do estado do Ceará, com área de drenagem de 14.442,5 km² e com 315 km de extensão no sentido Sul-Norte, drenando 28 municípios cearenses (Brasil, 2016; Ceará, 2021). De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo BSh (semiárido quente), com temperatura média de 29°C e taxas de precipitação irregulares, entre 300 e 800 mm por ano, com o período chuvoso estendendo-se de janeiro a maio (Ceará, 2009) (Figura 1). A bacia do rio Acaraú está integralmente inserida na Região Ecológica da Caatinga, composta por vegetação arbórea, arbustiva densa, arbustiva aberta e áreas de matas úmidas nos brejos de altitude (Ceará, 2010; Brasil, 2017). Os rios dessa bacia são naturalmente não perenes com trechos perenizados artificialmente pela construção de barragens e açudes (Ceará, 2017).

Tabela 1. Caracterização técnica do reservatório Paulo Sarasate.

Bacia hidrográfica	3517,22 km ²
Capacidade máxima	859.533 m ³
Vazão regularizada	9,27 m ³ /s
Comprimento coroamento	1738,24 m
Largura coroamento	7 m
Altura máxima	37 m
Cota sangradouro	153 m
Largura sangradouro	265 m

(Fonte: Portal Hidrológico do Ceará; Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME; Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH). Elaborado pelo autor, 2024.

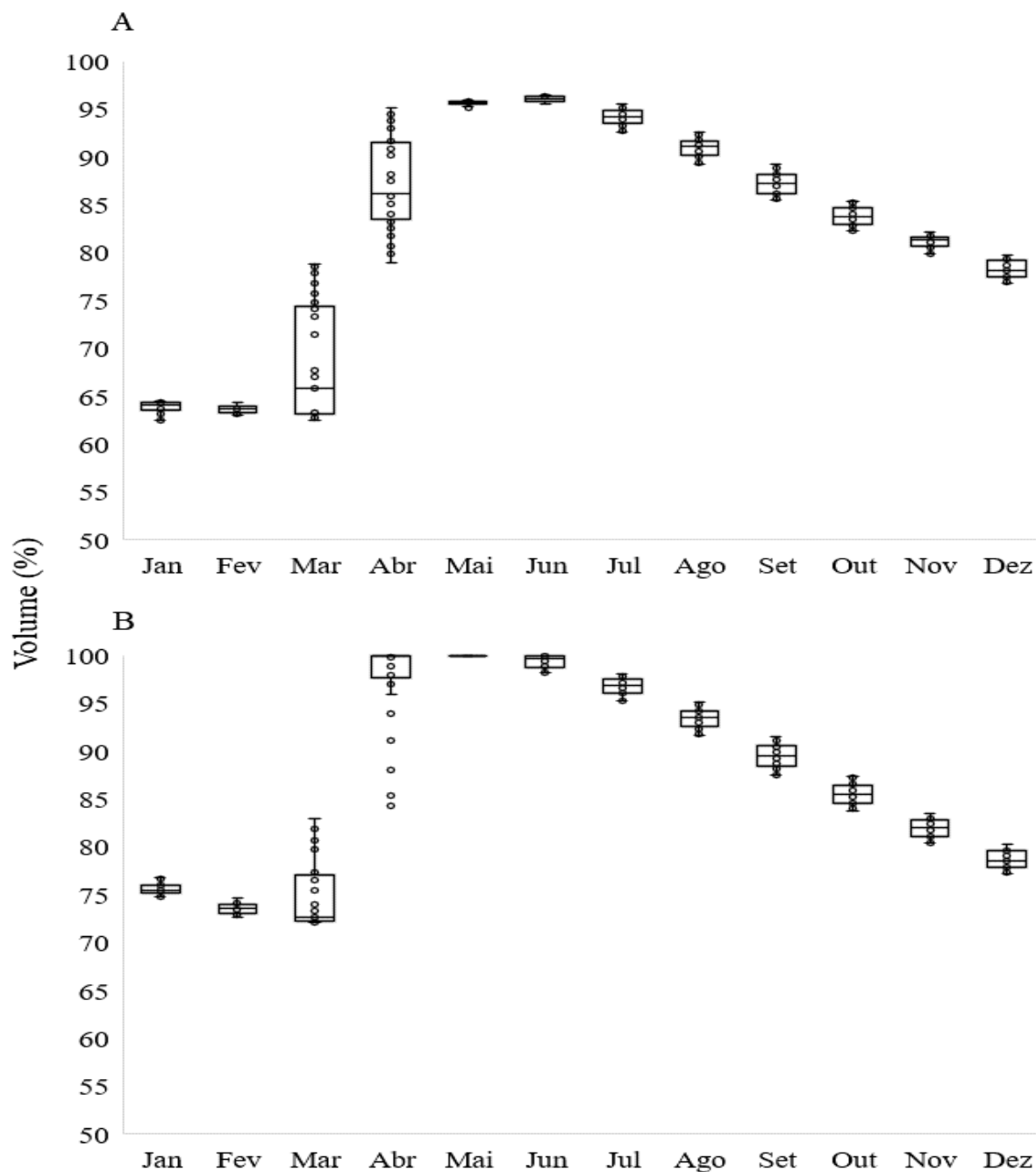
Figura 1. Distribuição das médias mensais do volume de chuva (mm) observado na bacia do rio Acaraú entre os anos de 2014-2023.



Fonte: Portal Hidrológico do Ceará: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME. Elaborado pelo autor, 2024.

Em regiões com regime de chuva sazonal e precipitação irregular, flutuações e mudanças no nível da água de reservatórios podem ser consideradas recorrentes (Dalu *et al.*, 2012). Esses reservatórios podem experimentar níveis de água máximos durante e ao final da estação chuvosa, e mínimos ao final do período de estiagem (Zohary; Ostrovsky, 2011; Dalu *et al.*, 2012). Assim, como os demais reservatórios da região, o reservatório Paulo Sarasate apresentou variações em seu nível de água ao longo dos anos deste estudo, 2022 e 2023 (Figura 2). Com níveis do volume de água acumulada aumentando no mês de março e começando a diminuir no mês de julho.

Figura 2. Distribuição das médias mensais do volume de água (%) do reservatório Paulo Sarasate ao longo dos anos de 2022 (A) e 2023 (B).



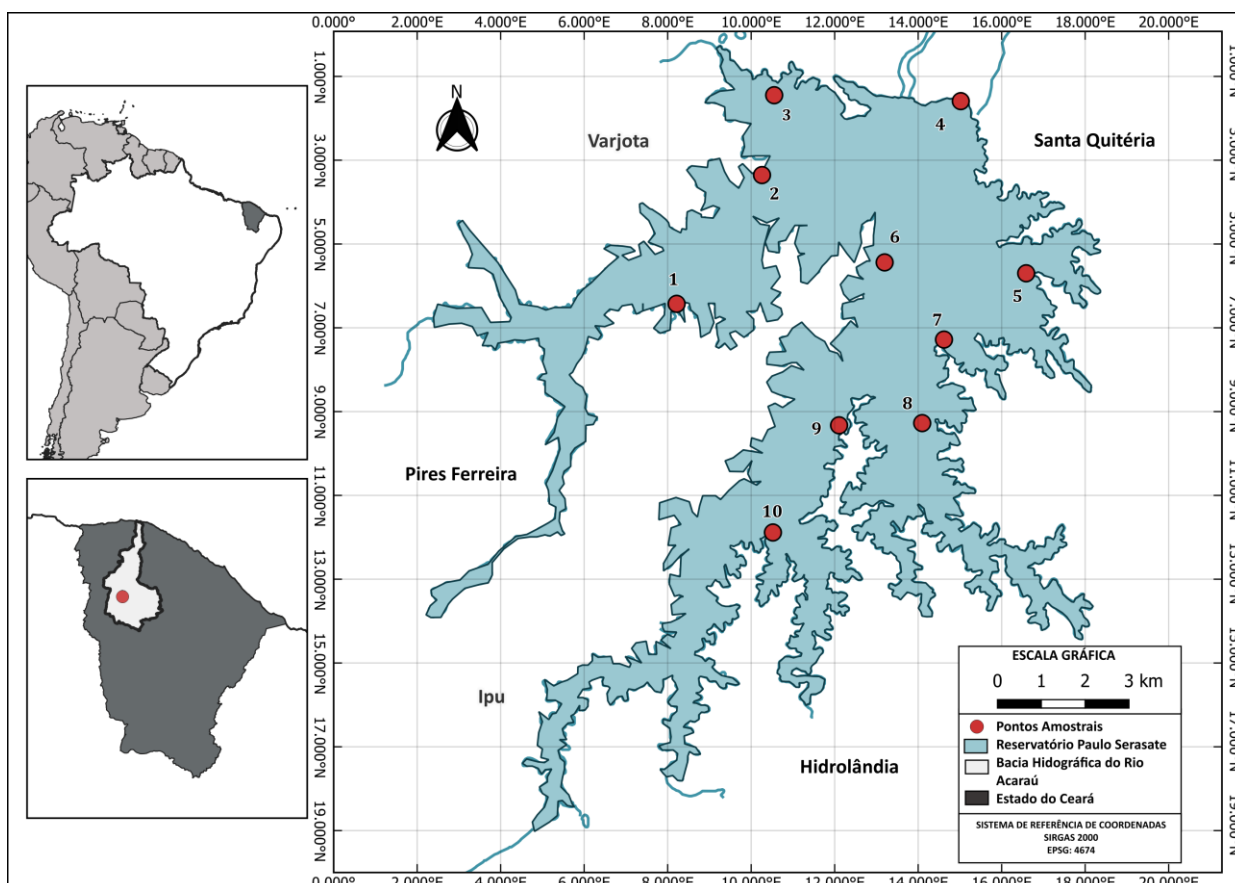
Fonte: Portal Hidrológico do Ceará: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME. Elaborado pelo autor, 2024.

4.2 Delineamento amostral

Ao longo da região litorânea do reservatório foram estabelecidos 10 pontos amostrais, respeitando a distância de cinco metros da margem (Figura 3). Em cada ponto amostral foram mensuradas as variáveis físico-químicas da água e coletados os macroinvertebrados

bentônicos em três meses do período de seca (setembro a novembro de 2022) e três meses do período de cheia (abril a junho de 2023).

Figura 3. Mapa de localização do reservatório Paulo Sarasate com os pontos de amostragem marcados em vermelho e a localização do reservatório no mapa do estado do Ceará.



Autora: Rebecca Reliana Araújo Rodrigues, 2024.

4.3 Amostragem de macroinvertebrados

Para a coleta de macroinvertebrados bentônicos, em cada ponto, amostras de substrato (três réplicas) foram coletadas com o auxílio de uma draga Eckman-Birge (área de 225cm²), totalizando 10 amostras compostas. Em campo, cada amostra foi armazenada em saco plástico, etiquetada e fixada em formol 4%. Em laboratório, as amostras de substrato foram colocadas em bandejas de plástico e adicionada solução salina (água + sal) para auxiliar na flutuabilidade dos espécimes. Para facilitar a visualização dos indivíduos foram usadas luminárias. Os animais foram separados do substrato manualmente. Depois desse procedimento, os indivíduos foram preservados em álcool 70%, contados e identificados até o nível taxonômico mais baixo possível (família, subfamília, gênero e espécie), com o auxílio de estereomicroscópio (aumento de 100x) e chaves taxonômicas (*e.g.* Harrold; Guralnick,

2010; Mugnai; Nessimian; Baptista, 2010; Segura; Valente-Neto; Fonseca-Gessner, 2011; Hamada; Nessimian; Querino, 2014).

4.4 Variáveis ambientais

Em cada ponto amostral, as seguintes variáveis físico-químicas da água foram mensuradas (três réplicas): temperatura (°C), pH, condutividade (mS/cm), e turbidez (NTU) através de um medidor multiparâmetros modelo HANNA-HI98194, a uma profundidade de 20 a 30 cm, e turbidímetro modelo HANNA-HI93703. Em potes de vidro esterilizados e com volumes variados, amostras de água foram coletadas em cada ponto amostral (três potes por ponto) para que os seguintes parâmetros fossem mensurados: amônia (mg/L), fósforo total (mg/L), sólidos totais (mg/L) e oxigênio dissolvido (mgO₂/L). As amostras de água foram fracionadas de acordo com as especificidades de cada variável, resfriadas em caixa térmica e levadas ao Laboratório de Análises Físicas e Químicas de Águas e efluentes e ao Laboratório de Análises Microbiológicas de Água e Efluentes, IFCE *campus* Sobral. Para a realização dessas análises, foram utilizados os seguintes métodos: Amônia (nesselerização direta) Apha (2012); Fósforo total (PT) (método do ácido ascórbico) Apha (2012); Sólidos totais (ST) (método gravimétrico) Apha (2012) e Oxigênio dissolvido (OD) (método de Winkler modificado com azida sódica e manganoso) Apha (2012).

No mês de novembro de 2022, a amostragem das variáveis físico-químicas não pôde ser realizada em campo. Assim, a determinação dos parâmetros nesse mês foi feita totalmente em laboratório (Laboratórios de Análises Físicas e Químicas de Águas e efluentes e ao Laboratório de Análises Microbiológicas de Água e Efluentes, IFCE *campus* Sobral), seguindo os métodos já citados.

Essas variáveis foram mensuradas para testar se ocorria variação desses parâmetros entre os meses e entre as fases de seca e cheia e, também, buscamos observar a influência dessas variáveis sobre a distribuição e composição das assembleias de macroinvertebrados, e se essas assembleias respondem as variações na parâmetros físico-químicos da água, visando buscar explicação para essas respostas.

4.5 Análise de dados

Para observar a variabilidade das assembleias de macroinvertebrados no espaço (entre os pontos amostrais) e no tempo (entre os meses e as fases), a Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) foi realizada. Para verificar quais *taxa* apresentaram as maiores contribuições para a dissimilaridade observada entre os pontos amostrais e entre os

meses dentro de cada fase, a Porcentagem de Similaridade (SIMPER) foi calculada. O teste não-paramétrico de Análise de Similaridades (ANOSIM) foi utilizado para verificar se as diferenças nas assembleias de macroinvertebrados encontradas entre os pontos amostrais, entre os meses dentro das fases e entre as fases foram significativas. Para o nMDS, SIMPER e ANOSIM a medida de distância utilizada foi a de Bray-Curtis.

Para analisar a estrutura das assembleias por meses e por fases, também foram calculados os seguintes descritores ecológicos: Riqueza – número de taxa (S); Abundância – número de indivíduos (N), Índice de Dominância de Simpson (D) (Simpson, 1949):

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n} \right)^2$$

Índice de Diversidade de Shannon (H) (Margalef, 1983):

$$H = - \sum_i \left(\frac{n_i}{n} \right) \ln \frac{n_i}{n}$$

Índice de Equabilidade Pielou (J) (Pielou, 1966):

$$J' = \frac{H'}{H_{max}}$$

E Chao 1 – estimador do número total de espécies (S_1) (Chao, 1987):

$$S_1 = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

Para testar se os descritores ecológicos, considerando os meses e as fases do ciclo hidrológico, eram diferentes, foi utilizado a Análise de variância - ANOVA. As Espécies Indicadoras foram identificadas através do INDVAL, a significância dos valores de indicação foi estimada por 9999 permutações entre meses e entre fases.

Para observar as variações das variáveis físico-químicas entre os meses, foram realizados *boxplots* com as medianas das variáveis já citadas. Para verificar se os parâmetros físico-químicos diferiram, entre os meses e entre as fases, foi utilizada a Análise de variância ANOVA.

Para testar a influência das variáveis ambientais sobre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos foi utilizado uma Análise de Redundância – RDA, essa análise tem como entrada uma matriz de variáveis ambientais e variáveis resposta a essa primeira. Os eixos do gráfico são combinações lineares das variáveis. Para essa análise, os dados das variáveis ambientais foram transformados em $\log(x + 1)$, com exceção da variável pH (Legendre & Legendre 1998). Para as análises uni e multivariadas, os dados de abundância foram transformados em $\log(x + 1)$ para diminuir os possíveis vieses. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software PAST versão 4.09 (Hammer e Ryan, 2001).

5 RESULTADOS

Um total de 16.099 indivíduos foi coletado, sendo 9.190 na fase de seca e 6.909 na fase de cheia. Na seca, estes indivíduos foram distribuídos em quatro classes (Insecta, Gastropoda, Malacostraca e Hirudinida), nove ordens, 14 famílias, 24 gêneros e uma espécie. Na cheia, os *taxa* foram distribuídos em duas classes (Insecta e Gastropoda), sete ordens, 10 famílias e 18 gêneros (Tabela 2) (Apêndice A). Considerando as duas fases, a espécie mais abundante foi *Melanoides tuberculata* (Müller 1774) (n= 11.095), da família Thiaridae, representando 69% do total de indivíduos coletados. Na seca, essa espécie representou 79,6% (n=7.257) e na cheia 55,5% (n=3.838) do total de indivíduos coletados. O gênero *Lymnaea* (Lamarck, 1799) foi o segundo grupo mais abundante (23,9% do total) com 1.396 indivíduos coletados na seca e 2.452 na cheia. O gênero *Aedokritus* (Roback, 1958) foi o terceiro grupo mais abundante na seca (n= 195) e o gênero *Goeldichironomus* (Fittkau, 1965) foi o terceiro mais abundante na cheia (n= 267), ambos pertencentes a família Chironomidae.

A espécie *M. tuberculata* ocorreu em todos os pontos e em todos os meses amostrados nas duas fases, com exceção do mês de abril quando a espécie não foi coletada em cinco dos 10 pontos. O gênero *Lymnaea* ocorreu em todos os pontos e meses amostrados na seca, com exceção de um ponto no mês de novembro, sendo também coletado em 26 dos 30 pontos amostrados na cheia. A família Hydrobiidae e o gênero *Chironomus* (Meigen, 1803) (Família Chironomidae) foram representados por apenas um indivíduo na seca. Os gêneros *Dicrotendipes* (Kieffer, 1913), *Fissimentum* (Cranston & Nolte, 1996) (Família Chironomidae) e *Progomphus* (Selys, 1854) (Família Gomphidae), por sua vez, apresentaram somente um indivíduo na cheia (Tabela 2). Os gêneros *Chironomus*, *Elasmothermis* (Westfall, 1988), *Orthemis* (Hagen, 1861), *Neocordulia* (Selys, 1882), *Caenis* (Stephens, 1835), *Potimirim* (Holthuis, 1954) e a Família Chaoboridae foram exclusivos da seca. Enquanto os

gêneros *Dicrotendipes* (Kieffer, 1913), *Tanytarsus* (Van der Wulp, 1874) (Família Chironomidae) e *Drepanotrema* (P. Fischer & Crosse, 1880) (Família Planorbidae) ocorreram somente na cheia.

Tabela 2. Classificação e abundância mensal dos *taxa* de macroinvertebrados coletados no Reservatório Paulo Sarasate, em 2022: S= setembro, O= outubro e N= novembro; e em 2023: A= abril, M= maio, J= junho. FO = Frequência de ocorrência considerado os pontos amostrais nos meses de seca e cheia.

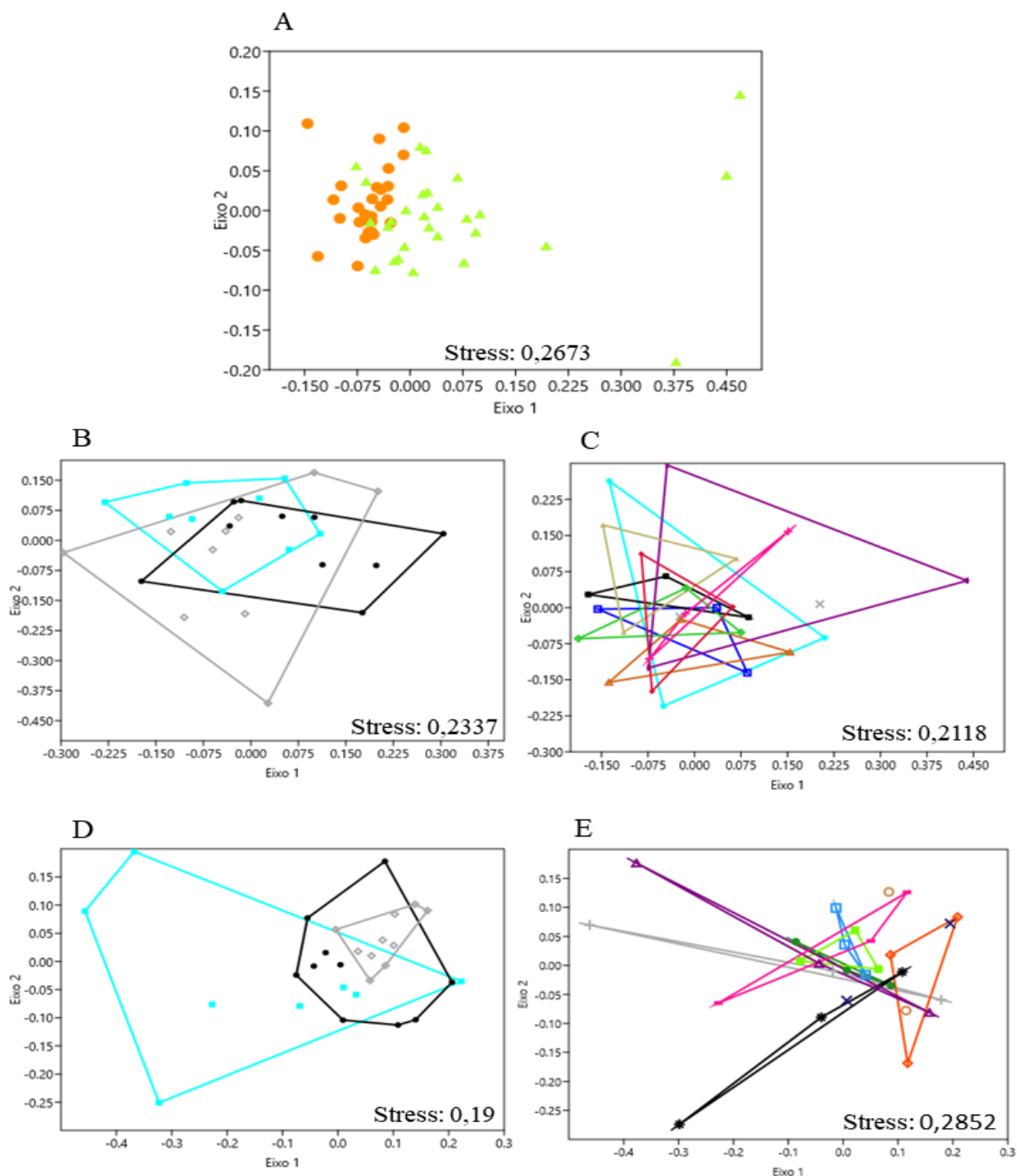
Taxa	Seca				Cheia			
	S	O	N	%FO	A	M	J	%FO
INSECTA								
DIPTERA								
Chironomidae								
<i>Aedokritus</i> (Roback, 1958)	2	27	166	41,38	63	72	0	21,43
<i>Asheum</i> (Sublette, 1983)	1	7	1	17,24	12	43	5	39,29
<i>Coelotanypus</i> (Kieffer, 1913)	13	29	11	41,38	0	1	2	10,71
<i>Dicrotendipes</i> (Kieffer, 1913)	0	0	0	0	1	0	0	3,57
<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	0	1	0	3,45	0	0	0	0
<i>Fissimentum</i> (Cranston & Nolte, 1996)	1	1	4	13,79	1	0	0	3,57
<i>Goeldichironomus</i> (Fittkau, 1965)	6	18	2	34,48	76	144	44	85,71
<i>Tanytarsus</i> (Van der Wulp, 1874)	0	0	0	0	0	7	0	3,57
Chaoboridae (Edwards, 1920)	21	15	10	41,38	0	0	0	0
ODONATA								
Gomphidae								
<i>Aphylla</i> (Selys, 1854)	1	2	2	10,34	0	2	1	10,71
<i>Phyllocycla</i> (Calvert, 1948)	0	1	0	3,45				
<i>Progomphus</i> (Selys, 1854)	1	0	0	3,45	0	1	0	3,57
Libellulidae								
<i>Elasmothemis</i> (Westfall, 1988)	2	0	0	6,90	0	0	0	0
<i>Libellula</i> (Linnaeus, 1758)					0	4	0	10,71
<i>Orthemis</i> (Hagen, 1861)	0	0	1	3,45	0	0	0	0
Corduliidae								
<i>Neocordulia</i> (Selys, 1882)	1	0	0	3,35	0	0	0	0
EPHEMEROPTERA								
Caenidae								
<i>Caenis</i> (Stephens, 1835)	0	1	1	6,90	0	0	0	0
GASTROPODA								
INCERTAE SEDIS								
Thiaridae								
<i>Melanoides tuberculata</i> (Müller 1774)	1,507	3,843	1,907	100,00	278	1,398	2,171	89,29
ARCHITAENIOGLOSSA								
Ampullaridae								
<i>Pomacea</i> (Perry, 1810)	12	37	25	75,86	11	20	18	71,43
HYGROPHILA								
Lymnaeidae								
<i>Lymnaea</i> (Lamarck, 1799)	292	803	301	96,55	1,263	741	448	92,86
Physidae								

<i>Physa</i> (Draparnaud, 1801)	0	6	6	6,90	0	2	3	10,71
Planorbidae								
<i>Antillorbis</i> (H.W Harry & Hubendick, 1964)	3	1	49	17,24	2	21	23	46,43
<i>Biomphalaria</i> (Preston, 1910)	0	0	2	6,90	0	5	0	7,14
<i>Drepanotrema</i> (P. Fischer & Crosse, 1880)	0	0	0	0	1	5	0	10,71
BASOMMATOPHORA								
Ancilidae								
<i>Ferrissia</i> (B. Walker, 1903)	0	1	0	3,45	0	2	0	7,14
LITTORINIMORPHA								
Hydrobiidae (Stimpson, 1865)	0	1	0	3,45	0	0	3	7,14
MALACOSTRACA								
DECAPODA								
Atyidae								
<i>Potimirim</i> (Holthuis, 1954)	0	2	2	10,34	0	0	0	0
HIRUDINIDA	1	1	8	10,34	4	6	12	28,57

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

As assembleias de macroinvertebrados foram diferentes entre as fases estudadas (ANOSIM: $R = 0,24$; $p = 0,0001$) (Figura 4-A). Entretanto, as assembleias não foram diferentes entre os meses (ANOSIM: $R = -0,08056$, $p = 0,9914$) nem entre os pontos (ANOSIM: $R = -0,1128$; $p = 0,9148$) na fase de seca (Figuras 4-B e 4-C). Já na cheia, as assembleias de macroinvertebrados foram diferentes entre os meses (ANOSIM: $R = 0,2323$; $p = 0,0001$), porém, não foi observada diferença entre os pontos (ANOSIM: $R = -0,01246$; $p = 0,5483$) (Figura 4-D e 4-E). Visto que as assembleias não foram diferentes entre os pontos amostrais em nenhuma das fases estudadas, as análises subsequentes foram realizadas para investigar as variações dentro (meses) e entre as fases estudadas (seca e cheia).

Figura 4. Análise de Escalonamento Não-Métrico (nMDS) das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados no reservatório Paulo Sarasate nas fases de seca (setembro a novembro de 2022) e de cheia (abril a junho de 2023). A – Entre fases (seca = laranja e cheia= verde); B - Seca por mês (azul = setembro; preto = outubro e cinza = novembro); C – Seca por ponto; D – Cheia por mês (azul= abril; preto= maio e cinza= junho); E – Cheia por ponto.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Os taxa *M. tuberculata* e *Lymnaea* foram os principais responsáveis pelas diferenças observadas entre os meses de coleta dentro das fases, como também entre as fases (Tabela 3). Todos os outros taxa contribuíram com menos de 10% cada para a diferença entre os grupos analisados (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado do teste SIMPER por meses e por fases mostrando a média de dissimilaridade e a contribuição dos taxa (porcentagem). Dissimilaridade por meses na seca: 44,56; por meses na cheia: 44,47; dissimilaridade total entre fases: 44,89.

Taxa	Seca		Cheia		Fases	
	Por meses		Por meses		Média de dissimilaridade	Contribuição (%)
	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)		
<i>M. tuberculata</i>	30,27	67,36	10,65	23,96	7,86	17,51
<i>Lymnaea</i>	9,959	22,16	7,433	16,71	6,83	15,21
<i>Aedokritus</i>	1,693	3,767	2,996	6,737	3,54	7,89
Chaoboridae	0,7428	1,653	-	-	2,418	5,387
<i>Pomacea</i>	0,5507	1,225	2,753	6,191	3,078	6,856
<i>Antillorbis</i>	-	-	3,372	7,581	2,713	6,043
<i>Coelotanypus</i>	-	-	0,522	1,173	2,171	4,837
<i>Goeldichironomus</i>	-	-	5,369	12,07	6,76	15,05
<i>Physa</i>	-	-	0,691	1,554	0,815	1,816
Anellida	-	-	2,472	5,558	1,728	3,849
<i>Asheum</i>	-	-	3,637	8,178	2,575	5,735
<i>Fissimentum</i>	-	-	-	-	0,484	1,077
<i>Drepanotrema</i>	-	-	0,771	1,733	-	-
<i>Libellula</i>	-	-	0,701	1,577	-	-
<i>Aphylla</i>	-	-	0,567	1,274	0,580	1,292
<i>Tanytarsus</i>	-	-	0,588	1,322	-	-
<i>Biomphalaria</i>	-	-	0,546	1,227	-	-
Hydrobiidae	-	-	0,494	1,111	-	-

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

Os descritores ecológicos foram calculados considerando os meses e as fases (Tabela 4). Nos meses de seca, nenhum dos descritores calculados apresentou diferença significativa. Entretanto, os descritores Riqueza (ANOVA: $F= 3,667$; $p= 0,04$), Dominância (ANOVA: $F= 7,016$; $p= 0,004$) e Shannon (ANOVA: $F= 8,058$; $p= 0,002$) foram diferentes entre os meses

de cheia. Entre fases, a Equabilidade exibiu diferença significativa (ANOVA: $F= 14,64$; $p= 0,003$). Todos os demais descritores calculados não demonstraram diferença entre fases.

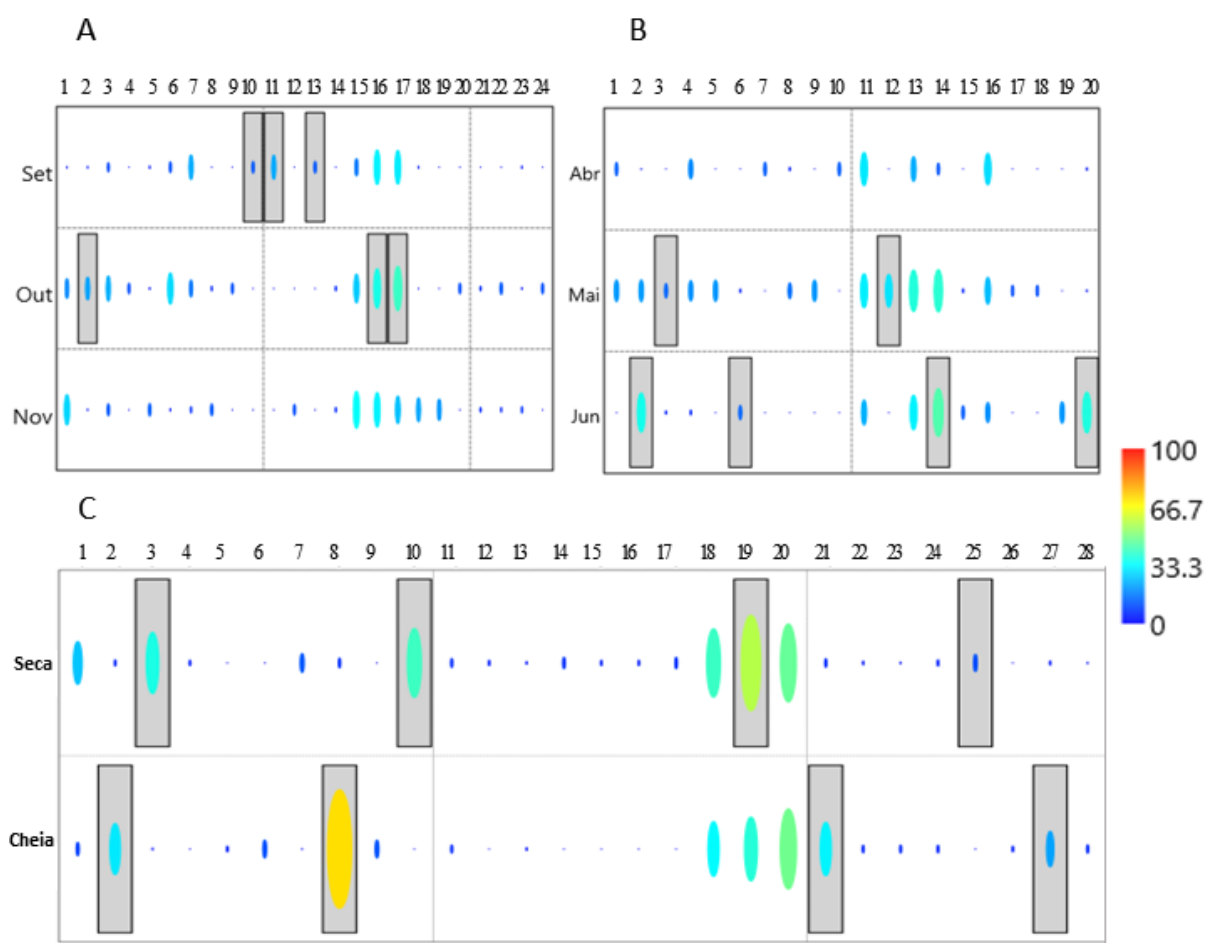
Tabela 4. Médias e (\pm desvio padrão) dos descritores ecológicos calculados por mês e por fase (seca e cheia).

Índice	Meses			Fase	Meses			Fases
	Set	Out	Nov	Seca	Abr	Mai	Jun	Cheia
Riqueza (S)	5,00 \pm 2,12	6,10 \pm 1,79	5,70 \pm 2,91	5,62 \pm 2,29	4,5 \pm 1,69	6,4 \pm 1,43	5,8 \pm 1,40	5,64 \pm 1,64
Abundância (N)	206,78 \pm 137,21	482,50 \pm 363,94	249,80 \pm 231,70	316,69 \pm 283,74	214,13 \pm 407,29	246,50 \pm 233,30	273,00 \pm 233,98	246,71 \pm 282,79
Dominância (D)	0,74 \pm 0,13	0,71 \pm 0,14	0,68 \pm 0,17	0,71 \pm 0,15	0,50 \pm 0,17	0,42 \pm 0,12	0,68 \pm 0,18	0,54 \pm 0,19
Shannon (H)	0,53 \pm 0,21	0,57 \pm 0,19	0,64 \pm 0,30	0,58 \pm 0,24	0,91 \pm 0,32	1,16 \pm 0,22	0,64 \pm 0,32	0,88 \pm 0,35
Equabilidade	0,34 \pm 0,12	0,33 \pm 0,11	0,39 \pm 0,15	0,36 \pm 0,13	0,66 \pm 0,26	0,61 \pm 0,14	0,37 \pm 0,18	0,54 \pm 0,23
Chao-1	5,99 \pm 3,73	7,14 \pm 2,67	6,82 \pm 4,57	6,68 \pm 3,64	4,79 \pm 1,84	6,80 \pm 1,42	6,02 \pm 1,59	5,95 \pm 1,75

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

Nos meses de seca, foi possível observar seis *taxa* como espécies indicadoras (setembro = *Progomphus*, *Elasmothemis* e *Neocordulia*); (outubro = *Asheum*, *M. tuberculata* e *Lymnaea*) (Figura 5 – A). Nos meses de cheia (maio e junho), seis *taxa* foram indicados (maio= *Aphylla* e *Libellula*) e (junho= *Antillorbis*, *Coelotanypus*, *M. tuberculata* e Hirudinida) (Figura 4 – B). Entre fases, oito *taxa* foram apontados como espécies indicadoras (seca = *Coelotanypus*, Chaoboridae, *M. tuberculata* e *Potimirim*) e cheia (*Asheum*, *Goeldichironomus*, *Antillorbis* e Hirudinida) (Figura 5 – C).

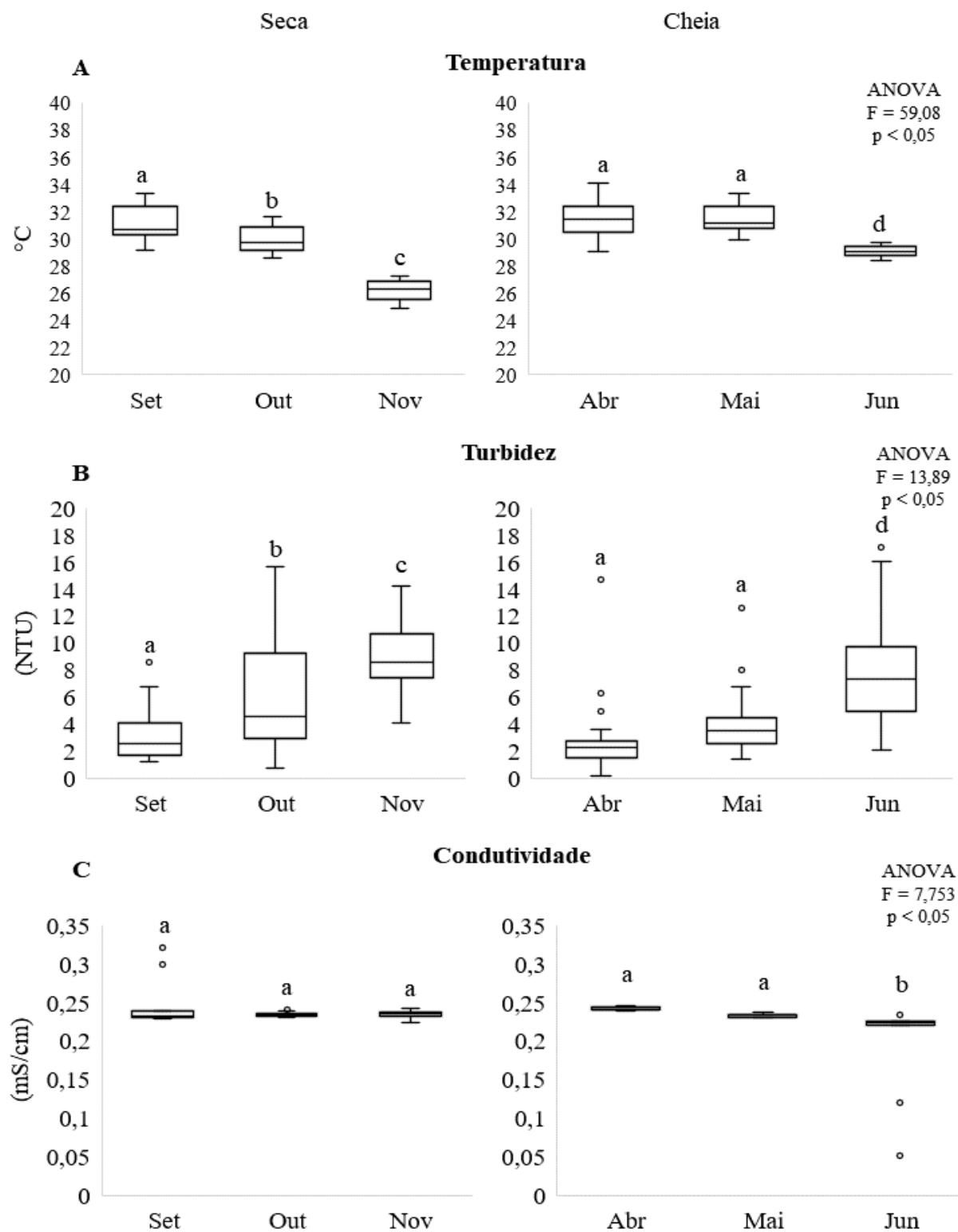
Figura 5. A - Gráfico com as espécies indicadoras nos meses de seca (setembro a novembro)
 A: 2= *Asheum*, 10= *Progomphus*, 11= *Elasmothemis*, 13= *Neocordulia*, 16= *M. tuberculata*, 17= *Lymnaea*; B - Espécies indicadoras por meses de cheia (abril a junho) B: 2= *Antillorbis*, 3= *Aphylla*, 6= *Coelotanypus* 12= *Libellula*, 14= *M. tuberculata*, 20= Hirudinida; C – Espécies indicadoras por fases (seca e cheia) Seca: 3= *Coelotanypu*, 10= Chaoboridae, 19= *M. tuberculata*, 25= *Potimirim*; Cheia: 2= *Asheum*, 8= *Goeldichironomu*, 21= *Antillorbis*, 27= Hirudinida.

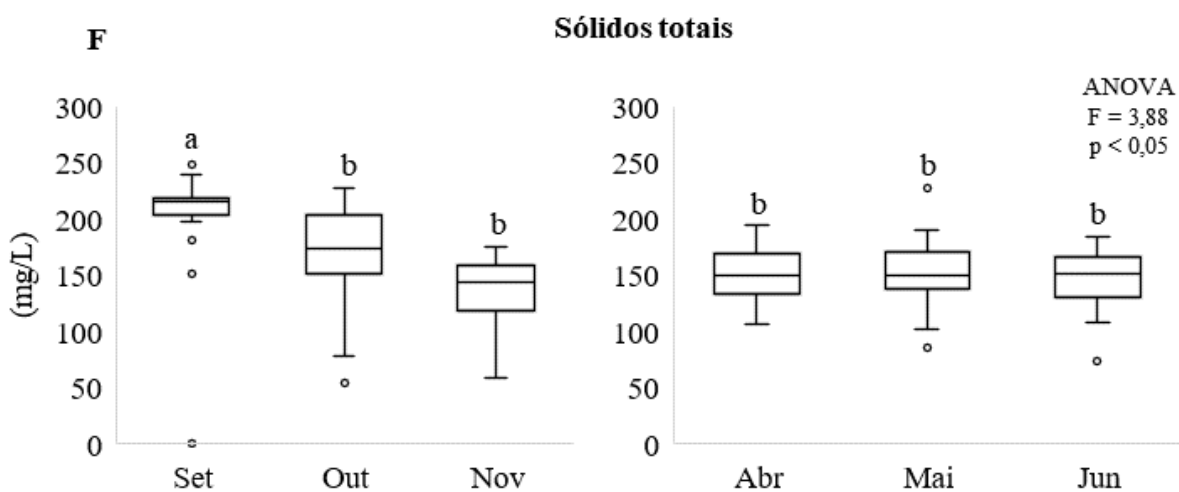
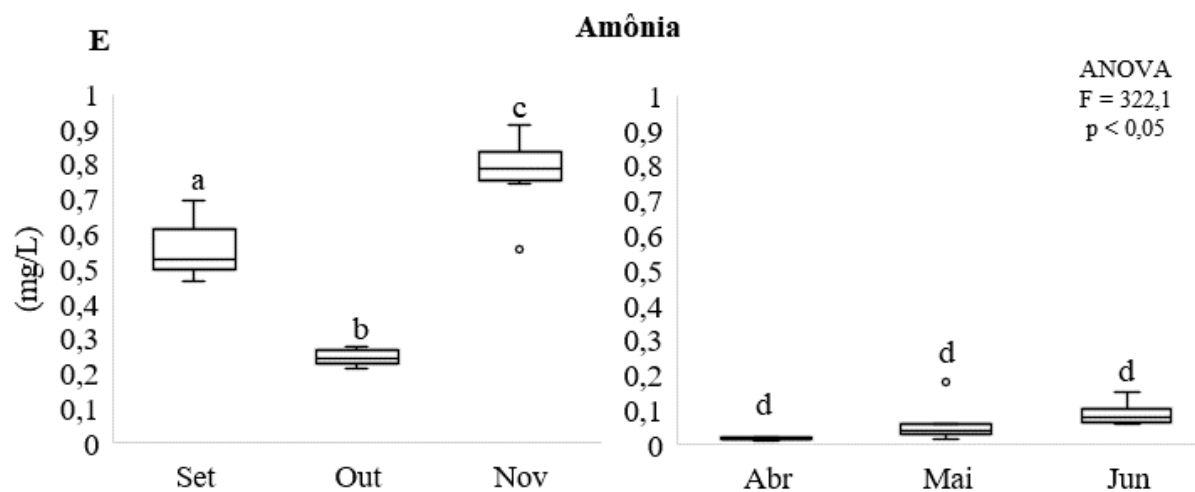
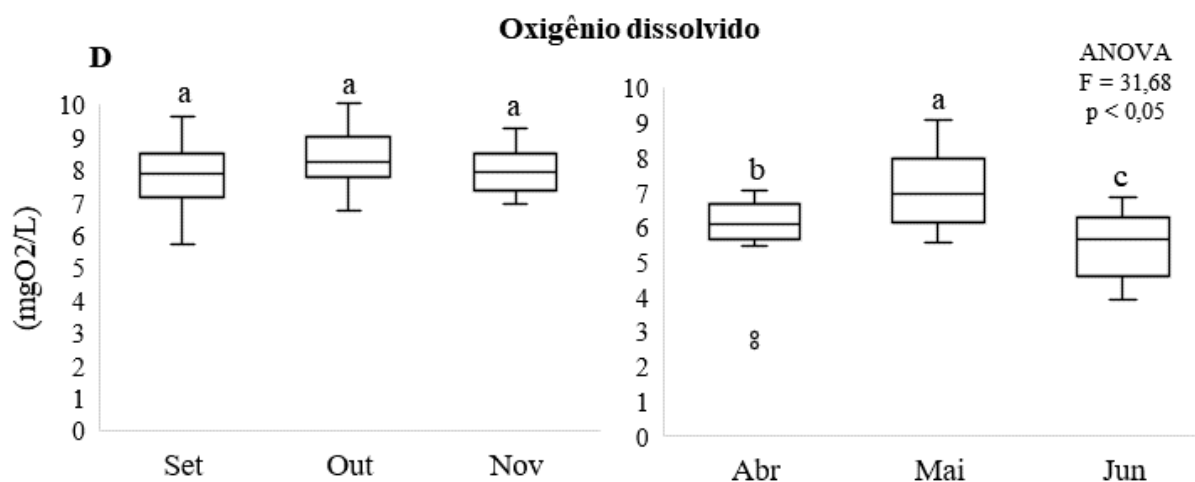


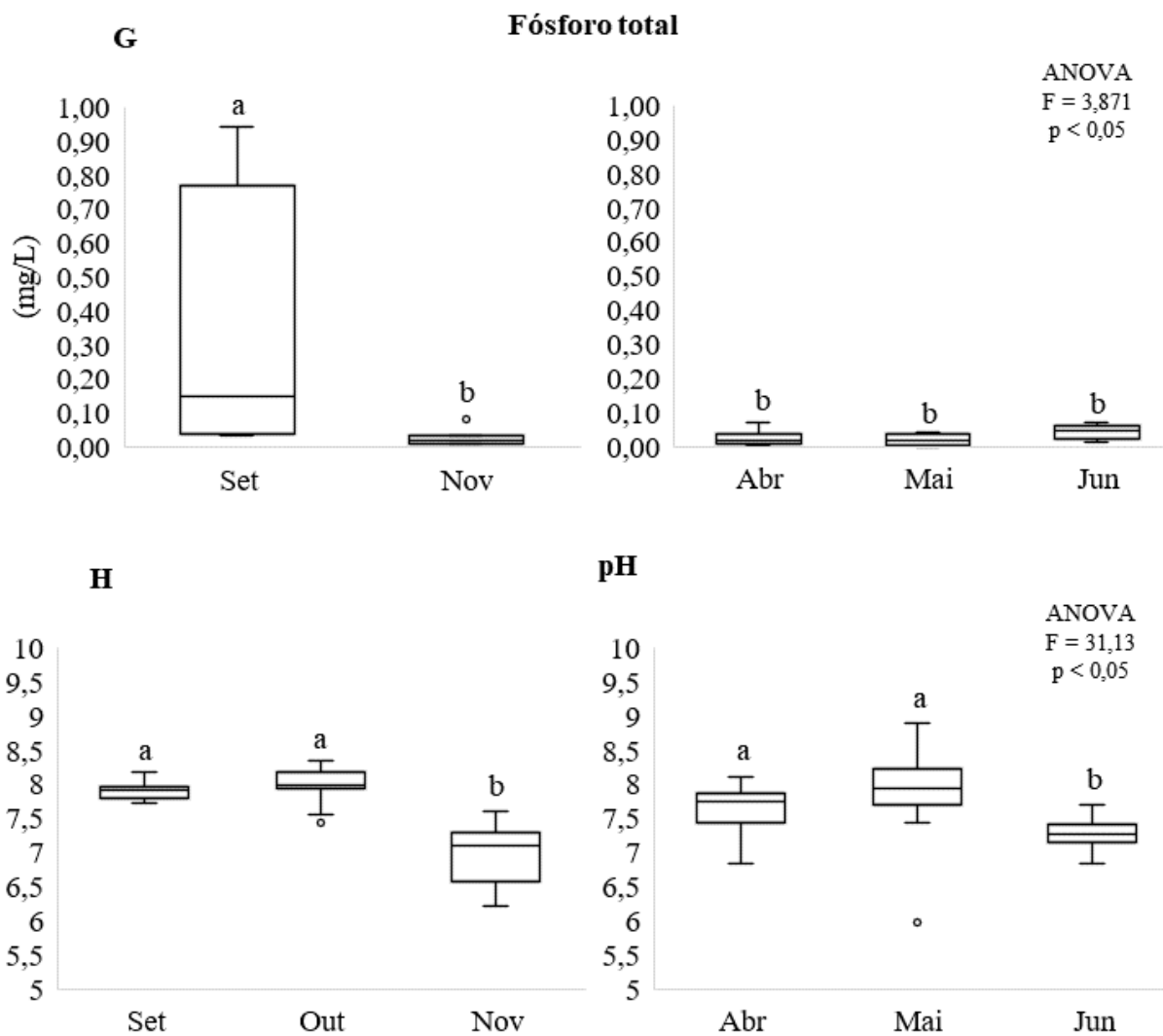
Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

A temperatura variou entre as fases (ANOVA: $F= 9,433$, $p= 0,00252$; $S= 29,83 \pm 1,91$, $C= 30,67 \pm 1,51$) e os meses (ANOVA: $F= 59,08$; $p= <0,05$), com as menores temperaturas sendo registradas no mês de junho (Figura 6-A). A turbidez não foi diferente entre fases (ANOVA: $F= 0,1385$, $p= 0,7103$; $S= 5,32 \pm 3,61$, $C= 5,06 \pm 4,52$), porém apresentou variação entre meses (ANOVA: $F= 13,89$, $p= <0,05$) (Figura 6-B). A condutividade não foi diferente entre as fases (ANOVA: $F= 5,431$; $p= 0,6134$; $S= 0,25 \pm 0,02$, $C= 0,23 \pm 0,02$) e entre os meses, somente junho foi estatisticamente diferente dos demais (ANOVA: $F= 7,753$; $p= <0,05$) (Figura 6-C). O oxigênio dissolvido foi diferente entre as fases (ANOVA: $F= 100,4$, $p= <0,001$; $S= 8,06 \pm 0,87$, $C= 6,08 \pm 1,24$) e entre os meses (ANOVA: $F= 31,68$; $p= <0,05$), com valores mais baixos no mês de junho (Figura 6-D). A amônia variou entre as fases (ANOVA: $F= 115,6$, $p= <0,001$; $S= 0,5 \pm 0,2$, $C= 0,1 \pm 0$) e os meses (ANOVA: $F= 322,1$, $p= <0,05$), com valores mais baixos nos meses de abril, maio e junho (Figura 6-E). Os valores dos sólidos totais não variaram entre fases (ANOVA: $F= 1,43$; $p= 0,2333$; $S= 165,2 \pm 51,9$, $C= 156,1 \pm 49,5$) e a diferença entre meses se deu pelos elevados valores registrados em setembro (ANOVA: $F= 3,88$; $p= <0,05$) (Figura 6-F). O fósforo total não variou entre fases (ANOVA: $F= 2,764$; $p= 0,1063$; $S= 0,12 \pm 0,27$, $C= 0,03 \pm 0,02$) e entre meses, setembro registrou um valor muito superior aos demais meses estudados (ANOVA: $F= 3,871$; $p= <0,05$) e mês de outubro nenhum valor dessa variável foi detectado (Figura 6-G). O pH não apresentou variação entre as fases (ANOVA: $F= 5,895$; $p= 0,016$; $S= 7,79 \pm 0,43$, $C= 7,61 \pm 0,47$), entretanto apresentou diferença entre meses por causa dos baixos valores registrados em novembro e junho (ANOVA: $F= 31,13$; $p= <0,05$) (Figura 6-H).

Figura 6. *Boxplots* das medianas das variáveis físico-químicas do reservatório Paulo Sarasate por meses e valor da ANOVA entre meses. A – Temperatura; B - Turbidez; C – Condutividade; D – Oxigênio dissolvido; E – Amônia; F – Sólidos totais; G – Fósforo total; H – pH.







Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

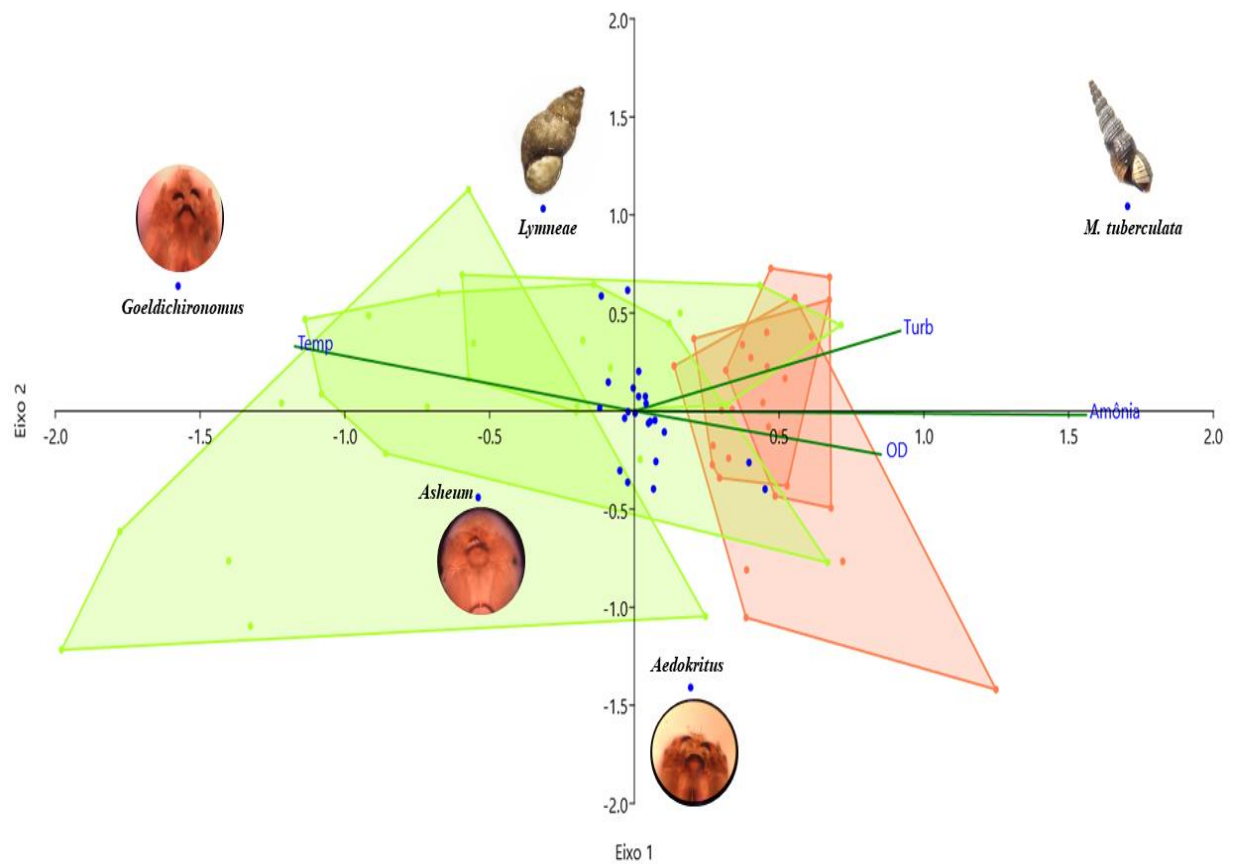
A Análise de redundância – RDA (Tabela 5 e Figura 7) mostrou que as maiores abundâncias do Gastrópode *M. tuberculata* foram associadas a seca e a valores mais altos de turbidez e amônia. Os gêneros *Goeldichironomus*, *Lymnaea*, *Tanytarsus*, *Libellula* e *Drepanotrema* foram associados a fase de cheia e a temperaturas mais altas. O gênero *Coelotanypus* e a família Chaoboridae foram associados a seca e a maiores concentrações de oxigênio dissolvido (Tabela 6).

Tabela 5. Resultado da Análise de Redundância – RDA entre as principais variáveis físico-químicas do reservatório Paulo Sarasate e taxa encontrados e valor dos taxa por eixo. Em negrito os taxa representados na figura 7.

Eixos:	1	2
Eigenvalue:	0,277255	0,074807
%	13,25	3,638
Cumulative:	13,25	16,89
R	0,7434	0,4889
<i>Aedokritus</i>	0,077747	-0,5636
<i>Asheum</i>	-0,21577	-0,17613
<i>Coelotanypus</i>	0,158384	-0,10478
<i>Chironomus</i>	0,001079	-0,00361
<i>Fissimentum</i>	0,041477	-0,04268
<i>Goeldichironomus</i>	-0,63037	0,254974
Chaoboridae	0,180634	-0,15916
<i>Aphylla</i>	0,019434	-0,02476
<i>Dicrotendipes</i>	-0,0134	-0,01433
<i>Drepanotrema</i>	-0,0478	0,005994
<i>Libellula</i>	-0,03602	0,058996
<i>Phyllocycla</i>	0,001079	-0,00361
<i>Progomphus</i>	-0,00865	-0,00125
<i>Elasmothermis</i>	0,015212	0,029849
<i>Orthemis</i>	0,016239	0,015401
<i>Tanytarsus</i>	-0,04566	0,234843
<i>Neocordulia</i>	0,005954	0,029739
<i>Caenis</i>	0,021866	-0,02123
<i>Pomacea</i>	0,026505	-0,15874
<i>M. tuberculata</i>	0,681473	0,417595
<i>Lymnaea</i>	-0,12598	0,412801
<i>Antillorbis</i>	-0,00908	-0,14517
<i>Biomphalaria</i>	-0,02005	-0,12132
<i>Ferrissia</i>	-0,00163	0,046896
<i>Physa</i>	0,02981	-0,10284
<i>Potimirim</i>	0,028459	-0,01868
Annellida	-0,00922	0,246455
Hydrobiidae	0,006053	0,081021

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

Figura 7. Análise de Redundância – RDA realizada com as abundâncias de macroinvertebrados e as principais variáveis físico-químicas mensuradas no reservatório Paulo Sarasate, nas fases de seca (setembro, outubro e novembro de 2022 – cor laranja) e cheia (abril, maio e junho de 2023 – cor verde). As figuras representam os *taxa* com maiores correlações com os eixos principais.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

6 DISCUSSÃO

As assembleias de macroinvertebrados bentônicos responderam a variação sazonal (entre fases), entretanto, espacialmente, as assembleias foram semelhantes ao longo do reservatório, apontando para uma homogeneidade espacial.

Mudanças temporais em ecossistemas aquáticos como disponibilidade de água, tempo de insolação e entrada de matéria orgânica resultam em variações na composição e estruturação das assembleias de macroinvertebrados, mostrando que as assembleias podem variar em função das estações do ano e dentro da mesma estação (Chi *et al.*, 2017). Variações sazonais nas assembleias de macroinvertebrados também foram relatadas por Beghelli e colaboradores (2014) em um estudo realizado em um reservatório subtropical, no qual detectaram abundância e composição taxonômica distinta entre as duas fases estudadas. As variações sazonais também podem ser explicadas pela disponibilidade de recursos no ambiente como nutrientes, abrigo e volume e entrada de água nas diferentes fases. As assembleias são impulsionadas pela quantidade e qualidade de recursos que mudam de acordo com as mudanças sazonais ocorridas no ecossistema. Assim, os *taxa* estão presentes onde e quando as condições ambientais são mais propícias, o que favorece espécies mais adaptadas a tais condições (Baker *et al.*, 2023).

Essas mudanças acabam influenciando nas características e ciclo de vida das espécies, como na reprodução, desenvolvimento e crescimento dos indivíduos. Esse processo pode levar a substituição sazonal de alguns organismos entre fases, enquanto outros podem apresentar uma maior taxa de reprodução (Chi *et al.*, 2017). Callisto *et al* (2005) em seus resultados detectaram mudanças taxonômicas nas assembleias de macroinvertebrados em reservatórios do semiárido, entre seca e cheia. Em seu estudo, algumas espécies aumentaram a abundância (*e.g.* *M. tuberculata*) enquanto outras, sensíveis a variações limnológicas, sofreram redução (*e.g.* Hephemeropteros). Isso se dá porque *taxa* mais resistentes podem substituir os menos resistentes as variações sazonais, e essas mudanças ocorridas sazonalmente podem atuar como filtros ambientais sobre as assembleias, selecionando espécies, como por exemplo o *M. tuberculata*, que acaba sendo bem estabelecido por estarem bem adaptados e tais condições (Mwajengo *et al.*, 2020).

Na fase de seca, as assembleias foram mais similares entre os meses e os maiores valores de abundância total e riqueza foram observados. O maior tempo de fotorrecepção, maior disponibilidade de matéria orgânica acumulada e o menor aporte de água são fatores determinantes para que a estabilidade do ecossistema seja maior nessa fase (Beghelli *et al.*, 2014). No período de estiagem, há também aumento na disponibilidade de alimento em forma

de detritos e matéria orgânica, o que possibilita o suporte de maior diversidade e quantidades de *taxa* (Abílio *et al.*, 2007). A maior disponibilidade de matéria orgânica, em parte, representa maior disponibilidade de alimento, então *taxa* que fazem uso desse recurso podem se sobressair (Abílio *et al.*, 2007), pois as assembleias de macroinvertebrados respondem de forma rápida a distúrbios locais, podendo alterar a estrutura e a composição, ainda alterando a distribuição dos *taxa* (Beghelli *et al.*, 2012). Outros autores como Beghelli *et al.* (2012) e Abílio e colaboradores (2007) também observaram esse padrão em seus estudos em reservatórios, com maiores riquezas sendo detectadas na fase de seca.

Na fase de cheia, as assembleias foram mudando ao longo dos meses (Riqueza, Dominância e Shannon foram diferentes entre os meses de cheia). Isso pode estar associado a maior descarga da água durante o período chuvoso, o que provoca eventos sucessivos de entrada de água e podem levar a perda de espécies por carreamento (Chi *et al.*, 2017).

Espacialmente, os reservatórios oferecem pouca variedade de habitats e recursos e tem condições limitadas, abrigando geralmente os mesmos *taxa* em áreas diferentes (Beisel; Usseglio-Polatera; Moreteau, 2000). Assim, essa pode ser uma possível explicação para a similaridade das assembleias ao longo do reservatório. Segundo Dos Santos *et al.* (2017), fatores locais, como os parâmetros físico-químicos da água (*e.g.* temperatura, pH, oxigênio dissolvido), não sofrem grandes variações espaciais, assim influenciando espacialmente as assembleias. Esses fatores podem determinar a distribuição e composição das assembleias espacialmente ao longo do reservatório.

Outra possível explicação para nossos resultados são as ações antrópicas em reservatórios. Essas ações podem alterar os parâmetros da água e diminuir a heterogeneidade do habitat, o que pode impactar negativamente as assembleias de macroinvertebrados (Hawkins *et al.*, 2015). Em nosso estudo foi possível observar alterações antrópicas como tanques de rede para criação de tilápia, atividades pesqueiras, atividades agropecuárias e deposição de lixo as margens do reservatório. Ações como essas podem afetar negativamente as assembleias aquáticas, agindo como filtros ambientais e selecionando espécies, levando a homogeneização biótica (Liu *et al.*, 2020). Ainda, podem impactar nos parâmetros físico-químico da água, assim, interferindo na composição e distribuição das assembleias de macroinvertebrados (Beghelli *et al.*, 2012). Sendo as ações antrópicas consideradas uma das principais causas de mudanças na estrutura e composição das assembleias aquáticas (da Silva Camargo; Souza; Buranello, 2019).

Neste estudo, foi possível observar que ocorreu variação nos parâmetros físico-químicos da água. As temperaturas mais altas foram registradas nos meses de abril, maio e junho

(cheia), o que também foi relatado por Silva e colaboradores (2009). Araújo e colaboradores (2011) também relataram maiores médias de temperaturas da água em reservatórios tropicais no período chuvoso. O oxigênio dissolvido foi maior na seca, como relatado por Araújo *et al* (2011). Queda nos valores de oxigênio dissolvido na fase de cheia também foi relatado por Almeida e colaboradores (2006). A variação no oxigênio dissolvido também pode estar associada a decomposição de matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes na água (Santi *et al.*, 2012; Woldeab *et al.*, 2018). Essas mudanças se dão de acordo com as mudanças sazonais do ciclo hidrológico. Os períodos de seca e cheia e todas as suas características podem ter efeitos profundos sobre os parâmetros físico-químicos da água em ecossistemas aquáticos (Araújo *et al.*, 2011).

Nossos resultados mostraram que o molusco *M. tuberculata* foi associado a valores mais altos de turbidez e amônia na fase de seca, enquanto os Chironomídeos (*Goeldichironomus*, *Asheum* e *Tanytarsus*) estiveram associados a maiores temperaturas e menores valores de oxigênio dissolvido. As variações dos parâmetros físico-químicos da água influenciam na abundância e distribuição das assembleias de macroinvertebrados (Magbanua *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2019). A dominância do molusco *M. tuberculata* também foi observada em outros estudos realizados no semiárido, como os de Álvaro *et al* (2023) e Callisto *et al* (2005). Os indivíduos da família Chironomidae são possivelmente bem-sucedidos nesses ecossistemas porque apresentam adaptações a esses ambientes, como por exemplo, são resistentes a baixas taxas de oxigênio. Esses indivíduos ainda são capazes de reproduzir-se rapidamente, possuem taxas de dispersão altas, são generalistas e ocupam uma grande gama de nichos, o que pode favorecê-los nos ambientes mais diversos (Abílio *et al.*, 2007; Hanada *et al.*, 2014; da Silva Camargo; Souza; Buranello, 2019). A família Chironomidae ainda, constituem a família mais abundante e diversa entre as famílias de insetos aquáticos presentes em ecossistemas de água doce (Abílio *et al.*, 2007).

A invasão de *M. tuberculata* tem sido relatada em estudos desenvolvidos em reservatórios do semiárido brasileiro (*e.g* Santos; Eskinazi-Sant'anna, 2010; Silva *et al.*, 2019). Esse molusco invasor tem sido considerado um forte competidor dos *taxa* nativos da região semiárida, capaz de excluir indivíduos nativos e agir como facilitador para outras espécies de moluscos (Das Chagas, Barros; Bezerra, 2018; Silva *et al.*, 2019). Este indivíduo é um animal r estrategista, generalista, apresenta reprodução partenogênica, alta tolerância aos fatores ambientais, como as variações sazonais e altas temperaturas, o que os torna muito bem estabelecido nos mais diversos tipos de ecossistemas aquáticos, sobretudo em reservatórios (de Oliveira *et al.*, 2019; Okumura; Rocha 2020; Jovem-Azevêdo *et al.*, 2022). A junção de

alguns desses fatores e de outros como, capacidade de explorar novos ambientes, de suportar grandes variações limnológicas e a falta de predadores naturais, podem contribuir para que esta espécie, que já é considerada invasora no Brasil, tenha sucesso em colonizar e dominar esses ecossistemas, atingindo altas densidades e abundâncias, podendo dessa forma, substituir as populações nativas e levar os ecossistemas a homogeneização biótica (Linares *et al.*, 2017; Almeida; Nascimento Filho; Viana, 2018; de Oliveira *et al.*, 2019). Ainda, abundâncias elevadas desses indivíduos podem levar a menor riqueza de espécies nativas no ecossistema e declínio da biodiversidade local (Linares *et al.*, 2017).

Sendo reservatórios sistemas lênticos, sua colonização é feita por indivíduos que possuem adaptações a águas paradas, por espécies generalistas de ciclo reprodutivo curto e ciclo de vida longo (Molozzi *et al.*, 2013). Weir e Salice (2012) sugerem que o molusco *M. tuberculata* possivelmente é bem-sucedido em habitats perturbados antropicamente, em habitats que sofrem flutuações por secagem e em ambientes que experimentam altas temperaturas, como por exemplo os reservatórios. Dessa forma, diferentes estratégias possibilitam a persistência desse táxon em ambientes que passam por mudanças sazonais tão marcadas como o semiárido brasileiro (Abílio *et al.*, 2006).

A espécie *M. tuberculata* teve sua abundância reduzida na fase de cheia. Isso pode estar associado à preferência dessa espécie por reservatórios com maior período de residência da água. Segundo Álvaro *et al* (2023), em pesquisa desenvolvida em reservatórios no semiárido paraibano, a abundância desse molusco diminuiu de acordo com o aumento do volume de chuva e com o aumento do volume de água armazenada no reservatório.

Em síntese, é possível concluir que as assembleias de macroinvertebrados responderam as variações sazonais, entretanto, as assembleias não respondem as variações espaciais dentro do reservatório. As variações no espaço e no tempo, os fatores ambientais e físico-químicos devem ser levados em consideração ao analisar estrutura, composição, diversidade e distribuição de espécies em um determinado ambiente. Portanto, há a necessidade de realização de estudos de longa duração com assembleias de macroinvertebrados que levem em consideração as variações espaciais (local, regional e global) e sazonais (curto, médio e longo prazo) em ecossistemas da região semiárida brasileira. Assim, será possível o desenvolvimento de estratégias em prol da conservação das espécies e controle de invasão dos ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F. J. P.; FONSECA-GESSNER, A. A.; LEITE, R. L.; DE MELO RUFFO, T. L. Gastrópodes e outros invertebrados do sedimento e associados à macrófita *Eichhornia crassipes* de um açude hipertrófico do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 1, p. 165-178, 2006.
- ABÍLIO, F. J. P.; DE MELLO RUFFO, T. L.; DE SOUZA, A. H. F. F.; DA SILVA FLORENTINO, H.; DE OLIVEIRA JUNIOR, E. T.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Benthonic macroinvertebrates as bioindicators of environmental quality from water bodies of Caatinga. **Oecologia Australis**, v. 11, n. 3, p. 397-409, 2007.
- ÁLVAREZ-CABRIA, M.; BARQUÍN, J.; & JUANES, J. A. Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 370-379, 2010.
- ARAÚJO, F. G.; COSTA DE AZAVEDO, M. C.; LIMA FERREIRA, M. D. N. Seasonal changes and spatial variation in the water quality of a eutrophic tropical reservoir determined by the inflowing river. **Lake and Reservoir Management**, v. 27, n. 4, p. 343-354, 2011.
- APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 22nd Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.
- ALMEIDA, M. M. M.; ALEXANDRE, A. M. B.; ARAÚJO, L. F. P.; FIGUEIREDO, M. C. B.; ROSA, M. F. Influência da sazonalidade na qualidade da água dos reservatórios da bacia do acaraú. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, 2006.
- ALMEIDA, P. R. D. S.; NASCIMENTO FILHO, S. L. D.; VIANA, G. F. S. Effects of invasive species snails in continental aquatic bodies of Pernambuco semiarid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.
- BAKER, N. J.; WELTI, E. A.; PILOTTO, F.; JOURDAN, J.; BEUDERT, B.; HUTTUNEN, K. L.; & HAASE, P. Seasonal and spatial variation of stream macroinvertebrate taxonomic and functional diversity across three boreal regions. **Insect Conservation and Diversity**, v. 16, n. 2, p. 266-284, 2023.
- BARBOSA, J. E. D. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BEISEL, J. N.; USSEGLIO-POLATERA, P.; MORETEAU, J. C. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. **Springer Netherlands**, p. 163-171, 2000.

BEGHELLI, F. G. D. S.; SANTOS, A. C. A. D.; URSO-GUIMARÃES, M. V.; CALIJURI, M. D. C. Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil). **Biota Neotropica**, v. 12, p. 114-124, 2012.

BEGHELLI, F. G. D. S.; SANTOS, A. C. A. D.; URSO-GUIMARÃES, M. V.; CALIJURI, M. D. C. Spatial and temporal heterogeneity in a subtropical reservoir and their effects over the benthic macroinvertebrate community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p. 306-317, 2014.

BRASIL, Comitês de Bacias Hidrográficas - CBH. Disponível em: [HTTP://WWW.CBH.GOV.BR/DATAGRID/GRIDCEARA.ASPX](http://www.cbh.gov.br/datagrid/gridceara.aspx). Acessado em: 26/07/2016.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (Brasil). Reservatórios do Semiárido Brasileiro: Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação: Anexo D / Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2017.

BRASIL, Agência Nacional de Águas e Saneamento – ANA. Qualidade de água em reservatórios. 2020. Disponível em: < chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/http://dspace.ana.gov.br/conhecercerh/bitstream/ana/2205/2/Unidade_2.pdf>. Acesso em 26 de julho de 2023.

BRASIL, Ministério da Integração e do Desenvolvimento. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. 2021. Disponível em: < <https://www.gov.br/dnocs/pt-br/assuntos/noticias/acude-araras-e-gerador-de-riquezas-e-atraco-es-turisticas>>. Acesso em 28 de julho de 2023.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, O. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 229-240, 2005.

CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, p. 783-79, 1987.

CEARÁ. Instituto de Pesquisas e Estratégias Econômicas do Ceará. Texto para discussão n° 56: A influência do clima no desempenho da economia cearense. 2009. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2014/02/TD_56.pdf. Acesso em: 20 de agosto de 2022.

CEARÁ; Secretária de Recursos Hídricos. Plano de gerenciamento das águas da Bacia do Acaraú: síntese do relatório final. 2010. Disponível em: < <https://portal.cogerh.com.br/downloads/category/51-relatorio-final-preliminar-fase>

i?download=157:bacia-do-acarau-relatorio-final-preliminar-fase-i>. Acesso em: 01 de dezembro de 2019.

CEARÁ, SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS. Histórico. 2017. Disponível em: < <https://www.srh.ce.gov.br/historico/>>. Acesso em 25 de junho de 2023.

CEARÁ, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME. Calendário de chuvas. 2020. Disponível em: < <http://www.funceme.br/app-calendarario/mes/ceara/media/2022/12> >. Acesso em 08 de maio de 2023.

CEARÁ, IPECE. Ceará em números. 2021. Disponível em: < <http://www.funceme.br/app-calendarario/mes/ceara/media/2022/12> >. Acesso em 08 de maio de 2023.

CHI, S.; LI, S.; CHEN, S.; CHEN, M.; ZHENG, J.; HU, J. Temporal variations in macroinvertebrate communities from the tributaries in the Three Gorges Reservoir Catchment, China. **Revista chilena de historia natural**, V. 90, p. 1-11, 2017.

COGERH – Companhia de Gestão de Recursos Hídricos. Ficha técnica dos Açudes. Disponível em: < <https://portal.cogerh.com.br/ficha-tecnica-dos-acudes-158/>>. Acesso em 08 de maio de 2023.

DALU, T.; CLEGG, B.; NHIWATIWA, T. Macroinvertebrate communities associated with littoral zone habitats and the influence of environmental factors in Malilangwe Reservoir, Zimbabwe. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, n. 406, p. 06, 2012.

DAS CHAGAS, R. A.; BARROS, M. R. F.; BEZERRA, A. M. Morfometria da concha do gastrópode invasor *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda, Thiaridae). **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 6, n. 1, p. 10-16, 2018.

DA SILVA CAMARGO, P. R.; DE SOUZA, F.; DE ALMEIDA BURANELLO, P. A. Influência de impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados na bacia do baixo Rio Grande. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 643-662, 2019.

DE-CARLI, B. P.; DOVAL, J. C. L.; RODRIGUES, E. H. C.; & POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, p. 666-679, 2017.

DE OLIVEIRA, S. R.; NEVES, E.; MARIANO, E.; MUGNAI, R.; JOHNSON, R. A possible natural dispersal mechanism among juveniles of the bioinvader snail *Melanoides tuberculata* (Thiaridae: Gastropoda) by floatation. **Journal of Conchology**, v. 43, p. 337-343, 2019.

DE MELO, D. B.; DOLBETH, M.; PAIVA, F. F.; MOLOZZI, J. Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semi-arid region. **Science of The Total Environment**, v. 821, p. 153053, 2022.

- DOS SANTOS, R. B.; LOPES, J.; DOS SANTOS, K. B. Distribuição espacial e variação temporal da composição de espécies de borrachudos (Diptera: Simuliidae) em uma microbacia situada no norte do Paraná. **Neotropical Entomology**, v. 39, p. 289-298, 2010.
- DOS SANTOS, W. M.; SOUZA, R. M. S.; DE SOUZA, E. S.; DE ALMEIDA, A. Q.; ANTONINO, A. C. D. Variabilidade espacial da sazonalidade da chuva no semiárido brasileiro. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, p. 368-376, 2017.
- DO NASCIMENTO FILHO, S. L.; DE FRANÇA, E. J.; DE MELO, J.; DO NASCIMENTO MOURA, A. Interactions between benthic microalgae, nutrients and benthic macroinvertebrates in reservoirs from the semi-arid Neotropical region. **Fundam. Appl. Limnol**, v. 19, p. 237-254, 2019.
- FIERRO, P.; HUGHES, R. M.; VALDOVINOS, C. Temporal variability of macroinvertebrate assemblages in a Mediterranean Coastal stream: Implications for bioassessment. **Neotropical entomology**, v. 50, n. 6, p. 873-885, 2021.
- FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Volume Armazenado – Reservatórios. Disponível em < http://www.funceme.br/produtos/script/acudes_e_rios/Boletim_diario_nivel_acudes/>. Acesso em 16 de abril de 2023.
- FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Calendário de Chuvas. Disponível em < <http://www.funceme.br/app-calendario/mes/ceara/media/2022/12>> Acesso em 08 de maio de 2023.
- FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Portal Hidrológico do Ceará. Disponível em < <http://www.hidro.ce.gov.br/>> Acesso em 22 de abril de 2023.
- HARROLD, M. N.; GURALNICK, R. P. Freshwater mollusks of Colorado. **Colorado: Colorado Division of Wildlife**, 2010.
- HAMADA, N., NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014.
- HAWKINS, C. P.; MYKRA, H.; OKSANEN, J.; VANDER LAAN, J. J. Environmental disturbance can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 4, p. 483-494, 2015.
- HAMMER, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA-NETO, J. F.; FEIO, M. J.; FERNANDES, R.; GOMES, W. I. A.; THOMAZ, S. M.; MOLOZZI, J. Modelling the abundance of a non-native mollusk in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, p. 1-15, 2022.

- LI, F.; CHUNG, N.; BAE, M. J.; KWON, Y. S.; PARK, Y. S. Relationships between stream macroinvertebrates and environmental variables at multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 10, p. 2107-2124, 2012.
- LIU, P.; XU, S.; LIN, J.; LI, H.; LIN, Q.; HAN, B. P. Urbanization increases biotic homogenization of zooplankton communities in tropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105899, 2020.
- LI, Z.; TONKIN, J. D.; MENG, X.; LIU, Z.; ZHANG, J.; CHEN, X.; HEINO, J. Seasonal variation in the metacommunity structure of benthic macroinvertebrates in a large river-connected floodplain lake. **Ecological Indicators**, v. 136, p. 108662, 2022.
- MARGALEF, R. *Limnología*. Barcelona: Omega, 1983.
- MAGBANUA, Francis S. et al. Water physicochemistry and benthic macroinvertebrate communities in a tropical reservoir: The role of water level fluctuations and water depth. **Limnologica**, v. 55, p. 13-20, 2015.
- MARQUES, É. T.; GUNKEL, G.; & SOBRAL, M. C. Management of tropical river basins and reservoirs under water stress: experiences from Northeast Brazil. **Environments**, v. 6, p. 6, 62, 2019.
- MEDEIROS, C. R.; AZEVÊDO, E. D. L.; BARBOSA, J. E. D. L.; MOLOZZI, J. Effectiveness of abundance and biomass curves in detecting environmental alterations in semi-arid region reservoirs. **Biota Neotropica**, v. 18, 2018.
- MOLOZZI, J.; FEIO, M. J.; SALAS, F.; MARQUES, J. C.; CALLISTO, M. Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, p. 6591-6606, 2013.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro [Identification manual of aquatic macroinvertebrates of the State of Rio de Janeiro]. **Rio de Janeiro: Livros Técnicos**, 2010.
- MWAIJENGO, G. N.; VANSCHOENWINKEL, B.; DUBE, T.; NJAU, K. N.; BRENDONCK, L. Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical river catchment, northeastern Tanzania. **Limnologica**, v. 82, p. 125-780, 2020.
- OKUMURA, D. T.; ROCHA, O. Life history traits of the exotic freshwater snail *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda, Thiaridae), and its sensitivity to common stressors in freshwaters. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.

- PAIVA, F. F.; DE MELO, D. B.; DOLBETH, M.; MOLLOZZI, J. Functional threshold responses of benthic macroinvertebrates to environmental stressors in reservoirs. **Journal of Environmental Management**, v. 329, p. 116970, 2023.
- LEGENDRE, P.; L. LEGENDRE. Numerical Ecology, 2nd English ed. Elsevier, 853 pp, 1998.
- PIELOU, E.C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, v. 10, p.370-383, 1966.
- ROCHA, R. V.; SOUZA FILHO, F. D. A. D.; & SILVA, S. M. O. D. Análise da Relação entre a Precipitação Média do Reservatório Orós, Brasil-Ceará, e os índices PDO e AMO Através da Análise de Changepoints e Transformada de Ondeletas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, p. 139-149, 2019.
- SANTOS, C. M.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. The introduced snail *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian semiarid northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 1-7, 2010.
- SANTI, G. M.; FURTADO, C. D. M.; DE MENEZES, R. S.; KEPPELER, E. C. Spatial variability of water quality parameters and indicators in the São Francisco stream sub-basin, in Rio Branco, Acre, Brazil. **Ecología Aplicada**, v. 11, n. 1, p. 23-31, 2012.
- SANTANA, H. S.; SILVA, L. C. F.; PEREIRA, C. L.; SIMIÃO-FERREIRA, J.; ANGELINI, R. The rainy season increases the abundance and richness of the aquatic insect community in a Neotropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 144-151, 2015.
- SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature**, V. 163, p. 688, 1949.
- SILVA, A. P. D. S.; DIAS, H. C. T.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, E. Qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Árvore**, 33, 1063-1069, 2009.
- SILVA, E. L. D.; ROCHA, A. J. D.; LEAL, M. F.; SANTOS, O. D.; SOUSA, J. H. D.; SILVA, A. R. V. D.; PINHEIRO, T. G. Freshwater mollusks from three reservoirs of Piauí, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, p. e20190868, 2019.
- WEIR, S. M.; SALICE, C. J. High tolerance to abiotic stressors and invasion success of the slow growing freshwater snail, *Melanoides tuberculatus*. **Biological Invasions**, v. 14, p. 385-394, 2012.
- WEERAKOON, S. N.; CHANDRASEKARA, W. U.; AMARASINGHE, U. S. (2021). Seasonal water-level fluctuations and changes in macro-benthic community structure in

tropical reservoirs: A Sri Lankan case study. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 26 n. 2, p. e12358, 2021.

WOLDEAB, B.; BEYENE, A.; AMBELU, A.; BUFFAM, I.; MERETA, S. T. Seasonal and spatial variation of reservoir water quality in the southwest of Ethiopia. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, p. 1-13, 2018.

ZOHARY, T.; OSTROVSKY, I. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. **Inland waters**, v. 1, n. 1, p. 47-59, 2011.

APÊNDICE A - PRANCHA DE FOTOS DOS PRINCIPAIS TAXA AMOSTRADOS
NESTE ESTUDO

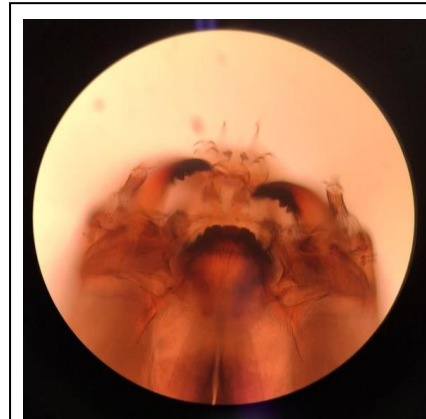
Classe Insecta



Gênero: *Goeldichironomus*



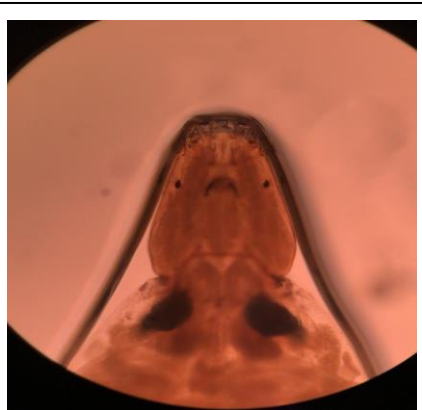
Gênero: *Fissimentum*



Gênero: *Aedokritus*



Gênero: *Asheum*



Gênero: *Coelotanypus*



Gênero: *Phyllocycla*



Gênero: *Aphylla*



Gênero: *Progomphus*



Gênero: *Neocordulia*



Gênero: *Orthemis*



Gênero: *Caenis*

- Classe Gastropoda



Gênero: *M. tuberculata*



Gênero: *Lymnaea*



Gênero: *Antillorbis*



Gênero: *Pomacea*



Gênero: *Biomphalaria*



Família: *Ancylidae*



Gênero: *Physa*



Família: Hydrobiidae

